



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL



CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN PARA EL  
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL UNIDAD DURANGO

PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN DEL  
PATRIMONIO PAISAJÍSTICO

COMPATIBILIDAD DE LOS SERVICIOS AMBIENTALES DE PROVISIÓN Y  
REGULACIÓN EN BOSQUES DEL ECOSISTEMA TEMPLADO-FRÍO

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTOR EN CIENCIAS EN  
CONSERVACIÓN DEL PATRIMONIO PAISAJISTICO

PRESENTA:

M. C. José Carlos Monárrez González

DIRECTORES DE TESIS:

Dr. Gustavo Perez Verdín

Dr. Pedro Joaquín Gutierrez Yurrita

Victoria de Durango, Dgo. Méx., Mayo de 2019



SIP-13-BIS

# INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

## ACTA DE REGISTRO DE TEMA DE TESIS Y DESIGNACIÓN DE DIRECTORES DE TESIS

México, D.F. a 06 de diciembre del 2017

El Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CIIDIR-IPN Durango en su sesión Ordinaria No. 5 celebrada el día 03 del mes de junio conoció la solicitud presentada por el(la) alumno(a):

MONÁRREZ

GONZÁLEZ

JOSÉ CARLOS

Apellido paterno

Apellido materno

Nombre (s)

Con registro: 

B	1	3	0	7	4	0
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante de: Doctorado en Ciencias en Conservación del Patrimonio Paisajístico

1.- Se designa al aspirante el tema de tesis titulado:  
Compatibilidad de los servicios ambientales de provisión y regulación en bosques del ecosistema templado-frío

De manera general el tema abarcará los siguientes aspectos:  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

2.- Se designan como Directores de Tesis a los Profesores:  
Dr. Gustavo Pérez Verdín y Dr. Pedro Joaquín Gutiérrez Yurrita

3.- El trabajo de investigación base para el desarrollo de la tesis será elaborado por el alumno en:  
El CIIDIR-IPN Unidad Durango

que cuenta con los recursos e infraestructura necesarios.

4.- El interesado deberá asistir a los seminarios desarrollados en el área de adscripción del trabajo desde la fecha en que se suscribe la presente hasta la aceptación de la tesis por la Comisión Revisora correspondiente:

Directores de Tesis

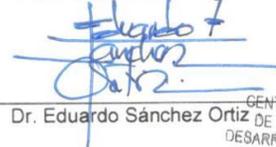
  
\_\_\_\_\_  
Dr. Gustavo Pérez Verdín

Aspirante

  
\_\_\_\_\_  
M. en C. José Carlos Monárrez González

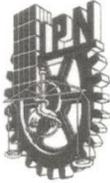
  
\_\_\_\_\_  
Dr. Pedro Joaquín Gutiérrez Yurrita

Presidente del Colegio

  
\_\_\_\_\_  
Dr. Eduardo Sánchez Ortiz



GENTRO INTERDISCIPLINARIO  
DE INVESTIGACIÓN PARA EL  
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL  
C.I.I.D.I.R  
UNIDAD DURANGO  
I.P.N.



SIP-14

## INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

### ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de  siendo las  horas del día  del mes de  del  se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Posgrado de:  para examinar la tesis titulada:  por el (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	Monárrez	Apellido Materno:	González	Nombre (s):	José Carlos
-------------------	----------	-------------------	----------	-------------	-------------

Número de registro:

Aspirante del Programa Académico de Posgrado:

Después de la lectura y revisión individual, así como el análisis e intercambio de opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR**  **NO APROBAR**  la tesis, en virtud de los motivos siguientes: satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

#### Comisión Revisora de Tesis

Dr. Gustavo Pérez Verdín  
Director de Tesis  
8435-EB-12 Colegiado

Dra. María del Socorro González Elizondo  
8263-ED-12 Colegiado

Dra. Celia López González  
8264-ED-12 Colegiado

Dr. Pedro Joaquín Gutiérrez Yurrita  
2° Director de Tesis  
12364-ec-17 Colegiado

Dr. Marco Antonio Márquez Linares  
8432-ED-12 Colegiado

Presidente del Colegio de Profesores

Dr. Eduardo Sánchez Ortiz



GENTRO INTERDISCIPLINARIO  
DE INVESTIGACIÓN PARA EL  
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL  
C.I.I.D.I.R  
UNIDAD DURANGO  
I.P.N.



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**  
**SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

*CARTA CESIÓN DE DERECHOS*

En la Ciudad de Durango, Dgo., el día **31** del mes de **mayo** del año **2019**, el que suscribe **José Carlos Monárrez González** alumno del Programa de **Doctorado en Ciencias en Conservación del Patrimonio Paisajístico**, con número de registro **B130740**, adscrito al **Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Durango. CIIDIR-IPN Unidad Durango**, manifiesta que es el autor intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección del **Dr. Gustavo Pérez Verdín** y del **Dr. Pedro Joaquín Gutiérrez Yurrita** y cede los derechos del trabajo titulado **“Compatibilidad de los servicios ambientales de provisión y regulación en bosques del ecosistema templado-frío”**, al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o directores del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a las siguientes direcciones [monarrez.josecarlos@gmail.com](mailto:monarrez.josecarlos@gmail.com), [guperezv@ipn.mx](mailto:guperezv@ipn.mx) y [pgutierrezv@ipn.mx](mailto:pgutierrezv@ipn.mx). Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

A handwritten signature in blue ink, which appears to read 'Jose Carlos Monarrez Glz.', is positioned above a horizontal line.

**JOSÉ CARLOS MONÁRREZ GONZÁLEZ**

El presente trabajo de investigación cuyo título es “Compatibilidad de los servicios ambientales de provisión y regulación en bosques del ecosistema templado-frío”, se realizó en instalaciones del Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR-IPN) Unidad Durango y el trabajo experimental se desarrolló en el predio particular “Molinillos” del Mpio. de Durango, Dgo., México, bajo la dirección de los Doctores Gustavo Perez Verdín y Pedro Joaquín Gutierrez Yurrita.

*“El que nos encontremos tan a gusto en plena naturaleza proviene de  
que ésta no tiene opinión sobre nosotros”*

***Friedrich Nietzsche***

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología y al Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias por recibir el apoyo y darme la oportunidad de realizar mis estudios de doctorado.

Al Instituto Politecnico Nacional y en especial al Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Durango, por brindarme la oportunidad de formarme en el programa de Doctorado en Ciencias en Conservación del Patrimonio Paisajístico.

Al Dr. Gustavo Perez Verdín, Dra. María del Socorro González Elizondo, Dr. Marco Antonio Márquez Linares, Dra. Celia López González y Dr. Pedro Joaquín Gutierrez Yurrita, por su dirección en la realización de este estudio y compartir su experiencia para el logro de los objetivos y resultados planteados.

Al Sr. Antonio Mancinas Aleman e Ing. Eliseo Sariñana Morales por el apoyo, y permitirme realizar el trabajo experimental dentro de las áreas con manejo forestal del predio particular Molinillos, Mpio. de Durango, Dgo., México.

A la Unidad de Conservación y Desarrollo Forestal “Santiago Papasquiario” por el apoyo en la toma de información de campo, en especial al Ing. Fernando Salazar Jimenez, por brindarme su amistad.

Al Ing. Manuel Cassian Santos por su amistad y valiosos consejos.

## DEDICATORIA

Esta tesis se la dedico a mi Madre, **Ma. Gloria González Gandarilla**, gracias por todo tu esfuerzo y empeño hacia mi persona.

## ÍNDICE GENERAL

<b>RESUMEN .....</b>	<b>ix</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>x</b>
<b>I. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>5</b>
<b>II. ANTECEDENTES.....</b>	<b>9</b>
<b>III. OBJETIVOS .....</b>	<b>16</b>
<b>IV. ARTÍCULO DE REVISIÓN: EFECTO DEL MANEJO FORESTAL SOBRE ALGUNOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LOS BOSQUES TEMPLADOS DE MÉXICO.....</b>	<b>17</b>
<b>V. ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN: BAJA INTENSIDAD DEL MANEJO FORESTAL NO AFECTA LA DIVERSIDAD ARBÓREA, EN BOSQUE DE PINO-ENCINO EN EL NORTE DE MÉXICO. ....</b>	<b>49</b>
<b>VI. ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN: EFECTO DEL MANEJO FORESTAL SOBRE EL RENDIMIENTO DE AGUA EN UN BOSQUE DEL ECOSISTEMA TEMPLADO-FRÍO DE MÉXICO. ....</b>	<b>79</b>
<b>VII. CONCLUSIONES .....</b>	<b>103</b>
<b>VIII. REFERENCIAS .....</b>	<b>106</b>
<b>IX. ANEXO .....</b>	<b>110</b>

## RESUMEN

Los bienes y servicios ecosistémicos son todos aquellos beneficios que obtiene el hombre de la naturaleza. Conocer sus compensaciones, sinergias y relaciones, son de vital importancia para lograr la compatibilidad entre ellos y encaminarse hacia un manejo forestal sustentable. Un reto importante del manejo forestal sustentable, es lograr optimizar la cosecha de madera sin afectar negativamente otros servicios ecosistémicos. El objetivo de esta investigación fue estudiar la relación que existe entre el manejo forestal que actualmente se aplica en bosques de pino–encino y la provision de servicios ecosistemicos como la diversidad arbórea y el rendimiento de agua. Para cumplir con el propósito se realizaron tres trabajos. El primero consistió en una revisión bibliográfica para conocer la información científica generada para los bosques templados de México y analizar el efecto que tiene el manejo forestal en la conservación de la diversidad vegetal, la provisión de madera, la regulación de los flujos del agua y el almacén y secuestro de carbono. El segundo fue evaluar el impacto del manejo forestal sobre la diversidad arbórea; y el tercero fue determinar los cambios del rendimiento de agua como resultado del manejo forestal. Para ello se situó un trabajo experimental en un bosque de pino-encino en el Norte de México, donde se establecieron 15 parcelas en diseño completamente al azar y se aplicaron los tratamientos: manejo intensivo (corta a matarrasa), manejo semi-intensivo (corta de selección, remoción al 59-61%), manejo conservador (corta de selección, remoción del 29-31%) y sin manejo. Las parcelas se midieron dasométricamente y ecológicamente, antes y después de aplicados los tratamientos. Se colocaron aditamentos para medir la precipitación directa, el escurrimiento fustal y la escorrentía superficial. Las parcelas de establecieron en 2015 y las mediciones después de aplicado el tratamiento fueron en 2016. Se concluyó que el escenario con un manejo conservador, con remoción del 29-31% de área basal, es la alternativa más viable para cosechar madera, conservar la diversidad de especies, aumentar el rendimiento de agua y minimizar la erosión por impacto de pérdida de la cobertura vegetal.

## ABSTRACT

Ecosystem services are those benefits that man obtains from nature. Evaluating their compensations, synergies, and relationships are of vital importance to achieve compatibility between them and to move towards a sustainable forest management. An important challenge of sustainable forest management is to optimize timber harvesting without negatively affecting other ecosystem services. The objective of this study was to determine the effect of forest management on the conservation of tree diversity and water yield, in temperate forests. Three investigations were carried out to fulfill the purpose. The first was a literature review to know the scientific information generated for the temperate forests of Mexico and analyze the effect that forest management has on the main ecosystem services: conservation of plant diversity, wood supply, regulation of water flows, and carbon storage and sequestration. The second was to evaluate the impact of forest management on tree diversity, and the third was to determine changes in water yield as a result of forest management. For this, an experimental work was established in a pine-oak forest in Northern Mexico, where 15 randomly-designed plots were constructed with following treatments: intensive management (clearcutting), semi-intensive management (selection, removal at 59-61%), conservative management (selection, removal of 29-31%), and no treatment (control group). The plots were characterized using stand variables and ecological variables, before and after the treatments. Several attachments were placed to measure direct precipitation, streamflow, and surface runoff. The plots were established in 2015 and the measurements after applying the treatment were in 2016. It was concluded that the scenario with conservative management, with the cutting of 29-31% of basal area, is the most viable alternative for harvesting wood, conservation of tree species diversity of species, increase water yield and minimize erosion due to the impact of the loss of vegetation cover.

## I. INTRODUCCIÓN

En México, el ecosistema de bosque templado representa el 17.4% (34 millones de ha) de la superficie continental del país (195 millones de ha) y agrupa al bosque mesófilo de montaña y al bosque de coníferas y latifoliadas (INEGI, 2015). Económicamente, en 2015 generó el 91 % (6 millones m<sup>3</sup> de madera de pino, encino, oyamel y otras coníferas) del total de producción forestal maderable del país, con valor de ocho mil millones de pesos (INEGI, 2016). En términos de diversidad vegetal, los bosques templados contribuyen con alrededor de 10,000 especies, prácticamente una tercera parte de la flora nacional (Sánchez-Velázquez, et. al., 2008). Actualmente se reconocen 49 especies de *Pinus* para México (Gernandt y Pérez-De la Rosa, 2014) y 161 especies de *Quercus* (Valencia, 2004), situando a México como el segundo centro de diversidad mundial de ambos géneros. Con relación a la regulación climática, Torres-Rojo y Guevara (2002) determinaron el potencial de captura de carbono en los bosques templados de México en alrededor de 13.2 miles de millones de t CO<sub>2</sub> por año, lo que representa un 54 % del total nacional (24.5 miles de millones de t CO<sub>2</sub> por año). La cosecha de agua es uno de los principales servicios ecosistémicos del bosque al propiciar la infiltración de agua a los mantos acuíferos. Para los bosques templados se estima en 1.2 billones de m<sup>3</sup> de agua que representan el 25 % del total nacional (4.8 billones de m<sup>3</sup> de agua) (Torres y Guevara, 2002).

Por otra parte, el manejo forestal comprende las decisiones y actividades encaminadas al aprovechamiento, conservación y fomento de los recursos forestales de manera ordenada; procurando satisfacer las necesidades de la sociedad actual y futura (Aguirre-Calderón, 2015). Del manejo forestal elegido y la condición del ecosistema dependerá la capacidad de los bosques para proporcionar ciertos servicios ecosistémicos, modificándose el tipo, magnitud y su combinación relativa; ya que diferentes sistemas de manejo y diversos tipos de ecosistemas conducen a distintos resultados (Sing, Ray y Watts, 2015). En los bosques templados, el manejo forestal para el aprovechamiento de recursos forestales maderables se realiza bajo los enfoques regular e irregular. El manejo regular se caracteriza por tener una cosecha

periódica, determinada por un turno comercial (edad de cosecha del arbolado), donde el bosque se renueva mediante plantación o regeneración natural (Gadow, Sánchez y Aguirre-Calderón, 2004). Contrariamente, el manejo irregular se caracteriza por no tener un turno y realizar el aprovechamiento durante un ciclo de corta (periodo de recuperación del volumen maderable extraído). El manejo forestal involucra la ejecución de un programa de prácticas silvícolas: métodos de regeneración (corta de árboles padre, corta de selección, cortas sucesivas y cortas totales o matarrasa) y todas las actividades de cultivo o tratamientos intermedios (aclareos, reforestaciones, quemas prescritas, cortas de saneamiento, podas, actividades de preparación del sitio, limpia, siembra directa, entre otras), que se han de realizar durante el periodo de administración del bosque. El manejo forestal a través de sus prácticas silvícolas modifica la estructura, composición y diversidad de especies en el bosque (Solís et al., 2006), influyendo directamente en la distribución de las precipitaciones dentro del bosque.

Los ecosistemas forestales tienen un papel esencial en la provisión de servicios ecosistémicos. Los servicios ecosistémicos son los beneficios que las personas reciben de los ecosistemas (incluyendo la regulación del clima, calidad del agua, alimentos, madera, recreación, entre otros (Millenium Assessment Ecosystem [MEA], 2005). Galicia y Zarco (2014) identifican para los bosques templados de México 13 servicios principales, clasificándolos en cuatro categorías: provisión (alimentos, agua, madera, recursos químicos, recursos genéticos, bioenergía y recursos forestales no maderables), regulación (regulación climática, flujo de agua, purificación de contaminantes del aire, [prevención de] erosión del suelo y deslizamientos de tierra, captura de carbono), servicios culturales (comunitarios, recreativos, educativos) y de apoyo al hábitat (producción primaria, formación de suelo). Dos principales servicios ecosistémicos que se generan en el bosque del ecosistema templado frío, se ven afectados directamente por el manejo forestal que se aplica, son: la conservación de la diversidad arbórea y la disponibilidad o rendimiento de agua otros (MEA, 2005).

La relación entre diversidad arbórea y la productividad primaria de los bosques debe tender hacia una relación positiva, donde más diversidad implica un mayor potencial para proveer distintos servicios ambientales y una superior resiliencia después de una perturbación (caso del aprovechamiento maderable, después de aplicado un tratamiento silvícola) (Schuler et al., 2017 y Ammer, 2019). Dependiendo del tipo de tratamiento silvícola y la etapa de sucesión del bosque, se determina el efecto del manejo forestal sobre la diversidad arbórea (Duguid, 2013). Conservar la diversidad arbórea es pues una condición que se puede manipular a través del manejo forestal para mantener productivos los ecosistemas forestales (Seller et al., 2018).

El rendimiento de agua en un ecosistema, a partir de la lluvia, depende principalmente de la cubierta vegetal, que permite la entrada y determina la forma en que se distribuyen las precipitaciones (Bosch & Hewlett, 1982; Carlyle-Moses et al., 2018; Fathizadeh, Hosseini, Zimmermann, Keim, & Darvishi Bolorani, 2017; Llorens & Domingo, 2007). Las características de la cobertura arbórea cambian ya sea por factores naturales o por impacto de las acciones humanas, como los incendios, el sobrepastoreo y el manejo forestal (Callegari, Veltri, Iovino, Ferrari, & Garfi, 2014).

Cabe destacar, que a pesar del creciente interés por la sociedad en el uso de las áreas forestales por conservar la diversidad vegetal y proveer agua; tanto a nivel internacional como en México, son escasos los estudios que evalúan el impacto sobre el rendimiento hidrológico y la conservación de la diversidad arbórea, después de aplicar tratamientos silvícolas a la vegetación arbórea. Así pues, esta falta de información dificulta la adecuación e implementación de alternativas compatibles para un manejo forestal que optimice los recursos hídricos y la conservación de la diversidad con la producción maderable. Así pues, esta falta de información dificulta la adecuación e implementación de alternativas compatibles para un manejo forestal que optimice los recursos hídricos y la conservación de la diversidad con la producción maderable. Es así, como se generó el presente trabajo de investigación que pretende determinar el impacto de diferentes escenarios de manejo forestal, diferenciados por

intensidades de remoción al área basal, sobre los servicios ecosistémicos de conservación de la diversidad arbórea y el rendimiento de agua

## II. ANTECEDENTES

Interpretar el paisaje como reflejo del manejo de los ecosistemas, permite: determinar que impulsores directos e indirectos generaron el paisaje actual, como el paisaje influye en el suministro de bienes y servicios ecosistémicos a la sociedad y como afecta la percepción paisajística de los actores sociales, en las acciones que se promueven y llevan a cabo sobre el paisaje, definiendo la capacidad de los ecosistemas de suministrar servicios ecosistémicos a la sociedad (Swetnam et al., 1999; Sánchez et al., 2011; Bürgi et al., 2015). Además de los cambios estacionales obvios, los servicios ecosistémicos ciertamente están sometidos a una dinámica de largo plazo debido a la historia del paisaje como: (a) cambios en las propiedades del ecosistema (estructuras y procesos), sean ellos por procesos naturales o inducidos por el hombre (por ejemplo, la sucesión natural o cambios de uso de la tierra), (b) la demanda de servicios ecosistémicos, también cambia por factores tales como la dinámica de poblaciones, las innovaciones tecnológicas y cambios socioeconómicos (Bürgi et al. 2015).

“Los ecosistemas y sistemas sociales han co-evolucionado históricamente conformando sistemas sociales adaptados a las dinámicas de la naturaleza o sistemas socio-ecológicos” (Borga et al., 2013). Los servicios ecosistémicos han evolucionado y evolucionan con el tiempo en paisajes dinámicos impulsados por innumerables procesos. La historia del paisaje permite comprender los cambios de los servicios ecosistémicos a través del tiempo, pues la capacidad de los paisajes para producir servicios ecosistémicos y la realización y reconocimiento de estos cambian con el tiempo (Bürgi et al., 2015). El interpretar el paisaje como reflejo del manejo de los ecosistemas, permite: determinar que impulsores directos e indirectos generaron el paisaje actual, como el paisaje influye en el suministro de bienes y servicios ecosistémicos a la sociedad y como afecta la percepción paisajística de los actores sociales, en las acciones que se promueven y llevan a cabo sobre el paisaje, definiendo la capacidad de los ecosistemas de suministrar servicios ecosistémicos a la sociedad (Swetnam et al., 1999; Sánchez et al., 2011; Borga et al., 2013; Bürgi et

al., 2015). Además de los cambios estacionales obvios, los servicios ecosistémicos ciertamente están sometidos a una dinámica de largo plazo debido a la historia del paisaje como: (a) cambios en las propiedades del ecosistema (estructuras y procesos), sean ellos por procesos naturales o inducidos por el hombre (por ejemplo, la sucesión natural o cambios de uso de la tierra), (b) la demanda de servicios ecosistémicos también cambia por factores tales como la dinámica de poblaciones, las innovaciones tecnológicas y cambios socioeconómicos (Bürgi et al. 2015).

Si bien, el reconocimiento explícito de los servicios ecosistémicos es un fenómeno relativamente nuevo, la idea de que los ecosistemas naturales ayudan a apoyar a la sociedad probablemente se remonta a la época en que nuestros antepasados comenzaron a tener las primeras nociones de su entorno. Por ejemplo: Platón entiende que la deforestación de Ática, antigua región de Atenas en la antigua Grecia, condujo a la erosión del suelo y el agotamiento de sus manantiales (Mooney y Ehrlich, 1997). Referencias al respecto se encuentran en textos de culturas orientales como el budismo o el taoísmo y forman parte esencial del bagaje cultural de los grupos indígenas de Mesoamérica así como de los naturalistas de siglo XVIII (Balvanera y Cloter, 2007). Sin embargo, la preocupación moderna por los servicios ecosistémicos se origina en 1864 mediante la publicación *Man and Nature (el hombre y la naturaleza)* de George Perkins Marsh quién fue el primero en contradecir la idea de que los recursos eran infinitos (Mooney y Ehrlich, 1987).

El concepto de servicios ofrecidos por los ecosistemas hacia las poblaciones humanas surge a consecuencia del movimiento ambientalista de las décadas de 1960 y 1970, a raíz de la denuncia de los efectos negativos de la contaminación, la deforestación de bosques, entre otros relacionados a la capacidad del planeta para mantenerse y producir suficientes bienes para la humanidad (Mooney y Ehrlich, 1997; Daily, 1997; Balvanera y Cloter, 2007). El movimiento ambiental se inició con la publicación del libro *Silent Spring (Primavera silenciosa)* de Rachel Carson en 1962 (Mooney y Ehrlich, 1987; Rositano et al., 2012).

Sin embargo, la evolución del tema inicia a partir del año 1970 con el primer documento científico que mencionó el término Servicios Ambientales, el "Study of Critical Environmental Problem". Éste y la conferencia sobre Medio Humano de 1972, fueron los primeros espacios en los cuales se hizo un esfuerzo por identificar la relación entre el ser humano y su impacto en el medio ambiente. No obstante, es el periodo comprendido entre los años de 1997 y 2005 como de mediatización de los conceptos (Mora et al., 2012). Calificando el año 1997 como la fecha en que surge más claramente el concepto de servicios ambientales en los medios académicos con las publicaciones de Daily (1997a) "Nature services, Societal depende on natural ecosystem" y de Constanza y otros científicos (1997) "The value of world's ecosystem services and natural capital". La primera publicación trata la comprensión actual de un conjunto de servicios ecosistémicos, su origen, una evaluación preliminar de su valor económico, la descripción de los servicios prestados por muy importantes biomas (servicios ecosistémicos marinos, de agua dulce, bosques del mundo y praderas) y ejemplifica casos de estudio. Entre muchas de sus conclusiones, resalto la siguiente: "es la protección de los servicios ecosistémicos la más sabia inversión económica que la humanidad podría hacer". La segunda publicación enfatiza el papel que juegan los ecosistemas en el mantenimiento de los sistemas al soporte de la vida en el planeta y su relación directa o indirecta con el bienestar humano. Ellos calculan el valor económico de 17 servicios que son proveídos por los 16 biomas, estimando para toda la biosfera un valor en el rango de 16 a 54 trillones de dólares por año, con un promedio de 33 trillones de dólares anuales, lo cual es el doble del producto bruto global del planeta considerado en 18 trillones de dólares (Balvanera et al., 1997). De acuerdo con Rositano et al., (2012), fue en 1997 a partir de una publicación oficial de la Sociedad Norteamericana de Ecología conocida como "Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems" (Servicios ecosistémicos: beneficios que la sociedad recibe de los ecosistemas naturales), que el estudio científico de los servicios ecosistémicos se incrementó de manera exponencial, hasta nuestras fechas.

Durante la década de 1980 a 1990, se tuvieron avances en las ciencias ecológicas, la economía de los recursos naturales y otros campos, pero estos nuevos avances aparecían pobremente reflejados en las discusiones de políticas sobre los ecosistemas (Mora, et al. 2012). En 1998, reconociendo estas deficiencias, un panel de 40 científicos líderes preparó un borrador de evaluación internacional “Proteger nuestro Planeta, Asegurar nuestro Futuro: Vínculos entre las Cuestiones Ambientales Globales y las Necesidades Humanas”, publicado por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), la Administración Nacional de la Aeronáutica y del Espacio (NASA), y el Banco Mundial. Es así como la propuesta específica de una Evaluación de los Ecosistemas del Milenio surge en el Instituto de Recursos Mundiales (WRI) en reunión sobre los planes para el Informe sobre los Recursos Mundiales publicado bienalmente por el WRI, el PNUMA, el Banco Mundial y el PNUD. Luego en 1999 el Comité Directivo finalizó los arreglos organizacionales y financieros básicos de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA) (Millennium Ecosystem Assessment), revisó y aprobó la propuesta formal que fue sometida al Fondo para el Medio Ambiente Mundial, la Fundación de las Naciones Unidas y otros donantes. Fue así que la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA) fue convocada por el Secretario General de las Naciones Unidas Kofi Annan en el año 2000. Iniciada en 2001 y finalizada en 2005. La MEA tuvo como objetivo evaluar las consecuencias de los cambios en los ecosistemas para el bienestar humano y las bases científicas para las acciones necesarias para mejorar la conservación y el uso sostenible de los mismos, así como su contribución al bienestar humano. La MEA involucró el trabajo de más de 1,360 expertos de todo el mundo. Sus conclusiones, contenidas en cinco volúmenes técnicos y seis informes de síntesis, proporcionan una valoración científica de punta sobre la condición y las tendencias en los ecosistemas del mundo y los servicios que proveen (tales como agua, alimentos, productos forestales, control de inundaciones y servicios ecosistémicos) y las opciones para restaurar, conservar o mejorar el uso sostenible de los ecosistemas (MEA, 2005).

Las principales conclusiones de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio, fueron:

- En los últimos 50 años, los seres humanos han transformado el ecosistema más rápido y extensamente que en ningún otro período de tiempo comparable de la historia humana, en gran parte para resolver las demandas rápidamente crecientes de alimento, agua dulce, madera, fibra y combustible. Esto ha generado una pérdida considerable y en gran medida irreversible de la diversidad de la vida sobre la Tierra (MEA, 2005).
- Los cambios realizados en los ecosistemas han contribuido a obtener considerables ganancias netas en el bienestar humano y el desarrollo económico, pero estos beneficios se han obtenido con crecientes costos consistentes en la degradación de muchos servicios ecosistémicos, un mayor riesgo de cambios no lineales, y la acentuación de la pobreza de algunos grupos de personas. Estos problemas, si no se los aborda, harán disminuir considerablemente los beneficios que las generaciones venideras obtengan de los ecosistemas (MEA, 2005).
- La degradación de los servicios ecosistémicos podría empeorar considerablemente durante la primera mitad del presente siglo y ser un obstáculo para la consecución de los Objetivos de Desarrollo del Milenio (MEA, 2005).
- El desafío de revertir la degradación de los ecosistemas y al mismo tiempo satisfacer las mayores demandas de sus servicios puede ser parcialmente resuelto en algunos de los escenarios considerados por la MEA, pero ello requiere que se introduzcan cambios significativos en las políticas, instituciones y prácticas, cambios que actualmente no están en marcha. Existen muchas opciones para conservar o fortalecer servicios específicos de los ecosistemas de forma que se reduzcan las elecciones negativas que nos veamos obligados a hacer o que se creen sinergias positivas con otros servicios ecosistémicos (MEA, 2005).

El balance final de la MEA es que la actividad humana está ejerciendo una presión tal sobre las funciones naturales de la Tierra que ya no puede darse por seguro que los ecosistemas del planeta vayan a mantener la capacidad de sustentar a las

generaciones futuras. Al mismo tiempo, la evaluación muestra que, con las acciones apropiadas, es posible revertir la degradación de muchos servicios ecosistémicos en los próximos 50 años, pero que los cambios requeridos en las políticas y en la práctica son sustanciales y no están en curso en la actualidad (MEA, 2005). Es a partir de ese proceso, donde ocurre la estabilización del concepto de servicios ecosistémicos y sus distintos tipos, tal y como se le conoce actualmente, extendiéndose a las esferas académicas y políticas (Mora et al., 2012).

Posterior a la iniciativa de Evaluación de Ecosistemas del Milenio (2001-2005), entre 2007 y 2010, una segunda iniciativa internacional se llevó a cabo por el Programa Ambiental de la ONU, se llamó la Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad (TEEB) (Fundamentos de Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad [TEEB], 2010). El informe de Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad fue adoptado extensivamente por los medios de comunicación, por lo que los servicios ecosistémicos tuvieron un público más amplio, lo que influyó en su uso a diferentes esferas de las sociedades a nivel mundial (Costanza et al., 2014).

En la literatura no existe un claro consenso entre la diferencia conceptual de los términos Servicios Ambientales y Servicios Ecosistémicos, tampoco se refleja explícitamente el origen de uno y otro (Mora et al., 2012). Según Balvanera y Cloter (2007), los términos “servicios ecosistémicos” y “servicios ambientales” pueden ser utilizados indistintamente, aunque difieren en su contexto. Cuando usamos el primero queremos enfatizar el hecho de que es el ecosistema, es decir el conjunto de organismos, condiciones abióticas y sus interacciones, el que permite que los seres humanos se vean beneficiados. En cambio el término “servicios ambientales” se ha utilizado principalmente entre tomadores de decisiones y otorga más peso al concepto de “ambiente” o “medio ambiente” en el cual no se explicitan las interacciones necesarias para proveer dichos servicios.

El concepto de servicios ecosistémicos permite hacer un vínculo explícito entre el estado y funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano. Esta relación

puede ser directa o indirecta, y los seres humanos pueden o no estar conscientes de su existencia (Balvanera y Cloter, 2007). La Evaluación de Ecosistemas del Milenio (2003), presenta una definición meramente antropocéntrica y muy simple: “Los servicios que prestan los ecosistemas son los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas”; donde se pone especial atención a los vínculos que hay entre los servicios ecosistémicos y el bienestar humano. Esta definición es actualmente la más conocida y utilizada a nivel mundial.

### III. OBJETIVOS

#### General

Evaluar la relación de las prácticas de manejo forestal sobre los principales servicios ecosistémicos, conservación de la diversidad arbórea y rendimiento de agua, en bosques del ecosistema templado-frío de México.

#### Específicos

Conocer la información científica generada para los bosques templados de México y analizar el efecto que tiene el manejo forestal sobre algunos servicios ecosistémicos (conservación de la diversidad vegetal, la provisión de madera, la regulación de los flujos del agua y el almacén y secuestro de carbono).

Evaluar el impacto del manejo forestal sobre la diversidad arbórea en un bosque del ecosistema templado-frío de México.

Estimar los cambios en el rendimiento de agua como resultado del manejo forestal en un bosque del ecosistema templado-frío de México.

#### IV. ARTÍCULO DE REVISIÓN: EFECTO DEL MANEJO FORESTAL SOBRE ALGUNOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LOS BOSQUES TEMPLADOS DE MÉXICO.

##### **Effects of forest management on some ecosystem services in temperate forest ecosystems of Mexico**

##### **Resumen**

Un elemento clave para favorecer un manejo forestal sustentable es conocer las compensaciones, sinergias y relaciones de los servicios ecosistémicos (SE) generados por los bosques. Este estudio tuvo como objetivo describir la relación entre el manejo forestal y algunos servicios ecosistémicos, en particular la conservación de la diversidad vegetal, producción de madera, regulación de los flujos del agua y el secuestro y almacenamiento de carbono en bosques templados de México. Se revisaron varias bases de datos bibliográficas para encontrar los estudios más relacionados con estos temas, compilándose 57 trabajos. El manejo forestal se materializa a través de prácticas que incluyen aclareos, cortas de regeneración, selección y otros tratamientos complementarios. De manera general, el manejo forestal impacta de forma positiva el abastecimiento de madera (materia prima) y el secuestro/almacén de carbono. Tiene un efecto variable en la conservación de la diversidad vegetal y negativo en el abastecimiento de flujos de agua, al menos al inicio de la intervención silvícola. El impacto y resiliencia del ecosistema depende de la escala espacial y temporal de la perturbación. La identificación, cuantificación y evaluación de las interacciones de los SE en los bosques templados de México, puede ayudar a los tomadores de decisiones a minimizar los impactos posibles del manejo forestal sobre los servicios ecosistémicos.

**Palabras clave:** flujos de agua; diversidad vegetal; secuestro y almacén de carbono, producción de madera; prácticas silvícolas.

## **Abstract**

A key element to favour sustainable forest management is to know the trade-offs and synergy relationships of ecosystem services generated by forests. The purpose of this study was to describe the relationship between forest management and some ecosystem services, namely plant diversity, timber production, regulation of water flows, and carbon sequestration in temperate forests of Mexico. Several bibliographic databases were reviewed to find the publications related with those themes, eventually compiling 57 studies. The forest management applied is materialized through silvicultural practices that includes thinning, regeneration, and selection cuts. In general, forest management has a positive impact on the provision of wood (raw material) and carbon sequestration. It has a variable effect on the conservation of plant diversity and it is negatively correlated with the flow of water, at least at the beginning of the silvicultural intervention. The impact and resilience of the ecosystem depends on the spatial and temporal scale of the disturbance. The identification, quantification, and evaluation of SE interactions in temperate forests of Mexico could help decision makers to understand and minimize the potential impacts of forest management on ecosystem services.

**Keywords:** water flows; plant diversity; carbon sequestration, wood production, silvicultural practices.

## **Introducción**

La definición de ecosistema, visto como “un sistema compuesto de procesos físicos, químicos y biológicos que operan como parte de una unidad espacio-temporal” inicia desde que Tansley (1935) diera a conocer el término y Lindeman (1942) propusiera estudiar las interacciones entre los organismos para comprender su dinámica temporal de largo plazo. A consecuencia de los movimientos ambientalistas de la década de 1970, se reconocen los bienes y servicios ofrecidos por los ecosistemas a las poblaciones humanas y es mediante las publicaciones de Daily (1997) y Constanza et al. (1997) que se conceptualiza el término de servicios ecosistémicos (SE). Estos se

definen como “aquellos beneficios que la población obtiene de los ecosistemas” (MEA [Millennium Ecosystem Assessment], 2005).

Galicia y Zarco (2014) identifican para los bosques templados de México 13 servicios principales, clasificándolos en cuatro categorías: provisión (alimentos, agua, madera, recursos químicos, recursos genéticos, bioenergía y recursos forestales no maderables), regulación (regulación climática, flujo de agua, purificación de contaminantes del aire, [prevención de] erosión del suelo y deslizamientos de tierra, captura de carbono), servicios culturales (comunitarios, recreativos, educativos) y de apoyo al hábitat (producción primaria, formación de suelo).

Los ecosistemas forestales proveen de manera simultánea, dinámica y compleja una gran diversidad de SE (alimentos, madera, regulación climática, calidad del aire, agua, recreación, entre otros) (Bennett, Peterson y Gordon, 2009; Rodríguez et al., 2006). El comprender cómo se relacionan entre sí y cómo son afectados por el manejo forestal representa un gran reto para los técnicos forestales. La relación entre el manejo forestal y los SE puede ser de compensación, de sinergia, o de no afectación. Mientras la compensación ocurre cuando un SE se reduce como consecuencia de incrementar el uso de otro, la sinergia implica que ante un incremento en un bien o servicio no se afecta o se afecta positivamente la provisión de otros SE (Haines-Young y Potschin, 2015; Bennett et al., 2009; Lee y Lautenbach, 2016; Rodríguez et al., 2006).

Por otra parte, el manejo forestal comprende las decisiones y actividades encaminadas al aprovechamiento, conservación y fomento de los recursos forestales de manera ordenada; procurando satisfacer las necesidades de la sociedad actual y futura (Aguirre-Calderón, 2015). Del manejo forestal elegido y la condición del ecosistema dependerá la capacidad de los bosques para proporcionar ciertos SE, modificándose el tipo, magnitud y su combinación relativa; ya que diferentes sistemas de manejo y diversos tipos de ecosistemas conducen a distintos resultados (Sing, Ray y Watts, 2015). En los bosques templados, el manejo forestal para el aprovechamiento de recursos forestales maderables se realiza bajo los enfoques regular e irregular. El

manejo regular se caracteriza por tener una cosecha periódica, determinada por un turno comercial (edad de cosecha del arbolado), donde el bosque se renueva mediante plantación o regeneración natural (Gadow, Sánchez y Aguirre-Calderón, 2004). Contrariamente, el manejo irregular se caracteriza por no tener un turno y realizar el aprovechamiento durante un ciclo de corta (periodo de recuperación del volumen maderable extraído). El manejo forestal involucra la ejecución de un programa de prácticas silvícolas: métodos de regeneración (corta de árboles padre, corta de selección, cortas sucesivas y cortas totales o matarrasa) y todas las actividades de cultivo o tratamientos intermedios (aclareos, reforestaciones, quemas prescritas, cortas de saneamiento, podas, actividades de preparación del sitio, limpia, siembra directa, entre otras), que se han de realizar durante el periodo de administración del bosque.

Generalmente, los dueños de bosque tienen un interés alto en los SE con beneficios económicos inmediatos. Como consecuencia, el manejo forestal tradicional tiene como objetivo principal aumentar la producción de madera y su rentabilidad económica, restando importancia a otros servicios (Aguirre-Calderón, 2015; Galicia y Zarco-Arista, 2014; Torres-Rojo et al., 2016).

En México, el ecosistema de bosque templado representa el 17.4% (34 millones de ha) de la superficie continental del país (195 millones de ha) y agrupa al bosque mesófilo de montaña y al bosque de coníferas y latifoliadas (INEGI, 2015). Económicamente, en 2015 generó el 91 % (6 millones m<sup>3</sup> de madera de pino, encino, oyamel y otras coníferas) del total de producción forestal maderable del país, con valor de ocho mil millones de pesos (INEGI, 2016). En términos de diversidad vegetal, los bosques templados contribuyen con alrededor de 10,000 especies, prácticamente una tercera parte de la flora nacional (Rzedowski, 1991).

Actualmente se reconocen 49 especies de *Pinus* para México (Gernandt y Pérez-De la Rosa, 2014) y 161 especies de *Quercus* (Valencia, 2004), situando a México como el segundo centro de diversidad mundial de ambos géneros. Con relación a la

regulación climática, el total de carbono por hectárea almacenado en bosques de coníferas (*Pinus spp.*) y bosques de hoja ancha (*Quercus spp.*) en México, se estima en 179 y 153 t ha<sup>-1</sup> respectivamente (Masera, Ordóñez y Dirzo, 1997). Torres-Rojo y Guevara (2002) determinaron el potencial de captura de carbono en los bosques templados de México en alrededor de 13.2 miles de millones de t CO<sub>2</sub> por año, lo que representa un 54 % del total nacional (24.5 miles de millones de t CO<sub>2</sub> por año). La cosecha de agua es uno de los principales servicios ecosistémicos del bosque al propiciar la infiltración de agua a los mantos acuíferos. Para los bosques templados se estima en 1.2 billones de m<sup>3</sup> de agua que representan el 25 % del total nacional (4.8 billones de m<sup>3</sup> de agua) (Torres y Guevara, 2002).

Los estudios de ecosistemas forestales templados y sus SE, particularmente en temas de productividad y calidad del bien y servicio ecosistémico generado, son muy escasos, las implicaciones de sus resultados poco conocidas y por ende rara vez son considerados en la elaboración y ejecución de programas y planes de manejo forestales (Galicia y Zarco-Arista, 2014). El objetivo del presente estudio fue hacer una revisión de los trabajos que se han desarrollado en bosques templados de México (BTM) y que han analizado el efecto que tiene el manejo forestal sobre muchos SE. En este caso, los SE que se incluyeron fueron la conservación de la diversidad vegetal, la provisión de madera (materia prima), la regulación de los flujos del agua y el secuestro de carbono. Éstos fueron seleccionados debido a que son los mejor estudiados, y a su influencia en el bienestar de la sociedad y su papel en el sostenimiento de los ecosistemas de los BTM. En este trabajo se pretende responder las preguntas de investigación siguientes: ¿Cuál es el efecto o impacto del manejo forestal sobre los SE del bosque templado? y ¿Cómo es la relación de los SE, en un contexto de manejo forestal en los bosques templados?. Se espera que esta investigación ayude a los manejadores forestales a entender las relaciones de compensación (trade-offs), entre manejo y SE, ya que por carecer de información, algunas acciones de manejo pueden tener como consecuencia resultados no deseados (Rodríguez et al., 2006); por otra parte se espera fomentar la relación de sinergia en los casos de SE que ameriten qué?.

## **Materiales y Métodos**

Se revisó la literatura relacionada con el manejo forestal (MF) y sus efectos en los cuatro servicios ecosistémicos mencionados anteriormente. La revisión se limitó a los ecosistemas de BTM, dada su importancia forestal maderable. La búsqueda de información científica fue hecha usando las bases de datos de Thomson Reuters (Web of Science), Elsevier (Scopus, Science Direct), Springer (SpringerLink), Wiley (Wiley Online Library) y sitios Web (SciELO, REDALYC, DIALNET, Google Scholar, JURN), la recopilación abarca de enero de 1980 a febrero de 2017. Los criterios de selección fueron: (a) ser un estudio del ecosistema forestal templado de México y (b) que proporcione información útil sobre el efecto o impacto del manejo forestal sobre los SE a través de prácticas silvícolas. En estos trabajos se identificó la principal relación de la práctica silvícola sobre cada SE (positiva, negativa o nula). La revisión se organizó en tres partes: la primera da un contexto general de las investigaciones realizadas; la segunda describe y discute los efectos de las prácticas de manejo forestal por SE, y la última aporta conclusiones sobre esta revisión.

## **Resultados y discusión**

De la revisión realizada, se recopilaron 57 publicaciones. Por servicio ecosistémico, los manuscritos se distribuyeron en provisión de madera (42% del total), conservación de la diversidad vegetal (35%), almacenamiento y secuestro de carbono (18%), y regulación de flujos de agua (5%). Las prácticas silvícolas estudiadas incluyeron corta de árboles padre (AP), aclareo (ACL), corta de selección (CS), corta de matarrasa o corta total (CT), quema prescrita (QP), barbecho (B), acomodo de desperdicios (AD), siembra directa (S), reforestación con planta (REF) y limpia (L). Las prácticas silvícolas mejor estudiadas (90% de las investigaciones) fueron AP, CS, ACL y QP (Tabla 1). Los trabajos publicados en revistas y medios de difusión, destacaron en cantidad a partir del año 2003 (Figura 1).

Tabla 1. Investigación en México relacionada con los efectos del manejo forestal, sobre los cuatro tipos de bienes y servicios ecosistémicos en bosques templados de México.

Referencia	Ubicación geográfica	escala espacial	Tipo de bosque	Tratamiento silvícola <sup>1</sup>	Colecta datos	de	Servicio ecosistémico	Componente	Efecto <sup>2</sup>
Razo-Zárate et al. (2013)	Hidalgo	Local	oyamel-encino-pseudotsuga	N <sup>3</sup>	14 años		Carbono	Almacén	+
Buendía-Rodríguez et al. (2015)	Edo. México	de Local	pino-oyamel-encino pino	CS	53 años		Carbono	Almacén	+
Soriano-Luna et al. (2014)	Hidalgo	Local	pino	AP-CL-ACL	1-22 años		Carbono	Almacén	+
Acosta-Mireles et al. (2009)	Tlaxcala	Local	oyamel-pino, pino-oyamel, pino	AP,CS	N <sup>3</sup>		Carbono	Almacén	+
Pacheco-Aquino et al. (2014)	Oaxaca	Local	pino-encino	CS-AP-ACL-CT	8 años		Carbono	captura	+
Figueroa (2010)	Edo. México	de Local	pino	AP-CT	3 a76 años		Carbono	Captura	+
Solís et al. (2014)	Durango	Local	pino-encino	AP-ACL-CS	N <sup>3</sup>		Carbono	Suelo	+
Pérez-Ramírez et al. (2013)	Michoacán	Regional	oyamel pino-encino	AP-CS	16 y 25 años		Carbono	Suelo	-
Saynes et al. (2012)	Oaxaca	Regional	pino-encino	CS	1-20 años		Carbono	Suelo	-
Luis-Mejía et al. (2007)	Michoacán	Local	pino-encino	REF	5-20 años		Carbono	Suelo	+
Aparicio (2009)	Oaxaca	Local	pino-encino	AP-CS	12 años		Diversidad	Bromelias	=
Leyva-López et al. (2010)	Oaxaca	Local	pino-encino	AP	15 años		Diversidad	Arbórea	+
Alanís-Rodríguez et al. (2008)	Nuevo León	Local	pino-encino	REF-AD	10 años		Diversidad	Arbórea	+
Alanís-Rodríguez et al. (2010)	Nuevo León	Local	encino-pino	REF-AD	10 años		Diversidad	Arbórea	+
Castellanos-Bolaños et al. (2008)	Oaxaca	Local	pino	AP-CS	10-15 años		Diversidad	Arbórea	=
Graciano (2001)	Durango	Regional	pino-encino	AP-ACL-CS	10-15 años		Diversidad	Arbórea	-
Valdés et al. (2003)	Oaxaca	Local	pino-encino	AP-QP	5 años		Diversidad	Ectomicorrizas	-
Villanueva-Jiménez et al. (2006)	Oaxaca	Local	pino-encino	CS	10-12 años		Diversidad	Hongos	-
Valdés et al. (2009)	Oaxaca	Local	pino-encino	AP-QP	6 años		Diversidad	Ectomicorrizas	-
Alfonso-Corrado et al. (2014)	Oaxaca	Local	pino	AP-REF	1,5 y 18 años		Diversidad	Genética	=
Hernández-Salas et al. (2013)	Chihuahua	Local	pino-encino	CS	10 años		Diversidad	Arbórea	-

Referencia	Ubicación geográfica	escala espacial	Tipo de bosque	Tratamiento silvícola <sup>1</sup>	Colecta de datos	de	Servicio ecosistémico	Componente	Efecto <sup>2</sup>
Luna-Bautista (2014)	Oaxaca	Local	pino-encino	AP-ACL-CS	12-15 años		Diversidad	Arbórea, arbustiva herbácea	y -
Luna-Bautista et al. (2015)	Oaxaca	Local	pino-encino	AP-ACL-CS	12-15 años		Diversidad	Arbórea, arbustivo herbáceo	y -
Solís et al.(2006)	Durango	Local	pino-encino	CS-ACL	> 5 años		Diversidad	Arbórea	=
Corral et al. (2005)	Tamaulipas	Local	liquidámbar-encino carya-encino	CS	15 años		Diversidad	Arbórea	-
Espinoza-Martínez et al. (2008)	Ciudad de México	Local	pino	QP	2-3 años		Diversidad	Sinecología	+
Ramírez (2006)	Oaxaca	Regional	pino-encino	AP-CS	10-12 años		Diversidad	Arbórea	=
Hernández-López (2007)	Oaxaca	Regional	pino-encino	AP-ACL-CS	14-17 años		Diversidad	Arbórea	-
Wolf (2005)	Chiapas	Regional	pino-encino	AP-CS	20-25 años		Diversidad	Epífitas	-
Jiménez et al. (2014)	Oaxaca	Local	pino-encino	AP-ACL-REF-CS	20 años		Diversidad	Epífitas	-
Pavón et al. (2012)	Hidalgo	Local	pino	CS	3 años		Madera	Raíces	=
Negreros y Snook (1984)	Oaxaca	Local	pino-encino	CS	20 años		Madera	Productividad	+
Armendáriz y Tena (2004)	Chihuahua	Local	pino	ACL	3-14-17 años		Madera	Productividad	+
Vázquez (2015)	Nuevo León	Local	pino	ACL	Monte bravo		Madera	Productividad	+
Sánchez (2016)	Nuevo León	Local	pino	ACL	Monte bravo		Madera	Productividad	+
Castelán-Lorenzo y Arteaga (2009)	Hidalgo	Local	pino	AP	5-10 años		Madera	Regeneración	+
Valdés et al. (2006)	Oaxaca	Local	pino-encino	AP-QP	14 años		Madera	Raíces	=
Pérez et al. (2007)	Tlaxcala	Regional	oyamel-pino pino-oyamel pino	AP-MT	6,7 y 14 años		Madera	Regeneración	+
Goche-Télles et al. (2003)	Puebla	Regional	pino-encino	ACL	5 años		Madera	Productividad	+
Valdés et al. (2004)	Oaxaca	Local	pino-encino	AP-ACL-QP	3-5 años		Madera	Fitopatígeno	-
Rodríguez et al. (2010)	Oaxaca	Local	pino	ACL	9-15 años		Madera	Productividad	+
Núñez-López (2015)	Chihuahua	Regional	pino-encino	AP-ACL	10,20 y 30 años		Madera	Productividad	+

Referencia	Ubicación geográfica	escala espacial	Tipo de bosque	Tratamiento silvícola <sup>1</sup>	Colecta datos	de	Servicio ecosistémico	Componente	Efecto <sup>2</sup>
Flores et al. (2010)	Jalisco	Local	pino-encino	QP	1-3 años		Madera	Quemas	+
Vera-Vilchis y Rodríguez (2007)	Edo. México	Local	pino	QP	2 años		Madera	Quemas	+
Hernández-Díaz et al. (2008)	Durango	Regional	pino-encino	AP-ACL-CS	Anualidades 1995-1996		Madera	Productividad	=
Chacón (1983)	Chihuahua	Local	pino-encino	AP	2-3 años		Madera	Regeneración	+
Chacón et al. (1998)	Chihuahua	Local	pino-encino	AP	2-3 años		Madera	Regeneración	+
Bello et al. (2014)	Michoacán	Local	pino-encino	QP-B-L-S	2 a 11 meses		Madera	Regeneración	+
Ramírez et al. (2015)	Oaxaca	Local	pino-encino	AP-QP	2 años		Madera	Regeneración e	+
Valencia (1992)	Jalisco	Regional	pino-encino	AP	8 años		Madera	Regeneración	+
Estrada et al. (1995)	Chihuahua	Regional	pino-encino	ACL	29 años		Madera	Productividad	+
Acosta-Hernández et al. (2011)	Veracruz	Regional	junglans	CS	3 años		Madera	Morfológica	-
Aguirre-Calderón y Jiménez (2011)	Nuevo León	Regional	pino-encino	N	50 años		Madera	Productividad	+
Návar y González Elizondo (2009)	Durango	Regional	pino-encino	CS	15, 19, 27, 37 años		Madera	Productividad	+
Alanís Morales et al. (2000)	Chihuahua	Local	pino-encino	QP	4 años		Agua	Escurrimiento	-
Dueñez-Alanís et al. (2006)	Durango	Local	pino-encino	AP-ACL	2 años		Agua	Infiltración y escurrimiento	=
Muñoz-Villers et al. (2012)	Veracruz	Local	encino-clethra-miconia-paratheis	N	2 años		Agua	Balance de agua	=

Nota: <sup>1</sup>Tratamiento silvícola: Corta de árboles padre (AP), aclareo (ACL), corta de selección (CS), corta de matarrasa o corta total (CT), quema prescrita (QP), barbecho (B), acomodo de desperdicios (AD), siembra directa (S), reforestación con planta (REF), limpia (L); <sup>2</sup>Tipo de efecto: sinergia (+), compensación (-) y nulo (=); <sup>3</sup>Información: no determinada (N);

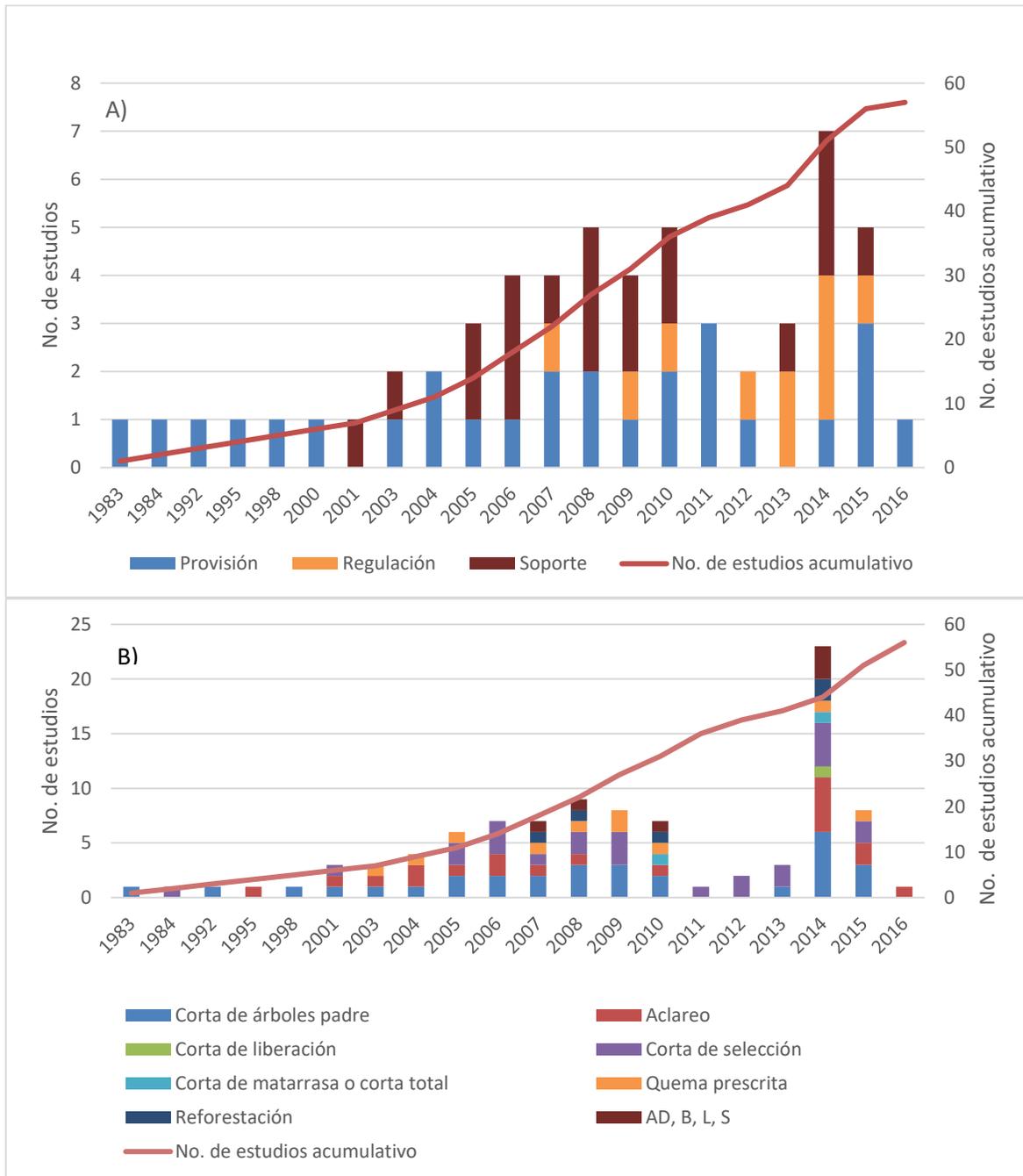


Figura 1. Frecuencia de estudios relacionados con los efectos del manejo forestal, sobre servicios ecosistémicos en bosques templados de México. Fig. (A) Muestra el número de estudios por categoría de servicio ecosistémico y (B) por tratamiento silvícola.

Derivado de este análisis, se observó que de manera general existe una dominancia de relaciones de sinergia entre el manejo forestal y los SE de provisión (producción de madera). Asimismo, existe una relación sinérgica con el secuestro y almacenamiento de carbón. Los resultados son variables en el caso de la diversidad dado que 12 estudios reportan una relación de compensación y otros 8 sugieren una relación de sinergia. Dado que se encontraron pocos estudios acerca de flujos de agua, es difícil obtener conclusiones. Aparentemente, la relación en este caso es de compensación, al menos en el corto plazo.

En un meta-estudio desarrollado por Lee and Lautenbach (2016), se encontró que la relación de sinergia fue dominante en los servicios de regulación, pero de compensación entre los servicios de provisión y regulación. Jackson et al. (2005) reportó reducciones sustanciales en el flujo de agua (regulación) con el incremento en la biomasa (provisión), lo cual indica una relación de compensación. Nótese que más biomasa significa mayor cantidad de carbón secuestrado, lo que también sugiere una relación de compensación entre contenido de carbón y flujo de agua. De la misma manera, Galicia y Zarco-Arista (2014) concluyeron que existen relaciones de compensación entre servicios de provisión (producción de madera) y de regulación (purificación de agua, retención del suelo y control de deslaves).

Las diferencias en el tipo de relación están asociadas a los distintos regímenes de manejo forestal, la escala (espacial y temporal) y al sistema socio-ecológico que se encuentre en el área (Rodríguez et al. 2006, Bennett et al. 2009). Por ejemplo, los aclareos (por lo bajo, alto, etc.) pueden afectar la diversidad vegetal dependiendo de su intensidad y estructura meta del bosque. También, un mismo SE puede tener una relación de sinergia, cuando años atrás fue de compensación (Rodríguez et al., 2006). Sin embargo, la implicación clave en el conocer este tipo de relaciones es entender los procesos complejos que ocurren en la naturaleza y cómo interviene la sociedad. El reducir compensaciones no deseadas y/o fomentar las sinergias debe ser una meta común entre los manejadores forestales.

### *Efectos del manejo forestal sobre la conservación de la diversidad vegetal*

La biodiversidad vegetal tiene múltiples roles en la provisión de SE; por ejemplo, como regulador fundamental de los procesos ecosistémicos, como servicio final en sí mismo y como un bien ecosistémico, sujeto a valoración económica o no (Mace, Morris y Fitter, 2012). La conservación de la diversidad vegetal es fundamental para la vitalidad de los ecosistemas forestales, siendo un servicio ecosistémico de apoyo o soporte.

Los estudios muestran que el efecto del manejo forestal en la diversidad vegetal es muy variable. Algunos autores encontraron una relación de sinergia entre el manejo forestal y la diversidad arbórea (Alanís-Rodríguez et al., 2010 y Leyva-López, Velázquez-Martínez y Ángeles-Pérez 2010), pero otros encontraron una relación de compensación (Graciano, 2001), Hernández-Salas et al., 2013). Aunque es difícil explicar los detalles específicos de estos estudios, las diferencias, como se mencionó anteriormente, pueden deberse al tipo de manejo forestal, el tamaño del área y a la participación de los productores o manejadores forestales, entre otros.

Los bosques de México tienen una gran diversidad de especies en sus diferentes estratos, ejemplo de ello es la diversidad micológica (Garibay-Orijel et al., 2009). Por ejemplo, en un bosque de pino-encino, la diversidad del género *Amanita* en áreas sin manejo fue mayor que en áreas con aprovechamiento maderable (10 años de aplicada la corta), ya que el área con manejo presenta menor densidad de árboles, baja humedad relativa, mayor compactación del suelo y menor capa de humus (Villanueva-Jiménez, Villegas-Ríos, Cifuentes-Blanco y León-Avendaño, 2006). En áreas con tratamiento de AP y AP + quema prescrita, la simbiosis del hongo fue mayor en el tratamiento sin quema prescrita (Valdés et al., 2003, 2009).

El aprovechamiento forestal puede afectar la diversidad de epífitas en los bosques. Wolf (2005) identificó un efecto negativo de la explotación forestal sobre la diversidad de 74 especies de epífitas en bosques de Chiapas, que mostraron mayor resiliencia en áreas con menor perturbación. De la misma manera, en Oaxaca se encontró que la mayor diversidad de epífitas estaba en áreas sin y con manejo de primer aclareo,

de cosecha y regeneración de rodales, y la menor diversidad en tratamiento de árboles padre con y sin reforestación de pino (Jiménez et al., 2014). También en Oaxaca, Aparicio (2009) evaluó la diversidad de bromelias epífitas (12 especies), encontrándose que el manejo forestal después de un periodo de recuperación largo (hasta 20 años) no afectó su diversidad. De lo anterior, se concluye que la pérdida de diversidad y abundancia de epífitas se debe a la corta de árboles, pero puede reestablecerse una vez que la masa arbórea se recupera.

Diversos estudios han reportado cambios en la diversidad arbórea como resultado del manejo forestal. En Chihuahua, en un área sin manejo y con manejo (corta de selección, aclareo ligero, árboles padre a 12-15 años de su aplicación), la diversidad arbórea fue mayor en el bosque sin manejo. La mayor diversidad en especies herbáceas y arbustivas se encontró en los tratamientos silvícolas de árboles padre y aclareo ligero (Luna-Bautista, Hernández-De La Rosa, Velázquez-Martínez, Gómez-Guerrero y Acosta-Mireles, 2015). Aunque el tratamiento de corta de selección mantiene el número de especies arbóreas, el género *Pinus* aumenta en abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia, mientras que la abundancia del género *Quercus* decrece y *Juniperus* se mantiene estable (Hernández-Salas et al., 2013). Algunos autores reportan que hay mayor diversidad de especies en rodales sin manejo que aquellos con manejo (Hernández, 2007; Ramírez, 2006; Valdés et al., 2003). Sin embargo, Leyva-López et al. (2010) no encontró diferencias de diversidad arbórea entre un área con y sin manejo forestal. Esto último pudo deberse a que las áreas evaluadas fueron medidas en un periodo de recuperación más largo, donde hubo incorporación de especies por la regeneración natural existente e influida por rodales circundantes (15 años después de la aplicación de corta).

En los bosques de la región sur de Durango, las cortas de selección han reducido la diversidad arbórea, ya que solo se cosechan los árboles dominantes de importancia maderable (*Pinus cooperi* y *P. durangensis*) (Graciano, 2001). Los aclareos promueven la abundancia de *Pinus* spp., mientras que las cortas selectivas mantienen una mayor diversidad de especies. Las cortas selectivas implican una disminución en

la abundancia y número de especies, menor variabilidad de distribución y mayor homogeneidad en la estructura de los bosques de pino-encino (Corral-Rivas, Aguirre-Calderón, Jiménez-Pérez y Corral, 2005; Solís et al., 2006).

En bosques de *Pinus patula*, la mayor diversidad arbórea se presenta en la condición silvícola de fustal medio y fustal viejo, el mayor grado de mezcla en fustal viejo y la dominancia de pino aumenta conforme la condición se desarrolla (Castellanos-Bolaños et al., 2008). Al evaluar el efecto en su diversidad genética, se concluyó que *P. patula* no ha sido depauperado genéticamente por el manejo forestal presente y pasado y tiene características en su historia de vida que promueven la diversidad genética, como tasas altas de entrecruzamiento (Alfonso-Corrado et al., 2014). Acosta-Hernández et al. (2011) concluyeron en un bosque mesófilo de montaña que las prácticas de aprovechamiento forestal basadas únicamente en los mejores individuos provocan la pérdida genética y la declinación del bosque debido a que el aprovechamiento afecta la composición y diversidad vegetal.

Los incendios forestales también provocan cambios en la diversidad arbórea. En bosques del estado de Nuevo León, al comparar un área natural con una área perturbada por incendio forestal, a 10 diez años de aplicada la reforestación, la diversidad arbórea tuvo una similitud media-alta y no se presentaron diferencias en términos de abundancia (Alanís-Rodríguez et al., 2008, 2010).

#### *Efectos del manejo forestal sobre la provisión de madera*

La aplicación inadecuada de los métodos de manejo puede originar graves problemas de degradación de las áreas naturales bajo aprovechamiento, cambios notables en la composición de especies y fuertes problemas de fragmentación que evidentemente influyen en la baja productividad de las áreas forestales y en la salud de los ecosistemas (Torres-Rojo, 2004). Sin embargo, cuando el manejo es adecuado, la masa forestal tiende a regenerarse mejor. Por ejemplo, en bosques de pino encino en Chihuahua, manejados con el Método de Desarrollo Silvícola, Nuñez et al. (2015) determinaron que a partir de la segunda medición, los promedios en área basal,

biomasa y crecimientos producidos fueron mayores en el área con tratamientos silvícolas aplicados que las áreas sin manejo.

En áreas de bosque con especies dominantes de *Abies religiosa*-*Pinus patula*, *A. religiosa*-*P. montezumae*, *P. teocote* y *P. rudis*, Pérez et al. (2007) concluyeron que el método de árboles padre (10 a 14 años de aplicada la corta) tuvo una respuesta limitada en el establecimiento de la regeneración de coníferas, en comparación a la corta de matarrasa (en área no mayor a 2500 m<sup>2</sup>, 6-7 años post tratamiento) que tuvo densidades de hasta 3000 plantas ha<sup>-1</sup>. Resultados similares obtuvieron Ramírez et al. (2015) en un bosque de pino-encino en Oaxaca. Al aplicar la corta de matarrasa con quema de residuos, después de dos años, los autores obtuvieron alrededor de 1 450 ± 640.31 plántulas emergidas por ha<sup>-1</sup>, con un promedio de supervivencia de 800 ± 489.89 plántulas por ha<sup>-1</sup>.

En bosques de *P. patula* con corta de árboles padre, la regeneración se comportó de manera regular y uniforme (densidad de 4 200 plantas ha<sup>-1</sup>), considerándola establecida a los cuatro años del aprovechamiento (Castelán-Lorenzo y Arteaga-Martínez, 2009). Chacón (1983) y Chacón, Velázquez y Musálem (1998) para un bosque de *P. arizonica*, determinó que 20 árboles por ha es el ideal para el establecimiento de la regeneración (345 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> de cobertura). Por su parte, Valencia (1992) en un bosque de pino-encino en Jalisco, determinó que las variables: grosor de hojarasca, competencia de vegetación herbácea, número de piedras y número de árboles por hectárea dejados en pie, tenían mayor poder de explicación en el número de plantas de regeneración natural establecidas.

En un bosque de *Pinus pseudostrobus*, Bello, Segura, Tinoco, Lara y Salgado (2014) determinaron que las densidades de 88 y 140 árboles ha<sup>-1</sup> presentan una mayor emergencia de plántulas (mayor a 34 %) y al combinar con barbecho y limpia se obtuvo una supervivencia del 70 y 90 % en regeneración de 5 y 8 meses de edad. Estos resultados sugieren que los tratamientos intensivos como la corta de árboles padre, aseguran la regeneración del bosque y no ponen en riesgo su dinámica de crecimiento.

Los aclareos deben eliminar los árboles más defectuosos y dejar un reparto homogéneo de los árboles en la superficie, con el fin de aprovechar el máximo potencial de crecimiento del sitio (Estrada, Dominguez y Zepeda, 1995). En un bosque coetáneo (14-17 años) de *Pinus arizonica*, Armendáriz y Tena (2004) determinaron que 1600 árboles por hectárea fue la densidad residual con mayor crecimiento de volumen, comparada con un rodal sin manejo que presentó una disminución en su crecimiento. Vázquez (2015) y Sánchez (2016) concluyeron que los mayores crecimientos se obtuvieron de aclareos con intensidad de remoción del 60 % en rodales de *P. rudis* en Nuevo León, en la etapa de crecimiento de monte bravo y a tres años de aplicado el tratamiento. Resultados similares se encontraron por Rodríguez (2010) en rodales de *Pinus patula*, donde un aclareo del 40 al 69 % generó un incremento del 75% en diámetro y 52% en altura. Estos resultados implican que bosques con un manejo adecuado de la densidad (aplicación de aclareos) generan una productividad maderable mayor que aquellas áreas sin manejo.

Las raíces son indicadores funcionales del ecosistema ya que constituyen gran parte de la biomasa viva del suelo y ejercen un control sobre los procesos de pedogénesis, la producción de materia orgánica y la dinámica de los nutrientes (Pavón, Moreno y Ramirez-Bautista, 2012). La biomasa de raíces no varía entre áreas con tratamiento de corta de selección ( $3.05 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) y sin manejo ( $3.39 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) (Pavón et al., 2012).

Los esquemas nuevos de manejo del fuego involucran un uso mayor de quemas prescritas, por lo que es necesario investigar los efectos de éstas y de los incendios (Flores, Xelhuanzi y Chavéz, 2010). En bosques de *Pinus hartwegii* es factible el uso de quemas prescritas de baja intensidad para promover la diversidad y riqueza de especies en el sotobosque, pudiendo además aumentar el crecimiento de la altura del arbolado juvenil (Espinoza-Martínez, Rodríguez-Trejo y Zamudio-Sánchez, 2008; Vera-Vilchis y Rodríguez-Trejo, 2007). Al estudiar la población del hongo parásito *Armillaria mellea* ésta fue mayor en la parcela quemada que la parcela tratada sin fuego (Valdés et al., 2004).

### *Efectos de manejo forestal sobre regulación de los flujos del agua*

El agua tiene tres roles en los ecosistemas forestales: como servicio de provisión (agua dulce), como servicio de regulación (calidad y temporalidad) y como servicio de soporte (ciclo hidrológico) (Balvanera y Cotler, 2009). El agua entra en el ecosistema terrestre principalmente a través de la precipitación y lo abandona por evapotranspiración, escorrentía e infiltración (Muñoz-Villers et al., 2012).

Dueñez-Alanís, Gutiérrez, Pérez y Návar (2006) estudiaron un área de pastizal y la aplicación de tres tratamientos silvícolas en un bosque con manejo silvopastoril en Durango. El primer año, en el tratamiento de segundo aclareo se encontró una mayor infiltración, menor flujo superficial de agua y mayor concentración de sedimentos. En contraste, en el tercer aclareo y corta de regeneración no se registraron tasas erosivas. En el segundo año, en general, la concentración de sedimentos disminuyó entre 13 y 50%, la escorrentía disminuyó, la infiltración incrementó en casi 150%, y la tasa erosiva se redujo hasta 53%. Los valores de la tasa erosiva disminuyeron en mayor grado en la corta de regeneración y en el pastizal. No se observaron diferencias entre tratamientos, pero sí entre el área de pastizal y los bosques. El pastizal en los dos años de medición mostró las mayores tasas de escorrentía y erosión, y la menor tasa de infiltración. Lo anterior muestra que las actividades de extracción forestal pueden tener un impacto temporal sobre las variables hidrológicas. De igual manera, al comparar el balance de agua de dos microcuencas, una de estructura forestal madura y otra con corta de regeneración de 20 años, Muñoz-Villers et al. (2012) señalaron que el bosque con aprovechamiento maderable fue capaz de producir un comportamiento hidrológico similar al área sin perturbación.

Las quemas prescritas afectan significativamente los flujos de agua. Alanís Morales et al. (2000) encontró que el tratamiento de quema prescrita en bosques de *Pinus arizonica* triplicó el escurrimiento superficial del agua (1.54% de la precipitación total), comparado con la condición previa sin tratamiento (escurrimiento de 0.45% de la precipitación total). El efecto se debe a la remoción de la cubierta superficial del suelo

que limita los escurrimientos. En ese trabajo, la relación entre escorrentía superficial y la profundidad de la hojarasca fue lineal y negativa, lo que indica que el volumen de escorrentía superficial disminuye con el aumento de hojarasca (Alanís Morales et al., 2000).

Los párrafos anteriores implican que la intervención silvícola en el corto plazo (1 a 5 años), afecta los flujos del agua (mayor escurrimiento y menor infiltración), pero en un plazo largo (15-20 años), una vez que se recupera la masa arbórea, el efecto de los tratamientos silvícolas sobre los flujos de agua no es perceptible.

#### *Efectos de manejo forestal sobre el secuestro y almacenamiento de carbón*

El uso de combustibles fósiles y el cambio en el uso del suelo se consideran como las dos fuentes principales de CO<sub>2</sub> en la atmósfera. Los bosques son almacenes importantes para el mundo y son responsables de la mayor parte de los flujos de carbono entre la tierra y la atmósfera, a través de la fotosíntesis y la respiración (Mintzer, 1992; Tipper, 1998). A nivel mundial, el suelo almacena dos veces más carbono (C) que la atmósfera y casi el doble de la cantidad almacenada por la vegetación (Pérez-Ramírez et al., 2013).

Pérez-Ramírez et al. (2013) encontraron que rodales conservados (sin manejo) de oyamel en Michoacán almacenan en promedio 153 tC ha<sup>-1</sup> de carbono orgánico en el suelo (COS), valor que es 28 a 58 tC ha<sup>-1</sup> superior a rodales de oyamel perturbados y aprovechados, respectivamente. En bosques conservados de pino-encino, éstos almacenan 103 tC ha<sup>-1</sup> de COS que es de 64 a 90 tC ha<sup>-1</sup> más que los rodales de pino-encino aprovechados y perturbados. Un bosque de pino-encino en Oaxaca a 20 años de la extracción forestal maderable, observó una disminución en las concentraciones de carbono total, biomasa microbiana del suelo y respiración basal del suelo (Saynes, Etchevers, Galicia, Hidalgo y Campo, 2012). Para Durango, este tipo de bosque presentó un contenido promedio de carbono orgánico de 58.10 tC ha<sup>-1</sup>, con una concentración mayor de COS en la calidad de estación buena (63.12 tC ha<sup>-1</sup> en los primeros 20 cm de suelo). No se identificaron diferencias de carbono ante la aplicación

de tratamientos de corta de árboles padre, aclareos y corta de selección, pero si se observó que conforme aumenta el COS, mejora la calidad de estación (Solis et al., 2014).

En reforestaciones con *Pinus michoacana*, reportaron que para profundidades de suelo de 0-5 cm y 5-10 cm la fracción de carbono nuevo fue 61.8 y 17.6% respectivamente y la tasa de acumulación de carbono en la profundidad 0-10 cm fue de 0.588 tC ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Luis-Mejía et al., 2007). En los primeros 5 cm de suelo, se indica que las reforestaciones reducen la ganancia de carbono en los primeros cinco años, pero éstas se duplican a los 20 años. Esto significa que la aplicación de cortas al bosque, en un plazo corto, disminuye la acumulación de carbono orgánico del suelo.

El almacenamiento de carbono en la parte aérea varía también entre tipos de bosques. En la región de Tlaxco, Tlaxcala los bosques de oyamel-pino tienen, por lo general, mayor cantidad de carbono (301.9 tC ha<sup>-1</sup>) que los de pino (183.2 tC ha<sup>-1</sup>) (Acosta-Mireles, Carrillo-Anzures, y Díaz-Lavariéga, 2009). En un bosque de oyamel en Hidalgo para un área en conservación se determinó una menor cantidad de carbono almacenado (62.6 tC ha<sup>-1</sup> en arboles vivos y muertos), mientras que el bosque aprovechado tuvo una mayor cantidad (166.6 tC ha<sup>-1</sup> en arboles vivos y muertos) (Razo-Zárate et al., 2013). Este último escenario es el mejor para el almacenamiento y secuestro de carbono debido a que las masas forestales se mantienen dinámicas por periodos de tiempo prolongados (Razo-Zárate et al., 2013).

En rodales de bosque mixto en la región Sur de Nuevo León, se obtuvieron estimaciones de contenido de carbono para las diferentes asociaciones arbóreas: pino-encino (45.24 tC ha<sup>-1</sup>), encino-pino (64.20 tC ha<sup>-1</sup>), *Pinus pseudostrobus* (73.18 tC ha<sup>-1</sup>) y de *P. teocote* ( 47.01 tC ha<sup>-1</sup>) (Aguirre-Calderón y Jiménez-Pérez, 2011). De igual modo, Pacheco-Aquino, Duran-Medina y Ordoñez (2014) para un bosque pino-encino manejado de Oaxaca estimaron el potencial de captura en 1.36 tC ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (± 0.31) y el almacenamiento de carbono en 115.7 tC ha<sup>-1</sup>, mostrando que a la par del aprovechamiento de madera, se captura y almacena carbono. Buendía-Rodríguez et

al. (2015) refieren para un bosque mixto del Estado de México, un contenido de carbono para el área de aprovechamiento de  $101.38 \text{ tC ha}^{-1}$  y para un área sin perturbación de  $59.92 \text{ tC ha}^{-1}$ , se explica que el bosque bajo manejo generó mejores características estructurales y dinámicas, a diferencia de un bosque sin aprovechamiento que estabiliza su crecimiento. En un bosque de pino-encino con manejo forestal en Michoacán, se estimó el contenido de carbono de su biomasa en  $71$  a  $198 \text{ tC ha}^{-1}$  (promedio  $129.1 \text{ tC ha}^{-1}$ ); respecto a la captura potencial de carbono se estimó que el bosque fija  $1.54 \text{ tC ha}^{-1}$  (Ordóñez-Díaz et al., 2015).

En un bosque de *Pinus patula* en Hidalgo, Soriano-Luna, Martínez-Trinidad, Plasencia-Escalante y Razo-Zarate (2014) estimaron que la mayor proporción de biomasa se distribuyó en el fuste (68.2 %), seguida de las ramas (14.3%), corteza (9.3%) y follaje (8.2%). La biomasa tiene una relación directa con los contenidos de carbono, el cual tiene un valor aproximado de 0.5. Los valores de biomasa más bajos se observaron en los rodales jóvenes (1-8 años). Por el contrario, en los rodales de mayor edad (20-22 años de edad) los valores fueron  $>100 \text{ tC ha}^{-1}$  de biomasa. En este tipo de ecosistema, Figueroa (2010) calculó que la cantidad de carbono almacenado se incrementó con la edad del rodal: el rodal de 25 años presentó una acumulación de carbono similar al contenido de un área que aún no había sido intervenida ( $86.40 \text{ tC ha}^{-1}$  y  $92.44 \text{ tC ha}^{-1}$ , respectivamente); por tanto, es posible señalar que los bosques manejados pueden funcionar eficientemente como fijadores y sumideros de carbono; sin embargo, aún es necesario determinar los balances netos de flujo de carbono ante diferentes condiciones de manejo.

## Conclusiones

Este estudio trata de mostrar de forma descriptiva los efectos de la aplicación del manejo forestal en los bosques templados de México sobre cuatro SE: conservación de la diversidad vegetal, producción de madera (materia prima), regulación de los flujos del agua, y secuestro y almacenamiento de carbono en México. La revisión de los documentos sugiere que la aplicación de manejo forestal a través de prácticas silvícolas (corta de árboles padre, aclareo, corta de selección, corta de matarrasa o

corta total, quema prescrita, barbecho, acomodo de desperdicios, siembra directa, reforestación y limpia) impactan de forma positiva los SE de producción de madera (materia prima) y secuestro y almacenamiento de carbono. Sin embargo, la relación es diferente con los servicios de conservación de la diversidad vegetal y regulación de flujos de agua, los cuales al inicio de la intervención silvícola se afectan de forma negativa.

El impacto del manejo forestal sobre la conservación de la diversidad vegetal y regulación de flujos de agua, está relacionado con la intensidad del manejo, temporalidad y calidad productiva del bosque. Un manejo menos intensivo (menor remoción del estrato arbóreo), una temporalidad mayor de recuperación después de aplicado el tratamiento (al menos 20-40 años) y una productividad alta, reducen el impacto en los SE.

Con el manejo forestal, en los primeros años de la intervención, el servicio de regulación de los flujos de agua se ve afectado de forma negativa; sin embargo, conforme el bosque se recupera de la perturbación, el servicio puede presentar un comportamiento hidrológico similar al de antes de la perturbación.

El servicio de secuestro y almacenamiento de carbono, por su relación directa con la biomasa, se afecta de forma similar que el servicio de producción de madera. En algunos estudios se demuestra que un bosque bajo manejo no intensivo, al tener una dinámica mayor de crecimiento, aumenta el potencial de captura y almacenamiento de carbono en comparación con bosques sin manejo.

La identificación, cuantificación y evaluación de las relaciones y formas de interacción de los SE en los bosques templados de México, permitirá generar un manejo forestal que realmente se encamine hacia la sustentabilidad. Los tomadores de decisiones podrán discernir sobre las posibles compensaciones y sinergias entre SE, particularmente cuando se privilegia aquellos SE con valor alto inmediato para los

propietarios del recurso (producción de madera y almacenamiento de carbono), sobre otros como la diversidad y riqueza vegetal y la disponibilidad del agua.

Es necesario iniciar un proceso de monitoreo permanente en los distintos paisajes templados de México, el cual deberá involucrar de forma conjunta al menos los SE de conservación de la diversidad vegetal, el secuestro y almacenamiento de carbono, la producción de madera y la regulación de los flujos del agua. Dicho monitoreo deberá considerar las compensaciones, sinergias y no afectaciones entre SE a nivel espacial y temporal. Es de notar la relevancia que a dichos SE pueda cuantificárseles de forma económica a fin de poder fijar con mayor claridad para los dueños del recurso y sociedad en general, las repercusiones positivas y negativas de privilegiar ciertos SE sobre otros.

En cuanto a la conservación de la diversidad vegetal, se requiere contar con información fidedigna acerca del impacto del manejo sobre la composición de la cubierta herbácea, dada la relación directa entre ésta y otros servicios como son la conservación del suelo y la infiltración y flujo de agua. Conocer la composición de especies es importante también para interpretar correctamente las cifras sobre riqueza o diversidad.

Se recomienda desarrollar una línea de investigación que aborde el efecto o impacto del manejo forestal, a través de sus prácticas silvícolas, sobre los SE. Se recomienda también un cambio de paradigma del cómo debe llevarse a cabo el manejo forestal, pudiendo ser un manejo multipropósito que considere la provisión de diversos bienes y servicios ecosistémicos y las incertidumbres a escala espacial (manejo del paisaje) y temporal de manera simultánea y que considere las percepciones de los propietarios de los terrenos forestales. Este cambio de paradigma necesariamente implica una visión del bosque como una red de relaciones entre organismos vivos que se da sobre un paisaje, y la comprensión de las especies maderables como uno de los múltiples componentes de un sistema dinámico el que cualquier modificación de una de sus partes redundaría en la modificación de otras. Entender la magnitud y sentido de estos

"trade offs" permite un mejor manejo forestal que permita tener beneficios económicos sin la pérdida del ecosistema y sus SE.

## Reconocimientos

Se agradecen los comentarios de los editores y revisores de esta revista. El Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) y al Instituto Politécnico Nacional (IPN, a través de los proyectos SIP 2016-0386 y 2017-1358), aportaron recursos para el desarrollo de esta investigación.

## Referencias

- Acosta-Hernández, C. C., Luna-Rodríguez, M., Octavio-Aguilar, P., Morales-Romero, Z., Galindo-González, J., Noa-Carrazana, J. C., Iglesias-Andreu, L. G. (2011). Efecto del aprovechamiento forestal sobre la variación morfológica de *Juglans pyriformis* Liebm. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(3): 379–388. doi: 105154/r.rchscfa2011.04.033
- Acosta-Mireles, M., Carrillo-Anzures, F. y Díaz-Lavariega, M. (2009). Determinación del carbono total en bosques mixtos de *Pinus patula* Schl. et Cham. *Terra Latinoamericana*, 27(2): 105–114.
- Aguirre-Calderón, O. A. (2015). Manejo forestal en el Siglo XXI. *Madera y Bosques*, 21(1): 17–28.
- Aguirre-Calderón, O. y Jiménez-Pérez, J. (2011). Evaluación del contenido de carbono en bosques del sur de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 2(6): 73–84.
- Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Espinoza-Vizcarra, D., Jurado-Ybarra, E., Aguirre-Calderón, O. y González-Tagle, M. (2008). Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 14(2): 113–118.
- Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Pando-Moreno, M., Aguirre-Calderón, O. A., Treviño-Garza, E. J. y García-Galindo, P. C. (2010). Efecto de la restauración ecológica post-incendio en la diversidad arbórea del Parque Ecológico Chipinque,

- México. *Madera y Bosques*, 16(4): 39–54.
- Alanis-Morales, H., Návar, J. y Domínguez, P. A. (2000). The effect of prescribed burning on surface runoff in a pine forest stand of Chihuahua, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 137(1–3): 199–207. doi: 10.1016/S0378-1127(99)00328-X
- Alfonso-Corrado, C., Campos-Contreras, J., Sánchez-García, G., Monsalvo Reyes, A. y Clark-Tapia, R. (2014). Manejo forestal y diversidad genética de *Pinus patula* Schiede ex Schltdl, y Cham, en Sierra Juárez, Oaxaca Madera. *Madera y Bosques*, 20(2): 11–22.
- Aparicio, G. M. (2009). *Efecto del manejo forestal sustentable sobre la abundancia y distribución de bromelias epífitas en Capulalpam de Méndez, Oaxaca, México*. Tesis. Universidad Politécnica de Madrid, 108 p.
- Armendariz, O. R. y Tena, V. M. (2004). *Respuesta de Pinus arizonica, a diferentes densidades de aclareo*. INIFAP. Chihuahua: Fundación PRODUCE Chihuahua, A.C. 37p.
- Balvanera, P. y Cotler, H. (2009). Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos. In *Capital Natural de Mexico, Vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio* (CONABIO, Vol. II, pp. 185–245). México. Revisado de: [http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/pdf/CapNatMex/VoIII/II04\\_EdoTendencias\\_ServiciosEcosistemicos.pdf](http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/pdf/CapNatMex/VoIII/II04_EdoTendencias_ServiciosEcosistemicos.pdf)
- Bello, G. M. A., Segura, W. G., Tinoco, E. M. E., Lara, C. M. B. N. y Salgado, G. R. (2014). Regeneración inducida de *Pinus pseudostrobus* Lindl., bajo diferentes densidades del dosel y preparación de sitio. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 6(29): 74–91. doi:10.29298/rmcf.v6i29.218
- Bennett, E. M., Peterson, G. D. y Gordon, L. J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12(12): 1394–1404. doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01387
- Buendía-Rodríguez, E., Treviño-Garza, E., Aguirre-Carderón, O. A., Alanís, R. E. y Acosta-Mireles, M. (2015). Contenido de carbono en dos masas forestales con diferente historial de uso. In G. J. C. Wong y P. F. Paz (Eds.), *VI Simposio Internacional del Carbono en México. Programa Mexicano de Carbono*. (p. 54).

- Villahermosa, Tabasco: Programa Mexicano de Carbón.
- Castelán-Lorenzo, M. y Arteaga-Martínez, B. (2009). Establecimiento de regeneración de *Pinus patula* Schl. et Cham., en cortas bajo el método árboles padres. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 15(1): 49–57.
- Castellanos-Bolaños, J. F., Treviño-Garza, E. J., Aguirre-Calderón, O. A., Jiménez-Pérez, J., Musalem-Santiago, M. y López-Aguillón, R. (2008). Estructura de bosques de pino pátula bajo manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Madera y Bosques*, 14(2): 51–63.
- Chacón, S. J. M. (1983). Regeneración mediante árboles padres de *Pinus arizonica*. *Revista Ciencia Forestal*, 42: 1–20.
- Chacón, S. J. M., Velázquez, M. A. y Musálem, M. A. (1998). Comportamiento de la repoblación natural de *Pinus arizonica* Engelm. bajo diferentes coberturas. *Madera y Bosques*, 4(2): 39–44.
- Corral-Rivas, J. J., Aguirre -Calderón, O. A., Jiménez-Pérez, J., Corral-Rivas, S. (2005). Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el bosque mesófilo de montaña «El Cielo», Tamaulipas, México. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 14(2): 217–228.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K, Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. and van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253–260. doi:10.1038/387253a0
- Daily, G. C. (1997). *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Washington, D.C. : Island Press, 392 p.
- Dueñez-Alanis, J., Gutiérrez, J., Pérez, L. y Návar, J. (2006). Manejo silvícola, capacidad de infiltración, escurrimiento superficial y erosión. *Terra Latinoamericana*, 24(2): 233–240.
- Espinoza-Martínez, L. A., Rodríguez-Trejo, D. A. y Zamudio-Sánchez, F. J. (2008). Sinecología del sotobosque de *Pinus hartwegii* dos y tres años después de quemas prescritas. *Agrociencia*, 42(6): 717-730.
- Estrada, M. O., Domínguez, P. L. A. y Zepeda, B. M. (1995). *Effects of thinnings on growth and yield in natural Pinus arizonica and Pinus durangensis stands in the El*

- Largo-Madera region in Chihuahua State. Forest Health Trough Silviculture. General Technical Report E.U. RM-GTR-267: 167-171.*
- Figuroa, N. C. M. (2010). *Almacenamiento de carbono en bosques manejados de Pinus patula en el Ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo*. Tesis. Colegio de Postgraduados, 72 p.
- Flores, G. J. G., Xelhuantzi, C. J. y Chávez, D. Á. A. (2010). Fire Behavior Monitoring of a Prescribed Burn in a Pine-Oak Forest Stand. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, XVI(1): 49–59. doi: 10.5154/r.rchscfa.2009.05.017
- Gadow, K. V., Sánchez O., S. y Aguirre-Calderón, Ó. A. (2004). Manejo forestal con bases científicas. *Madera y Bosques*, 10(2): 3–16.
- Galicia, L. y Zarco-Arista, A. E. (2014). Multiple ecosystem services, possible trade-offs and synergies in a temperate forest ecosystem in Mexico: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services y Management*, 10(4): 275–288. doi:10.1080/21513732.2014.973907
- Garibay-Orijel, R., Córdova, J., Cifuentes, J., Valenzuela, R., Estrada-Torres, A. y Kong, A. (2009). Integrating wild mushrooms use into a model of sustainable management for indigenous community forests. *Forest Ecology and Management*, 258(2): 122–131. doi: 10.1016/j.foreco.2009.03.051
- Gernandt, D. S. y Pérez-De La Rosa, J. A. (2014). Biodiversidad de Pinophyta (coníferas) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 126–133. doi: 10.7550/rmb.32195
- Goche-Télles, R., Velázquez-Martínez, A., La Rosa, A. B. De, Terrazas, T., Cervantes-Martínez, C. y Trinidad-Santos, A. (2003). Densidad básica y ancho de anillos de la madera de *Pinus patula* antes y después de un aclareo. *Interciencia*, 28(12): 705–709.
- Graciano-Luna, J. de J. (2001). *Técnicas de evaluación dasométrica y ecológica de los bosques de coníferas bajo manejo de la Sierra Madre Occidental del Centro Sur de Durango, México*. Tesis de posgrado. Universidad Autónoma de Nuevo León, 173 p.
- Haines-Young, R. y Potschin, M. (2015). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In D. G. Raffaelli and C. L. J. Frid. (Eds.),

- Ecosystem Ecology: a new synthesis (Ecological Review)* (pp. 110–139). Cambridge: Cambridge University Press.
- Hernández-Díaz, J. C., Corral-Rivas, J. J., Quiñones-Chávez, A., Bacon-Sobbe, J. R. y Vargas-Larreta, B. (2008). Evaluación del manejo forestal regular e irregular en bosques de la Sierra Madre Occidental. *Madera y Bosques*, 14(3): 25–41.
- Hernández-Salas, J., Aguirre-Calderón, O. A., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Treviño-Garza, E. J., González-Tagle, M. A., Luján-Alvarez, C., Olivas-García, J. M., Domínguez-Pereda, L. A. (2013). Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del noroeste de México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19(2): 189–199. doi:10.5154/r.rchscfa.2012.08.052
- Hernández-Lopez I. (2007). *Cambios en la estructura y composición del bosque bajo dos tratamientos silviculturales en la Comunidad de Capulálpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca, México*. Tesis. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, 90 p.
- INEGI-Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2015). “Estadísticas a propósito del día internacional de los bosques (21 de Marzo)”. Consultado en enero, 2017. Disponible en: [www.inegi.org.mx](http://www.inegi.org.mx).
- INEGI-Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2016). Anuario Estadístico de la Producción Forestal 2015. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Primera edición. México, 230 p.
- Jackson, R. B., Jobbágy, E. G., Avissar, R., Roy, S. B., Barrett, D. J., Cook, C. W., Farley, K. A., le Maitre, D. C., McCarl, B. A., Murray, B. C. 2005. Trading Water for Carbon with Biological Carbon Sequestration. *Science* 310 (5756), 1944–1947. doi: 10.1126/science.1119282
- Jiménez, B. L., Damona, A., Ochoa-Gaona, S., Clark, T. R. (2014). Impact of silvicultural methods on vascular epiphytes (ferns, bromeliads and orchids) in a temperate forest in Oaxaca, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 329: 10–20. doi: 10.1016/j.foreco.2014.05.053
- Lee, H., Lautenbach, S. (2016). A quantitative review of relationships between ecosystem services. *Ecological Indicators*, 66: 340–351. doi:

10.1016/j.ecolind.2016.02.004

- Leyva-López, J. C., Velázquez-Martínez, A. y Ángeles-Pérez, G. (2010). Patrones de diversidad de la regeneración natural en rodales mezclados de pinos. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales Y Del Ambiente*, XVI(2): 227–240. doi: 10.5154/r.rchscfa.2010.06.038
- Lindeman, R. L. (1942). The trophic-dynamics aspect of ecology. *Ecology*, 23(4), 399–418.
- Luis-Mejía, S., Gómez-Guerrero, A., Etchevers-Barra, J. D., Ángeles-Pérez, G., López-López, M. A., Horwath, W. R. (2007). Acumulación de carbono orgánico en el suelo en reforestaciones de *Pinus michoacana*. *Agrociencia*, 41(7): 711–721.
- Luna-Bautista, L. (2014). *Aprovechamiento forestal y su impacto en la vegetación y propiedades físicas del suelo en Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca*. Tesis. Colegio de Postgraduados, 98 p.
- Luna-Bautista, L., Hernández-De La Rosa, P., Velázquez-Martínez, A., Gómez-Guerrero, A., Acosta-Mireles, M. (2015). El sotobosque en la composición y diversidad de áreas bajo manejo forestal en Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 21(1): 109–121. doi: 10.5154/r.rchscfa.2014.08.037
- Mace, G. M., Norris, K., Fitter, A. H. (2012). Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution*, 27(1): 19–25. doi:10.1016/j.tree.2011.08.006
- Masera, O. R., Ordóñez, M. J., Dirzo, R. (1997). Carbon emissions from Mexican forests: Current situation and long-term scenarios. *Climatic Change*, 35(3): 265–295. doi:10.1023/A:100530
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Ecosystems (Vol. 5). Island Press, Washington, DC, 137 p.
- Mintzer I. M. 1992. *Confronting climate change. Risk implications and responses*. University Press, Cambridge, 137 p.
- Muñoz-Villers, L. E., Holwerda, F., Gómez-Cárdenas, M., Equihua, M., Asbjornsen, H., Bruijnzeel, L. A., Tobón, C. (2012). Water balances of old-growth and regenerating montane cloud forests in central Veracruz, Mexico. *Journal of Hydrology*, 462–463:

53–66. doi: 10.1016/j.jhydrol.2011.01.062

- Návar-Chaídez, J. de J. y González-Elizondo, S. (2009). Diversidad, estructura y productividad de bosques templados de Durango, México. *Polibotánica*, 27: 71–87.
- Negreros, C. P. y Snook, L. K. (1984). Análisis del efecto de la intensidad de corta sobre la regeneración natural de pinos en un bosque de pino-encino. *Ciencia Forestal*, 9(47): 48–61.
- Núñez-López, D. (2015). Dinámica de la producción de biomasa por efecto de las intervenciones silvícolas aplicadas en bosques regulares del Ejido El Largo y Anexos en Chihuahua. In G. J. C. Wong y P. F. Paz (Eds.), VI Simposio Internacional del Carbono en México. Programa Mexicano de Carbono. (p. 81). Tabasco, México: Programa Mexicano de Carbono.
- Ordóñez-Díaz, J. A. B., Rivera Vázquez, R., Tapia Medina, M. E. y Ahedo Hernández, L. R. (2015). Contenido y captura potencial de carbono en la biomasa forestal de San Pedro Jacuaro, Michoacán. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 6(32): 7–16. doi:10.29298/rmcf.v6i32.95
- Pacheco-Aquino, G., Durán-Medina, E. y Ordóñez-Díaz, J. A. (2014). Estimación del carbono arbóreo en el área de manejo forestal de Ixtlán de Juárez , Oaxaca , México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 6(29): 126–145. doi:10.29298/rmcf.v6i29.221
- Pavón, N. P., Moreno, C. E. y Ramírez-Bautista, A. (2012). Biomasa de raíces en un bosque templado con y sin manejo forestal en Hidalgo, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, XVIII(3): 303–312. doi:10.5154/r.rchscfa.2011.07.052
- Pérez-Ramírez, S., Ramírez, M. I., Jaramillo-López, P. F. y Bautista, F. (2013). Contenido de carbono orgánico en el suelo bajo diferentes condiciones forestales: reserva de la biosfera mariposa monarca, México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19(1): 157–173. doi:10.5154/r.rchscfa.2011.09.062
- Pérez-Segura, B. L., Guerra de la Cruz, V., Carrillo Anzures, F., Acosta Mireles, M. y Buendía Rodríguez, E. (2007). Respuesta de la regeneración natural en dos

- sistemas silvícolas aplicados en Tlaxco, Tlaxcala. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 32(102): 39–56.
- Ramírez-Santiago, R. (2006). *Efectos de la aplicación de dos métodos de regeneración sobre la estructura, diversidad y composición de un bosque de pino-encino en la Sierra de Juárez de Oaxaca, México*. Tesis. Centro de Agronómico Tropical de Investigaciones y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica, 86 p.
- Ramírez-Santiago, R., Ángeles Pérez, G., Clark Tapia, R., Cetina Alcalá, V. M., Plascencia Escalante, O. y Hernández de la Rosa, P. (2015). Efectos del manejo forestal en la repoblación de *Pinus* spp. en la Sierra Norte de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 6(32): 49–62. doi:10.29298/rmcf.v6i32.98
- Razo-Zárate, R., Gordillo-Martínez, A. J., Rodríguez-Laguna, R., Maycotte-Morales, C. C. y Acevedo-Sandoval, O. A. (2013). Escenarios de carbono para el bosque de oyamel del Parque Nacional El Chico, Hidalgo, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 9(1): 17–21.
- Rodríguez, G. (2010). *Efecto de aclareos en el crecimiento de una plantación de Pinus patula Schl. et Cham. en Ixtlán, Oaxaca*. Tesis. Colegio de Postgraduados. 134 p.
- Rodríguez, J. P., Beard, T. D., Bennett, E. M., Cumming, G. S., Cork, S. J., Agard, J., ... Peterson, G. D. (2006). Trade-offs across Space, Time, and Ecosystem Services. *Ecology and Society*, 11(1): 28.
- Rzedowski, J. (1991). Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botanica Mexicana*, 14: 3–21. doi:10.21829/abm14.1991.611
- Sánchez Hernández, M. (2016). *Crecimiento e incremento de un rodal de Pinus rudis Endl. como respuesta a diferentes intensidades de aclareo en San José de la Joya, Galeana, Nuevo León*. Tesis. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, 77 p.
- Saynes, V., Etchevers, J. D., Galicia, L., Hidalgo, C., Campo, J. (2012). Soil carbon dynamics in high-elevation temperate forests of Oaxaca (Mexico): Thinning and rainfall effects. *Bosque*, 33(1), 3–11. doi:10.4067/S0717-92002012000100001
- Sing, L., Ray, D., Watts, K. (2015). Ecosystem services and forest management. *Research Note - Forestry Commission*. Edinburgh: Forestry Commission, 10 p.

- Solís, H. A., Nájera, L. J. A., Méndez, G. J., Vargas, L. B., Álvarez, G. M. (2014). Carbono orgánico del suelo en rodales silvícolas del ejido La Victoria, Pueblo Nuevo, Durango. *Investigación y Ciencia*, 22(63): 5–11.
- Solís, M. R., Aguirre, C. O., Treviño, G. E., Jiménez, P. J., Jurado Y., E., Corral, R. J. (2006). Efecto de dos tratamientos silvícolas en la estructura de ecosistemas forestales en Durango, México. *Madera y Bosques*, 12(2): 49–64. doi: 10.21829/myb.2006.1221242
- Soriano-Luna, M., Martínez-Trinidad, T., Plasencia-Escalante, O., Razo-Zárate, R. (2014). Estimación de biomasa y carbono en bosque manejados de Zacualtipán, Hidalgo. Tesis. *Colegio de Postgraduados*, 95 p.
- Tansley, A. G. (1935). The Use and Abuse of Vegetational Concepts and Terms. *Ecology*, 16(3): 284–307. doi: 10.2307/1930070
- Tipper R. 1998. Update on carbon offsets. *Tropical Forest Update*. 8(1): 2-5.
- Torres-Rojo, J. M. Guevara S. A. (2002). El potencial de México para la producción de servicios ambientales: captura de carbono y desempeño hidráulico. *Gaceta Ecológica*, (63): 40–59.
- Torres-Rojo, J. M., Moreno-Sánchez, R., Mendoza-Briseño, M. A. (2016). Sustainable Forest Management in Mexico. *Current Forestry Reports*, 2(2): 93–105. doi:10.1007/s40725-016-0033-0
- Torres-Rojo, J. M. (2004). Estudio de tendencias y perspectivas del Sector Forestal en América Latina. Documento de Trabajo. Informe Nacional México. 104 p.
- Valdés, M., Asbjornsen, H., Gómez-Cárdenas, M., Juárez, M., Vogt, K. A. (2006). Drought effects on fine-root and ectomycorrhizal-root biomass in managed *Pinus oaxacana* Mirov stands in Oaxaca, Mexico. *Mycorrhiza*, 16(2): 117–124. doi:10.1007/s00572-005-0022-9.
- Valdés, M., Córdova, J., Gómez, M., Fierros, M. A. (2003). Understory vegetation and ectomycorrhizal sporocarp diversity response to pine regeneration methods in Oaxaca, Mexico. *Western Journal of Applied Forestry*, 18(2): 101–108. doi:10.1093/wjaf/18.2.101
- Valdés, M., Cordova, J., Valenzuela, R., Fierros, A. M. (2004). Incremento del fitopatógeno *Armillaria mellea* (Vahl.:Fr.) Karsten en bosque de pino-encino, en

- relación al grado de disturbio por tratamiento silvícola. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 10(2): 99–103.
- Valdés, M., Pereda, V., Ramírez, P., Valenzuela, R., y Pineda, R. M. (2009). The ectomycorrhizal community in a *Pinus oaxacana* forest under different silvicultural treatments. *Journal of Tropical Forest Science*, 21(2): 88–97.
- Valencia, A. S. (2004). Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de La Sociedad Botánica de México*, 75: 33–53.
- Valencia, V. J. (1992). Análisis de la regeneración después del tratamiento de “árboles padre” en Atenquique, Jalisco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 17(21): 63–85.
- Vázquez, B. E. (2015). *Efecto de aclareos en una regeneración natural de Pinus rudis Endl. en San José de la Joya, Galeana, Nuevo León*. Tesis. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, 63 p.
- Vera-Vilchis, V. y Rodríguez-Trejo, D. A. (2007). Supervivencia e incremento en altura de *Pinus hartwegii* a dos años de quemas prescritas e incendios experimentales. *Agrociencia*, 41(2): 219–230.
- Villanueva-Jiménez, E., Villegas-Ríos, M., Cifuentes-Blanco, J. y León-Avendaño, H. (2006). Diversidad del género *Amanita* en dos áreas con diferente condición silvícola en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 77: 17–22.
- Wolf, J. H. D. (2005). The response of epiphytes to anthropogenic disturbance of pine-oak forests in the highlands of Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 212 (1–3): 376–393. doi:10.1016/j.foreco.2005.03.027

## V. ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN: BAJA INTENSIDAD DEL MANEJO FORESTAL NO AFECTA LA DIVERSIDAD ARBÓREA, EN BOSQUE DE PINO-ENCINO EN EL NORTE DE MÉXICO.

### Low-intensity forest management does not affect tree diversity of pine-oak forests in northern Mexico

#### Resumen

Un reto importante de las prácticas silvícolas es la conservación de la diversidad arbórea a la par de cumplir con los objetivos tradicionales del manejo forestal, como es la producción forestal. El objetivo de este estudio fue evaluar los cambios de diversidad arbórea, antes y después de la aplicación de tratamientos silvícolas en un bosque del ecosistema templado-frío en el norte de México. Para ello, se establecieron 15 parcelas experimentales de 2500 m<sup>2</sup> y se aplicaron los tratamientos: manejo intensivo (corta a matarrasa), manejo semi-intensivo (corta de selección, remoción al 60%), manejo conservador (corta de selección, remoción del 30%) y sin manejo (testigo). A cada árbol, se estimaron las variables dasométricas: área basal, cobertura, volumen fustal y volumen total y se registró la especie a la que pertenece. Se calculó el índice de valor de importancia (IVI) por especie, y la diversidad alfa y similitud antes y después de los tratamientos. Se registraron 18 especies, pertenecientes a cinco géneros y cinco familias. Las especies con mayor valor ecológico fueron *Pinus durangensis*, *P. teocote*, *Quercus sideroxyla* y *Quercus convallata*, con valores de IVI de 13.6-24.5%. La diversidad alfa es media (Margalef: 2.9 a 3.8), mientras que la dominancia y equidad van de media a alta (Simpson: 0.69 a 0.77, Shannon-Wiener: 1.44 a 1.6 y Pielou: 0.76 a 0.85). En el escenario conservador, la similitud de especies (Sorensen, Jaccard, Sorensen cuantitativo y Morisita-Horn) es alta (88 al 99%) a pesar de los cambios de abundancia. No hubo diferencias significativas de valores IVI e indicadores de diversidad antes y después de aplicados los tratamientos. Al relacionar indicadores de diversidad con variables dasométricas, no se identificó una relación

fuerte y significativa entre ellos. Se concluye que la corta de selección con remoción al 30% del área basal, no reflejó cambios en la diversidad arbórea. Estos resultados pueden ayudar a comprender el efecto de las prácticas silvícolas tradicionales en la composición de las especies y que, si se aplican como se sugiere aquí, el manejo forestal es totalmente compatible con la diversidad arborea.

**Palabras clave:** Biodiversidad; valor de importancia; Índices de diversidad; Tratamientos silvícolas.

### **Abstract**

An important challenge for silvicultural practices is the conservation of tree diversity while fulfilling the traditional objectives of forest management such as timber harvesting. The purpose of this study was to analyze the changes in tree diversity before and after silvicultural treatments in temperate forests of northern Mexico. Fifteen 2,500-m<sup>2</sup> experimental plots were established to evaluate the effect of three silvicultural practices in the diversity of trees. These included intensive management (clearcut), semi-intensive management (selection cut, removal of 60%), conservative management (selection cut, removal of 30%), and a no treatment management (control). Basal area, canopy cover, tree and site volume were measured in each plot. The importance value index (IVI), alpha diversity, and evenness were estimated before and after treatments. Eighteen species belonging to five genera and five families were found in the study area. The species with the highest ecological values were *Pinus durangensis*, *P. teocote*, *Quercus sideroxylla* and *Quercus convallata* with IVI numbers between 13.6 and 24.5%. Alpha diversity was intermediate (Margalef: 2.9 to 3.8), while dominance and evenness were above average estimates (Simpson: 0.69 to 0.77; Shannon-Wiener: 1.44 to 1.6; Pielou: 0.76 to 0.85). The species evenness index in the conservative treatment was high (Sorensen, Jaccard, quantitative Sorensen and Morisita-Horn; 88 to 99%), although abundance changes. Overall, there were no significant differences in IVI values and diversity indicators before and after treatments. When associating the diversity values with some stand variables it was not possible to identify a significant relationship between them. We concluded that the selection

treatment and removals of 30% of basal area did not show significant changes in tree diversity. These results can help to better understand the effect of traditional silvicultural practices on species composition and that, if they are applied as here suggested, forest management is fully compatible with tree diversity.

**Keywords:** Biodiversity; Importance Value Index; Diversity Indices; Silvicultural treatments.

## **Introducción**

Un ecosistema se concibe como el conjunto de organismos y su medio físico interactuando en un lugar [1] y la biodiversidad como la variedad y variabilidad de los seres vivos y de los complejos ecológicos que integran [2]. El ecosistema y la biodiversidad están estrechamente relacionados, siendo la diversidad una característica estructural de los ecosistemas y la variabilidad entre los ecosistemas un elemento de la biodiversidad [3]. Los ecosistemas forestales proveen de manera simultánea, dinámica y compleja una gran diversidad de servicios [4]. Los servicios ecosistémicos son los beneficios que las personas reciben de los ecosistemas (incluyendo la regulación del clima, calidad del agua, alimentos, madera, recreación, entre otros) y los cambios en la diversidad biológica influyen en los servicios que se brindan [5]. La diversidad vegetal tiene múltiples roles en la provisión de servicios, por ejemplo: regulador fundamental de los procesos ecosistémicos, servicio final en sí mismo y bien ecosistémico [6]. Así pues, en áreas forestales con aprovechamiento forestal maderable; la conservación de la diversidad vegetal, particularmente la diversidad arbórea, es de vital importancia para el ecosistema.

El manejo forestal comprende las decisiones y actividades encaminadas al aprovechamiento, conservación y fomento de los recursos forestales de manera ordenada, procurando satisfacer las necesidades de la sociedad actual y futura [7]. La composición y abundancia de las especies arbóreas son atributos primarios de los ecosistemas forestales, que necesariamente se ven afectados por efecto del manejo forestal a través de las prácticas silvícolas [8], [9]. El manejo forestal a través de sus

prácticas silvícolas crea estructuras forestales que influyen en la diversidad y riqueza de especies, estas interacciones intrínsecamente asociadas son complejas, ya que diferentes sistemas de manejo y diversos tipos de ecosistemas conducen a distintas funciones y servicios del ecosistema [10]–[12]. La relación entre diversidad arbórea y la productividad primaria de los bosques debe tender hacia una relación positiva, donde más diversidad implica un mayor potencial para proveer distintos servicios ambientales y una superior resiliencia después de una perturbación (caso del aprovechamiento maderable, después de aplicado un tratamiento silvícola) [13], [14]. Dependiendo del tipo de tratamiento silvícola y la etapa de sucesión del bosque, se determina el efecto del manejo forestal sobre la diversidad arbórea [15]. Conservar la diversidad arbórea es pues una condición que se puede manipular a través del manejo forestal para mantener productivos los ecosistemas forestales [16].

A nivel global se comparó la diversidad de especies para los ecosistemas templados y boreales con y sin manejo, clasificando los tipos de manejo del mejor al peor en: sistemas de selección (cortas de selección) y retención (árboles padres), cortas totales (matarraza), sistemas agroforestales y plantaciones comerciales [17]. Varios autores han encontrado que la diversidad arbórea aumenta la productividad de los rodales [15], [16], [17]. Particularmente, las cortas de selección (individual o grupal) afectan positivamente la diversidad de especies del sotobosque en comparación con las cortas de regeneración intensivas (matarraza, árboles padres) [15]. También se ha reportado que la productividad forestal se incrementa significativamente en bosques con mezclas de especies arbóreas a comparación con masas monoespecíficas [11]. Sin embargo, hay quienes han reportado que el manejo forestal sobre la diversidad, o no tiene ningún efecto, o presenta efectos tanto positivos como negativos [18], [19]. Las diferentes respuestas se pueden explicar, ya que el efecto dependerá del grupo ecológico, etapa sucesional, tipo de manejo, temporalidad y espacialidad de la perturbación.

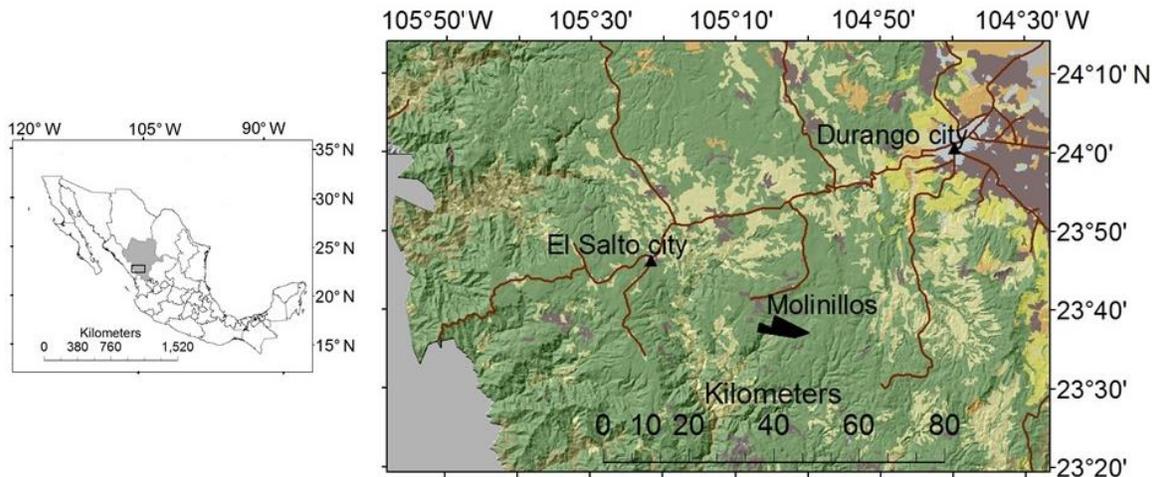
Los bosques con extracción maderable con cambios en la composición arbórea tuvieron el mayor efecto en la riqueza de especies [18], [20]. Mantener las mezclas de especies arbóreas y sus efectos positivos en las funciones del ecosistema a escala de

rodal, es hoy en día un desafío en los bosques templados donde la diversidad arbórea es de tipo intermedio [21]. En los casos donde los bosques son manejados por los propietarios, generalmente éstos tienen mayor en los bienes y servicios con beneficios económicos inmediatos, como consecuencia el manejo forestal tradicional tiene como objetivo principal aumentar la producción de madera y su rentabilidad económica al corto o mediano plazo [7], [20], [22]. La importancia de tener sistemas silvícolas que conserven la diversidad arbórea y cumplan con los objetivos tradicionales de manejo forestal, ha llevado a evaluar los impactos de las técnicas de manejo sobre la conservación de la diversidad en general y demás servicios ecosistémicos [23].

Considerando lo anterior, el objetivo del presente estudio fue evaluar a nivel local los cambios en la diversidad arbórea, antes y después de la aplicación de diferentes escenarios de manejo, mediante tratamientos silvícolas intensivos, semi-intensivos y conservadores; además de un escenario sin manejo. Las preguntas de investigación fueron: ¿Las especies arbóreas de mayor y menor importancia ecológica, se ven afectadas en su jerarquía por la aplicación de diferentes escenarios de manejo forestal?, ¿Cuál es el comportamiento de la diversidad arbórea, antes y después de aplicar los diferentes escenarios de manejo forestal? y ¿Cuál es el escenario de manejo forestal, donde la diversidad de especies arbóreas no refleja cambios significativos y se obtiene un aprovechamiento maderable? Al final, se discuten algunas implicaciones del manejo forestal en la conservación de la diversidad arbórea en este tipo de bosques.

## **Materials and Methods**

El área de estudio se localiza en bosques del ecosistema templado-frío en el norte de México, dentro del macizo montañoso de la Sierra Madre Occidental, particularmente en el predio forestal “Molinillos”, que se ubica en la parte centro sur del estado de Durango (Figura 1). Su vegetación es un bosque de pino-encino y topográficamente se distingue por la presencia de cañones, mesetas y elevaciones hasta de 2800 msnm [24].



**Figura 1.** Mapa mostrando la ubicación del P.P. Molinillos, Durango, Durango, México.

Los escenarios de manejo forestal evaluados fueron: intensivo, semi-intensivo, conservador y sin manejo. El tratamiento intensivo [T4] es la corta de regeneración (CR) a matarrasa con remoción del 98-100% del área basal (AB); el tratamiento semi-intensivo [T3] con CR de selección con remoción del 59-61% del AB; el tratamiento conservador [T2] es la CR de selección con 29-31% de remoción del AB; y sin manejo o testigo [T1] con el 0% de remoción. Las parcelas experimentales se establecieron en un diseño simple aleatorio, con cuatro tratamientos y cuatro repeticiones, a excepción del T4 con tres repeticiones. Para no confundir la condición de la parcela, se identificó con la letra G como el grupo de parcelas antes de aplicar el tratamiento y con la letra T a las parcelas después de aplicar el tratamiento.

Las parcelas son de forma circular, con área total de 2500 m<sup>2</sup> (radio de 28.21 m) y área útil de 1,000 m<sup>2</sup> (radio de 17.84 m). Las parcelas se establecieron en octubre de 2014, los tratamientos fueron aplicados en noviembre de 2015 y fueron re-evaluadas en octubre de 2016. En estas parcelas se identificaron las especies arbóreas con diámetro normal (diámetro a la altura de 1.3 m) mayor o igual de 7.5 cm.

Los criterios usados para la remoción del área basal en cada parcela, al aplicar los tratamientos, fueron: a) remoción de individuos de forma proporcional al área basal

correspondiente al tratamiento, b) la distribución residual del arbolado para proteger las condiciones del suelo o plántulas, c) eliminación del arbolado enfermo, con plaga o mal conformado y d) el aseguramiento de la producción de semilla con árboles maduros y de buena calidad maderable dentro de la parcela. No se consideró un diámetro límite de corta.

### *Análisis de información*

Antes y después de aplicar los tratamientos las parcelas se caracterizaron dasométricamente, es decir, se estimó: AB, cobertura, número de árboles, volumen fustal y total árbol. Para el cálculo de los volúmenes se utilizaron las funciones generadas para la región forestal donde se ubica el área de estudio [25].

Para evaluar los efectos del manejo sobre la diversidad arbórea en cada parcela, se consideraron los siguientes indicadores: índice de valor de importancia (IVI) por género y especie, diversidad alfa e índices de similitud. El IVI es un índice estructural utilizado para jerarquizar la dominancia de cada especie en rodales mezclados [30], por lo que determinará el grado de jerarquía vegetativa de la especie o género dentro de la parcela. Los cálculos fueron realizados, antes y después de aplicar las cortas por escenario de manejo forestal. El índice de valor de importancia ecológica por especie arbórea se determinó por su abundancia (por número de individuos), dominancia (en función del área de copa) y frecuencia (considerando el número de individuos en cada parcela de investigación). El índice de valor de importancia relativo se presenta en valores porcentuales [26] – [29].

La diversidad alfa estimará la diversidad arbórea, para ello se parte de índices para estimar la riqueza específica (cuantificación del número de especies presentes) y estructura de la comunidad (la distribución proporcional del valor de importancia de cada especie por parcela) [32]. Para cuantificar la riqueza específica se utilizó el índice de riqueza de especies (S) y el Índice de Margalef (Dmg). La estructura de la comunidad, se estimó a través de su dominancia por el índice de diversidad de Simpson ( $\lambda$ ) y por equidad con el índice de Shannon-Weiner (H') e índice de Pielou (J')

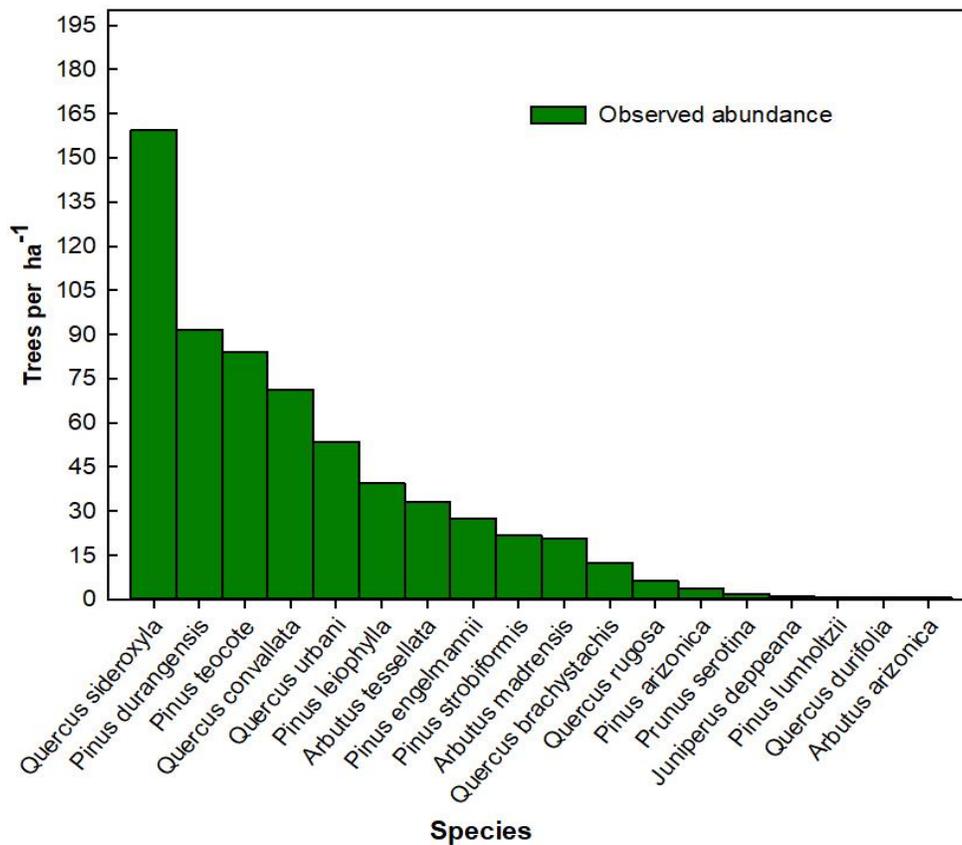
[31], [32]. Además, se hizo una relación de asociación entre variables dasométricas e índices de diversidad alfa, mediante el coeficiente de Spearman, el cual no es influenciado por datos atípicos [33]. Los índices de similitud expresarán por las especies presentes, el grado de semejanza entre parcelas, antes y después de aplicar los tratamientos. Los índices estimados fueron de tipo cualitativo (coeficiente de Sorensen [IS] y Coeficiente de Jaccard [IJ]) y cuantitativos (índice de Sorensen cuantitativo [IScuant] e Índice de Morisita-Horn [IM-H])[32]. Cabe señalar que se estimaron varios índices, con la finalidad de asegurar que estos pudieran detectar las mínimas diferencias entre tratamientos [31].

Previo al análisis estadístico, se hizo una auditoría de datos y se analizaron las variables y valores de índices calculados; se les probó la distribución normal (Prueba de Shapiro-Wilks) y homocedasticidad (test de Levene) de los datos para usar el ANOVA de un factor, o en su defecto la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis bajo la hipótesis alternativa de diferencias de medias o medianas. De existir diferencias se analizarían con las comparaciones múltiples de Diferencia Mínima Significativa (DMS) o en su versión no paramétrica de Mann-Whitney. El nivel de significancia fue de  $p \geq 0.05$  y se utilizó el programa SAS (System Analysis Statistical) [33], [34].

## Resultados

Se registraron para los grupos arbóreo y arbustivo 5 familias: *Pinaceae*, *Fagaceae*, *Ericaceae*, *Cupressaceae* y *Rosaceae*; 5 géneros: *Pinus*, *Quercus*, *Arbutus*, *Juniperus* y *Prunus* y 18 especies: *Pinus durangensis* Martínez, *P. arizonica* Engelman, *P. leiophylla* Schl. & Cham, *P. teocote* Schlecht. & Cham., *P. engelmannii* Carr., *P. lumholtzii* Rob. & Fern., *P. strobiformis* Engelman, *Quercus sideroxylla* Humb. & Bonpl., *Q. rugosa* Née, *Q. convallata*, *Q. brachystachys* Benth., *Q. urbanii*, *Q. durifolia* Seemen ex Loes., *Juniperus deppeana* Steud., *Arbutus madrensis* S. González, *A. tessellata* P.D. Sørensen, *A. arizonica* y *Prunus serótina* Ehrh. El promedio de las parcelas en abundancia y área basal, antes de aplicar los tratamientos fue de 632 árboles  $ha^{-1}$  y 18.96  $m^2 ha^{-1}$ , respectivamente. Las especies más abundantes fueron *Q. sideroxylla* (149 árboles  $ha^{-1}$ ) y *P. durangensis* (112 árboles  $ha^{-1}$ ); las menos

abundantes, con menos de 4 árboles  $\text{ha}^{-1}$ , fueron: *Prunus serótina*, *Juniperus deppeana*, *P. lumholtzii*, y *A. arizonica*. (Figure 2).



**Figura 2.** Abundancia de especies, antes de la aplicación de los tratamientos silvícolas en el área de estudio del predio Molinillos, Durango, México.

La diferencia de diámetros normales y alturas totales, antes y después de aplicados los tratamientos no mostraron cambios relevantes, el valor máximo en diámetro fluctuó de 40 a 65 cm y la altura total en 27 a 30 m; no así en las variables de cobertura, área basal y volúmenes los cuales fluctuaron en relación al nivel de remoción por tratamiento (Tabla 1). El volumen total árbol (fuste, ramas y ramillas) cortado promedio, para el escenario conservador fue de  $67.75 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , el semi-intensivo de  $143.82 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  y el intensivo de  $152 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ .

**Tabla 1.** Características dasométricas por grupo de parcelas antes y después de aplicados los tratamientos, en área de investigación en bosque del ecosistema templado-frío, Durango, México.

Variable dasométrica	Antes de la corta				Después de la corta			
	G1	G2	G3	G4	T1 (0%)	T2 (30%)	T3 (60%)	T4 (100%)
No. de árboles por ha	805	645	665	747	805	500	368	0
Diámetro normal (DN) promedio	16.40	17.78	17.67	14.89	16.40	16.61	15.29	0
DN máximo	64.70	55.80	79.10	56.20	64.70	53.00	40.70	0
DN mínimo	7.50	7.50	7.50	7.50	7.5	7.5	7.5	0
Altura total (AT) promedio	10.78	11.17	10.83	9.58	10.78	10.62	9.73	0
AT máximo	30.00	29.90	28.00	30.00	30.00	29.90	27.30	0
AT mínimo	2.30	2.70	2.14	1.90	2.3	2.7	2.14	0
Área basal	23.20	21.18	22.07	14.12	23.20	14.49	8.65	0
Cobertura o AC	12072.	7490.5	9063.4	5706.1	12072.	5652.9	3854.5	0
	1				1	2	2	
Volumen fustal (V)	199.58	178.53	186.38	134.35	199.58	122.11	69.32	0
Volumen total (VT)	231.34	210.88	223.14	152.00	231.34	143.13	79.32	0
Intensidad de corta promedio aplicado (%)	-	-	-	-	0	31.68	60.28	100

G=Grupo de parcelas antes de aplicar el tratamiento, T1=Tratamiento con 0% de remoción, T2=Tratamiento con remoción del 29-31% de AB, T3=Tratamiento con remoción del 59-61% de AB, T4= Remoción del 98-100% de AB, DN=diámetro normal (diámetro a 1.3 m de altura) en cm, AT= altura total (m), AB= Área basal (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>), AC=Área de copa (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>), V=Volumen fustal (m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup>), VT=Volumen total árbol (m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>).

### Índice de valor de importancia

La abundancia absoluta (árboles·ha<sup>-1</sup>) y área basal antes de aplicar el tratamiento (G) no mostró diferencias estadísticas significativas (abundancia:  $F_{[p=0.734]}=0.432$ ; área basal:  $F_{[p=0.889]}=0.208$ ). Después de aplicar los tratamientos, la abundancia y el área basal mostraron una tendencia descendente con diferencias estadísticas significativas (abundancia:  $F_{[p=0.0001]}=16.755$ ; área basal:  $F_{[p=0.0001]}=13.346$ ).

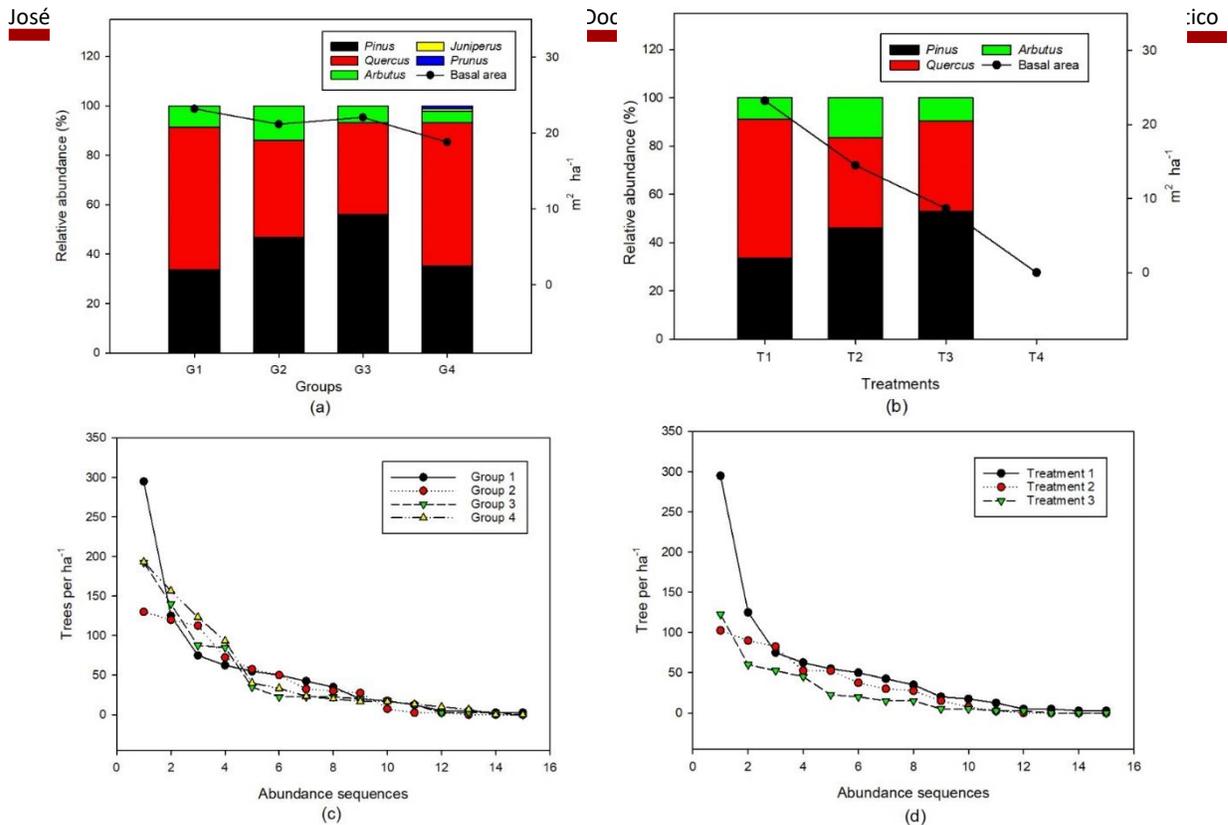
Los géneros *Pinus* y *Quercus* fueron los de mayor abundancia (Tabla 2, Figura 3). No se registraron cambios significativos por efecto del tratamiento en las especies de mayor abundancia (>50%): *Q. sideroxylla* (T1, T2 y T3), *Q. convallata* (T1), *P. durangensis* (T1, T2 y T3), *P. leiophylla* (T3) y *P. teocote* (T2 y T3) (Tabla 3). El género menos abundante, antes y después de aplicar los tratamientos, fue *Arbutus*, con menos de 16%

Tabla 2. Valores ecológicos por género, antes y después de aplicado el tratamiento en bosque del ecosistema templado-frío, Durango, México.

Género	Antes de la corta (G)								Después de la corta (T)							
	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI		Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI	
	AB	N	AR	AC	DR	FA	FR	%	AB	N	AR	AC	DR	FA	FR	%
	<b>Tratamiento 0% remoción</b>															
<i>Quercus</i>	10.70	465	57.8	5499	45.6	3.00	36.36	46.56	10.70	465	57.76	5499	45.55	3.0	36.36	46.56
<i>Pinus</i>	11.00	270	33.5	5918	49	4.00	48.48	43.68	11.00	270	33.54	5918	49.02	4.0	48.48	43.68
<i>Arbutus</i>	1.50	70	8.7	655	5.42	1.25	15.15	9.76	1.50	70	8.70	655	5.42	1.3	15.15	9.76
<b>Total</b>	23.20	805	100	12072	100	8.25	100	100	23.20	805	100	12072	100	8.25	100	100
	<b>Tratamiento 30% remoción</b>															
<i>Pinus</i>	12.51	303	46.9	4199	56.1	3.00	46.15	49.70	9.13	230	46	3693	58.62	2.5	41.67	48.76
<i>Quercus</i>	6.88	253	39.1	2586	34.5	2.25	34.62	36.09	4.42	188	37.5	1702	30.12	2.25	37.50	35.04
<i>Arbutus</i>	1.78	90	14	706	9.42	1.25	19.23	14.20	0.95	82.5	16.5	637	11.26	1.25	20.83	16.20
<b>Total</b>	21.18	645	100	7490	100	6.50	100	100	14.49	500	100	6032	100	6.00	100	100
	<b>Tratamiento 60% remoción</b>															
<i>Pinus</i>	13.86	373	56	5325	58.7	3.75	53.57	56.11	6.10	195	53.06	3193	64.62	3.25	52.00	56.56
<i>Quercus</i>	7.84	248	37.2	3463	38.2	2.00	28.57	34.67	2.28	138	37.41	1152	29.90	1.75	28.00	31.77
<i>Arbutus</i>	0.37	45	6.77	275	3.04	1.25	17.86	9.22	0.27	35	9.52	211	5.48	1.25	20.00	11.67
<b>Total</b>	22.07	665	100	9063	100	7.00	100	100	8.65	368	100	4557	100	6.25	100	100
	<b>Tratamiento 100% remoción</b>															
<i>Pinus</i>	10.34	263	35.3	3029	53.1	3.33	40.00	42.79	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Quercus</i>	7.75	433	58	2188	38.3	2.67	32.00	42.78	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Arbutus</i>	0.61	33	4.46	321	5.63	1.33	16.00	8.70	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Juniperus</i>	0.06	7	0.89	41.9	0.73	0.67	8.00	3.21	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prunus</i>	0.07	10	1.34	126	2.21	0.33	4.00	2.51	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Total</b>	18.82	747	100	5706	100	8.33	100	100	-	-	-	-	-	-	-	-

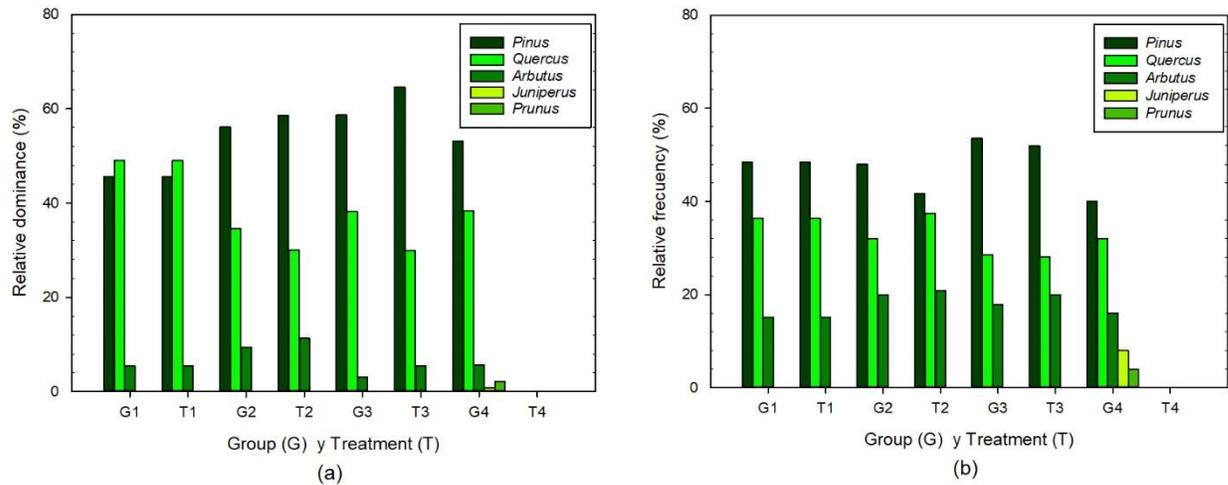
AB: Área basal ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ), N: Número de árboles por ha, AR: Abundancia relativa (%), AC=Área de copa ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ), DR: Dominancia relativa (%), FA: Frecuencia absoluta, FR: Frecuencia relativa (%), IVI: Índice de valor de importancia.

La cobertura arbórea ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ) entre parcelas antes de aplicar los tratamientos, no mostró diferencias estadísticas significativas ( $F_{[p=0.182]}=1.935$ ). Las especies dominantes, que abarcan más del 35% de la cobertura, son: *Q. sideroxylla* (T1, T3), *P. durangensis* (T2), *P. teocote* (T2, T3) y *P. strobiformis* (T1) (Tabla 3, Figura 4). Por efecto de aplicación de tratamiento, hubo un aumento relativo en la dominancia relativa del género *Pinus* y descenso en *Quercus* y *Arbutus* (Tabla 2 y Figura 4). Se perdieron las especies *P. strobiformis* (T2), *P. arizonica* (T3), *Q. rugosa* (T3) y el total de especies en el T4. Las especies menos dominantes fueron: *A. arizonica* (T1), *P. leiophylla* (T2) y *Q. convallata* (T3). La cobertura ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ) entre tratamientos reveló diferencias estadísticas significativas ( $F_{[p=0.002]}=9.940$ ).



**Figura 3.** Condición de abundancia y área basal, y secuencias de abundancia por especie: (a) y (c) antes de la aplicación del tratamiento, (b) y (d) después de la aplicación del tratamiento en bosque del ecosistema templado-frío, Durango, México.

La frecuencia relativa fue similar antes y después de aplicar los tratamientos (Tabla 2 y Figura 4). Las especies con mayor frecuencia son: *Q. sideroxylla*, *Q. convallata*, *P. strobiformis*, *P. durangensis* y *P. teocote*, mientras que las menos frecuentes fueron *Q. durifolia*, *P. lumholtzii*, *P. leiophylla*, *A. arizonica*, *J. deppeana* y *P. serotina* (Tabla 3).



**Figura 4.** (a) Dominancia relativa antes y después de la aplicación del tratamiento y (b) Frecuencia relativa, antes y después de la aplicación del tratamiento en bosque del ecosistema templado-frío, Durango, México.

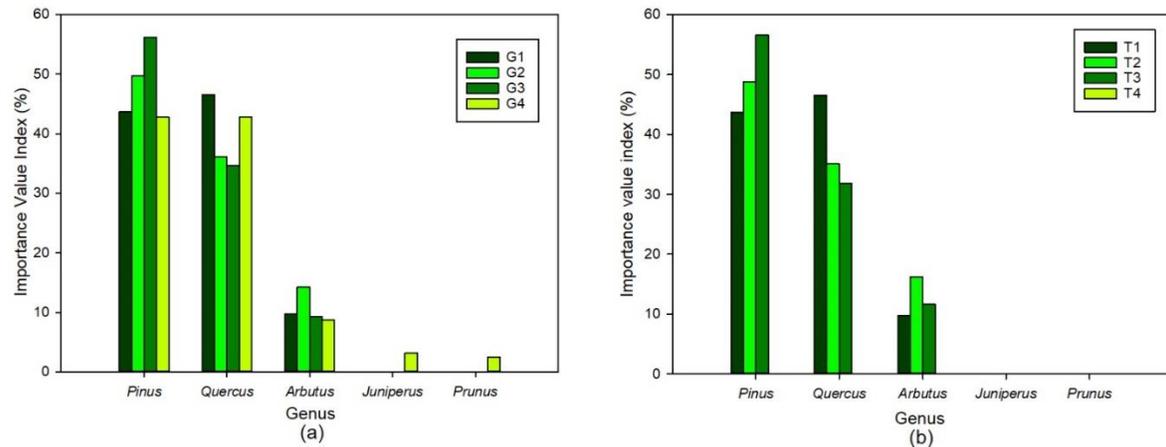
Los géneros con mayor importancia ecológica fueron *Pinus* (42-56%) y *Quercus* (34-46%), sin cambio significativo después de la corta, a excepción del T1 que no se intervino silvícolamente y T4 que tuvo remoción total (Tabla 2 y Figura 5). Las especies con mayor valor ecológico por escenario, antes y después de aplicados los tratamientos, fueron: *Q. sideroxylla* (G1-T1 y G3-T3) y *P. durangensis* (G2-T2 y G4) con valores del 18-24% (Tabla 3). La especie más raras y con menor valor ecológico antes de aplicados los tratamientos fueron: *Q. brachystachys*, *P. lumholtzii* y *A. arizonica* (G1), *P. leiophylla*, *Q. rugosa* y *P. strobiformis* (G2), *Q. convallata* y *Q. durifolia* (G3) y *Prunus serotina* (G4) con valores menores al 2.5% (Tabla 3). La especies más raras y con menor valor ecológico después de aplicados los tratamientos fueron: *Q. brachystachys*, *P. lumholtzii* y *Arbutus arizonica* (T1), *P. leiophylla* y *Q. rugosa* (T2), *Q. convallata*, *Q. durifolia* y *A. arizonica* (T3), con valores menores al 2% (Tabla 3). Derivado de la aplicación de los tratamientos, de manera general, hubo un aumento relativo en los valores de IVI.

Tabla 3. Valores ecológicos de las especies arbóreas, antes y después del aprovechamiento, por tratamiento en bosque del ecosistema templado-frío, Durango, México.

Especie	Antes de la corta (G)								Después de la corta (T)							
	AB	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI	AB	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI
		N	AR	AC	DR	FA	FR	%		N	AR	AC	DR	FA	FR	%
<b>Tratamiento 0% remoción</b>																
<i>Quercus sideroxyla</i>	6.15	295	36.6	2986	24.7	1	12.1	24.5	6.15	295	36.6	2986	24.7	1	12.1	24.5
<i>Quercus convallata</i>	3.91	125	15.5	1939	16.1	0.75	9.09	13.6	3.91	125	15.5	1939	16.1	0.75	9.09	13.6
<i>Pinus strobiformis</i>	2.74	55	6.83	2324	19.3	1.00	12.1	12.7	2.74	55	6.83	2324	19.3	1	12.1	12.7
<i>Pinus durangensis</i>	2.19	75	9.32	871	7.22	0.75	9.09	8.54	2.19	75	9.32	871	7.22	0.75	9.09	8.54
<i>Pinus leiophylla</i>	3.53	42.5	5.28	1424	11.8	0.5	6.06	7.71	3.53	42.5	5.28	1424	11.8	0.5	6.06	7.71
<i>Pinus teocote</i>	1.28	62.5	7.76	577	4.78	0.5	6.06	6.2	1.28	62.5	7.76	577	4.78	0.5	6.06	6.2
<i>Arbutus tessellata</i>	1.13	50	6.21	522	4.32	0.5	6.06	5.53	1.13	50	6.21	522	4.32	0.5	6.06	5.53
<i>Quercus urbanii</i>	0.51	35	4.35	399	3.3	0.5	6.06	4.57	0.51	35	4.35	399	3.3	0.5	6.06	4.57
<i>Pinus engelmannii</i>	0.44	20	2.48	207	1.72	0.75	9.09	4.43	0.44	20	2.48	207	1.72	0.75	9.09	4.43
<i>Arbutus madrensis</i>	0.36	17.5	2.17	126	1.04	0.5	6.06	3.09	0.36	17.5	2.17	126	1.04	0.5	6.06	3.09
<i>Pinus arizonica</i>	0.79	12.5	1.55	496	4.11	0.25	3.03	2.9	0.79	12.5	1.55	496	4.11	0.25	3.03	2.9
<i>Quercus rugosa</i>	0.03	5	0.62	15.9	0.13	0.5	6.06	2.27	0.03	5	0.62	15.9	0.13	0.5	6.06	2.27
<i>Quercus brachystachys</i>	0.1	5	0.62	159	1.32	0.25	3.03	1.66	0.1	5	0.62	159	1.32	0.25	3.03	1.66
<i>Pinus lumholtzii</i>	0.02	2.5	0.31	18.3	0.15	0.25	3.03	1.16	0.02	2.5	0.31	18.3	0.15	0.25	3.03	1.16
<i>Arbutus arizonica</i>	0.01	2.5	0.31	7.47	0.06	0.25	3.03	1.13	0.01	2.5	0.31	7.47	0.06	0.25	3.03	1.13
<b>Total</b>	23.2	803	100	12065	100	8.25	100	100	23.2	803	100	12065	100	8.25	100	100
<b>Tratamiento 30% remoción</b>																
<i>Pinus durangensis</i>	5.75	113	17.4	1940	25.9	0.75	11.5	18.3	4.21	82.5	16.5	1940	27.6	0.75	12.5	18.9
<i>Pinus teocote</i>	3.73	130	20.2	1428	19.1	1.00	15.4	18.2	2.55	103	20.5	1058	18.7	0.75	12.5	17.2
<i>Quercus sideroxyla</i>	1.64	120	18.6	897	12	0.5	7.69	12.8	0.95	90	18	470	8.31	0.5	8.33	11.5
<i>Pinus engelmannii</i>	2.92	50	7.75	782	10.4	0.75	11.5	9.91	2.3	37.5	7.5	680	12	0.75	12.5	10.7
<i>Quercus brachystachys</i>	2.4	72.5	11.2	700	9.34	0.75	11.5	10.7	1.82	27.5	5.5	653	11.6	0.25	4.17	7.07
<i>Quercus convallata</i>	1.3	57.5	8.91	535	7.14	0.5	7.69	7.92	1.27	52.5	10.5	453	8.01	0.75	12.5	10.3
<i>Arbutus tessellata</i>	2.13	30	4.65	680	9.08	0.25	3.85	5.86	0.65	52.5	10.5	492	8.71	0.5	8.33	9.18
<i>Quercus urbanii</i>	0.48	32.5	5.04	171	2.28	0.75	11.5	6.28	0.23	15	3	94.9	1.68	0.5	8.33	4.34
<i>Arbutus madrensis</i>	0.56	27.5	4.26	277	3.7	0.5	7.69	5.22	0.3	30	6	144	2.55	0.75	12.5	7.02
<i>Quercus rugosa</i>	0.07	7.5	1.16	14.8	0.2	0.25	3.85	1.74	0.16	2.5	0.5	31.4	0.56	0.25	4.17	1.74
<i>Pinus leiophylla</i>	0.16	2.5	0.39	31.4	0.42	0.25	3.85	1.55	0.07	7.5	1.5	14.8	0.26	0.25	4.17	1.98
<i>Pinus strobiformis</i>	0.05	2.5	0.39	34.6	0.46	0.25	3.85	1.57	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Total</b>	21.2	645	100	7490	100	6.5	100	100	14.5	500	100	5653	100	6	100	100
<b>Tratamiento 60% remoción</b>																
<i>Quercus sideroxyla</i>	5.43	193	28.9	2438	26.9	0.75	10.7	22.2	1.91	123	33.3	969	25.1	0.75	12	23.5
<i>Pinus teocote</i>	5.6	140	21.1	2187	24.1	1.00	14.3	19.8	2.6	60	16.3	1057	27.4	1	16	19.9
<i>Pinus durangensis</i>	3.82	85	12.8	1327	14.6	0.75	10.7	12.7	1.75	45	12.2	1327	16.2	0.75	12	13.5
<i>Pinus leiophylla</i>	2.01	87.5	13.2	871	9.61	0.5	7.14	9.97	0.94	52.5	14.3	416	10.8	0.5	8	11
<i>Pinus strobiformis</i>	1.63	22.5	3.38	649	7.16	0.75	10.7	7.09	0.64	15	4.08	298	7.74	0.5	8	6.61
<i>Quercus urbanii</i>	0.68	20	3.01	367	4.05	0.25	3.57	3.54	0.06	5	1.36	49.3	1.28	0.25	4	2.21
<i>Quercus brachystachys</i>	0.95	17.5	2.63	288	3.17	0.25	3.57	3.13	0.28	5	1.36	84.5	2.19	0.25	4	2.52
<i>Pinus engelmannii</i>	0.42	35	5.26	197	2.18	0.5	7.14	4.86	0.17	22.5	6.12	94.9	2.46	0.5	8	5.53
<i>Quercus convallata</i>	0.74	12.5	1.88	313	3.45	0.25	3.57	2.97	0.02	2.5	0.68	5.18	0.13	0.25	4	1.6
<i>Arbutus tessellata</i>	0.17	22.5	3.38	140	1.55	0.25	3.57	2.83	0.15	20	5.44	128	3.33	0.25	4	4.26
<i>Arbutus madrensis</i>	0.2	22.5	3.38	135	1.49	1.00	14.3	6.39	0.12	15	4.08	83	2.15	1	16	7.41
<i>Quercus durifolia</i>	0.02	2.5	0.38	44.9	0.49	0.25	3.57	1.48	0.02	2.5	0.68	44.9	1.16	0.25	4	1.95
<i>Pinus arizonica</i>	0.38	2.5	0.38	93.5	1.03	0.25	3.57	1.66	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Quercus rugosa</i>	0.02	2.5	0.38	12.8	0.14	0.25	3.57	1.36	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Total</b>	22.1	665	100	9063	100	7.00	100	100	8.65	368	100	3855	100	6.25	100	100
<b>Tratamiento 100% remoción</b>																
<i>Pinus durangensis</i>	6.42	157	21	2115	37.1	1.00	12.0	23.3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Quercus urbanii</i>	4.13	193	25.9	912	16	0.33	4.0	15.3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Quercus convallata</i>	1.83	93.3	12.5	621	8.97	1.00	12.0	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Quercus sideroxyla</i>	1.47	123	16.5	512	10.9	1.00	12.0	11.8	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pinus leiophylla</i>	1.32	40	5.36	408	7.15	0.67	8.0	6.83	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pinus teocote</i>	0.52	20	2.68	284	4.57	0.67	8.0	5.68	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Arbutus madrensis</i>	1.12	33.3	4.46	261	4.97	0.67	8.0	5.22	-	-	-	-	-	-	-	-

<i>Pinus strobiformis</i>	0.33	23.3	3.13	142	2.44	0.67	8.0	4.22	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Arbutus tessellata</i>	0.91	16.7	2.23	139	0.65	0.67	8.0	3.48	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Juniperus deppeana</i>	0.07	10	1.34	126	0.73	0.67	8.0	3.21	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Quercus rugosa</i>	0.57	16.7	2.23	107	2.49	0.33	4.0	3.21	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pinus engelmannii</i>	0.08	13.3	1.79	37.3	1.88	0.33	4.0	2.7	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prunus serotina</i>	0.06	6.67	0.89	41.9	2.21	0.33	4.0	2.52	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Total</b>	<b>18.82</b>	<b>747</b>	<b>100</b>	<b>5706</b>	<b>100</b>	<b>8.33</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	-	-	-	-	-	-	-	-

AB: Área basal (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>), N: Número de árboles por ha, AR: Abundancia relativa (%), AC=Área de copa (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>), DR: Dominancia relativa (%), Fabs: Frecuencia absoluta, FR: Frecuencia relativa (%), IVI: Índice de valor de importancia.



**Figura 5.** Importancia ecológica por género: (a) antes de la aplicación del tratamiento y (b) después de la aplicación del tratamiento en bosque del ecosistema templado-frío, Durango, México.

### *Diversidad y estructura*

La riqueza antes de aplicar tratamientos fue de 18 especies; después de aplicarlos, disminuyó a 16 especies. Las dos especies que se perdieron por efecto de la remoción son *Prunus serotina* y *Juniperus deppeana*, que se localizaban en el grupo de parcelas donde se aplicó la corta de matarrasa. Los índices de diversidad, dominancia y equidad antes y después de los tratamientos se presentan en la Tabla 4 y la Figura 5.

**Tabla 4.** Parámetros estadísticos de índices de diversidad, dominancia y equidad antes y después del aprovechamiento en bosque del ecosistema templado-frío, Durango, México.

Parámetro	Riqueza específica								Estructura											
	Riqueza de especies (S)				Índice de Margalef (Dmg)				Dominancia				Equidad							
	Riqueza de especies (S)				Índice de Margalef (Dmg)				Diversidad de Simpson ( $\lambda$ )				Shannon-Weiner (H')				Equidad de Pielou (J')			
	Antes de la corta																			
Parcelas	G1	G2	G3	G4	G1	G2	G3	G4	G1	G2	G3	G4	G1	G2	G3	G4	G1	G2	G3	G4
Media	8.25	6.50	7.00	8.33	3.83	3.09	3.32	3.94	0.72	0.77	0.70	0.72	1.62	1.57	1.47	1.60	0.77	0.85	0.75	0.76
Mínimo	6.00	6.00	6.00	6.00	2.61	3.01	2.62	3.06	0.52	0.69	0.56	0.62	1.08	1.32	1.08	1.33	0.60	0.68	0.60	0.64
Máximo	10.00	7.00	9.00	11.00	5.02	3.21	4.56	5.27	0.84	0.82	0.80	0.85	2.02	1.82	1.77	2.07	0.88	0.94	0.90	0.86
Error estándar	1.03	0.29	0.71	1.45	0.55	0.04	0.44	0.68	0.07	0.03	0.05	0.07	0.22	0.10	0.17	0.23	0.06	0.06	0.06	0.07
Desv. estándar	2.06	0.58	1.41	2.52	1.10	0.09	0.87	1.17	0.15	0.06	0.11	0.12	0.44	0.21	0.35	0.41	0.12	0.12	0.13	0.11
	Después de la corta																			
Parcelas	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4
Media	8.25	6.00	6.25	-	3.83	2.98	3.41	-	0.72	0.76	0.69	-	1.62	1.54	1.44	-	0.77	0.87	0.79	-
Mínimo	6.00	5.00	4.00	-	2.61	2.63	1.86	-	0.52	0.69	0.46	-	1.08	1.32	0.89	-	0.60	0.74	0.64	-
Máximo	10.00	7.00	9.00	-	5.02	3.45	5.36	-	0.84	0.82	0.81	-	2.02	1.81	1.89	-	0.88	0.93	0.90	-
Error estándar	1.03	0.41	1.11	-	0.55	0.20	0.79	-	0.07	0.03	0.08	-	0.22	0.11	0.23	-	0.06	0.04	0.06	-
Desv. estándar	2.06	0.82	2.22	-	1.10	0.40	1.57	-	0.15	0.05	0.16	-	0.44	0.21	0.46	-	0.12	0.09	0.11	-

G= parcelas antes del tratamiento y T= parcela después del tratamiento

Antes de aplicar los tratamientos, los indicadores de diversidad y dominancia Riqueza de especies (S), Margalef (Dmg), Simpson ( $\lambda$ ), Shannon-Weiner (H') y Pielou (J'), no mostraron diferencias significativas (S:  $F_{[p=0.408]}=1.054$ ; Dmg:  $X^2_{[p=0.563]}=2.044$ ;  $\lambda$ :  $F_{[p=0.897]}=0.196$ ; H':  $F_{[p=0.934]}=0.141$  y J':  $F_{[p=0.719]}=0.455$ ). Después de aplicar los tratamientos, considerando solo al T1, T2 y T3, estos indicadores tampoco mostraron diferencias significativas (S:  $X^2_{[p=0.223]}=2.999$ ; Dmg:  $X^2_{[p=0.694]}=0.731$ ;  $\lambda$ :  $F_{[p=0.804]}=0.223$ ; H':  $F_{[p=0.821]}=0.202$  y J':  $F_{[p=0.459]}=0.851$ ). A excepción del T4, donde existe diferencia con los demás tratamientos por eliminación completa de la diversidad arbórea. Aunque no hubo diferencias significativas entre tratamientos, en relación a la intensidad de corta, se identifica una pequeña disminución en los valores de los índices.

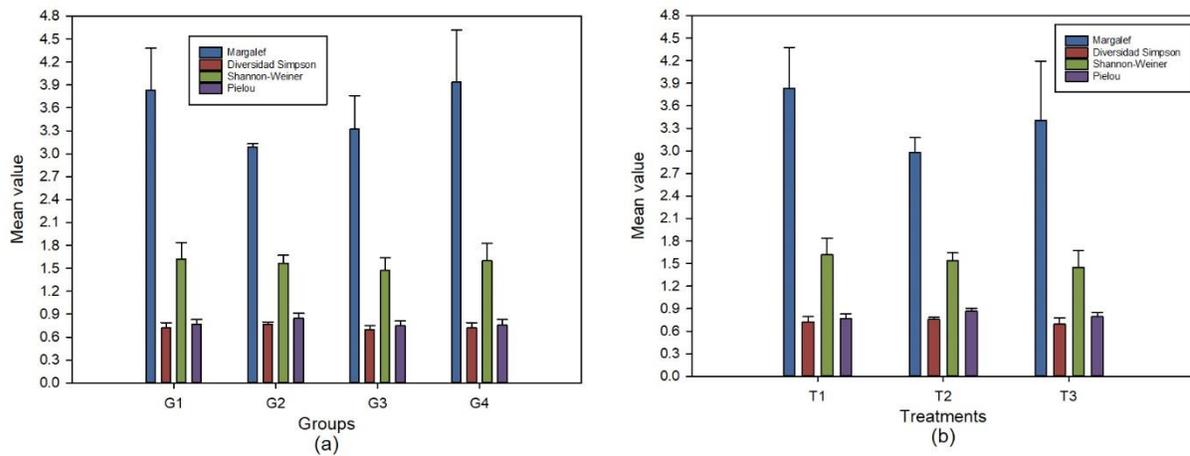


Figura 5. Valor medio y error estándar en índices de diversidad alfa por tratamiento: (a) antes de aplicar los tratamientos y (b) después de aplicar los tratamientos, en bosque del ecosistema templado-frío, Durango, México.

#### *Asociación de variables dasométricas e índices de diversidad*

De acuerdo con el coeficiente de Spearman, las variables dasométricas con una alta asociación son la cobertura, área basal, volumen fustal y volumen total árbol. Los índices de diversidad no mostraron una alta asociación con las variables dasométricas, a excepción del índice de equidad de Pielou que fue significativo con una relación moderada con la cobertura, área basal, volumen fustal y volumen total árbol. Los valores de correlación se muestran en el Tabla 5.

**Tabla 5.** Valores de correlación Pearson entre variables dasométricas e índices de diversidad en bosque del ecosistema templado-frío, Durango, México.

	Área basal (AB)	Cobertura (AC)	Volumen fustal (V)	Volumen en total (VT)	Riqueza especies (S)	Índice de Margalef ( $D_{mg}$ )	Diversidad de Simpson ( $\lambda$ )	Shannon-Weiner (H')	Equidad de Pielou (J')
No. de árboles por ha	0.751**	0.675**	0.647**	0.644**	0.399	0.048	-0.101	-0.049	-0.427*
Área basal (AB)	1	0.893**	0.969**	0.970**	0.03	-0.249	-0.412	-0.358	-0.558**
Cobertura (AC)	0.893**	1	0.879**	0.884**	0.018	-0.273	-0.343	-0.314	-0.514*
Volumen fustal (V)	0.969**	0.879**	1	0.999**	-0.139	-0.403	-0.520*	-0.486*	-0.596**
Volumen total (VT)	0.970**	0.884**	0.999**	1	-0.132	-0.396	-0.516*	-0.481*	-0.593**

\*\* La correlación es significativa en el nivel 0,01, \* La correlación es significativa en el nivel 0,05, AB= Área basal ( $m^2 ha^{-1}$ ), AC=Área de copa ( $m^2 ha^{-1}$ ), V=Volumen fustal ( $m^3 ha^{-1}$ ) y VT=Volumen total árbol ( $m^3 ha^{-1}$ ).

El escenario de corta de selección con remoción al 30% del área basal, en el corto plazo, hizo compatible la cosecha de madera (aprovechamiento de volumen

maderable de  $67.75 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  y  $143.13 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de volumen residual en pie), con la conservación de diversidad arbórea (diversidad media-alta, Índice de Shannon-Wiener: 1.54).

### *Similitud de especies*

De acuerdo con los índices de similitud (Coeficiente de Sorensen ( $I_s$ ), Coeficiente de Jaccard ( $I_j$ ), Sorensen cuantitativo ( $I_{Scuant}$ ) y el índice de Morisita-Horn ( $I_{M-H}$ ), la proporción de especies que comparten las parcelas con la aplicación de los tratamientos decrece (T2, valores de índices de 0.88 a 0.99 y T3 con valores de 0.71 a 0.96). El T1 se mantiene igual y el T4 da valores de cero (Tabla 6 y Figura 6). La composición de especies cambia en escenario de manejo conservador en 1-12 % y en semi-intensivo en 4-28%.

**Tabla 6.** Parámetros estadísticos de índices de similitud para evaluar el antes y después de aplicado el tratamiento en bosque del ecosistema templado-frío, Durango, México.

Parámetro	Índices de similitud			
	Cualitativo		Cuantitativo	
	Coeficiente de Sørensen ( $I_s$ )	Coeficiente de Jaccard ( $I_j$ )	Coeficiente de Sørensen ( $I_{Scuant}$ )	Índice de Morisita-Horn ( $I_{M-H}$ )
<b>Manejo conservador con remoción del 30% del AB (T2)</b>				
Media	0.9575	0.9225	0.8825	0.99
Mínimo	0.91	0.83	0.85	0.98
Máximo	1	1	0.94	1
Error estándar	0.0246	0.0452	0.0202	0.00408
Desv. estándar	0.04924	0.0903	0.0403	0.00816
<b>Manejo conservador con remoción del 60% del AB (T3)</b>				
Media	0.9275	0.875	0.7125	0.96
Mínimo	0.8	0.67	0.66	0.93
Máximo	1	1	0.82	0.98
Error estándar	0.0475	0.0792	0.0368	0.0108
Desv. estándar	0.095	0.1584	0.0736	0.0216

G= parcelas antes del tratamiento y T= parcela después del tratamiento

## Discusion

Los resultados sugieren que al corto plazo no hubo cambios significativos en la diversidad de árboles como consecuencia de los escenarios de manejo conservador (remoción del 30% del AB) y manejo semi-intensivo (remoción del 60% del AB). Esto, a pesar del aumento en volumen total cosechado de las parcelas tratadas, a excepción

de la corta a matarrasa, en donde hubo eliminación total de la vegetación y, al menos en el corto plazo, la diversidad arbórea será nula. En general, los resultados no concuerdan con hallazgos anteriores, tal es el caso de estudios en ecosistemas similares donde se han reportado cambios en la diversidad arbórea como resultado del manejo forestal. Por ejemplo, en un área sin manejo y con manejo (corta de selección, aclareo ligero y árboles padre) en Chihuahua, México la diversidad arbórea fue mayor en el bosque sin manejo, pero la diversidad de especies herbáceas y arbustivas fue mayor en los tratamientos silvícolas de árboles padre y aclareo ligero [46]. En otros estudios, aunque se concluye que el tratamiento de corta de selección mantiene el número de especies arbóreas, se reporta que hay mayor diversidad de especies en rodales sin manejo que aquellos con manejo [36]–[38]. En un bosque templado de Oaxaca, México con el fin determinar la composición, diversidad, similitud florística y valor de importancia de las especies arbóreas, se evaluó la corta de regeneración de árboles padre para un periodo de 5 años y se concluyó que la mezcla de especies en los rodales con tratamiento y áreas adyacentes, se mantiene sin efectos negativos sobre la composición y diversidad de especies, más aún propició un ligero incremento de éstas [39]. La discrepancia de resultados puede deberse a que las áreas evaluadas fueron medidas en un periodo de recuperación más largo (15 años después de la corta) y que la intensidad de corta fue programada o ejecutada sobre volumen y número de árboles.

Al comparar la abundancia relativa, dominancia relativa y frecuencia relativa del antes y después de la corta en los escenarios sin manejo, conservador y semi-intensivo no se observaron cambios significativos para los géneros *Pinus*, *Quercus* y *Arbutus*. Los valores de abundancia relativa fueron del orden del 43 al 56% para *Pinus* y del 31 al 46% para *Quercus*, diferentes a los reportados en estudios realizados en bosques ecológicamente similares y con manejo, donde los valores de la abundancia relativa de *Pinus* es superior al 68% y para *Quercus* inferior al 35% [40], [41]. De acuerdo con otros estudios, las cortas selectivas implican poca disminución en abundancia y número de especies, menor variabilidad de distribución y mayor homogeneidad en la estructura de los bosques de pino-encino [42], [43].

Las especies con los valores más altos de valor de importancia (IVI) en los escenarios sin manejo, conservador y semi-intensivo, no tuvieron cambios significativos antes y después de los tratamientos, a excepción del de matarrasa debido a la remoción total del arbolado. Las cortas de selección registraron pérdidas de especies que coincidieron con las especies de menor valor ecológico. Los resultados fueron similares a reportados en áreas con manejo forestal donde el IVI fue de 32 a 65% para especies de *Pinus* y menor al 30% en especies de *Quercus*, además fueron coincidentes las especies de menor valor ecológico, tales como: *Juniperus sp.*, *Quercus rugosa*, *Prunus serótina*, *Pinus* y *Arbutus tesellata* con valores inferiores al 4% [41], [44]. Los valores de importancia ecológica, son importantes para monitorear el efecto de la corta sobre las especies arbóreas, a fin de evitar la declinación de las especies de mayor valor y la pérdida de especies con un menor valor de IVI.

Al comparar los indicadores de riqueza específica entre parcelas, antes de la corta y después de la corta, no se observaron diferencias significativas a excepción del escenario con corta a matarrasa, que es diferente por la eliminación total de la diversidad arbórea. La riqueza de especies (S) por parcela, antes y después de aplicados los tratamientos vario de 6 a 10 especies y el índice de Margalef ( $D_{mg}$ ) obtuvo valores de 2.9 a 3.8 (diversidad media); resultados que fueron superiores a los obtenidos por otros autores donde el índice de Margalef vario de 0.79 a 1.58 [41], [43], [45], [46], [48].

De acuerdo a la diversidad de especies, el índice de Simpson ( $\lambda$ ) tuvo valores de 0.69 a 0.77 (diversidad media-alta), mostrando poca posibilidad de dominancia para una sola especie. En la equidad, el índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) presento valores de 1.4 a 1.6 y el índice de equidad de Pielou ( $J'$ ), valores de 0.76 a 0.85. Así pues, todos los índices de diversidad mostraron una diversidad media a alta, antes y después de aplicados los tratamientos a excepción de la corta de matarrasa. Estos resultados fueron de superiores a similares a los encontrados en áreas ecológicas equivalentes,

donde el índice de Shannon-Weiner tuvo valores de 0.34-1.58 y el índice de Simpson registro valores de 1.36 a 2.97 [41], [43], [45], [46], [48].

Es de mencionar, que al reducir la densidad del arbolado de manera proporcional al número de individuos por especie, los índices de diversidad no cambian dado que se basan en la proporcionalidad de cada especie; para el presente proyecto la corta fue proporcional al área basal de remoción por tratamiento, considerada a nivel género, independientemente de las especies y considerando la distribución residual del arbolado, eliminación del arbolado enfermo el aseguramiento de la producción de semilla, por tanto los resultados infieren que si la corta no tiende a una especie en particular por su valor comercial la diversidad no se modifica sustancialmente.

La asociación entre las variables dasométricas: área basal, cobertura, volumen fustal y volumen total; con los índices de diversidad alfa (Riqueza de especies [S], Margalef [D<sub>mg</sub>], Simpson [ $\lambda$ ], Shannon-Weiner [H'] y Pielou [J']), no tuvieron una asociación significativa o fuerte entre ellas. Contrariamente, algunos autores han encontrado que los índices de diversidad tienen un valor mayor conforme el área basal aumenta [45], [46].

A nivel de similitud de especies, de acuerdo a sus indicadores, se determinó una similitud mayor al 88% en el escenario conservador y al 71% en el semi-intensivo, siendo las cortas de selección con remoción al 30% del área basal, la que no se modifica sustancialmente, es decir a pesar del cambio de abundancia, la riqueza de especies se mantiene. Se han encontrado resultados similares al evaluar el efecto del manejo en una misma área y 30 años después, donde la similitud de especies cambió en un 16% [27], [46]. Lo anterior muestra que al aplicar los T2 y T3, aunque la abundancia disminuye, la riqueza específica se mantiene.

Dentro de las limitaciones encontradas para la inferencia de resultados hacia otros paisajes productivos, está la temporalidad de medición y escala del paisaje productivo evaluado; por lo que se recomienda crear una red de parcelas de monitoreo

permanente que permitan incluir la mayor variabilidad de condiciones ecológicas (etapas sucesionales), dasométricas y diferentes regímenes de manejo forestal, a fin de hacer compatibles la provisión de diferentes bienes y servicios ecosistémicos como objetivos de manejo.

Los índices seleccionados para determinar la diversidad alfa y similitudes, fueron seleccionados debido a la facilidad de cálculo y fácil interpretación en cambios de abundancia y composición de especies arbóreas. Los índices que tuvieron más sensibilidad al evaluar el efecto de los tratamientos fue: Riqueza de especies (S), índice de Simpson, índice de Shannon y Weiner ( $H'$ ) y en similitud el Coeficiente de Sørensen cuantitativo (IScuant).

#### *Implicaciones para el Manejo Forestal*

Con el fin de conservar la biodiversidad, además de hacer una planificación diversificada del manejo forestal y renunciar al objetivo general de producción intensiva de madera, que prevalece actualmente [10], dentro de los objetivos de manejo se deberá considerar el mantenimiento de la resistencia (influencia de la estructura y composición del ecosistema sobre la perturbación) y resiliencia (influencia de la perturbación en la estructura y composición del ecosistema posterior a la misma) de los ecosistemas hacia distintas perturbaciones (aprovechamiento forestal, incendios, plagas y otras [49]. Para ello se deberá mantener y/o aumentar la diversidad estructural y de especies [50].

Las recomendaciones de manejo para bosques del ecosistema templado-frío en la conservación de la diversidad arbórea, al realizar un aprovechamiento forestal maderable son: a) a nivel regional se debe limitar prescripciones de manejo únicas que reduzcan la heterogeneidad de los paisajes [50], ejemplo de ello es aplicar diversos patrones de cosecha, desde cortas de selección individual y en grupos, hasta cortas de matarrasa que generan distintos tipos de parches y durante la aplicación del manejo forestal se deben promover rodales multiespecíficos de edades irregulares que aumenten su complejidad estructural [51], b) a nivel local, mantener o aumentar la

plantilla fenotípica y genotípica en el ecosistema [50]. Para ello, se debe privilegiar las cortas de regeneración de selección individual, sobre la de selección en grupos y corta de árboles padres, en lugar de las cortas de matarrasa y c) a nivel especie se debe considerar en la programación y ejecución de los planes de manejo a todas las especies arbóreas con el mismo peso y no solo a las económicamente importantes, es decir, contemplar remociones proporcionales a nivel de género o especie, a fin de mantener intacta la diversidad y composición de especies. Debe asegurarse una correcta identificación e inventario preciso de las especies existentes en los rodales, a fin de considerar la totalidad de especies con sus implicaciones ecológicas al momento de aplicar los tratamientos silvícolas, que de no hacerlo, pueden favorecer a solo cierto grupo de especies.

Finalmente, deberá generarse y mantenerse una red de monitoreo permanente de los recursos forestales en los paisajes productivos, que evalúe los impactos de las prácticas silvícolas en la biodiversidad y otros servicios ecosistémicos, a fin de realizar los ajustes pertinentes en la aplicación del manejo forestal.

## **Conclusiones**

El área de estudio registro cinco familias, cinco géneros y 18 especies. Las especies con mayor valor ecológico fueron *Pinus durangensis*, *P. teocote*, *Quercus convallata* y *Q. sideroxylla*. Los resultados muestran que no hay cambios significativos en diversidad arborea, antes y después de aplicar el escenario de manejo conservador, semi-intensivo y sin manejo en el área de estudio. La excepción ocurrió en el tratamiento con corta de matarrasa. El índice de similitud de especies en el escenario de manejo forestal conservador, mantuvo su riqueza de especies a pesar de los cambios de abundancia. La relación entre variables dasométricas y los índices de diversidad y riqueza de especies fue inexistente o muy débil, lo que sugiere que la diversidad depende directamente de la forma en que se seleccionan los árboles a cosechar. En el corto a mediano plazo, el escenario de manejo conservador (selección con remoción del 30% del área basal) permite la extracción de madera sin generar cambios en la diversidad arborea, en contraste con los otros tratamientos.

Recomendamos que se cambie la forma tradicional de seleccionar árboles para su eliminación considerando todas las especies existentes (comerciales o no). La identificación adecuada y el inventario preciso de las especies y las variables del rodal deben realizarse teniendo en cuenta sus funciones ecológicas en el momento en que se aplican los tratamientos silvícolas para evitar favorecer solo a un grupo de especies.

**Agradecimientos:** Agradecemos a los propietarios de la propiedad privada “Molinillos”, por permitirnos realizar el estudio en su propiedad. Estamos agradecidos con la editora y Celina Pérez por sus primeros comentarios. Este trabajo fue apoyado por IPN (subvención SIP 2019-5278), COCYTED, CONACYT e INIFAP. La investigación reportada en este documento contribuye al Programa sobre Cambio de Ecosistemas y Sociedad.

## Referencias

1. Armenteras, D.; González, T. M.; Vergara, L. K.; Luque, F. J.; Rodríguez, N.; Bonilla, M. A. Revisión Del Concepto de Ecosistema como “Unidad de La Naturaleza” 80 Años Después de su Formulación. *Ecosistemas* **2016**, 25 (1), 83–89, ISSN: 1132-6344.
2. Morrone, J.; Espinosa, D.; Fortino, A. D.; Posadas, P. *El Arca de la Biodiversidad*; Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., 1999.
3. Montes, C.; Sala, O. La Evaluación de Los Ecosistemas Del Milenio. Las Relaciones Entre El Funcionamiento de Los Ecosistemas y El Bienestar Humano. *Ecosistemas* **2007**, 16 (3), 137–147.
4. Bennett, E. M.; Peterson, G. D.; Gordon, L. J. Understanding Relationships among Multiple Ecosystem Services. *Ecol. Lett.* **2009**, 12 (12), 1–11, doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x.
5. Millenium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-Being*, Synthesis; Island Press, Washington, DC., 2005; Vol. 5, doi:10.1196/annals.1439.003.

6. Mace, G. M.; Norris, K.; Fitter, A. H. Biodiversity and Ecosystem Services: A Multilayered Relationship. *Trends Ecol. Evol.* **2012**, 27 (1), 19–25, doi:10.1016/j.tree.2011.08.006.
7. Aguirre-Calderón, O. A. Manejo Forestal En El Siglo XXI. *Madera y Bosques* **2015**, 21 (1), 17–28.
8. Barbier, S.; Gosselin, F.; Balandier, P. Influence of Tree Species on Understory Vegetation Diversity and Mechanisms Involved-A Critical Review for Temperate and Boreal Forests. *For. Ecol. Manage.* **2008**, 254 (1), 1–15, doi:10.1016/j.foreco.2007.09.038.
9. Brockerhoff, E. G.; Barbaro, L.; Castagneyrol, B.; Forrester, D. I.; Gardiner, B.; González-Olabarria, J. R.; Lyver, P. O.; Meurisse, N.; Oxbrough, A.; Taki, H.; et al. Forest Biodiversity, Ecosystem Functioning and the Provision of Ecosystem Services. *Biodivers. Conserv.* **2017**, 26 (13), 3005–3035, doi:10.1007/s10531-017-1453-2.
10. Triviño, M.; Pohjanmies, T.; Mazziotta, A.; Juutinen, A.; Podkopaev, D.; Le Tortorec, E.; Mönkkönen, M. Optimizing Management to Enhance Multifunctionality in a Boreal Forest Landscape. *J. Appl. Ecol.* **2017**, 54 (1), 61–70, doi:10.1111/1365-2664.12790.
11. Dieler, J.; Uhl, E.; Biber, P.; Müller, J.; Rötzer, T.; Pretzsch, H. Effect of Forest Stand Management on Species Composition, Structural Diversity, and Productivity in the Temperate Zone of Europe. *Eur. J. For. Res.* **2017**, 136 (4), 739–766, doi:10.1007/s10342-017-1056-1.
12. Sing, L.; Ray, D.; Watts, K. *Ecosystem Services and Forest Management*. Research Note - Forestry Commission. Forestry Commission: Edinburgh 2015, 10 p.
13. Schuler, L. J.; Bugmann, H.; Snell, R. S. From Monocultures to Mixed-Species Forests : Is Tree Diversity Key for Providing Ecosystem Services at the Landscape Scale? *Landsc. Ecol.* **2017**, 32 (7), 1499–1516, doi:10.1007/s10980-016-0422-6.
14. Ammer, C. Diversity and Forest Productivity in a Changing Climate. *New Phytol.* **2019**, 221 (1), 50–66, doi:10.1111/nph.15263.

15. Duguid, M. C.; Ashton, M. S. A Meta-Analysis of the Effect of Forest Management for Timber on Understory Plant Species Diversity in Temperate Forests. *For. Ecol. Manage.* **2013**, 303, 81–90, doi:10.1016/j.foreco.2013.04.009.
16. Zeller, L.; Liang, J.; Pretzsch, H. Tree Species Richness Enhances Stand Productivity While Stand Structure Can Have Opposite Effects, Based on Forest Inventory Data from Germany and the United States of America. *For. Ecosyst.* **2018**, 5 (1), 4, doi:10.1186/s40663-017-0127-6.
17. Chaudhary, A.; Burivalova, Z.; Koh, L. P.; Hellweg, S. Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs. *Sci. Rep.* **2016**, 6, doi:10.1038/srep23954.
18. Paillet, Y.; Bergès, L.; Hältén, J.; Ödor, P.; Avon, C.; Bernhardt-Römermann, M.; Bijlsma, R.-J.; de Bruyn, L.; Fuhr, M.; Grandin, U.; et al. Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conserv. Biol.* **2010**, 24 (1), 101–112, doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x.
19. Ranius, T.; Hämäläinen, A.; Egnell, G.; Olsson, B.; Eklöf, K.; Stendahl, J.; Rudolphi, J.; Sténs, A.; Felton, A. The Effects of Logging Residue Extraction for Energy on Ecosystem Services and Biodiversity: A Synthesis. *J. Environ. Manage.* **2018**, 209, 409–425, doi:10.1016/j.jenvman.2017.12.048.
20. Wood, A.; Stedman-Edwards, P.; Mang, J. *The Root Causes of Biodiversity Loss*, 1st Editio.; Routledge: London, 2000. doi:10.4324/9781315071688.
21. Cordonnier, T.; Kunstler, G.; Courbaud, B.; Morin, X. Managing Tree Species Diversity and Ecosystem Functions through Coexistence Mechanisms. *Ann. For. Sci.* **2018**, 75 (3), 65, doi:10.1007/s13595-018-0750-6.
22. Torres-Rojo, J. M.; Moreno-Sánchez, R.; Mendoza-Briseño, M. A. Sustainable Forest Management in Mexico. *Curr. For. Reports* **2016**, 2 (2), 93–105, doi:10.1007/s40725-016-0033-0.
23. Burke, D. M.; Elliott, K. A.; Holmes, S. B.; Bradley, D. The Effects of Partial Harvest on the Understory Vegetation of Southern Ontario Woodlands. *For. Ecol. Manage.* **2008**, 255 (7), 2204–2212, doi:10.1016/j.foreco.2007.12.032.

24. Perez-Verdin, G.; Cassian-Santos, J. M.; Von Gadow, K.; Monarrez-Gonzalez, J. C. *Chapter 13 - Molinillos Private Forest Estate, Durango, Mexico. In Forest Plans of North America*; Siry, J. P., Bettinger, P., Merry, K., Grebner, D. L., Boston, K., Cieszewski, C. B. T.-F. P. of N. A., Eds.; Academic Press: San Diego, **2015**; pp 97–105, doi:10.1016/B978-0-12-799936-4.00013-8.
25. Asociación Regional de Silvicultores de la Región Sur 1009. *Informe Final Del Sistema Biometrico y Sistema de Monitoreo Ambiental y Silvícola de La Unidad de Manejo Forestal Región “Sur” 1009*, Primer rep.; Comision Nacional Forestal, Ed.; Durango, México., 2011.
26. Alanís-Rodríguez, E.; Jiménez-Pérez, J.; Pando-Moreno, M.; Aguirre-Calderón, O. A.; Treviño-Garza, E. J.; García-Galindo, P. C. Efecto de La Restauración Ecológica Post-Incendio En La Diversidad Arbórea Del Parque Ecológico Chipinque, México. *Madera Bosques* **2010**, 16 (4), 39–54, ISSN 2448-7597.
27. Hernández-Salas, J.; Aguirre-Calderón, Ó. A.; Alanís-Rodríguez, E.; Jiménez-Pérez, J.; Treviño-Garza, E. J.; González-Taglel, M. A.; Luján-Álvarez, C.; Olivas-García, J. M.; Domínguez-Pereda, L. A. Efecto Del Manejo Forestal En La Diversidad y Composicion Arborea de Un Bosque Templado Del Noroeste de Mexico. *Rev. Chapingo, Ser. Ciencias For. y del Ambient.* **2013**, 19 (2), 189–199, doi:10.5154/r.rchscfa.2012.08.052.
28. Mora-Donjuán, C. A.; Rubio-Camacho, E. A.; Alanís-Rodríguez, E.; Jiménez-Pérez, J.; González-Tagle, M. A.; Mata-Balderas, J. M.; Mora-Olivo, A. Composición y Diversidad Vegetal de Un Área de Matorral Desértico Micrófilo Con Historial Pecuario En El Noreste de México. *Polibotánica* 2014, pp 53–66, ISSN 1405-2768.
29. Mostacedo, B.; Fredericksen, T. *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis En Ecología Vegetal*, El País.; Nash, D., Ed.; Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOS) Santa Cruz, Bolivia: Santa Cruz de la Sierra, Bolivia, 2000.
30. Zarco-Espinosa, V. M.; Valdez-Hernández, J.; Ángeles-Pérez, G.; Castillo-Acosta, O. Estructura y Diversidad de La Vegetación Arbórea Del Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. *Universidad y Ciencia* **2010**, pp 1–17, ISSN 0186-2979.

31. Magurran, A. E. *Measuring Biological Diversity*; Wiley-Blackwell: Australia, 2013.
32. Moreno, C. E. *Métodos Para Medir La Biodiversidad*; M & T - Manuales y Tesis SEA; Sociedad Entomológica Aragonesa, 2001.
33. Triola, M. F. *Estadística*, 10th ed.; Education, P., Ed.; Pearson Education: México, 2012.
34. Cook, P. A.; Wheater, P. *Using Statistics to Understand the Environment, Ilustrada*; Routledge, Ed.; Routledge Introductions to Environment: Environmental Science; Taylor & Francis, 2005.
35. Luna-Bautista, L.; Hernández-De La Rosa, P.; Velázquez-Martínez, A.; Gómez-Guerrero, A.; Acosta-Mireles, M. El Sotobosque En La Composición y Diversidad de Áreas Bajo Manejo Forestal En Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca. *Rev. Chapingo Ser. Ciencias For. y del Ambient.* **2015**, 21 (1), 109–121, doi:10.5154/r.rchscfa.2014.08.037.
36. Hernández-Lopez, L. I. *Cambios En La Estructura y Composición Del Bosque Bajo Dos Tratamientos Silviculturales En La Comunidad de Capulálpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca, México*, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, 2007.
37. Ramírez, S. R. *Efectos de La Aplicación de Dos Métodos de Regeneración Sobre La Estructura, Diversidad y Composición de Un Bosque de Pino-Encino En La Sierra de Juárez de Oaxaca, México*, Centro de Agronómico Tropical de Investigaciones y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica, 2006.
38. Valdés, M.; Córdova, J.; Gómez, M.; Fierros, M. A. Understory Vegetation and Ectomycorrhizal Sporocarp Diversity Response to Pine Regeneration Methods in Oaxaca, Mexico. *West. J. Appl. For.* **2003**, 18 (2), 101–108, doi:10.1093/wjaf/18.2.101
39. Leyva-López, J. C.; Velázquez-Martínez, A.; Ángeles-Pérez, G. Patrones de Diversidad de La Regeneración Natural En Rodales Mezclados de Pinos. *Rev. Chapingo Ser. Ciencias For. y del Ambient.* **2010**, XVI (2), 227–240, doi:10.5154/r.rchscfa.2010.06.038.
40. Jiménez, B. L.; Damona, A.; Ochoa-Gaona, S.; Clark, T. R. Impact of Silvicultural Methods on Vascular Epiphytes (Ferns, Bromeliads and Orchids) in a Temperate

- Forest in Oaxaca, México. *For. Ecol. Manage.* **2014**, 329, 10–20, doi:10.1016/j.foreco.2014.05.053.
41. Delgado-Zamora, D. A.; Heynes-Silerio, S. A.; Mares-Quiñones, M. D.; Piedra-Leandro, N. L.; Retana-Rentería, F. I.; Rodríguez-Corral, K.; Villanueva-Hernández, A. I.; González-Elizondo, M. del S.; Ruacho-González, L. Diversidad y Estructura Arbórea de Dos Rodales En Pueblo Nuevo, Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* **2016**, pp 94–107, ISSN 2007-1132.
42. Corral, R. J. J.; Aguirre, C. O. A.; Jiménez, P. J.; Corral, R. S. Un Análisis Del Efecto Del Aprovechamiento Forestal Sobre La Diversidad Estructural En El Bosque Mesófilo de Montaña «El Cielo», Tamaulipas, México. *Investig. Agrar. Sist. y Recur. For.* **2005**, 14 (2), 217–228.
43. Solís, M. R.; Aguirre, C. O.; Treviño, G. E.; Jiménez, P. J.; Jurado, Y. E.; Corral, R. J. Efecto de Dos Tratamientos Silvícolas En La Estructura de Ecosistemas Forestales En Durango, México. *Madera y Bosques* **2006**, 12 (2), 49–64, doi: 10.21829/myb.2006.1221242
44. Graciano-Ávila, G.; Alanís-Rodríguez, E.; Aguirre-Calderón, O. A.; González-Tagle, M. A.; Treviño-Garza, E. J.; Mora-Olivo, A.; Arturo, E. J. T.-G. y. Caracterización Estructural Del Arbolado En Un Ejido Forestal Del Noroeste de México. *Madera y Bosques* **2017**, 23 (3), 137–146, doi:10.21829/myb.2017.2331480.
45. Návar-Cháidez, J. de J.; González-Elizondo, S. Diversidad, Estructura y Productividad de Bosques Templados de Durango, México. *Polibotánica* **2009**, pp 71–87, ISSN 1405-2768.
46. Hernández-Salas, J.; Aguirre-Calderón, O.; Jiménez-Pérez, J.; Treviño-Garza, E.; González-Tagle, M.; Luján-Álvarez, C.; Alanís-Rodríguez, E.; Olivas-García, J.; Domínguez-Pereda, A. Dinámica y Diversidad Arbórea de Un Bosque Templado Manejado En Chihuahua, México. *Rev. For. Baracoa* **2013**, 32 (2), 39–45, doi:10.21829/myb.2018.2421767
47. López-Hernández, J. A.; Aguirre-Calderón, Ó. A.; Alanís-Rodríguez, E.; Monarrez-Gonzalez, J. C.; González-Tagle, M. A.; Jiménez-Pérez, J. Composición and

- Diversidad de Especies Forestales En Bosques Templados de Puebla, México. *Madera Bosques* **2017**, 23 (1), 39–51, doi:10.21829/myb.2017.2311518.
48. Graciano-Ávila, G.; Aguirre-Calderón, Ó. A.; Alanís-Rodríguez, E.; Lujan-Soto, J. E. Composición, Estructura y Diversidad de Especies Arbóreas En Un Bosque Templado Del Noroeste de México. *Ecosistemas y Recur. Agropecu.* **2017**, 4 (12), 535–542, doi:10.19136/era.a4n12.1114.
49. Perez-Verdin, G.; Monarrez-Gonzalez, J.C.; Teclé, A.; Pompa-Garcia, M. Evaluating the multi-functionality of forest ecosystems in northern Mexico. *Forests* 2018, 9.
50. DeRose, R. J.; Long, J. N. Resistance and Resilience: A Conceptual Framework for Silviculture. *For. Sci.* 2014, 60 (6), 1205–1212, doi:10.5849/forsci.13-507.
51. Thom, D.; Seidl, R. Natural Disturbance Impacts on Ecosystem Services and Biodiversity in Temperate and Boreal Forests. *Biol. Rev.* 2016, 91 (3), 760–781, doi:10.1111/brv.12193.
52. Ehbrecht, M.; Schall, P.; Ammer, C.; Seidel, D. Quantifying Stand Structural Complexity and Its Relationship with Forest Management, Tree Species Diversity and Microclimate. *Agric. For. Meteorol.* 2017, 242, 1–9, doi:10.1016/j.agrformet.2017.04.012.
53. Zhao, X.; Corral-Rivas, J.; Zhang, C.; Temesgen, H.; Gadow, K.v. Forest observational studies-an essential infrastructure for sustainable use of natural resources. *Forest Ecosystems* 2014, 1, 8.

## **VI. ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN: EFECTO DEL MANEJO FORESTAL SOBRE EL RENDIMIENTO DE AGUA EN UN BOSQUE DEL ECOSISTEMA TEMPLADO-FRÍO DE MÉXICO.**

### **Effect of forest management on water yield in a forest of the temperate-cold ecosystem**

#### **Resumen**

El manejo forestal con fines maderables modifica la cobertura arbórea e influye directamente en el rendimiento de agua de un ecosistema. Los tratamientos silvícolas intensivos tienden a disminuir la cobertura arbórea y eventualmente el flujo de agua. El objetivo del estudio fue evaluar los cambios de rendimiento del agua por la aplicación de tratamientos silvícolas en un bosque del ecosistema templado-frío del norte de México. Se establecieron 15 parcelas experimentales y se aplicaron los tratamientos: manejo intensivo (corta a matarrasa), manejo semi-intensivo (corta de selección, remoción al 59-61%), manejo conservador (corta de selección, remoción del 29-31%) y sin manejo. Se analizó la precipitación incidente, precipitación directa, escurrimiento fustal, precipitación neta, interceptación y escorrentía superficial. El periodo de medición fue de agosto a septiembre de 2016. Los resultados muestran que remover del 29-31% de área basal es suficiente para aumentar el rendimiento de agua y por unidad removida de área basal ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ) se causa un cambio promedio de 2 a 3.6 mm de lámina de precipitación. La distribución del flujo de agua con relación a la precipitación incidente (360 mm), del 72.3% a 91.8% fue para precipitación directa, 0.2% a 0.4% para escurrimiento fustal, 72.7% a 91.8% para precipitación neta, 8.19 a 27.42% para las pérdidas por interceptación o evaporación y 0.54 a 1.93% de escorrentía superficial. El escenario con un manejo conservador fue la alternativa más viable para aumentar el rendimiento de agua, cosechar madera, conservar la diversidad de especies y minimizando la erosión por impacto de la pérdida de cobertura vegetal.

**Palabras clave:** Precipitación, Intercepción, Escorrentía superficial, Intensidades de corta, Cortas de selección, Matarrasa.

### **Abstract**

Timber management modifies the tree cover and the water flow of a forest ecosystem. The objective of the study was to evaluate changes in water yield by the application of silvicultural treatments in a forest of the temperate-cold ecosystem of northern Mexico. Fifteen experimental plots were established with the following treatments: intensive management (clearcutting), semi-intensive management (selection, removal to 59-61%), conservative management (selection, removal of 29-31%) and no treatment. Incident precipitation, direct precipitation, stemflow, net precipitation, interception and surface runoff were analyzed. The measurement period was from August to September 2016. The results show that removing 29-31% of the basal area is enough to increase water yield by 2 to 3.6 mm of precipitation per unit of basal area (m<sup>2</sup>). The distribution of the water flow in relation to the incident precipitation (360 mm), from 72.3 to 91.8% was for direct precipitation, 0.2 to 0.4% for stemflow, 72.7 to 91.8% for net precipitation, 8.19 to 27.42% for losses by interception or evaporation and 0.54 to 1.93% of surface runoff. The scenario with conservative management was the most viable alternative to increase water yield, harvest wood, conserve species diversity, and minimize erosion by the impact of the loss of vegetation cover.

**Key words:** Precipitation, Interception, Surface runoff, Cutting intensities, Selection cuttings, Matarrasa.

### **Introducción**

Los ecosistemas forestales tienen un papel esencial en la provisión de servicios ecosistémicos. El agua como servicio ecosistémico (SE) tiene las funciones de: provisión (ejemplo, el suministro de agua dulce) y regulación (la partición de la lluvia, cantidad y temporalidad de escorrentía, infiltración y almacenamiento), que afectan directamente a las personas; y de soporte (ciclo hidrológico), necesario para mantener las otras funciones (Millenium Ecosystem Assessment, 2005; Balvanera & Cotler,

2009). El rendimiento de agua en un ecosistema, a partir de la lluvia, depende principalmente de la cubierta vegetal, que permite la entrada y determina la forma en que se distribuyen las precipitaciones (Bosch & Hewlett, 1982; Carlyle-Moses et al., 2018; Fathizadeh, Hosseini, Zimmermann, Keim, & Darvishi Bolorani, 2017; Llorens & Domingo, 2007). Las características de la cobertura arbórea cambian ya sea por factores naturales o por impacto de las acciones humanas, como los incendios, el sobrepastoreo y el manejo forestal (Callegari, Veltri, Iovino, Ferrari, & Garfi, 2014). El manejo forestal comprende las decisiones y actividades encaminadas al aprovechamiento, conservación y fomento de los recursos forestales de manera ordenada, procurando satisfacer las necesidades de la sociedad actual y futura (Aguirre-Calderón, 2015). El manejo forestal a través de sus prácticas silvícolas modifica la estructura, composición y diversidad de especies en el bosque (Solís et al., 2006), influyendo directamente en la distribución de las precipitaciones dentro del bosque.

En un bosque, la distribución de la lluvia inicia al entrar en contacto con la cobertura arbórea, sus principales componentes son: precipitación incidente, intercepción, precipitación directa, escurrimiento fustal y escorrentía superficial. La precipitación incidente o total ( $PI$ ) es la precipitación que llega al dosel de los árboles (Tamez-Ponce, Cantú-Silva, González-Rodríguez, Yañez-Díaz, & Uvalle-Sauceda, 2018). La precipitación directa ( $PD$ ) es la fracción de agua que llega directamente al suelo y atraviesa el dosel (Dueñez-Alanis, Gutiérrez, Pérez, & Návar, 2006; Y. Zhang, Wang, Hu, & Pan, 2016); el escurrimiento fustal ( $EF$ ) es parte de la precipitación que se envía al suelo fluyendo por el tallo o tronco del árbol (McKee & Carlyle-Moses, 2017; Tamez-Ponce et al., 2018); la intercepción ( $I$ ) es la cantidad de agua que retiene el dosel y se evapora después o durante los eventos de lluvia (Dunkerley, 2000; Sun et al., 2018; X. Zhang, Yu, Li, & Li, 2014) y escorrentía superficial ( $ES$ ) es la porción de agua que fluye sobre el suelo y puede formar pequeños canales de agua. La precipitación neta o efectiva ( $PN$ ) es la cantidad de lluvia que llega al suelo del bosque a través de  $PD$  y el  $EF$  (Flores et al., 2016).

Los estudios relacionados sobre el impacto de los bosques en el flujo o rendimiento del agua, se han realizado principalmente en Estados Unidos y Europa. A nivel mundial los ecosistemas forestales secos con gradiente de lluvia de 145 a 805 mm anuales, la *I*, *PD* y el *EF* representaron: 24, 69.8 y 6.2% de la *PI*, respectivamente (Magliano, Whitworth-Hulse, & Baldi, 2019). En Europa, los ecosistemas forestales con especies del género: *Abies*, *Quercus*, *Pinus* y *Fagus*; registraron valores del 69 al 88% para *PD* y 0.7 al 12.3% de *EF* (Llorens & Domingo, 2007). En Turquía, se determinó la *PD* en 69.8 a 77.7%, *EF* en 2.6-5.9% y la *I* en 19.2 a 27.7% (Aydın, Güneş Şen, & Celik, 2018). Al experimentar diferentes intensidades de aclareo, se observó que la *PD* fue del 83.8%, 66.7% y 63% para los tratamientos con intensidad de corta alta, moderada y baja (Molina & del Campo, 2012). En bosques de Australia se investigó a largo plazo el efecto de corta en parches, corta uniforme, corta en franjas y remoción del sotobosque, se concluyó que el rendimiento de agua fue mayor en el corte en franjas, seguido por corta en parches, y conforme la vegetación se recuperó el rendimiento del agua disminuyó (Hawthorne, Lane, Bren, & Sims, 2013). Según Hornbeck, Adams, Corbett, Verry, & Lynch (1993), para bosques del noreste de Estados Unidos inmediatamente después de la remoción del arbolado (corta del 13 a 93% de área basal), hubo un aumento en el rendimiento de agua en forma proporcional al porcentaje de reducción del área basal; no obstante, este rendimiento disminuyó de 3 a 10 años después de la corta. Mantener la cobertura arbórea es de gran importancia en el control de la erosión (Zhang 2014).

Cabe destacar, que a pesar del creciente interés por la sociedad en el uso de las áreas forestales para proveer agua, tanto a nivel internacional como en México, son escasos los estudios que evalúan el impacto sobre el rendimiento hidrológico y su posible modificación, después de la aplicar tratamientos a la vegetación arbórea. Así pues, esta falta de información dificulta la adecuación e implementación de alternativas compatibles para un manejo forestal que optimice los recursos hídricos con la producción maderable, sin afectar otros *SE* como el control de la erosión y conservación de la biodiversidad. Es así, como se trató de generar conocimiento

científico sobre el rendimiento hidrológico en un bosque del ecosistema templado-frío con manejo forestal maderable.

## Objetivo

Evaluar el efecto de diferentes escenarios de manejo forestal, diferenciados por el nivel de remoción del área basal del arbolado en pie, sobre los cambios de rendimiento en el escurrimiento de agua en un bosque del ecosistema templado-frío de México.

## Materiales y Métodos

*Área de estudio.* La investigación se realizó en bosques del ecosistema templado-frío en la región Norte de México, en el macizo montañoso de la Sierra Madre Occidental en el predio forestal “Molinillos”, ubicado en la parte centro sur del estado de Durango (Fig. 1). Su vegetación es un bosque de pino-encino y topográficamente se distingue por la presencia de cañones, mesetas y elevaciones hasta de 2800 msnm (Perez-Verdin, Cassian-Santos, Von Gadow, & Monarrez-Gonzalez, 2015).

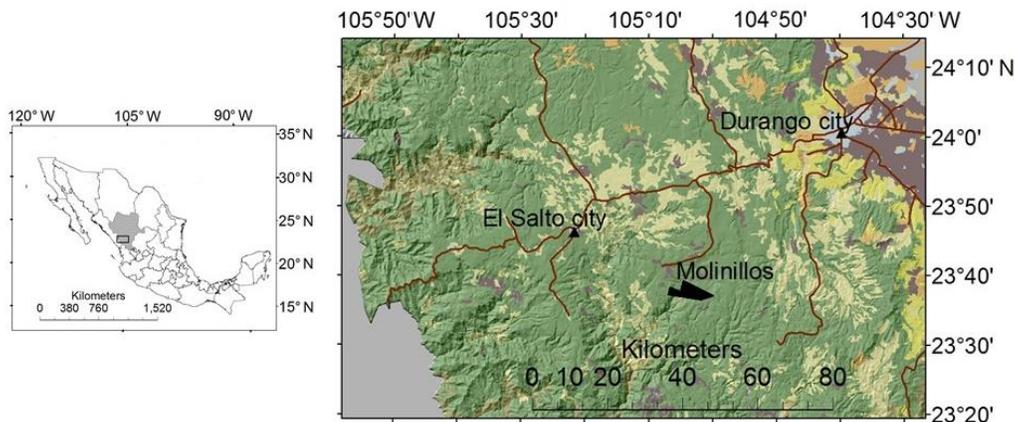


Figura 1. Mapa del estado de Durango mostrando la ubicación del P.P. Molinillos, Durango, Durango, México.

*Diseño experimental.* Las mediciones en campo se hicieron en marco de diseño completamente aleatorio con cuatro tratamientos y cuatro repeticiones, a excepción de uno, con tres repeticiones. Los tratamientos evaluados fueron: escenario de manejo intensivo [INT] es la corta de regeneración (CR) a matarrasa con remoción del 98-

100% del área basal (*AB*); escenario de manejo semi-intensivo [*SEMI*] con *CR* de selección con remoción del 59-61% del *AB*; escenario de manejo conservador [*COM*] es la *CR* de selección con 29-31% de remoción del *AB*; y escenario sin manejo o testigo [*SIM*] con el 0% de remoción. Las parcelas fueron de forma circular, con área total de 2500 m<sup>2</sup> (radio de 28.21 m) y área útil de 1,000 m<sup>2</sup> (radio de 17.84 m). Las parcelas se establecieron en octubre de 2014 y los tratamientos se aplicaron en noviembre de 2015. Se inventario e identificaron las especies arbóreas de todos los individuos con diámetro normal mayor o igual de 7.5 cm.

*Medición de componentes de precipitación.* La precipitación incidente (*PI*) se registró con la estación climática Vantage Pro Plus, colocada a cielo abierto dentro un rodal con aplicación de matarrasa y cercana al área de estudio, con toma de datos cada 30 minutos (Fig. 2a). Dentro de cada parcela se midió la precipitación directa (*PD*) con cuatro pluviómetros con capacidad de 70 mm, colocados bajo el dosel arbóreo y por parcela experimental; tres de ellos con rumbo de 45° (N, SE y SW) a distancia de 8 metros del centro de la parcela y el cuarto colocado dentro de la trampa de escorrentía (Figura 2b). El escurrimiento fustal (*EF*) se midió en 32 árboles, distribuidos por clase diamétrica y género: 12 árboles de *Quercus*, 12 de *Pinus* y 8 de *Arbutus*. Para medir el *EF* por árbol se colocó una manguera seccionada alrededor del tronco que conducía el escurrimiento a un garrafón de 20 L (Figura 3c). La escorrentía superficial (*ES*) se midió mediante lotes de escurrorrentía de 8 x 2 m (16 m<sup>2</sup>), que conducían el agua a tambos de 200 litros (Figura 3d). Los aditamentos de medición hidrológica se instalaron en 8 parcelas, 2 por tratamiento. Los registros de *PD*, *EF* y *ES* se realizaron de forma presencial después de cada evento de lluvia (precipitación acumulada durante 24 hrs). El periodo de evaluación, fue del 6 de agosto al 21 de septiembre 2016, donde se registraron 32 eventos de precipitación.

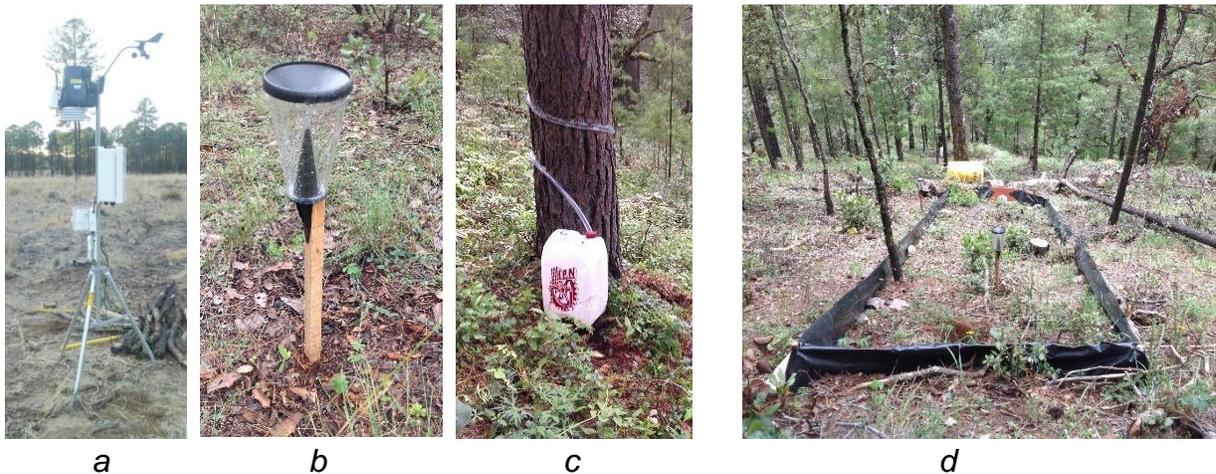


Figura 2. Estación climática Vantage Pro Plus en rodal con matarrasa (a), pluviómetro para medir ? (b) aditamento para medición de escurrimiento fustal (c) y lote de escorrentía superficial (d).

*Análisis de información.* Las parcelas se caracterizaron dasométricamente y ecológicamente, la parte hidrológica se estructuró a nivel de parcela y se generaron los modelos para estimar el  $EF$  por árbol y género,  $PD$ ,  $ES$  y Coeficiente de escurrimiento. La  $I$  fue calculada mediante la ecuación (1):  $I=PI-PD-EF$  (Pérez-Arellano, Moreno-Pérez, & Roldán-Cañas, 2016), y la precipitación neta, mediante la ecuación (2):  $PN= PD+EF$ . Con los modelos generados se calcularon los valores de  $PD$ ,  $EF$  y  $ES$  en parcelas sin aditamentos de medición hidrológica; Finalmente se hizo la diferenciación de la partición del flujo del agua, por escenario de manejo forestal. Los valores se trabajaron en unidades volumétricas ( $L m^2$  y  $L ha$ ) y se convirtieron a lamina de precipitación (mm).

Para el desarrollo de modelos se ajustaron ecuaciones lineales y no lineales con el paquete Statistical Análisis System (SAS), utilizando el procedimiento REG para regresiones lineales y NLIN con el método DUD para los modelos no lineales (Draper & Smith, 1998). La selección de los mejores modelos se hizo con base a la suma de cuadrados del error (SCE), bondad de ajuste del cuadrado medio del error (CME), al valor y probabilidad de F, los estadísticos  $R^2$  y Pseudo  $R^2$  y probabilidad de t de Student

e Intervalos de Confianza de los Estimadores (Draper & Smith, 1998). Se probó la distribución normal (Prueba de Shapiro-Wilks) y homocedasticidad (prueba de Levene) de los datos para usar el ANOVA de un factor, o en su defecto la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis bajo la hipótesis alternativa de diferencias de medias o medianas. De existir diferencias se analizaron con las comparaciones múltiples de Diferencia Mínima Significativa (DMS) o en su versión no paramétrica de Mann-Whitney. El nivel de significancia fue de  $p \leq 0.05$  (Cook & Wheeler, 2005; Triola, 2012).

## Resultados

*Caracterización dasométrica y ecológica.* El área de investigación presentó pendientes del 30 al 60%, exposiciones NW, SW, NE, SE y W, la textura predominante fue franco-arenosa, suelos moderadamente profundos (0-50 cm) y un nivel freático mayor a un metro. Las principales especies del estrato arbóreo son: *Pinus durangensis*, *P. teocote* y *Quercus sideroxylla*. El volumen promedio de madera removido (fuste, ramas y ramillas) fue de  $67.75 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ,  $143.82 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  y  $152 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  en el escenario de manejo conservador, semi-intensivo e intensivo, respectivamente. El índice de Simpson ( $\lambda$ ) e índice de Shannon-Wiener (H') determinaron una diversidad de media a alta (Tabla 1).

Tabla 1. Caracterización dasométrica, ecológica y de agua de parcelas de investigación en bosque del ecosistema templado-frío en Durango, México.

Concepto	Número de parcela/Escenario de manejo														
	1*	2*	3*	4	5*	6	7	8	9	10	11*	12*	13	14*	15*
Escenario de manejo	SIN	SEMI	SIN	SEMI	CON	CON	SIN	CON	SIN	SEMI	CON	SEMI	INT	INT	INT
N antes de la corta	830	610	700	810	990	740	620	430	1070	670	420	570	430	790	1020
AB ( $\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ) antes de la corta	32.38	24.13	25.01	31.85	30.68	17.84	16.95	11.03	18.49	18.67	25.17	13.64	13.49	18.03	24.94
%IC	0.00	60.9	0.00	62.75	31.58	31.66	0.00	32.67	0.00	59.26	31.05	58.24	100	100	100
AB $\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$	32.38	9.44	25.01	11.86	20.99	12.20	16.95	7.43	18.49	7.61	17.36	5.70			
N	830	420	700	410	740	550	620	380	1070	330	330	310	-	-	-
Diámetro normal (cm)	19.11	15.37	17.98	16.84	16.82	14.94	16.90	14.06	12.97	14.87	21.84	13.60	-	-	-
Altura total promedio (m)	12.98	9.83	11.65	11.38	12.58	8.68	10.25	8.23	8.80	8.73	12.20	8.46	-	-	-
Volumen total en $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$	367.9	82.6	298.0	126.5	233.2	94.3	120.5	51.4	138.9	63.4	193.7	44.9	-	-	-
ASNM	2357	2398	2350	2357	2358	2359	2439	2482	2441	2488	2447	2378	2598	2600	2612
Exposición	NW	NE	NE	NW	NW	SW	SW	SW	SW	NE	SE	SE	N	NW	W
Pendiente (%)	60	51	55	53	55	67	50	41	54	55	49	43	30	42	33
H'	1.08	1.45	2.02	1.92	1.32	1.81	1.59	1.44	1.26	0.89	1.75	1.88	1.08	1.45	2.02
$\lambda$	0.52	0.69	0.69	0.46	0.69	0.82	0.84	0.77	0.83	0.81	0.74	0.81	0.52	0.69	0.69
No. de eventos de lluvia	11	11	11	-	10	-	-	-	-	-	11	11	-	9	9
Precipitación directa (mm)	240.3	288.6	255.3	-	233.7	-	-	-	-	-	285.0	316.2	-	335.3	329.5

\*: parcelas con aditamentos hidrológicos, INT: manejo intensivo (corta de 100% del AB), SEMI: manejo semi-intensivo (corta del 60% del AB), CON: manejo conservador (corta del 30% del AB), SIN: sin manejo, N: número de árboles por ha, AB: área basal, ASNM: altura sobre nivel del mar. H': índice de diversidad de Shannon y Weiner,  $\lambda$ : índice de diversidad de Simpson

El número de árboles·ha<sup>-1</sup> y área basal, antes de aplicar los tratamientos, no mostraron diferencias estadísticas significativas (abundancia:  $F_{[p=0.734]}=0.432$ ; área basal:  $F_{[p=0.889]}=0.208$ ). Después de aplicar la remoción, los tratamientos mostraron diferencias estadísticas significativas (abundancia:  $F_{[p=0.0001]}=16.755$ ; área basal:  $F_{[p=0.0001]}=13.346$ ).

*Precipitación incidente (PI)*. La estación climática para el periodo de evaluación (9 de agosto al 21 de septiembre de 2016), registró una *PI* de 360 mm, temperatura promedio de 15.8 °C y evapotranspiración de 172.51 mm (47%), que implicó un balance hídrico positivo para el periodo; en lo concerniente a la intensidad de lluvia, el 69% registro una precipitación menor a 0.99 mm 30 min<sup>-1</sup>, el 16% de 1 a 1.99 mm 30 min<sup>-1</sup>, 12.9% de 2 a 4.99 mm 30 min<sup>-1</sup> y 2.7% mayor a 5 mm 30 min<sup>-1</sup> (Fig. 3).

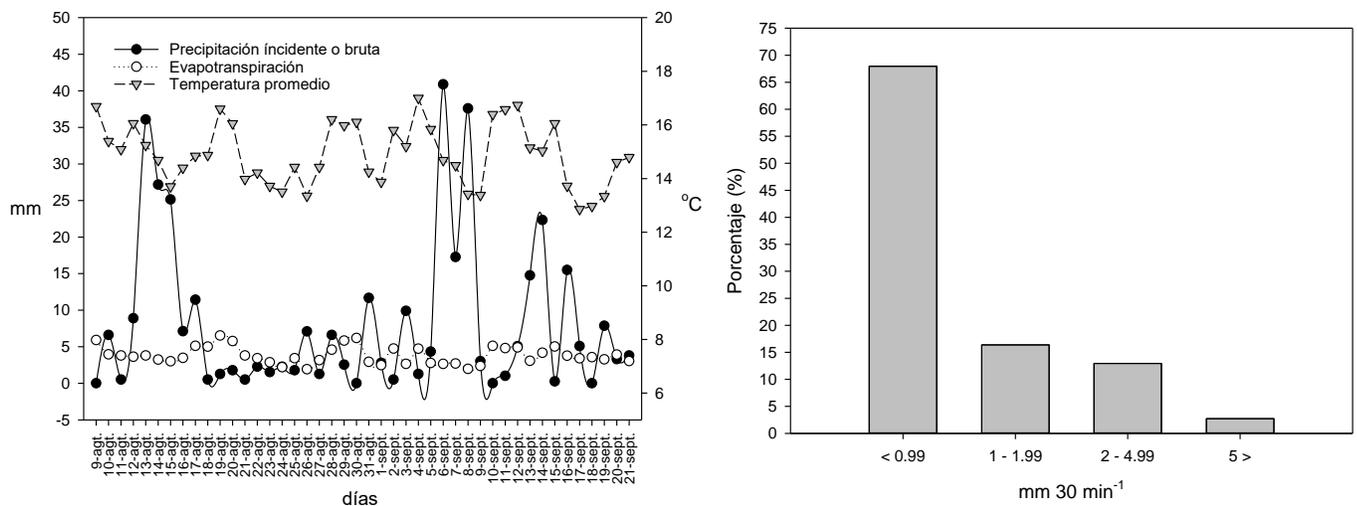


Figura 3. Comportamiento de la precipitación (mm), temperatura y evapotranspiración, e intervalos de intensidad de los eventos de lluvia, de agosto a septiembre 2016, en bosque del ecosistema templado-frío en Durango, México.

*Precipitación directa (PD)*. Durante el periodo de evaluación, la *PD* osciló entre 240-335 mm, con valores de 3.2 a 69 mm por evento de lluvia. Del total de eventos, 40% fueron inferiores a 20 mm, 42% fueron entre 20.1-40 mm y 18% fueron mayores a 40 mm (Tabla 2). Mediante una ecuación exponencial, se modeló el comportamiento de la *PD* con relación al *AB* ( $p=0.0001$ ,  $R^2=0.85$ ), se observó que por cada unidad que

aumenta el *AB*, la *PD* disminuye en aproximadamente 30,000 L ha<sup>-1</sup> (Tabla 6). En la distribución de la *PD*, los eventos fueron pequeños, solo dos fueron superiores a 60 mm.

Tabla 2. Precipitación directa por área basal, de agosto a septiembre 2016, en bosque del ecosistema templado-frío en Durango, México.

Área basal m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>	EM	Precipitación directa o libre*			
		Evento (mm)		Total (mm)	
		Mín.	Máx.	mm o L/m <sup>2</sup>	L/ha
0	INT*	18.75	63.5	335.25	3 352 250
0	INT*	18.63	63.75	332.38	3 323 750
5.70	SEMI	4.85	69.00	316.18	3 161 750
9.44	SEMI	5.75	65.75	288.63	2 886 250
17.36	CON	5.00	63.13	285.00	2 850 000
20.99	CON	3.20	59.25	233.65	2 336 500
25.01	SIN	4.25	61.00	255.25	2 552 500
32.38	SIN	4.38	66.25	240.25	2 402 500

\*: se considera la precipitación libre o directa al suelo, (caso del tratamiento sin cobertura arbórea), INT: manejo intensivo (corta de 100% del *AB*), SEMI: manejo semi-intensivo (corta del 60% del *AB*), CON: manejo conservador (corta del 30% del *AB*), SIN: sin manejo (0% de remoción).

*Escurrecimiento fustal (EF)*. Para estimar el *EF* se generaron modelos de escurrimiento fustal a nivel árbol (*EF<sub>a</sub>*). El *EF<sub>a</sub>* fluctúa de 0.1 a 19.1 L por evento de lluvia, en eventos de *PD* de 3.2 a 69 mm. El *EF<sub>a</sub>* se modela mediante la ecuación exponencial:  $EF_a = \beta_1 * (DN * \beta_2) * (PD * \beta_3)$ , donde: *EF<sub>a</sub>*= escurrimiento fustal por árbol (L), *DN*= diámetro normal (cm), *PD*= precipitación directa (mm) y  $\beta_1, \beta_2, \beta_3$ = parámetros del modelo; todos los modelos fueron altamente significativos ( $p < 0.001$ ) (Tabla 3).

El madroño es el árbol que más *EF<sub>a</sub>* produce, es decir, capta 1.26 y 2.56 veces más *EF* que el árbol de encino y pino, respectivamente. Se observó, que manteniendo fijo el *DN* el *EF<sub>a</sub>* aumenta conforme la *PD* es mayor; al mantener la *PD* fija el *EF<sub>a</sub>* se eleva conforme el *DN* se incrementa (Fig. 4).

Tabla 3. Valores estadísticos en modelo no lineal:  $EF_a = \beta_1 * (DN * \beta_2) * (PD * \beta_3)$ , para estimar el escurrimiento fustal por árbol, en bosque del ecosistema templado-frío en Durango, México.

Género	VAR	Estimación de Parámetros					Estimación de parámetros				ANOVA		
		N	Mín.	Máx.	Media	EE	Parámetros	EE	Límite inferior	Límite superior	SC	MC	R <sup>2</sup>
<i>Pinus</i>	<i>DN</i>	127	8.28	47.11	24.45	1.185	$\beta_1=0.00018$	0.00009	0.00001	0.0003	Reg.:1408.6	Reg.:469.5	0.86
	<i>P</i>	127	3.2	69	22.52	1.460	$\beta_2=1.2663$	0.09162	1.08496	1.4476	Res.:164.75	Res.:1.33	

	<i>EF</i>	127	0.01	15.81	1.78	0.271	$\beta_3=1.5778$	0.08170	1.41614	1.7395	Tot.:1170.95		
<i>Quercus</i>	<i>DN</i>	92	7.96	50.29	19.55	1.140	$\beta_1=0.0013$	0.0007	-0.00008	0.0027	Reg.:1317.8	Reg.:439.2	0.81
	<i>P</i>	92	3.20	69.00	20.39	1.666	$\beta_2=0.6282$	0.0850	0.4593	0.7971	Res.:204.74	Res.:2.3	
	<i>EF</i>	92	0.01	18.22	2.09	0.366	$\beta_3=1.7460$	0.1259	1.4959	1.9961	Tot.:1121.30		
<i>Arbutus</i>	<i>DN</i>	83	7.321	27.37	14.16	0.734	$\beta_1=0.0014$	0.0006	0.0003	0.0025	Reg.:1661.21	Reg.:553.7	0.89
	<i>P</i>	83	4.25	69.0	23.98	1.815	$\beta_2=0.9604$	0.0774	0.8063	1.1145	Res.:133.69	Res.:1.67	
	<i>EF</i>	83	0.01	19.11	2.67	0.421	$\beta_3=1.5335$	0.0978	1.3389	1.7281	Tot.:1205.35		

*DN*: diámetro normal en cm, *P*: Precipitación directa en mm o L/m<sup>2</sup>, *EF*: Esgurrimiento fustal en L, *EE*: error estándar, *SC*: suma de cuadrados, *MC*: medias cuadráticas, *ANOVA*: análisis de varianza, *Reg.*: regresión, *Res.*: Residual, *Tot.*: totales corregidos y  $\beta_1$ ,  $\beta_2$ ,  $\beta_3$ = parámetros del modelo y  $R^2= 1 - (\text{Suma de cuadrados residual}) / (\text{Suma de cuadrados corregida})$ .

Al estimar el *EF* por parcela, se observó que independientemente del área basal los encinos generan el mayor *EF* (54.8%), seguido por los pinos (37.8%) y los madroños (7.4%), por el mayor número de árboles de encino, seguido por pino y madroño. El mayor *EF* coincidió con la mayor *AB* registrada (32.38 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) con un volumen de agua de 18,782.1 L ha<sup>-1</sup> (Tabla 4). El *EF* mostró una correlación positiva fuerte con el *AB* (coeficiente de correlación de Pearson,  $r_{\text{pearson}}=0.99$ ). Mediante una ecuación lineal con la variable *AB*, se modeló su comportamiento ( $p=0.0001$ ,  $R^2=0.9$ ), observando que por cada unidad de *AB* que aumenta, el *EF* cambia en 483 L ha<sup>-1</sup> (Tabla 6).

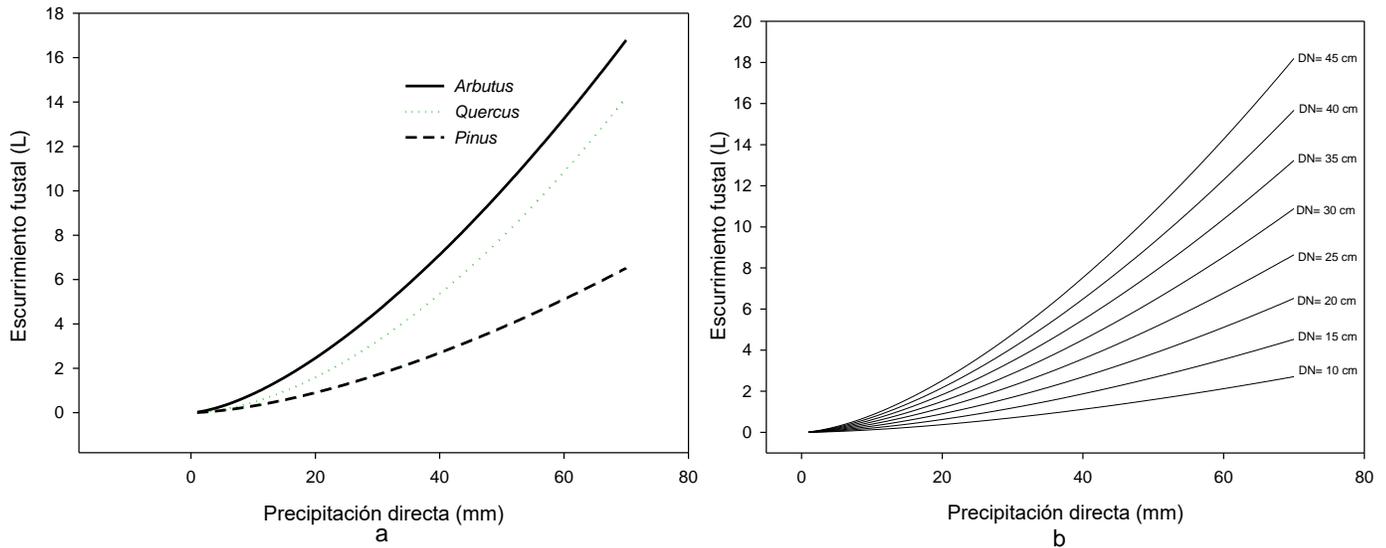


Figura 4. Curvas ajustadas de precipitación directa con escurrimiento fustal, para árbol de 20 cm de diámetro normal por género (a) y árboles de distintos diámetros del género pino (b).

Tabla 4. Esgurrimiento fustal por área basal, de agosto a septiembre 2016, en bosque del ecosistema templado-frío en Durango, México.

<i>AB</i> m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>	EM	N	Esgurrimiento fustal (L ha <sup>-1</sup> )				Total	mm
			<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	<i>Arbutus</i>			
5.70	SEMI	31	3 385.9 (59.6%)	1 711.8 (30.13%)	583.5 (20.27%)	5 681.1 (100%)	0.57	

<b>9.44</b>	SEMI	42	3 848.4 (46.6%)	4 104.7 (49.76%)	295.1 (3.58%)	8 248.1 (100%)	0.83
<b>17.36</b>	CON	33	2 919.3 (26.2%)	4 288.6 (38.50%)	3 930.3 (35.29%)	11 138.2 (100%)	1.11
<b>20.99</b>	CON	74	6 437.4 (49.7%)	6 130.7 (47.37%)	373.0 (2.88%)	12 941.1 (100%)	1.29
<b>25.01</b>	SIN	70	4 672.3 (29.9%)	10 799.6 (69.11%)	155.8 (1%)	15 627.8 (100%)	1.56
<b>32.38</b>	SIN	83	6 141.2 (32.7%)	12 640.9 (67.30%)	0.00 (0%)	18 782.1 (100%)	1.87
<b>TOTAL</b>			27 404.4 (37.8%)	39 676.3 (54.8%)	5 337.7 (7.4%)	72 418.4 (100%)	7.25

EM: escenario de manejo, INT: manejo intensivo (corta de 100% del AB), SEMI: manejo semi-intensivo (corta del 60% del AB), CON: manejo conservador (corta del 30% del AB), SIN: sin manejo (0% de remoción).

**Escorrentía superficial (ES).** La *ES* durante el periodo de evaluación varió de 14 817.5 a 115 833 L ha<sup>-1</sup>, con *PD* de 240 a 335 mm en parches con *AB* de 0 a 32.38 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, la *E* fue de 3.46 a 0.62 %. Se observó que la *E* aumenta, conforme la *PD* es mayor; contrariamente, la *E* disminuye conforme el *AB* se incrementa (Tabla 5). Al modelar el comportamiento de la *E* y su *Coefficiente de Escorrimento* para el periodo evaluado, el mejor ajuste se obtuvo con la ecuación exponencial con el *AB* como variable independiente ( $p < .0001$ ) (Tabla 6).

Tabla 5. Escorrentía superficial por área basal, de agosto a septiembre 2016, en bosque del ecosistema templado-frío en Durango, México.

Área basal m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>	EM	PD mm	COB %	P %	TEX	Escorrentía (E) agt.-sep. 2016				Coef. %
						Evento (mm)		Total del periodo		
						Mín.	Máx.	mm	L ha <sup>-1</sup>	
<b>0</b>	INT	335.25	0	42	-	0.478	2.216	11.583	115 833.12	3.46
<b>0</b>	INT	329.50	0	33	FA	0.077	0.489	2.349	23 490.62	0.71
<b>5.70</b>	SEMI	316.18	27.6	43	FA	0.024	1.210	4.126	41 256.87	1.35
<b>9.44</b>	SEMI	288.63	39.9	51	FA	0.039	0.822	2.660	26 596.87	0.92
<b>17.36</b>	CON	285.00	67.8	49	FA	0.026	1.068	2.795	27 953.75	0.99
<b>20.99</b>	CON	233.65	84.4	55	FA	0.043	0.358	1.352	13 518.75	0.56
<b>25.01</b>	SIN	255.25	114.7	55	FA	0.038	0.304	1.449	14 494.37	0.57
<b>32.38</b>	SIN	240.25	194.6	60	AL	0.030	0.428	1.482	14 817.50	0.62

COB: Cobertura, P: pendiente, TEX: textura, PD: Precipitación directa o bajo del dosel, FA: franco arenosa y AL: areno limosa, EM: escenario de manejo, INT: manejo intensivo (corta de 100% del AB), SEMI: manejo semi-intensivo (corta del 60% del AB), CON: manejo conservador (corta del 30% del AB), SIN: sin manejo (0% de remoción).

Tabla 6. Valores estadísticos para *PD*, *EF*, *E* y coeficiente de escorrentía, de agosto a septiembre 2016, en bosque del ecosistema templado-frío en Durango, México.

Modelo	Parámetro	EE	t	P > t	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> -adj	EEE	P > F
<b>PD = 326.757 - 3.0304AB</b>	$\beta_0 = 326.757$	11.017	29.65	0.0001	0.85	0.82	16.17	0.0001
	$\beta_1 = -3.030$	0.5787	-5.236	0.0034				
<b>EF = 3144.320 + 483.047AB</b>	$\beta_0 = 3144.32$	409.51	7.671	0.002	0.99	0.99	440.17	0.0001
	$\beta_1 = 483.047$	19.91	24.25	0.0001				
<b>Coef. de E = exp(0.738 + (-0.048AB))</b>	$\beta_0 = 0.738$	0.243	3.038	0.029	0.74	0.689	0.393	0.0020
	$\beta_1 = -0.048$	0.013	-3.783	0.013				
<b>E = exp(-4.313 + 0.019PD)</b>	$\beta_0 = -4.313$	0.796	-5.419	0.003	0.90	0.88	0.265	0.001
	$\beta_1 = 0.019$	0.003	6.717	0.001				

PD: precipitación directa (mm), EF= escurrimiento fustal (L ha<sup>-1</sup>), Coef. de E: Coeficiente de escorrentía (%), E: escorrentía superficial (mm), AB: área basal (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>);  $\beta_1$ ,  $\beta_2$  y  $\beta_3$ : parámetros de regresión, EE: error estándar, t: valor de t, P > t: probabilidad en t, R<sup>2</sup>: Coeficiente de determinación normal, R<sup>2</sup>-adj: Coeficiente de determinación ajustado, EEE: error estándar de la estimación, y P > F= Probabilidad en F.

*Rendimiento de agua.* Con los modelos generados, se calcularon los valores de *PD*, *EF* y *E* para las parcelas restantes y con el uso de la ecuación (1) y (2) se estimó la *I* y *PN*. Para el presente trabajo, en el tratamiento sin cobertura arbórea (corta de matarrasa) las pérdidas por evaporación fueron consideradas en el valor de la *I*. La *PN* y las pérdidas por *I* o evaporación aumentan si el *AB* aumenta. Respecto a la *PN*, *I* y *E*, los tratamientos o escenarios de manejo, mostraron diferencias estadísticas significativas (*PN*:  $F_{[p=0.004]}=8.186$ , *I*:  $F_{[p=0.003]}=8.493$ , *E*:  $F_{[p=0.062]}=3.282$ ) (Tabla 7).

Tabla 7. Estimación de precipitación directa, escurrimiento fustal, precipitación neta, intercepción y escorrentía superficial por escenario de manejo, de agosto a septiembre 2016, en bosque del ecosistema templado-frío en Durango, México.

Valores estadísticos	Distribución superficial de la lluvia ( <i>PI</i> =360 mm) por escenario de manejo forestal											
	Escenario sin manejo (0% de remoción AB)						Escenario de manejo conservador (30% de remoción AB)					
Variable	AB	<i>PD</i>	EF	PN	I	E	AB	<i>PD</i>	EF	PN	I	E
<b>Porcentaje %</b>		72.33	0.40	72.7	27.42	0.54		77.26	0.27	77.54	22.56	0.83
<b>Media</b>	23.21	260.40	1.44	261.85	98.74	1.96	14.50	278.17	0.99	279.16	81.23	3.01
<b>Mínimo</b>	16.95	240.25	326.76	242.12	84.61	1.46	7.43	233.65	0.67	234.94	55.76	1.36
<b>Máximo</b>	32.38	275.39	335.25	276.52	117.88	2.56	20.99	304.24	1.29	304.91	125.06	4.46
<b>EE</b>	3.52	7.98	2.50	7.81	7.50	0.29	2.97	15.39	0.13	15.27	15.12	0.65
<b>Desv. estándar</b>	7.04	15.96	4.33	15.62	15.00	0.57	5.93	30.79	0.27	30.55	30.25	1.29

Variable	Escenario de manejo semi-intensivo (60% de remoción AB)						Escenario de manejo intensivo (100% de remoción AB)					
	AB	<i>PD</i>	EF	PN	I	E	AB	<i>PD</i>	EF	PN	I	E
<b>Porcentaje %</b>		83.28	0.20	83.49	16.61	1.02		-	-	91.80	8.19	1.93
<b>Media</b>	8.65	299.83	0.74	300.57	59.82	3.67	0.00	0.00	0.00	330.50	29.50	6.92
<b>Mínimo</b>	5.70	288.63	0.57	289.46	43.26	2.67	0.00	0.00	0.00	326.76	24.75	2.35
<b>Máximo</b>	11.86	316.18	0.89	316.75	70.55	4.42	0.00	0.00	0.00	335.25	33.24	11.6
<b>EE</b>	1.31	6.38	0.07	6.31	6.39	0.39	0.00	0.00	0.00	2.50	2.50	2.66
<b>Desv. estándar</b>	2.63	12.77	0.15	12.63	12.77	0.78	0.00	0.00	0.00	4.33	4.33	4.62

EE: error estándar, AB: área basal (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>), *PD*: precipitación directa (mm), EF: escurrimiento fustal (mm), PN: precipitación neta (mm), I: pérdidas por intercepción o evaporación (mm) y E: escorrentía superficial (mm).

Según la prueba de medias, el efecto sobre la *PN* y la *I* en el tratamiento *SIN* fue similar al *CON* y el efecto del *SEMI* fue similar al *INT*; por otra parte, en la *E* no hubo diferencias entre los tratamientos *SIN*, *CON* y *SEMI*, y estos se diferenciaron con el *INT* (Tabla 8).

Tabla 8. Comparaciones de medias entre escenarios de manejo forestal y precipitación neta e interceptación, de agosto a septiembre 2016, en bosque del ecosistema templado-frío en Durango, México.

Comparaciones múltiples de medias (Diferencia mínima significativa)										
ESCENARIO DE MANEJO		Precipitación neta (mm)			Perdidas por I o evaporación**			Escorrentía superficial (mm)		
		M	EE	P > t	M	EE	P > t	M	EE	P > t
<b>SIN</b> (0% remoción de AB)	CON		13.55949	.228		13.395	0.218	1.964	1.515	0.507
	SEMI	261.85	13.55949	.016*	98.74	13.395	0.014*		1.515	0.285
	INT		14.64592	.001*		14.469	0.001*		1.636	0.011*
<b>CON</b> (30% remoción de AB)	SIN		13.55949	.228		13.395	0.218		1.515	0.507
	SEMI	279.16	13.55949	.143	81.23	13.395	0.138	3.004	1.515	0.670
	INT		14.64592	.005*		14.469	0.004*		1.636	0.035*
<b>SEMI</b> (60% remoción de AB)	SIN		13.55949	.016*		13.395	0.014*		1.515	0.285
	CON	300.57	13.55949	.143	59.82	13.395	0.138	3.668	1.515	0.670
	INT		14.64592	.065		14.469	0.060		1.636	0.072*
<b>INT</b> (100% remoción de AB)	SIN		14.64592	.001*		14.469	0.001*		1.636	0.011*
	CON	330.60	14.64592	.005*	29.50	14.469	0.004*	6.900	1.636	0.035*
	SEMI		14.64592	.065		14.469	0.060		1.636	0.072*

\*. La diferencia de medias es significativa en el nivel .05, \*\*: Los valores de evaporación por pérdida de cubierta vegetal, fueron considerados en este rubro (caso: corta de matarrasa). I: interceptación, EM: escenario de manejo, INT: manejo intensivo (corta de 100% del AB), SEMI: manejo semi-intensivo (corta del 60% del AB), CON: manejo conservador (corta del 30% del AB), SIN: sin manejo (0% de remoción).

Por tipo de escenario de manejo: sin manejo (testigo), conservador, semi-intensivo e intensivo; en promedio se encontró un rendimiento de agua de 2 618 500, 2 791 600, 3 005 700 y 3 306 000 L ha<sup>-1</sup>, pérdidas por interceptación o evaporación de escorrentía superficial de 19 600, 30 100, 30 670 y 69 200, L ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

El mayor rendimiento de agua, la mayor producción maderable, menor diversidad y las menores pérdidas por interceptación o evaporación se obtuvieron en los tratamientos con menor cobertura arbórea (SEMI e INT) no obstante fueron los tratamientos con mayor escorrentía superficial y por tanto con mayores condiciones para generar erosión hídrica (Fig. 5). En cambio el escenario conservador tuvo la mínima escorrentía superficial, lo que minimiza la erosión por pérdida de cobertura vegetal; permitió el aprovechamiento maderable, no modificó la diversidad de especies y generó un aumento en el rendimiento de agua.

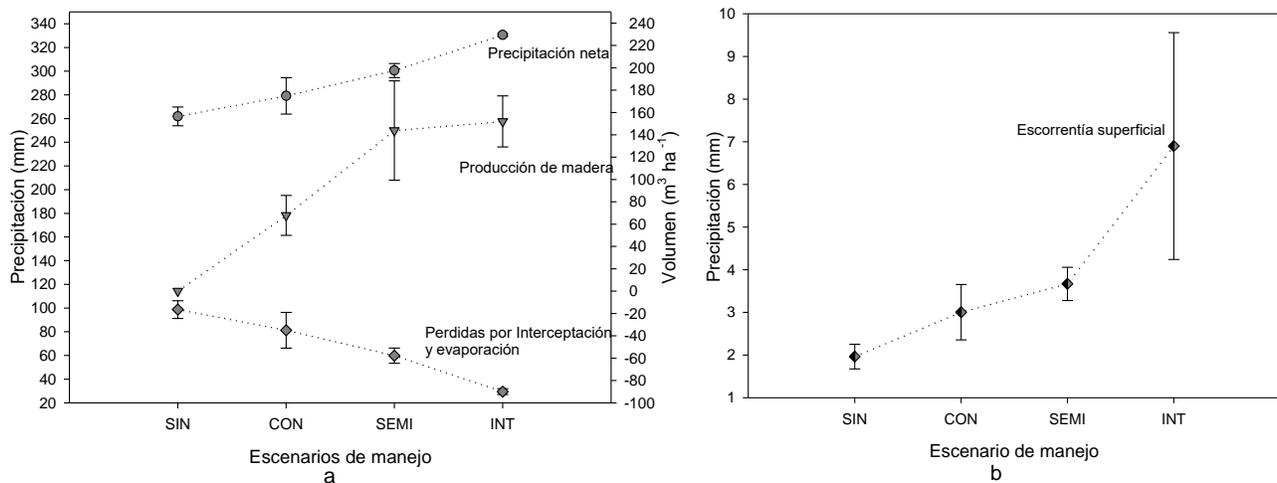


Figura 5. Relación de la producción de madera con precipitación neta y la pérdida por intercepción y evaporación (caso de tratamiento sin cobertura) (a) y comportamiento de la escorrentía superficial por escenario de manejo (b).

## Discusión

Los escenarios de manejo, a excepción de *SIN*, presentaron aumento en el rendimiento de agua, los de mayor remoción de *AB* (conservador, semi-intensivo e intensivo) fueron los que más rendimiento de agua producen. En los escenarios de manejo, al reducir el *AB* de 23.21 a 14.5 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> se causó un cambio por unidad de *AB* de 2 mm de lámina de precipitación. Al reducir de 14.5 al total de *AB*, el cambio por unidad de *AB* fue de 3.4-3.6 mm de lámina de precipitación. Según Hornbeck, Adams, Corbett, Verry, & Lynch (1993), el aumento en disponibilidad de agua es en forma proporcional al porcentaje de reducción del área basal, contrario al resultado de este estudio. De igual modo, en un bosque de encino con la reducción de 50% del *AB* se aumentó la disponibilidad de agua en 13.2 mm (4.6%) y con la corta a matarrasa en 42.8mm (14.7%). Según Bosch & Hewlett (1982), en bosques de pino-eucalipto, caducifolios y matorrales, una modificación del 10% de *AB* causa un cambio de 40, 25 y 10 mm del rendimiento de agua, respectivamente. Contrariamente, Gökbülak et al., (2016) encontró que con aclareo del 18 % se observó que no hubo aumento en el rendimiento de agua para el primer y segundo año después de la corta. Finalmente, algunos estudios consideran que para tener aumentos en rendimiento de agua se debe reducir más del 20% de cobertura arbórea (Brown, Zhang, McMahon, Western, &

Vertessy, 2005; Yurtseven et al., 2018). No obstante, la pérdida de cubierta arbórea generalmente aumenta el volumen de escorrentía superficial y la erosión (Etehad Abari, Majnounian, Malekian, & Jourgholami, 2017).

La disminución de pérdidas por Intercepción está asociada con la disminución de área basal. La remoción del 30% *AB* tuvo una disminución promedio por intercepción del 34.3%, disminuyó la *I* en 17.51%, 21.41% y 30.31% en escenarios CON, SEMI e INT, respectivamente). En un bosque de encino, cuando se removió el 35% del *AB*, al primer año la *I* fue del 16% en la parcela tratada y 23% en la parcela testigo, al segundo año la intercepción fue del 17% en ambas parcelas (Breda, Granier, & Aussenac, 1995). Bréda et al., 1995). Baümler, (1997), después de la eliminación del 40% del volumen obtuvo una disminución de hasta del 45% en la *I*. La eliminación del 15% del *AB* en un bosque de pino condujo a una reducción del 11,1% en la *I* (Aboal, Jiménez, Morales, & Gil, 2000). De igual manera, al evaluar tratamientos de sin corta, corta del 50% y corta del 100% de *AB*, la intercepción fue de 9.0%, 6.7% y 1.8% (Ganatsios, Tsioras, & Pavlidis, 2010).

El aumento en el flujo de escorrentía superficial está asociado con la pérdida de área basal. Los valores de *E*, durante agosto-septiembre 2016, variaron de 0.56 a 3.46% (0.42 L m<sup>2</sup> a 11.5 L m<sup>2</sup>). Resultados similares fueron reportados en otros estudios. Rivera-Ruiz et al., (2012) en una cuenca del Estado de México, México, mediante parcelas experimentales (con lotes de escurrimiento de 20 m<sup>2</sup> y pendiente promedio del 32%) estimó valores de 0.03, 0.09, 2.14 y 4.92% de *E* sobre la *PI*, para plantación forestal con pino, vegetación nativa pastizal-huacal, pastizal y suelo sin vegetación-desnudo, respectivamente. En bosque de pino encino establecieron dos parcelas para la medición de la *E*, la primera (con 52.1 m<sup>2</sup> y 36.1% de pendiente) registro 0% de *E* y la segunda (con 54.8 m<sup>2</sup> y 36.7% de pendiente) 4.6% (49.5 mm) de *E* con relación a su *PI* (1070 mm) (Viramontes, Decroix, & Bollery, 2006); la diferencia entre parcelas es que la primera cuenta con una cobertura arbórea importante, en cambio la segunda, los árboles habían sido cortados y el mantillo superficial casi desaparecido (Viramontes et al., 2008). En las cuencas dominadas por bosques mixtos y de hoja

ancha, el cambio de la cubierta forestal del 1% resulta en un cambio del 0.80% y 0.74% en la escorrentía anual, respectivamente; mientras que en las cuencas dominadas por grandes bosques de coníferas, ese valor es de solo 0.24% (M. Zhang et al., 2017). Los valores de  $E$  observados en el estudio son pequeños, esto podría atribuirse a que los eventos de lluvia fueron de menor agresividad (85% fueron menores a 2 mm 30 min<sup>-1</sup>). De acuerdo con Viramontes et al., (2008) y Viramontes et al., (2006) los valores mínimos de intensidad precipitada para la formación del escurrimiento deben ser mayores a 20 mm/h). Las áreas evaluadas presentaron una cubierta herbácea bien establecida, un mantillo de hasta 6 cm, el acomodo del material residual, además de que al tratamiento *INT* (corta a matarrasa) se hizo trabajo de subsoleo en curvas de nivel y esparcido de material residual molido –aserrín–, lo dio condiciones favorables para la infiltración y menor  $E$ . Al parecer, de acuerdo con Viramontes et al., (2006) al tener una capa de mantillo y cobertura herbácea, minimiza el efecto de la textura y la pendiente sobre los volúmenes de escorrentía.

Los valores de la  $PD$ ,  $EF$  e  $I$  para los escenarios de manejo que mantuvieron la cubierta vegetal, con relación a la  $PI$  variaron de 72.3 a 83.28% (262 a 300 L m<sup>2</sup>) para  $PD$ , de 0.2 A 0.4% (0.74 a 1.4 L m<sup>2</sup>) para  $EF$  y de 16.61 a 27.42% (60 a 99 L m<sup>2</sup>) para  $I$ ; siendo el tratamiento *CON* (30% remoción,  $AB$  de 14.5 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) y *SIN* (0% remoción,  $AB$  de 23.21 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) los de menor  $PD$  y  $EF$  y mayor  $I$ . Resultados similares se observaron en un bosque de pino-encino en Michoacán, México, al estudiar el balance de agua se determinó, con precipitación incidente de 895 mm, la que represento el 13%, el  $EF$  el 1.9% y la  $PD$  correspondió a 87% (Rosas-Rangel, Ávila-Olivera, Gomez-Tagle, & Gómez-Tagle Rojas, 2014). En Nuevo León, México, para un dosel de pino, encino y pino-encino las pérdidas por  $I$ , fueron de 19.2, 13.6 y 23% y para el  $EF$  0.6, 0.05 y 0.03%, respectivamente sobre la precipitación incidente (Cantú Silva & González Rodríguez, 2001). En bosques de pino piñonero, encino y mixtos en San Luis Potosí, México, con  $PI$  de 1188 mm, la  $PD$  fue 15% mayor y  $EF$  fue 20% mayor en el bosque de encino que en los otros tipos de bosques; Así mismo, 18.6% fue interceptado por el bosque de pino, 10.1% por el encino y 8.1% por el mixto (Pérez-Suárez, Arredondo-Moreno, Huber-Sannwald, & Serna-Pérez, 2014). Un ecosistema diferente como el

matorral espinoso, con *PI* de 488 mm, registro valores similares de *PD* del 76 a 86%, de 1.2 a 3% *EF* y 13 a 22% de pérdidas por *I* (Návar, Charles, & Jurado, 1999; Tamez-Ponce et al., 2018).

Una de las limitaciones del estudio fue que no se definió una línea base la cual indique el momento de la reducción de área basal con el aumento de rendimiento del agua, ya que el estudio evaluó el efecto inmediato sobre la disponibilidad de agua. Por lo tanto, se necesitan estudios adicionales a largo plazo a fin de monitorear el comportamiento del agua conforme la cobertura vegetal se recupera y considerar en los estudios diferentes estructuras arbóreas, intensidades de corta acompañadas de prácticas de conservación de suelos, condiciones ecológicas (pendientes, tipos de suelo, calidades de sitio). Adicionalmente, es necesario considerar estudios que busquen optimizar el máximo rendimiento de agua y la mayor cosecha de madera con otros servicios ecosistémicos, como la conservación de la biodiversidad y regulación del clima (cambio climático).

## **Conclusiones**

Los resultados representan un esfuerzo para determinar el impacto de diferentes escenarios de manejo forestal en términos de regímenes de corta e inferir el posible impacto del aprovechamiento maderable sobre los rendimientos de agua en un bosque del ecosistema templado-frío de México. En términos de disponibilidad o rendimiento de agua y aprovechamiento maderable, los escenarios de manejo más drásticos, son los más efectivos en comparación con los escenarios conservador y sin manejo. Los cambios de cobertura vegetal, determinados en este caso por el área basal, modificaron los rendimientos de agua y la distribución de los escurrimientos. Al evaluar diferentes escenarios de manejo forestal, se observó que una remoción del 29 al 31% de área basal fue suficiente para causar un aumento en el rendimiento de agua en los bosques del ecosistema templado-frío.

El estudio sugiere que un cambio por unidad de área basal ( $m^2 ha^{-1}$ ), causa un cambio de rendimiento de agua de 2-3.6 mm de lámina de precipitación. Los porcentajes de

distribución del flujo de agua con relación a la precipitación incidente (360 mm), de menor a la mayor remoción, son: de 72.3 a 91.8% para la precipitación directa, de 0.2 a 0.4% en escurrimiento fustal, de 72.7 a 91.8% para precipitación neta, de 8.19 a 27.42% en pérdidas por intercepción o evaporación y 0.54 a 1.93% en escorrentía superficial. La escorrentía durante el periodo de evaluación fue muy pequeña, se infirió que se debió al periodo de evaluación, la densidad arbórea y herbácea, la cantidad de mantillo presente y la intensidad de la lluvia y tratamientos complementarios al suelo. Lo anterior hace importante la aplicación de prácticas de conservación al suelo a fin de minimizar la erosión y aumentar la infiltración del agua al suelo.

Finalmente, el escenario de manejo conservador es una alternativa viable para aumentar el rendimiento de agua y la cosecha de madera, ya que se minimiza el riesgo de erosión por pérdida de la cobertura vegetal.

## Referencias

- Aboal, J. R., Jiménez, M. S., Morales, D., & Gil, P. (2000). Effects of thinning on throughfall in Canary Islands pine forest — the role of fog. *Journal of Hydrology*, 238(3), 218–230. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00329-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00329-2)
- Aguirre-Calderón, O. A. (2015). Manejo forestal en el Siglo XXI. *Madera y Bosques*, 21(1), 17–28.
- Assessment Millenium Ecosystem, M. (2005). *Ecosystems and human well-being, Synthesis. Ecosystems* (Vol. 5). Island Press, Washington, DC. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Aydın, M., Güneş Şen, S., & Celik, S. (2018). Throughfall, stemflow, and interception characteristics of coniferous forest ecosystems in the western black sea region of Turkey (Daday example). *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(5), 316. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6657-8>
- Balvanera, P., & Cotler, H. (2009). Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos. In *Capital Natural de Mexico, Vol. II: Estado de conservacion y tendencias de cambio* (CONABIO, Vol. II, pp. 185–245). México. Retrieved from

[http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/pdf/CapNatMex/VolII/II04\\_EdoTendenciasServiciosEcosistemicos.pdf](http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/pdf/CapNatMex/VolII/II04_EdoTendenciasServiciosEcosistemicos.pdf)

- Bäumler, R., & Zech, W. (1997). Atmospheric deposition and impact of forest thinning on the throughfall of mountain forest ecosystems in the Bavarian Alps. *Forest Ecology and Management*, 95(3), 243–251. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00039-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00039-X)
- Bosch, J. M., & Hewlett, J. D. (1982). A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology*, 55(1–4), 3–23. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(82\)90117-2](https://doi.org/10.1016/0022-1694(82)90117-2)
- Breda, N., Granier, A., & Aussenac, G. (1995). *Effects of thinning on soil and tree water relations, transpiration and growth in an oak forest (Quercus petraea (Matt.) Liebl.)*. *Tree physiology* (Vol. 15). <https://doi.org/10.1093/treephys/15.5.295>
- Brown, A. E., Zhang, L., McMahon, T. A., Western, A. W., & Vertessy, R. A. (2005). A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology*, 310(1–4), 28–61. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.12.010>
- Callegari, G., Veltri, A., Iovino, F., Ferrari, E., & Garfi, G. (2014). Impact of thinning on the water balance of a catchment in a Mediterranean environment. *The Forestry Chronicle*, 79(2), 301–306. <https://doi.org/10.5558/tfc79301-2>
- Cantú Silva, I., & González Rodríguez, H. (2001). Interception loss, throughfall and stemflow chemistry in pine and oak forests in northeastern Mexico. *Tree Physiology*, 21(12–13), 1009–1013. <https://doi.org/10.1093/treephys/21.12-13.1009>
- Carlyle-Moses, D. E., Iida, S., Germer, S., Llorens, P., Michalzik, B., Nanko, K., ... Levia, D. F. (2018). Expressing stemflow commensurate with its ecohydrological importance. *Advances in Water Resources*, 121, 472–479. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2018.08.015>
- Cook, P. A., & Wheater, P. (2005). *Using Statistics to Understand the Environment*. (Routledge, Ed.) (Ilustrada). Taylor & Francis. Retrieved from <https://books.google.com.mx/books?id=2Dqza2k0TdAC>
- Draper, N. R., & Smith, H. (1998). *Applied Regression Analysis* (Third Edit). New York:

- John Wiley & Sons, Inc. <https://doi.org/10.1002/9781118625590>
- Dueñez-Alanis, J., Gutiérrez, J., Pérez, L., & Návar, J. (2006). Manejo silvícola, capacidad de infiltración, escurrimiento superficial y erosión. *Terra Latinoamericana*, 24(2), 233–240.
- Dunkerley, D. (2000). Measuring interception loss and canopy storage in dryland vegetation: a brief review and evaluation of available research strategies. *Hydrological Processes*, 14(4), 669–678. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(200003\)14:4<669::AID-HYP965>3.0.CO;2-I](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(200003)14:4<669::AID-HYP965>3.0.CO;2-I)
- Etehadi Abari, M., Majnounian, B., Malekian, A., & Jourgholami, M. (2017). Effects of forest harvesting on runoff and sediment characteristics in the Hyrcanian forests, northern Iran. *European Journal of Forest Research*, 136(2), 375–386. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1038-3>
- Fathizadeh, O., Hosseini, S. M., Zimmermann, A., Keim, R. F., & Darvishi Bolorani, A. (2017). Estimating linkages between forest structural variables and rainfall interception parameters in semi-arid deciduous oak forest stands. *Science of The Total Environment*, 601–602, 1824–1837. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.233>
- Flores, A. E., De la Cruz, G. V., Terrazas, G. G. H., Carrillo, A. F., Islas, G. F., Acosta Mireles, M., & Buendia, R. E. (2016). Intercepcion de lluvia en bosques de montaña en la cuenca del rio Texcoco, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 7(37), 65–76.
- Ganatsios, H. P., Tsioras, P. A., & Pavlidis, T. (2010). Water yield changes as a result of silvicultural treatments in an oak ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 260(8), 1367–1374. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.033>
- Gökbulak, F., Şengönül, K., Serengil, Y., Özhan, S., Yurtseven, İ., Uygur, B., & Özçelik, M. S. (2016). Effect of Forest Thinning on Water Yield in a Sub-Humid Mediterranean Oak-Beech Mixed Forested Watershed. *Water Resources Management*, 30(14), 5039–5049. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1467-7>
- Hawthorne, S. N. D., Lane, P. N. J., Bren, L. J., & Sims, N. C. (2013). The long term effects of thinning treatments on vegetation structure and water yield. *Forest Ecology and Management*, 310, 983–993.

- <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.046>
- Hornbeck, J. W., Adams, M. B., Corbett, E. S., Verry, E. S., & Lynch, J. A. (1993). Long-term impacts of forest treatments on water yield: a summary for northeastern USA. *Journal of Hydrology*, *150*(2), 323–344. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-1694\(93\)90115-P](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-1694(93)90115-P)
- Llorens, P., & Domingo, F. (2007). Rainfall partitioning by vegetation under Mediterranean conditions. A review of studies in Europe. *Journal of Hydrology*, *335*(1), 37–54. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.10.032>
- Magliano, P. N., Whitworth-Hulse, J. I., & Baldi, G. (2019). Interception, throughfall and stemflow partition in drylands: Global synthesis and meta-analysis. *Journal of Hydrology*, *568*, 638–645. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.10.042>
- McKee, A. J., & Carlyle-Moses, D. E. (2017). Modelling stemflow production by juvenile lodgepole pine (*Pinus contorta* var. *latifolia*) trees. *Journal of Forestry Research*, *28*(3), 565–576. <https://doi.org/10.1007/s11676-016-0336-9>
- Molina, A. J., & del Campo, A. D. (2012). The effects of experimental thinning on throughfall and stemflow: A contribution towards hydrology-oriented silviculture in Aleppo pine plantations. *Forest Ecology and Management*, *269*, 206–213. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.12.037>
- Návar, J., Charles, F., & Jurado, E. (1999). Spatial variations of interception loss components by Tamaulipan thornscrub in northeastern Mexico. *Forest Ecology and Management*, *124*(2), 231–239. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00077-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00077-8)
- Pérez-Arellano, R., Moreno-Pérez, M. F., & Roldán-Cañas, J. (2016). Comparación de modelos de interceptación de agua de lluvia en individuos aislados de *Pinus pinea* y *Cistus ladanifer*. *Ingeniería Del Agua*, *20*(3), 153. <https://doi.org/10.4995/ia.2016.4713>
- Pérez-Suárez, M., Arredondo-Moreno, J. T., Huber-Sannwald, E., & Serna-Pérez, A. (2014). Forest structure, species traits and rain characteristics influences on horizontal and vertical rainfall partitioning in a semiarid pine–oak forest from Central Mexico. *Ecohydrology*, *7*(2), 532–543. <https://doi.org/10.1002/eco.1372>

- Perez-Verdin, G., Cassian-Santos, J. M., Von Gadow, K., & Monarrez-Gonzalez, J. C. (2015). Chapter 13 - Molinillos Private Forest Estate, Durango, Mexico. In J. P. Siry, P. Bettinger, K. Merry, D. L. Grebner, K. Boston, & C. B. T.-F. P. of N. A. Cieszewski (Eds.), *Forest Plans of North America* (pp. 97–105). San Diego: Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-799936-4.00013-8>
- Rivera-Ruiz, P., Oropeza-Mota, J. L., Martínez-Menes, M. R., Mejía-Sáenz, E., Tapia-Vargas, L. M., & Ventura-Ramos, E. (2012). El proceso lluvia-escurrimiento-erosión en laderas y microcuencas instrumentadas. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 3(4), 151–166.
- Rosas-Rangel, D. M., Ávila-Olivera, J., Gomez-Tagle, A., & Gómez-Tagle Rojas, A. F. (2014). Balance hídrico en bosque de pino-encino dentro de una microcuenca instrumentada al sur de la cuenca del lago de Cuitzeo. In *9 Congreso Estatal de Ciencia, Tecnología e Innovación* (Novena, pp. 1875–1881). Morelia, Michoacan, México.
- Solís, M. R., Aguirre, C. O., Treviño, G. E., Jiménez, P. J., Jurado, Y. E., & Corral, R. J. (2006). Efecto de dos tratamientos silvícolas en la estructura de ecosistemas forestales en Durango, México. *Madera y Bosques*, 12(2), 49–64. <https://doi.org/http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=61712205#>
- Sun, J., Yu, X., Wang, H., Jia, G., Zhao, Y., Tu, Z., ... Chen, J. (2018). Effects of forest structure on hydrological processes in China. *Journal of Hydrology*, 561, 187–199. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.04.003>
- Tamez-Ponce, C., Cantú-Silva, I., González-Rodríguez, H., Yañez-Díaz, I. M., & Uvalle-Sauceda, I. J. (2018). noreste de México Interception loss in four scrubland species in Northeastern Mexico Introducción La hidrología en ecosistemas forestales está conformada por complejos procesos en. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(49), 126–147. <https://doi.org/https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i49.177>
- Triola, M. F. (2012). *Estadística*. (P. Education, Ed.) (10th ed.). México: Pearson Education. Retrieved from [https://books.google.com.mx/books?id=t\\_dQPwAACAAJ](https://books.google.com.mx/books?id=t_dQPwAACAAJ)

- Viramontes, D., Decroix, L., & Bollery, A. (2006). Variables de suelos determinantes del escurrimiento y la erosión en un sector de la Sierra Madre Occidental. *Ingeniería Hidráulica En México*, XXI(julio-septiembre), 73–83.
- Viramontes, D., Esteves, M., Descroix, L., Duwig, C., Rojas Rojas, F., Gutiérrez, A., & León Mojarro, B. de. (2008). Cuantificación del escurrimiento y erosión hídrica en andosoles de una microcuenca experimental en Valle de Bravo. *Ingeniería Hidráulica En México*, 23(3), 89–103. Retrieved from <http://biblat.unam.mx/es/revista/ingenieria-hidraulica-en-mexico/articulo/cuantificacion-del-escurrimiento-y-erosion-hidrica-en-andosoles-de-una-microcueva-experimental-en-valle-de-bravo>
- Yurtseven, I., Serengil, Y., Gökbülak, F., Şengönül, K., Ozhan, S., Kılıç, U., ... Özçelik, M. S. (2018). Results of a paired catchment analysis of forest thinning in Turkey in relation to forest management options. *Science of The Total Environment*, 618, 785–792. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.190>
- Zhang, M., Liu, N., Harper, R., Li, Q., Liu, K., Wei, X., ... Liu, S. (2017). A global review on hydrological responses to forest change across multiple spatial scales: Importance of scale, climate, forest type and hydrological regime. *Journal of Hydrology*, 546, 44–59. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.12.040>
- Zhang, X., Yu, G. Q., Li, Z. Bin, & Li, P. (2014). Experimental Study on Slope Runoff, Erosion and Sediment under Different Vegetation Types. *Water Resources Management*, 28(9), 2415–2433. <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0603-5>
- Zhang, Y., Wang, X., Hu, R., & Pan, Y. (2016). Throughfall and its spatial variability beneath xerophytic shrub canopies within water-limited arid desert ecosystems. *Journal of Hydrology*, 539, 406–416. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.05.051>

## VII. CONCLUSIONES

Estos resultados, representan el primer esfuerzo para determinar el impacto de diferentes escenarios de manejo forestal en términos de regímenes de corta, para inferir el posible impacto del aprovechamiento maderable sobre la conservación de la diversidad arbórea y los rendimientos de agua en un bosque del ecosistema templado-frío de México. El escenario de manejo conservador (con régimen de remoción del 29-31% de área basal), es una alternativa viable para aumentar el rendimiento de agua y la cosecha de madera, ya que se conserva la diversidad arbórea y se minimiza el riesgo de erosión por pérdida de la cobertura vegetal.

En la primer estudio mostro de forma descriptiva los efectos de la aplicación del manejo forestal en los bosques templados de México sobre cuatro SE: conservación de la diversidad vegetal, producción de madera (materia prima), regulación de los flujos del agua, y secuestro y almacenamiento de carbono en México. La revisión de los documentos sugiere que la aplicación de manejo forestal a través de prácticas silvícolas (corta de árboles padre, aclareo, corta de selección, corta de matarrasa o corta total, quema prescrita, barbecho, acomodo de desperdicios, siembra directa, reforestación y limpia) impactan de forma positiva los servicios ecosistémicos de producción de madera (materia prima) y secuestro y almacenamiento de carbono. No obstante, la relación es diferente con los servicios de conservación de la diversidad vegetal y regulación de flujos de agua, los cuales al inicio de la intervención silvícola se afectan de forma negativa al perder diversidad y presentar mayor escorrentía que impacta en la erosión del suelo. Con el manejo forestal, en los primeros años de la intervención, el servicio de regulación de los flujos de agua se ve afectado de forma negativa (erosión en la escorrentía por falta de cobertura vegetal); sin embargo, conforme el bosque se recupera de la perturbación, el servicio puede presentar un comportamiento hidrológico similar al de antes de la perturbación. El servicio de secuestro y almacenamiento de carbono, por su relación directa con la biomasa, se afecta de forma similar que el servicio de producción de madera. En algunos estudios se demuestra que un bosque bajo manejo no intensivo, al tener una dinámica mayor

de crecimiento, aumenta el potencial de captura y almacenamiento de carbono en comparación con bosques sin manejo.

El segundo estudio mostro los cambios de la diversidad arbórea por efecto del manejo forestal, identificando en el área de estudio: cinco familias, cinco géneros y 18 especies. Las especies con mayor valor ecológico fueron *Pinus durangensis*, *P. teocote*, *Quercus convallata* y *Q. sideroxylla*. La diversidad arbórea en los escenarios de manejo: conservador, semi-intensivo y sin manejo para el bosque templado fue de media a alta; sin reflejar cambios significativos entre las parcelas, antes y después de aplicar la corta, a excepción del escenario de manejo intensivo (corta a matarrasa) que tuvo eliminación total del estrato arbóreo. En similitud de especies el escenario de manejo forestal conservador, mantuvo su riqueza de especies a pesar de los cambios de abundancia. Se determino que el escenario de manejo conservador (corta de selección con remoción al 30% del área basal), en el corto plazo, permite el aprovechamiento forestal maderable sin generar cambios significativos en la diversidad arbórea, no así la corta de matarrasa.

El tercer estudio mostró el efecto del manejo forestal sobre el rendimiento de agua, mostrando que en términos de disponibilidad o rendimiento de agua y aprovechamiento maderable, los escenarios de manejo más drásticos, son los más efectivos en comparación con los escenarios conservador y sin manejo. Los cambios de cobertura vegetal, por su área basal, modificaron los rendimientos de agua y la distribución de la lluvia. Al evaluar diferentes escenarios de manejo forestal, se observó que una remoción del 29 al 31% de área basal fue suficiente para causar un aumento en el rendimiento de agua en los bosques del ecosistema templado-frío. El estudio sugiere que un cambio por unidad de área basal ( $m^2 ha^{-1}$ ), causa un cambio de rendimiento de agua promedio de 3 mm de lámina de precipitación. Los porcentajes de distribución del flujo de agua con relación a la precipitación incidente (360 mm), de menor a la mayor remoción, son: de 72.3 a 91.8% para la precipitación directa, de 0.2 a 0.4% en escurrimiento fustal, de 72.7 a 91.8% para precipitación neta, de 8.19 a 27.42% en pérdidas por intercepción o evaporación y 0.54 a 1.93% en escorrentía

superficial. La escorrentía durante el periodo de evaluación fue muy pequeña, se infirió que se debió al periodo de evaluación, la cantidad de mantillo presente y la intensidad de la lluvia y tratamientos complementarios al suelo. Lo anterior hace importante la aplicación de prácticas de conservación al suelo a fin de minimizar la erosión y aumentar la infiltración del agua al suelo.

La identificación, cuantificación y evaluación de las relaciones y formas de interacción de los servicios ecosistémicos en los bosques templados de México, permitirán a los tomadores de decisiones discernir sobre las posibles compensaciones y sinergias entre los servicios ecosistémicos, particularmente cuando se privilegia aquellos servicios ecosistémicos con valor alto inmediato (ejemplo: aprovechamiento maderable) para los propietarios del recurso, sobre otros como la diversidad y riqueza vegetal y disponibilidad del agua.

## VIII. REFERENCIAS

- Aguirre-Calderón, O. A. (2015). Manejo forestal en el Siglo XXI. *Madera y Bosques*, 21(1), 17–28.
- Ammer C. 2019. "Diversity and forest productivity in a changing climate," *New Phytol.*, vol. 221, no. 1, pp. 50–66.
- Balvanera, P., Pfisterer, A. B., Buchmann, N., He, J. S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D. y Schmid, B. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9, 1146-1156.
- Balvanera, P. y Cotler H. (2007, julio-diciembre). Acercamiento al estudio de los servicios ecosistémicos. *Gaceta ecológica*, 84-85.
- Balvanera, P. y Cotler et al. (2009). Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos. En *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio, México, pp. 185-245.
- Bosch, J. M., & Hewlett, J. D. (1982). A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology*, 55(1–4), 3–23. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(82\)90117-2](https://doi.org/10.1016/0022-1694(82)90117-2)
- Bürgi, M., Silbernagel J., Wu J., y Kienast F. (2015). Linking ecosystem services with landscape history. *Journal Landscape Ecology*, 30, 11-20.
- Carson, R. (1962). *Silent spring*. Boston, USA: Houghton Mifflin Company.
- Carlyle-Moses, D. E., Iida, S., Germer, S., Llorens, P., Michalzik, B., Nanko, K., ... Levia, D. F. (2018). Expressing stemflow commensurate with its ecohydrological importance. *Advances in Water Resources*, 121, 472–479. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2018.08.015>
- Callegari, G., Veltri, A., Iovino, F., Ferrari, E., & Garfi, G. (2014). Impact of thinning on the water balance of a catchment in a Mediterranean environment. *The Forestry Chronicle*, 79(2), 301–306. <https://doi.org/10.5558/tfc79301-2>
- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R. S., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin R. G. y Sutton P. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.

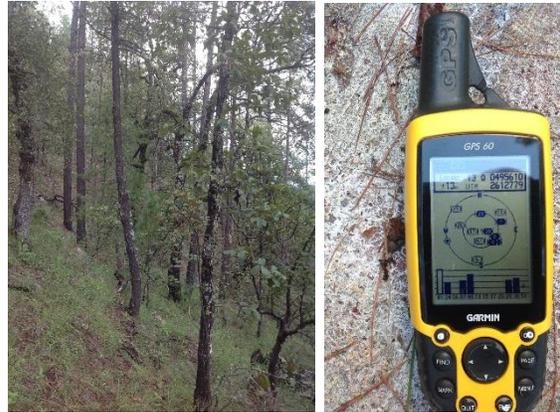
- Costanza, R. (2008). Ecosystem services: multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 141, 350-352.
- Costanza, R. y Farber S. (2002). Introduction to the Special Issue on the Dynamics and Value of Ecosystem Services: Integrating Economic and Ecological Perspectives". *Ecological Economics*, 41, 367-373.
- Costanza R., De Groot R, Sutton P., Van Der P. S., Anderson S. J., Kubiszewski I., Farber S. y Turner R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152–158.
- Daily G. C. (Ed.). (1997a). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, DC: Island Press.
- Daily, G. C. (Ed.). (1997). *Introduction: What are ecosystem services*. Washington, D.C. EE.UU: Island Press.
- Daily, G. C., Söderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K., P. Dasgupta P., Ehrlich R. P., et al. (2000). The value of nature and the nature of value. *Science*, 289, 395-396.
- Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein J., Kareiva, P. M., Mooney H. A., et al. (2009). Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 21-28.
- Duguid M. C., Ashton M. S. 2013. "A meta-analysis of the effect of forest management for timber on understory plant species diversity in temperate forests," *For. Ecol. Manage.*, vol. 303, pp. 81–90.
- Fathizadeh, O., Hosseini, S. M., Zimmermann, A., Keim, R. F., & Darvishi Bolorani, A. (2017). Estimating linkages between forest structural variables and rainfall interception parameters in semi-arid deciduous oak forest stands. *Science of The Total Environment*, 601–602, 1824–1837. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.233>
- Galicia y Zarco (2014) Galicia, L. y Zarco-Arista, A. E. (2014). Multiple ecosystem services, possible trade-offs and synergies in a temperate forest ecosystem in Mexico: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services y Management*, 10(4): 275–288. doi:10.1080/21513732.2014.973907
- Gadow, K. V., Sánchez O., S. y Aguirre-Calderón, Ó. A. (2004). Manejo forestal con bases científicas. *Madera y Bosques*, 10(2): 3–16.

- Gernandt, D. S. y Pérez-De La Rosa, J. A. (2014). Biodiversidad de Pinophyta (coníferas) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 126–133. doi: 10.7550/rmb.32195
- INEGI-Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2015). “Estadísticas a propósito del día internacional de los bosques (21 de Marzo)”. Consultado en enero, 2017. Disponible en: [www.inegi.org.mx](http://www.inegi.org.mx).
- INEGI-Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2016). Anuario Estadístico de la Producción Forestal 2015. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Primera edición. México, 230 p.
- Llorens, P., & Domingo, F. (2007). Rainfall partitioning by vegetation under Mediterranean conditions. A review of studies in Europe. *Journal of Hydrology*, 335(1), 37–54. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.10.032>
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2003). *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment*. Washington, DC: Island Press.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005). Panorama General. Evaluación de los ecosistemas del Milenio (MEA). Recuperado en 10 de abril de 2015 de: <http://www.millenniumassessment.org/es/About.html#1>
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005a). Historia de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio. Evaluación de los ecosistemas del Milenio (MEA). Recuperado en 10 de abril de 2015 de: <http://www.millenniumassessment.org/es/History.html>
- Mooney, H. A. y Ehrlich, P. R. (1997). Ecosystem services: a fragmentary history. En: Daily, G.C. (Ed.), *Nature's services*. Washington, D.C.: Island Press.
- Mora, V. R., Sáenz S. F. y Le C. J. F. (2012). Servicios ambientales y ecosistémicos: conceptos y aplicaciones en Costa Rica. *Puentes: Análisis y noticias sobre comercio y desarrollo sostenible*, 13 (2), 20-23.
- Rositano F., Lopez, M., Benzi P., Ferraro D. o. 2012. *Servicios de los ecosistemas un recorrido por los beneficios de la Naturaleza*. Agronomía y Ambiente. Buenos Aires, Argentina. 17(47): 49-60
- Rzedowski, J. (1991). Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botanica Mexicana*, 14: 3–21. doi:10.21829/abm14.1991.611 .

- Sánchez-Velázquez, L.R., J. Galindo-González y F. Díaz-Fleischer (Eds.). 2008. Ecología, manejo y conservación de los ecosistemas de montaña en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Universidad Veracruzana. México, D.F.
- Sánchez, P. A., Aznar S. J. A. y García, L. J. (2011): Economic cycles and environmental crisis in arid southeastern Spain: A historical perspective. *Journal of Arid Environment*, 75, 1360-1367.
- Sing L., Ray D., and Watts K. 2015. "Ecosystem services and forest management," *Research Note - Forestry Commission*, vol. No. 20. Forestry Commission, Edinburgh, p. 10 pp.
- Schuler L. J., Bugmann H., Snell R. S. 2017. "From monocultures to mixed-species forests: is tree diversity key for providing ecosystem services at the landscape scale?," *Landsc. Ecol.*, vol. 32, no. 7, pp. 1499–1516.
- Swetnam, T. W., Allen, C. D. y Betancourt, J. L. (1999). Applied Historical Ecology: using the past to manage for the future. *Ecological Applications*, 9, 1189-1206.
- The Economics of Ecosystems and Biodiversity. (TEEB, 2010). Integrating the ecological and economic dimension in biodiversity an ecosystem service valuation. Chapter 1. Coordinating Lead Author: Rudolf de Groot. En: <http://www.teebweb.org/wp-content/uploads/2013/04/D0-Chapter-1-Integrating-the-ecological-and-economic-dimensions-in-biodiversity-and-ecosystem-service-valuation.pdf>
- Torres, R. J. M. y Guevara S. A. (2002). El potencial de México para la producción de servicios ambientales: Captura de carbono y desempeño hidráulico. INE-SEMARNAT. México. *Gaceta ecológica*, (63), 40-60 p.
- Valencia, A. S. (2004). Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de La Sociedad Botánica de México*, 75: 33–53.
- Zeller L., Liang J., Pretzsch H. 2018. "Tree species richness enhances stand productivity while stand structure can have opposite effects, based on forest inventory data from Germany and the United States of America," *For. Ecosyst.*, vol. 5, no. 1, p. 4.

## IX. ANEXO

### 7.1. Fotografías del desarrollo del proyecto.



*Recorridos preliminares para el señalamiento de sitios, por parte del director de tesis y tesista, acompañados por personal técnico y representantes del P.P. Molinillos, Mpio. Durango, Dgo. México.*



*Delimitación de parcelas y levantamiento de datos ecológicos, antes de la corta en el P.P. Molinillos, Mpio. Durango, Dgo. México.*



*Colecta de planta, medición de combustibles, toma de muestra de suelos, hojarasca y mantillo y toma de fotografías de subparcelas de vegetación herbácea.*



*Toma de información dasométrica, antes de la corta.*



*Marque de tratamiento (remoción de área basal por parcela), corte de arboles y extracción de troceria con yunta animal. Las parcelas de investigación se encontrarón en area de corta del P.P. Molinillos, mpio. de Durango, Dgo. Méx. con autorización para el aprovechamiento maderable.*



*Aditamentos y trampa de escorrentía para medición del rendimiento del agua*