

COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES

MANEJO FORESTAL E INTEGRIDAD ECOLÓGICA EN EL EJIDO NOPALILLO, HIDALGO

MARTHA AZUCENA RENDÓN PÉREZ

T E S I S
PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, ESTADO DE MÉXICO

2020

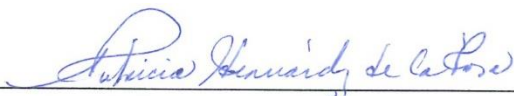
La presente tesis titulada: **MANEJO FORESTAL E INTEGRIDAD ECOLÓGICA EN EL EJIDO NOPALILLO, HIDALGO** realizada por la alumna: **Martha Azucena Rendón Pérez** bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS

CIENCIAS FORESTALES

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERA:



DRA. PATRICIA HERNÁNDEZ DE LA ROSA

ASESOR:




DR. ALEJANDRO VELÁZQUEZ MARTÍNEZ

ASESOR:



DR. JOSÉ LUIS ALCÁNTARA CARBAJAL

ASESOR:



DR. VALENTÍN JOSÉ REYES HERNÁNDEZ

Montecillo, Texcoco, Estado de México, marzo de 2021

MANEJO FORESTAL E INTEGRIDAD ECOLÓGICA EN EL EJIDO NOPALILLO, HIDALGO

Martha Azucena Rendón Pérez, M.C.

Colegio de Postgraduados, 2020

RESUMEN

Con objeto de garantizar el mantenimiento de las funciones de los ecosistemas forestales es necesario implementar evaluaciones periódicas sobre su estado de conservación. Este trabajo reporta la caracterización de un bosque manejado para la producción de madera que cuenta con tres asociaciones vegetales de acuerdo con la especie dominante: *Pinus montezumae* Lamb. (Pmn), *Pinus patula* Chiede ex Schltld. & Cham (Ppt) y *Pinus pseudostrobus* Lindl. (Pps), y un bosque destinado a la conservación, *Pinus-Quercus* (PQ). En ambos casos se reporta información acerca de la diversidad, estructura y composición de la vegetación arbórea y el sotobosque, así como de la función a través de características del suelo y vegetación. Se desarrolló un protocolo para la evaluación de la integridad ecológica a través un índice multimétrico. Se seleccionaron veinte indicadores medibles sobre el paisaje, la vegetación y el suelo para calificar el estado general del ecosistema, y se construyeron cuatro categorías posibles y rangos de variación para cada indicador a partir de revisión de literatura y de los resultados encontrados en PQ, para cada categoría. Se encontró que PQ posee el mayor índice de integridad ecológica; los resultados de la evaluación de los indicadores la colocaron en la categoría más alta, *Excelente*; mientras que las asociaciones del bosque manejado para producción se encontraron con menor puntaje Ppt, en la categoría *Excelente*, y Pmn y Pps en la categoría, *Buena*. En las asociaciones bajo manejo existe evidencia de cambios en la estructura y la composición; mientras que en la función no, este atributo se mantiene conservado en ambas condiciones. Además, fue posible identificar diferencias puntuales entre las asociaciones vegetales y brindar elementos para la toma de decisiones de manejo basadas en la evidencia. La implementación de la evaluación de la integridad ecológica como parte del programa de monitoreo ambiental del ejido será una herramienta que permita identificar cambios negativos en los atributos del ecosistema. A partir de esta primera evaluación se generó la línea base del conocimiento del bosque del ejido Nopalillo, Hidalgo.

Palabras clave: integridad ecológica, índice multimétrico, indicadores, atributos.

FOREST MANAGEMENT AND ECOLOGICAL INTEGRITY IN THE EJIDO NOPALILLO, HIDALGO

Martha Azucena Rendón Pérez, M.C.

Colegio de Postgraduados, 2020

ABSTRACT

In order to record the maintenance of forest ecosystem functions, it is necessary to implement periodic evaluations of their conservation status. This work reports the characterization of a forest managed for wood production that has three plant associations according to the dominant species: *Pinus montezuma* (Pmn), *Pinus patula* (Ppt) and *Pinus pseudostrobus* (Pps), and a forest destined to conservation, *Pinus-Quercus* (PQ). In both cases information on the diversity, structure and composition of tree vegetation and undergrowth is reported, as well as the function through the characteristics of the soil and vegetation. A protocol for the evaluation of ecological integrity will be applied through a multimetric index. Twenty measurable indicators on the landscape, vegetation and soil were selected to rate the overall state of the ecosystem, and four possible categories and ranges of variation were constructed for each indicator from the literature review and the results found in PQ, for each category. It was found that PQ has the highest ecological integrity index; the results of the evaluation of the indicators placed it in the highest category, Excellent; while the associations of the forest managed for production were found with a lower score, Ppt in the Excellent category, and Pmn and Pps in the Good category. In associations under management there is evidence of changes in structure and composition; while in the function no, this attribute remains preserved in both cases. In addition, it was possible to identify specific differences between the associations and provide elements for decision-making management decisions. The implementation of the evaluation of ecological integrity as part of the ejido environmental monitoring program will be a tool that will identify negative changes in ecosystem attributes. From this first evaluation, the baseline of knowledge of the Nopalillo ejido forest, Hidalgo, was generated.

Key words: ecological integrity, multimetric index, indicators, attributes.

AGRADECIMIENTOS

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

A mis profesores del Colegio de Postgraduados, campus Montecillo; a la planta académica y administrativa del Postgrado en Ciencias Forestales.

A la Dra. Patricia Hernández de la Rosa; por dirigir esta investigación y facilitar los recursos para mi crecimiento profesional. Por aceptar ser mi maestra, motivarme y creer en mí. Por su solidaridad y apoyo, que fueron más allá de lo que le correspondía y resultaron indispensables para cumplir este objetivo. Por su comprensión y paciencia.

Al Dr. José Luis Alcántara Carbajal, al Dr. Valentín José Reyes Hernández y al Dr. Alejandro Velázquez Martínez; por su acompañamiento durante el desarrollo de la investigación, por su motivación, por la revisión y corrección del manuscrito.

Al Dr. Javier López Upton por sus valiosas observaciones.

A la asamblea y los representantes del ejido El Nopalillo, Hidalgo que permitieron la realización de esta investigación en su bosque, por apoyar este proyecto.

A la familia Montiel Castelán, al Sr. Francisco y a Paulina por apoyarme y ofrecerme su hogar durante el trabajo de campo.

A la familia Vera Castelán, al Sr. Mario y su hijo por su acompañamiento en el trabajo de campo, por ofrecerme su mesa y su casa.

Al Dr. Enrique Guizar Nolzco, por su orientación y apoyo cuando decidí emprender este proyecto y por su ayuda en la determinación taxonómica del arbolado.

Al Dr. Antonio Cortes Jiménez, y al Biol. Daniel Gaona por su ayuda para la determinación taxonómica de hierbas y arbustos.

A Sandra Gómez y Nayeli Baez por su apoyo en campo y en la captura de formatos de campo.

A Jesús, por acompañarme y estar ahí de principio a fin a pesar de las dificultades.

A mi familia y amigos.

DEDICATORIA

A Martha.

A la memoria de mi abuela.

A las mujeres que me preceden, y han abierto el camino para incorporarnos en la ciencia y la investigación de los recursos naturales.

A las personas que se dedican al estudio y manejo de los bosques con la esperanza de encontrar una manera de mejorar la calidad de vida de sus habitantes.

CONTENIDO

RESUMEN	iii
ABSTRACT	iv
LISTA DE CUADROS	xii
INTRODUCCIÓN GENERAL	1
OBJETIVO GENERAL	3
CAPÍTULO 1. EL BOSQUE MANEJADO DEL EJIDO NOPALILLO:	
ESTRUCTURA, COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD VEGETAL	4
1.1 RESUMEN	4
1.2 INTRODUCCIÓN	5
1.3 OBJETIVOS E HIPOTESIS	7
1.3.1 Objetivo general.....	7
1.3.2 Objetivos particulares	7
1.3.3 Hipótesis	7
1.4 MATERIALES Y MÉTODOS	7
1.4.1 Área de estudio	7
1.4.2 Diseño de muestreo.....	8
1.4.3 Muestreo	12
1.4.4 Análisis de la información	13
1.5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	14
1.5.1 Estructura horizontal.....	15
1.5.2 Estructura vertical.....	17
1.5.3 Índice de valor de importancia.....	18
1.5.4 Densidad y área basal.....	27
1.5.5 Composición, riqueza y diversidad.....	28
1.5.6 Regeneración.....	31
1.5.7 Densidad de tocones y árboles muertos en pie	33
1.6 CONCLUSIONES	35
CAPÍTULO 2. INTEGRIDAD ECOLÓGICA EN EL BOSQUE DEL EJIDO	
NOPALILLO, HIDALGO	36
2.1 RESUMEN	36

2.2	INTRODUCCIÓN	37
2.3	OBJETIVOS E HIPÓTESIS.....	38
2.3.1	Objetivo general.....	38
2.3.2	Hipótesis	38
2.4	REVISIÓN DE LITERATURA	39
2.4.1	Antecedentes	39
2.5	MATERIALES Y MÉTODOS	42
2.5.1	Elaboración del modelo conceptual	43
2.5.2	Definición de objetivo de gestión	43
2.5.3	Identificación de atributos ecológicos	43
2.5.4	Definición de escalas de análisis.....	43
2.5.5	Selección de indicadores.....	44
2.5.6	Evaluación de indicadores y análisis de información.....	44
2.5.7	Identificación de un rango aceptable de variación para cada indicador	44
2.5.8	Calificar los indicadores para determinar el estado de los atributos.....	44
2.5.9	Reportar los resultados.....	45
2.5.10	Usar los resultados para informar, evaluar y retroalimentar las acciones de la gerencia	45
2.5.11	Repetir la evaluación.....	45
2.5.12	Desarrollo de la propuesta de evaluación de integridad ecológica (IE) en el ejido Nopalillo, Hgo.....	45
2.6	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	54
2.6.1	Identificación de un rango aceptable de la variación para cada indicador	55
2.6.2	Calificación de los indicadores	58
2.6.3	Reportar los resultados.....	61
2.6.4	Usar los resultados para informar, evaluar y retroalimentar las acciones de la gerencia.	62
2.6.5	Repetir la evaluación.....	62
2.6.6	Desarrollo de índices alternativos.....	62
2.6.7	Área de conservación.....	66
2.6.8	Asociaciones bajo aprovechamiento forestal maderable	66

2.6.9	Índices alternativas.....	69
2.5	CONCLUSIONES	71
	CONCLUSIONES GENERALES	72
	LITERATURA CITADA	73
	ANEXOS	85
	Anexo 1. Listado florístico	85

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación del área de estudio, Epazoyucan, Hidalgo, México.	8
Figura 2. Distribución de sitios de muestreo en el área bajo aprovechamiento maderable (rojo) y área de conservación (azul) en el ejido Nopalillo, Hidalgo.	10
Figura 3. Distribución de sitios de muestreo por asociación: <i>Pinus montezumae</i> , <i>Pinus patula</i> y <i>Pinus pseudostrobus</i> para el área bajo aprovechamiento y <i>Pinus-Quercus</i> para el área de conservación en el ejido El Nopalillo, Hgo.....	11
Figura 4. Esquema de la unidad de muestreo empleada para evaluar la vegetación en el Ejido Nopalillo, Hidalgo.....	12
Figura 5. Distribución de categorías diamétricas (cm) para las cuatro asociaciones vegetales presentes en el ejido Nopalillo, Hgo.....	16
Figura 6. Distribución de clases de altura (m) para las cuatro asociaciones vegetales presentes en el ejido Nopalillo, Hgo.....	18
Figura 7. Proporción de géneros en el estrato arbóreo por asociación vegetal en el ejido Nopalillo, Hidalgo.....	19
Figura 8. Proporción de géneros en el estrato arbustivo por asociación en el ejido Nopalillo, Hidalgo.....	22
Figura 9. Porcentaje de valores del Índice de valor de importancia (IVI) de especies en el estrato herbáceo por asociación en el ejido Nopalillo, Hidalgo.....	25
Figura 10. Número de especies por estrato y asociación vegetal en el ejido Nopalillo Hidalgo	29
Figura 11. Número de individuos por hectárea de regeneración arbórea por género y asociación en el ejido Nopalillo, Hidalgo.....	32
Figura 12. Número de tocones por hectárea y asociación vegetal en el ejido Nopalillo, Hidalgo.	33
Figura 13. Fases y pasos para el desarrollo de un protocolo para la evaluación de la Integridad ecológica en el ejido Nopalillo, Hidalgo. (adaptado de Carter et al., 2016; Schroeder et al., 2011 y Tierney et al., 2009)	42
Figura 14. Modelo ecológico conceptual para la evaluación de la IE en el ejido Nopalillo, Hidalgo.	46

Figura 15. Evaluación de integridad ecológica utilizando diferente número de indicadores64

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Índices de diversidad para cada estrato y asociación vegetal evaluados en el ejido Nopalillo, Hidalgo.	14
Cuadro 2. Promedios de las variables evaluadas (por asociación vegetal) en sitios de muestreo en el Ejido Nopalillo, Hidalgo.	15
Cuadro 3. Índice de Valor de Importancia Ecológica (IVI) del estrato arbóreo en el ejido Nopalillo, Hidalgo.	20
Cuadro 4. Índice de valor de importancia ecológica (IVI) del estrato arbustivo en el ejido Nopalillo, Hidalgo.	23
Cuadro 5. Índice de valor de importancia ecológica (IVI) del estrato herbáceo en el ejido Nopalillo, Hidalgo.	26
Cuadro 6. Diversidad alfa (riqueza, índice de Simpson) por estrato y asociación vegetal en el ejido Nopalillo, Hidalgo.	29
Cuadro 7. Prueba Kruskal-Wallis para el índice de Simpson y Margalef por estrato dentro de cada asociación vegetal en el ejido Nopalillo, Hidalgo.	30
Cuadro 8. Índice de Sorensen por estrato y asociación vegetal en el ejido Nopalillo, Hidalgo.	31
Cuadro 9. Indicadores del grado de conservación seleccionados para la evaluación de la IE.	47
Cuadro 10. Métodos empleados para determinar propiedades físico-químicas del suelo en el ejido Nopalillo, Hgo.	53
Cuadro 11. Matriz de resultados por indicador y asociación en las asociaciones vegetales del ejido Nopalillo, Hidalgo.	54
Cuadro 12. Rango de valoración de los indicadores por categoría para la evaluación de la Integridad Ecológica en el ejido Nopalillo, Hidalgo.	55
Cuadro 13. Calificación e interpretación de las categorías de integridad ecológica del bosque del ejido Nopalillo, Hidalgo.	57
Cuadro 14. Indicadores calificados por asociación vegetal del ejido Nopalillo, Hidalgo.	59
Cuadro 15. Índice de integridad ecológica obtenido por asociación en el ejido Nopalillo, Hgo.	61
Cuadro 16. Indicadores utilizados en la evaluación de integridad ecológica A, B y C.	63

Cuadro 17. Relación C:N en algunos bosques de México.....	67
Cuadro 18. Número de especies en bosque de coníferas de México	68

INTRODUCCIÓN GENERAL

Los bosques proveen múltiples bienes y servicios ecosistémicos con efectos positivos en diferentes escalas de espacio y tiempo; poseen un rol fundamental en el ciclo del agua y de nutrientes, con implicaciones en la regulación del clima y la producción de alimentos, la generación de productos maderables y no maderables que representan el medio de vida, y la fuente de trabajo e ingreso de las poblaciones rurales forestales. Los ecosistemas forestales albergan el 75 % de la biodiversidad mundial, lo que representa una fuente de alimentos, medicinas y combustible para más de mil millones de personas (FAO, 2016; FAO, 2018).

A nivel global, los bosques son un foco de atención a causa de la crisis ambiental. Entre los principales problemas que enfrentan destaca la pérdida de cobertura forestal causada por su conversión hacia actividades agrícolas y pecuarias, y que se constituye en una de las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad del planeta. Por tanto, el desarrollo sostenible se plantea como la única vía para mantener el equilibrio entre los objetivos ambientales, económicos y sociales; y representa el eje de la gestión de los bosques en la actualidad (FAO, 2018).

La Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible y los objetivos de desarrollo sostenible (ODS) establecidos en ella son actualmente; el marco para orientar la política de desarrollo en el mundo; particularmente, el ODS 15 que se refiere a “Gestionar sosteniblemente los bosques, luchar contra la desertificación, detener y revertir la degradación de las tierras y detener la pérdida de biodiversidad” (FAO, 2018).

Entre los esfuerzos para abordar el tema de la gestión sostenible de los bosques se encuentra el protocolo de Montreal, de donde surgió el denominado Forest Stewardship Council (FSC), que a través de una serie de criterios e indicadores certifica la producción sustentable de bienes y servicios forestales y acredita desde 1994 el manejo forestal sustentable a nivel internacional (Bray *et al.*, 2007). En México, la Auditoría Técnica Preventiva (ATP) y la Norma Mexicana del Manejo Forestal Sustentable (NMX-AA-143-SCFI-2015) son instrumentos que hacen una tarea similar para los bosques del país. La superficie nacional de bosques y selvas es de 66 millones de hectáreas (Madrid *et al.*, 2009), de las cuales 29 millones de hectáreas se encuentran bajo un esquema de

manejo forestal sustentable (SEMARNAT, 2016), y menos del 5 % cuenta con certificación internacional¹.

Dada la importancia y necesidad de mantener las funciones y servicios de los bosques a través de la gestión adecuada, se requiere incorporar objetivos de manejo que vayan más allá de las funciones productivas. El objetivo de conservación de la biodiversidad ha sido adoptado a nivel internacional (Angelstam *et al.*, 2004) y, aunque suele entenderse como la riqueza de especies en determinado lugar, realmente se refiere a la variabilidad de organismos vivos de diferente tipo y de diversas fuentes, incluyendo a los ecosistemas terrestres, marinos y acuáticos y al complejo ecológico del que forman parte.

De acuerdo con Noss (1990) y Larsson *et al.*, (2001), la biodiversidad de los ecosistemas y en general de la integridad (entendida ésta como la habilidad de un ecosistema para mantener una comunidad de organismos con estructura, composición, diversidad y organización funcional comparable con las de un hábitat natural de la región; (Parrish *et al.*, 2003), se puede abordar al considerar tres componentes principales: composición, estructura y función del ecosistema. La integridad ecológica se ha abordado y empleado alrededor del mundo con el objetivo de evaluar la condición general del ecosistema, la efectividad de la gestión (Tierney *et al.*, 2009), conocer el estado de conservación (Santibáñez-Andrade *et al.*, 2015), tomar decisiones de manejo (Gara y Stapanian, 2015), guiar los esfuerzos de monitoreo (Wurtzebach y Schultz, 2016) y desarrollar políticas basadas en la evidencia (Rempel *et al.*, 2016). Por lo tanto, dicho concepto podría servir como referente para determinar qué tan exitoso ha resultado un conjunto de acciones de manejo, por ejemplo, las prácticas silvícolas; y esto permitiría identificar áreas de oportunidad y mejora para su adecuación a las necesidades y respuestas del ecosistema.

La mayoría de esfuerzos por la conservación de la biodiversidad en México se han centrado en el establecimiento de áreas protegidas; sin embargo, estas resultan insuficientes (Jardel, 2015) por lo que los bosques bajo manejo pueden contribuir a mantener el hábitat, conservar las especies y consecuentemente conservar la biodiversidad (Lindenmayer y Franklin 2001) además de otros servicios ecosistémicos.

¹ FSC al mes de noviembre de 2019. Consultado en <https://mx.fsc.org/es-mx/impacto/datosycifras>

Si bien en México, la Ley general de Desarrollo Forestal Sustentable y su reglamento, instruyen acerca de la conservación dentro de los programas de manejo forestal sustentable, ninguno de los documentos indica cómo llevarlo a cabo, y enfocan en la cantidad de madera a extraer y sin considerar un manejo silvícola que integre de manera práctica objetivos de conservación; adicionalmente, es necesaria la incorporación de procedimientos de monitoreo, que permitan la evaluación de resultados de manejo con objeto de apoyar la toma de decisiones informada (Jardel, 2015).

Este estudio propone el uso del concepto *integridad ecológica* para abordar la problemática presentada en párrafos anteriores, La evaluación de esta propiedad a través de ciertos atributos medibles en los ecosistemas forestales puede ser una herramienta adicional a las ya empleadas, que puede responder a los cuestionamientos acerca de la respuesta de los bosques al manejo, a la evaluación de la gestión y además, puede utilizarse como un método de monitoreo de variables ecológicas clave en los bosques manejados (Rempel *et al.*, 2016; Carter *et al.*, 2016 y Parrish *et al.*, 2003).

En esta investigación se pretende generar una herramienta metodológica para obtener un índice de integridad ecológica que incluya componentes de la estructura, composición y función del ecosistema, y llevar a cabo su implementación en un bosque templado bajo manejo en el estado de Hidalgo.

Se presenta una introducción general, el capítulo I aborda la evaluación de la vegetación, en bosques manejados y sin manejo, a través de la medición de variables dasométricas para caracterizar su estructura, composición y diversidad; el capítulo II incorpora los resultados del capítulo anterior y algunas variables funcionales en la determinación del índice de integridad ecológica para el bosque bajo estudio y finalmente se presentan las conclusiones generales.

OBJETIVO GENERAL

Generar una propuesta metodológica para obtener un índice de integridad ecológica (IIE) que permita caracterizar a las diferentes asociaciones vegetales (a partir de su estructura, diversidad, composición y función) en un bosque templado bajo manejo forestal en el sureste del estado de Hidalgo.

CAPÍTULO 1. EL BOSQUE MANEJADO DEL EJIDO NOPALILLO: ESTRUCTURA, COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD VEGETAL

1.1 RESUMEN

La caracterización estructural de la vegetación de interés forestal es información básica que permite la toma de decisiones de manejo forestal y la prescripción de prácticas silvícolas adecuadas y acordes a los objetivos y metas del propietario. En el ejido Nopalillo, municipio de Epazoyucan, sureste de Hidalgo, se realiza aprovechamiento forestal maderable en tres asociaciones arbóreas: *Pinus montezumae* Lamb., *Pinus pseudostrobus* Lindl. y *Pinus patula* Chiede ex Schltdl. & Cham; y además, cuenta con un área destinada a la conservación, *Pinus-Quercus*. Con el objetivo de caracterizar a estas cuatro condiciones se analizó la información proveniente de 79 sitios de muestreo, en los cuales se evaluó el estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo. El análisis estructural de la vegetación se basó en los índices de valor de importancia (IVI), de diversidad de Margalef, Simpson y de Sorensen, así como en la estructura vertical y horizontal, densidad, área basal y regeneración en cada asociación y forma de vida. El área de conservación presentó la mayor área basal (28 m²/ha), DN y altura promedio (20.5 cm y 10.7 m), respectivamente, la mayor proporción de árboles de dimensiones grandes (DN>60 cm) y composición de especies diferente a las demás asociaciones. La mayor riqueza total se encontró en las áreas bajo aprovechamiento maderable y la mayor diversidad arbórea en el área de conservación. Se concluye que las actividades de manejo reducen la diversidad estructural y de especies, e incrementan la riqueza de especies, especialmente en el sotobosque.

Palabras clave: manejo forestal, prácticas silvícolas, aprovechamiento forestal maderable, biodiversidad

1.2 INTRODUCCIÓN

Los bosques de pino (BP) y de pino-encino (BPQ) representan el 15.3 % de la superficie forestal en México, y en ellos se concentra alta riqueza, alto número de endemismos, y la presencia de la mayoría de las especies maderables (CONAFOR, 2017). Desde un punto de vista ecológico, los géneros *Pinus* y *Quercus* son relevantes para el país ya que es su centro de diversificación. Para el primero se reconocen 46 especies, de las cuales el 55 % son endémicas, 20 se encuentran en alguna categoría de riesgo, de las que dos se encuentran en peligro de extinción (Sánchez, 2008); para *Quercus* se reconocen 161 especies con el 68 % de endemismos (Valencia, 2004). Además, los BP y BPQ proveen servicios ambientales, regulan procesos funcionales del ecosistema y preservan la biodiversidad (Daily *et al.*, 1997; FAO, 2016; Sánchez, 2008).

Desde el punto de vista social, estos bosques son importantes porque son fuente de combustible y otros productos forestales no maderables empleados por las personas que viven en ellos, proveen alimentos, ingresos y empleos; por ejemplo se calcula que existen 950 especies útiles aunque solo el 10 % se comercializa de forma regular (Tapia-Tapia y Reyes-Chilpa, 2008). Desde el punto de vista económico, representan la principal fuente de materia prima para la industria del aserrío; por ejemplo, para el año 2016 se estimó la producción forestal de este grupo en 5 millones de m³r, 75 % de la producción nacional total (SEMARNAT, 2016). En México hay 15 millones de hectáreas con potencial comercial, aunque menos del 10 % está incorporado al manejo forestal sustentable (SEMARNAT, 2016).

El manejo forestal sustentable (MFS) tiene como objetivo la producción maderable, y entre los muchos atributos que interesa conocer se encuentra la estructura, la composición y la diversidad de la vegetación, ya que su conocimiento permite entender la condición actual del ecosistema, y a partir de esto tener más información y de mejor calidad para prescribir las mejores prácticas silvícolas de acuerdo con los objetivos de manejo.

La estructura del bosque puede definirse como la forma en que las plantas se organizan en el espacio (Kimmins, 1997) y considera la diversidad, distribución y variaciones en las dimensiones de los individuos (Von Gadow y Hui, 1998; Franklin *et al.*, 2002).

La diversidad puede ser evaluada a través del número de especies y la proporción de cada una de ellas, la distribución está dada por las estrategias de regeneración de las especies, la intervención silvícola y la fase de desarrollo del rodal. Por último la variación de las dimensiones se refiere a la

relación de tamaños de los individuos que la componen, y puede evaluarse, principalmente, a través de la medición de diámetros y alturas (Del Río *et al.*, 2003).

Las investigaciones realizadas sobre la estructura de bosques manejados coinciden en que es un indicador de la diversidad de un bosque (Corral *et al.*, 2005; Del Río *et al.*, 2003) y, que a través de las intervenciones silvícolas ésta puede ser modificada, por lo que su conocimiento, estudio, evaluación y monitoreo es fundamental para garantizar la sostenibilidad de los ecosistemas a través de la gestión y conservación (Castellanos-Bolaños *et al.*, 2008).

Se ha encontrado que la aplicación de prácticas silvícolas habituales y simples, como el uso exclusivo de control de densidad a través de cortas (por ejemplo, los aclareos), tiende a favorecer a un número reducido de especies. Esta simplificación estructural disminuye las funciones del ecosistema mientras que, que por el contrario, la complejidad estructural aumenta la productividad y biodiversidad (Crow *et al.*, 2002; Ishii *et al.*, 2004). El papel de la biodiversidad en bosques manejados es un elemento clave para evaluar la estabilidad del sistema (Lähde *et al.*, 1999) y el uso de indicadores de abundancia, frecuencia y dominancia permite analizar la relación entre especies. Los índices de estructura y diversidad pueden utilizarse para evaluar el efecto de la corta, para medir las diferencias en tiempo y espacio, para controlar o mitigar cambios provocados por los tratamientos y para definir prácticas que conduzcan a alcanzar los objetivos de la gestión (Aguirre, 2004; Magurran, 2004; Corral *et al.*, 2005).

Dado que existe la preocupación por conservar la biodiversidad en los bosques bajo aprovechamiento forestal maderable (López-Hernández *et al.*, 2017), realizar estudios como este puede proveer de información puntual para la toma de decisiones informadas sobre el manejo adecuado de los bosques.

En el área de estudio se cuenta con un bosque secundario, en donde se ha realizado aprovechamiento forestal por más de 100 años, inicialmente con cortas de selección a través del aprovechamiento derivado de la concesión a la industria forestal. Desde 1980, es administrado por el ejido El Nopalillo, a través de la implementación de un programa de manejo forestal que aplica el Método de Desarrollo Silvícola (MDS). Este es un método de manejo para generar bosques regulares, y se caracteriza por usar método de regeneración de árboles padre y la aplicación de aclareos (Ríos y García-Peña, 2001).

Se han realizado investigaciones enfocadas a relacionar las practicas silvícolas con la estructura y diversidad, principalmente en arbolado, en bosques templados manejados en Chiapas, Durango, Jalisco, Nuevo León, Oaxaca y Puebla (Solís *et al.*, 2006; Castellanos-Bolaños *et al.*, 2008; Návare-Chaidez y González-Elizondo, 2009; Luna-Bautista *et al.*, 2015; Delgado *et al.*, 2017; Graciano-Ávila *et al.*, 2017; López-Hernández *et al.*, 2017; Medrano *et al.*, 2017; Vázquez-Cortez *et al.*, 2018); sin embargo, en virtud de que para la región de interés, no se cuenta aún con ninguna investigación al respecto, el objetivo general de este estudio fue caracterizar y analizar la estructura, composición y diversidad vegetal, a través del uso de diversos índices, en las diferentes asociaciones vegetales del bosque templado bajo manejo forestal del ejido Nopalillo; lo anterior bajo el supuesto de que existen diferencias en la estructura, diversidad y composición de las asociaciones bajo aprovechamiento maderable, siendo éstas más “simples” en estructura y composición y menos diversas que la asociación sin manejo.

1.3 OBJETIVOS E HIPOTESIS

1.3.1 Objetivo general

Analizar la estructura, composición y diversidad vegetal del bosque templado bajo manejo forestal (MDS) en el ejido Nopalillo, Hidalgo.

1.3.2 Objetivos particulares

Caracterizar la estructura, composición y diversidad de las asociaciones vegetales en el bosque del ejido Nopalillo, Hidalgo.

Evaluar diferencias en la estructura, diversidad y composición entre asociaciones.

1.3.3 Hipótesis

El bosque manejado es menos diverso que el bosque conservado debido a que la aplicación de prácticas silvícolas modifica su estructura y composición.

1.4 MATERIALES Y MÉTODOS

1.4.1 Área de estudio

Se localiza sobre el cerro de Las Navajas, en la Sierra de Pachuca municipio de Epazoyucan, al sureste del estado de Hidalgo, y forma parte del Eje Neovolcanico (Figura 1). Comprende una zona serrana con un gradiente altitudinal de 2800 a 3100 m, los suelos son de tipo feozem y en menor

proporción de tipo andosol, el clima es semifrío subhúmedo y templado subhúmedo, se encuentra dentro de la cuenca del río Pánuco y la vegetación predominante es el bosque de pino, seguido del bosque de encino (CONAFOR, 2014).

Corresponde al ejido El Nopalillo, un núcleo agrario con historial de aprovechamiento forestal en donde se ha aplicado el método de desarrollo silvícola (MDS) desde el año 1980, cuenta con un programa de manejo forestal sustentable vigente y se ha certificado a través de la Norma Mexicana del Manejo Forestal Sustentable (NMX-AA-143-SCFI-2015). Un total de 550 ha han sido sometidas al proceso de certificación y 384 están destinadas al programa de Servicios Ambientales Hidrológicos.

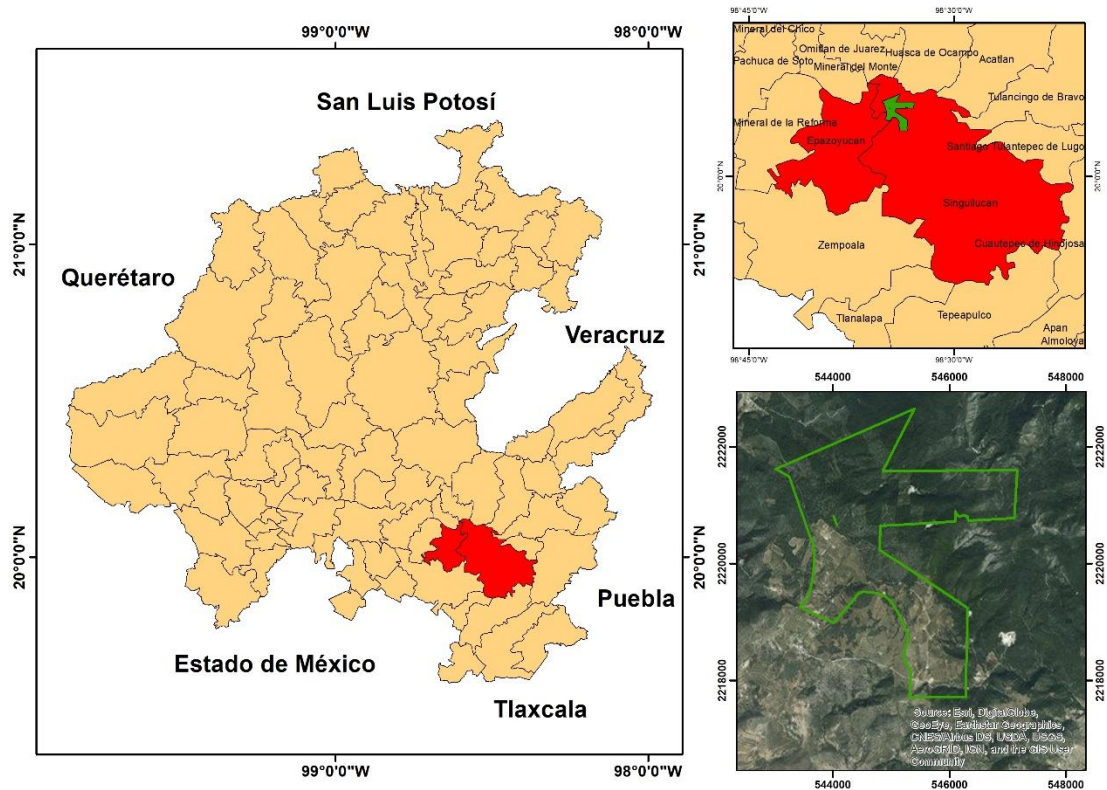


Figura 1. Ubicación del área de estudio, Epazoyucan, Hidalgo, México.

1.4.2 Diseño de muestreo

Se realizó la revisión del programa de manejo forestal sustentable vigente y los programas anteriores para identificar el historial y los tratamientos silvícolas que han sido aplicados en los rodales que componen el área bajo aprovechamiento. Se ubicó el área que no ha sido intervenida con acciones de aprovechamiento y se consideró como área de conservación.

Se visitó el área identificada en el programa de manejo con objetivo de validar la información y determinar los rodales que se incorporarían al muestreo, así como la superficie que se clasificaría como área de conservación. En seguida se elaboró un mapa base del área de estudio, y se validaron los polígonos que se incluyen en el estudio. En el área bajo manejo se identificaron cuatro asociaciones: *Pinus montezumae* (Pmn), *P. patula* (Ppt) y *P. pseudostrobus* (Pps) que correspondían al área bajo aprovechamiento maderable, y la asociación de *Pinus-Quercus* (PQ) que correspondía al área de conservación (Figura 2).

Después, se seleccionó el método de muestreo sistemático-estratificado. Para ello se definió una malla de 100 m en la que se seleccionaron de manera aleatoria los puntos de muestreo, los estratos correspondieron a cada una de las asociaciones identificadas encontradas (i.e. Pmn, Ppt, Pps) en el área bajo aprovechamiento, para un total de 65 sitios de muestreo y el área de conservación (i.e. PQ) con 14 sitios de muestreo; se utilizó una intensidad de muestreo del 1 % (Figura 3).

La asociación de Pmn se compuso de 19 rodales, seis del primer ciclo de corta, tres del segundo, uno del tercero y nueve del cuarto; la asociación de Ppt comprendió ocho rodales, dos del segundo ciclo, cinco del tercero y uno del cuarto; la asociación de Pps se compuso de nueve rodales, tres del primer ciclo, tres del segundo, uno del tercero y dos del cuarto. Las prácticas silvícolas aplicadas fueron corta de regeneración de árboles padre, corta de liberación, aclareos y podas. La asociación PQ no ha sido intervenida al momento del estudio, por lo menos en un periodo de 50 años.

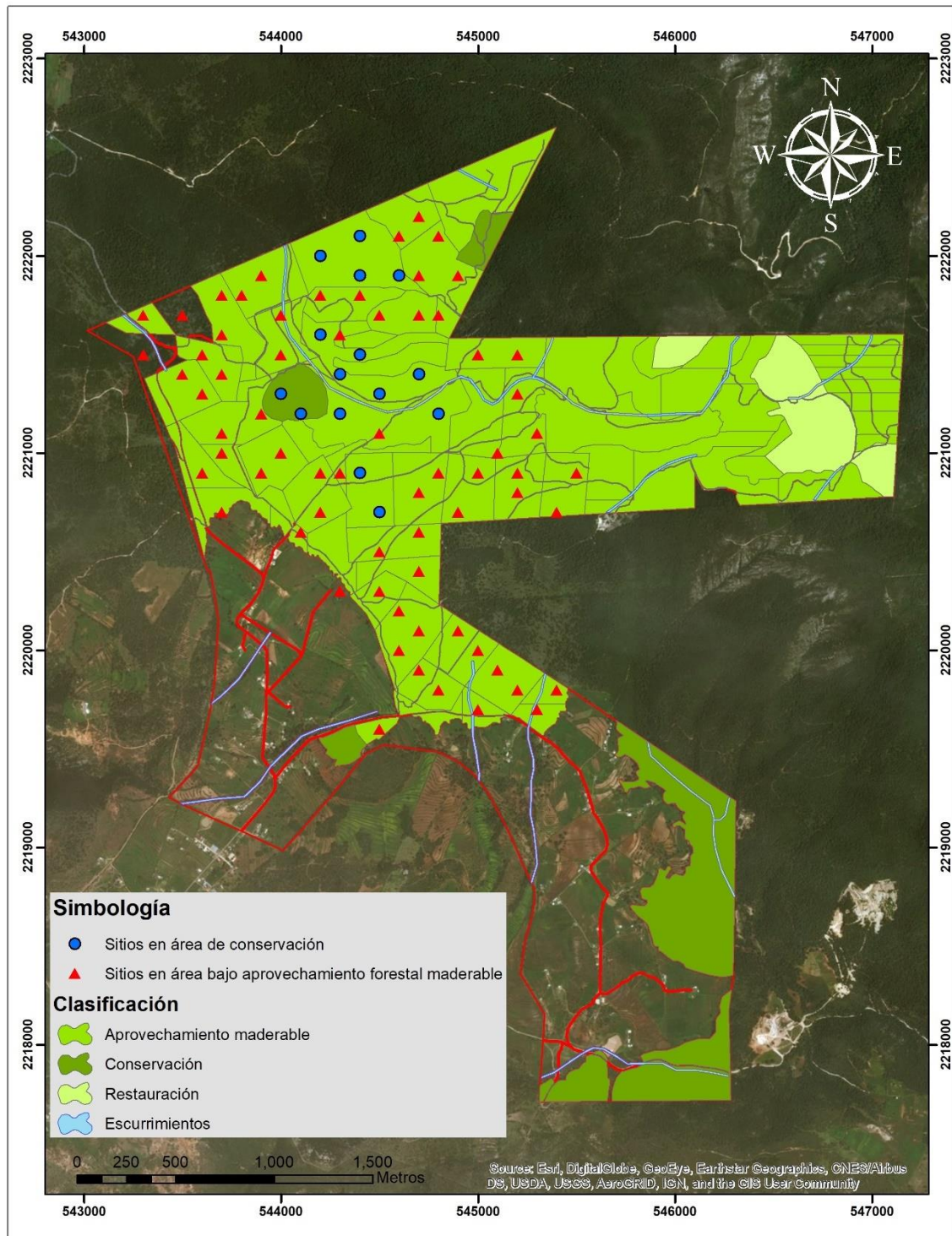


Figura 2. Distribución de sitios de muestreo en el área bajo aprovechamiento maderable (rojo) y área de conservación (azul) en el ejido Nopalillo, Hidalgo.

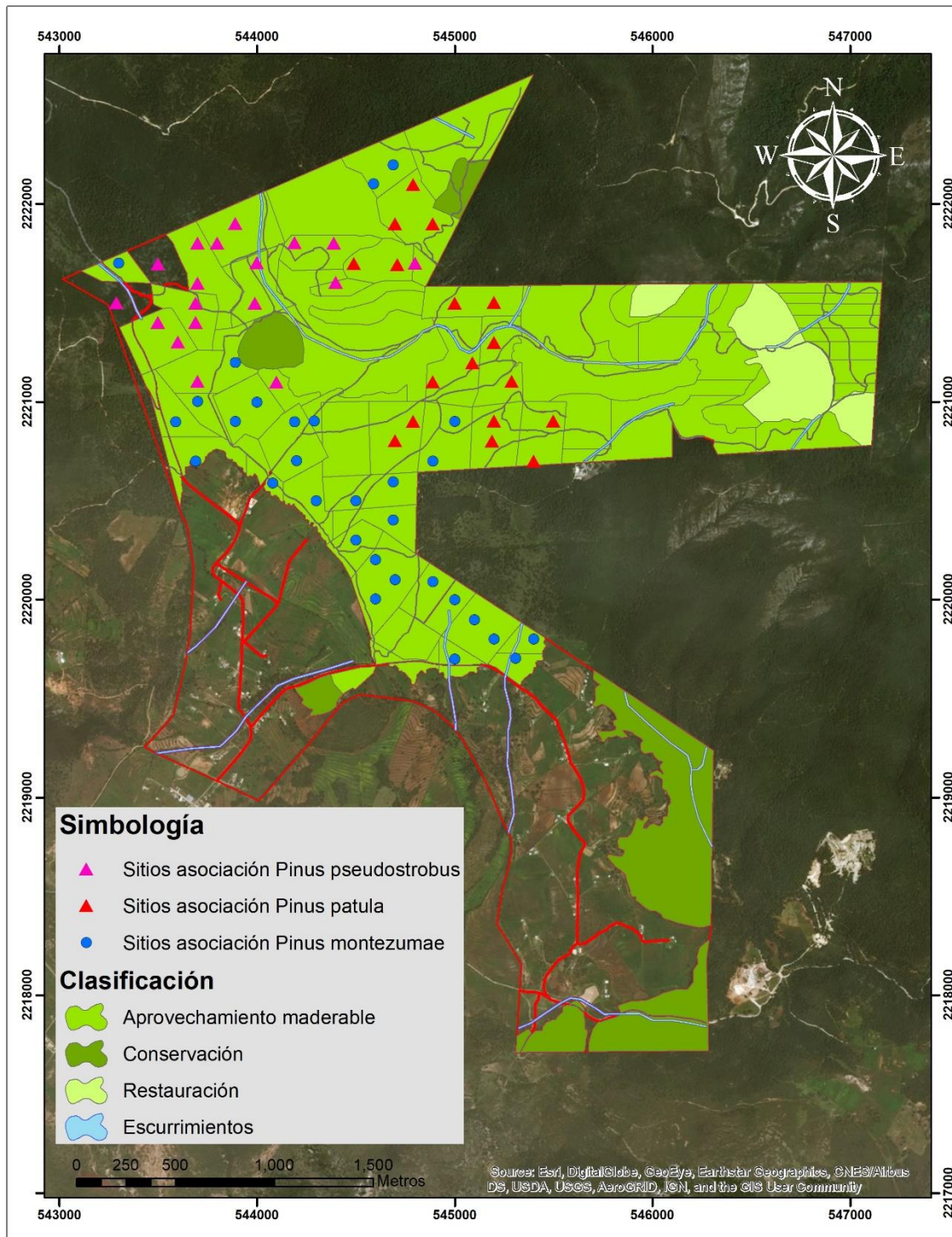


Figura 3. Distribución de sitios de muestreo por asociación: *Pinus montezumae*, *Pinus patula* y *Pinus pseudostrobus* para el área bajo aprovechamiento y *Pinus-Quercus* para el área de conservación en el ejido El Nopalillo, Hgo.

1.4.3 Muestreo

La unidad de muestreo fue una parcela circular de 400 m², de manera anidada se estableció un subsitio circular de 12.56 m², y dentro de este último cuatro cuadrantes de 1 m², colocados a una distancia de cinco metros a partir del centro de la parcela en dirección hacia cada punto cardinal (N, E, S y O, respectivamente) (Figura 4). En estos sitios y subsitios se evaluó el estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo.

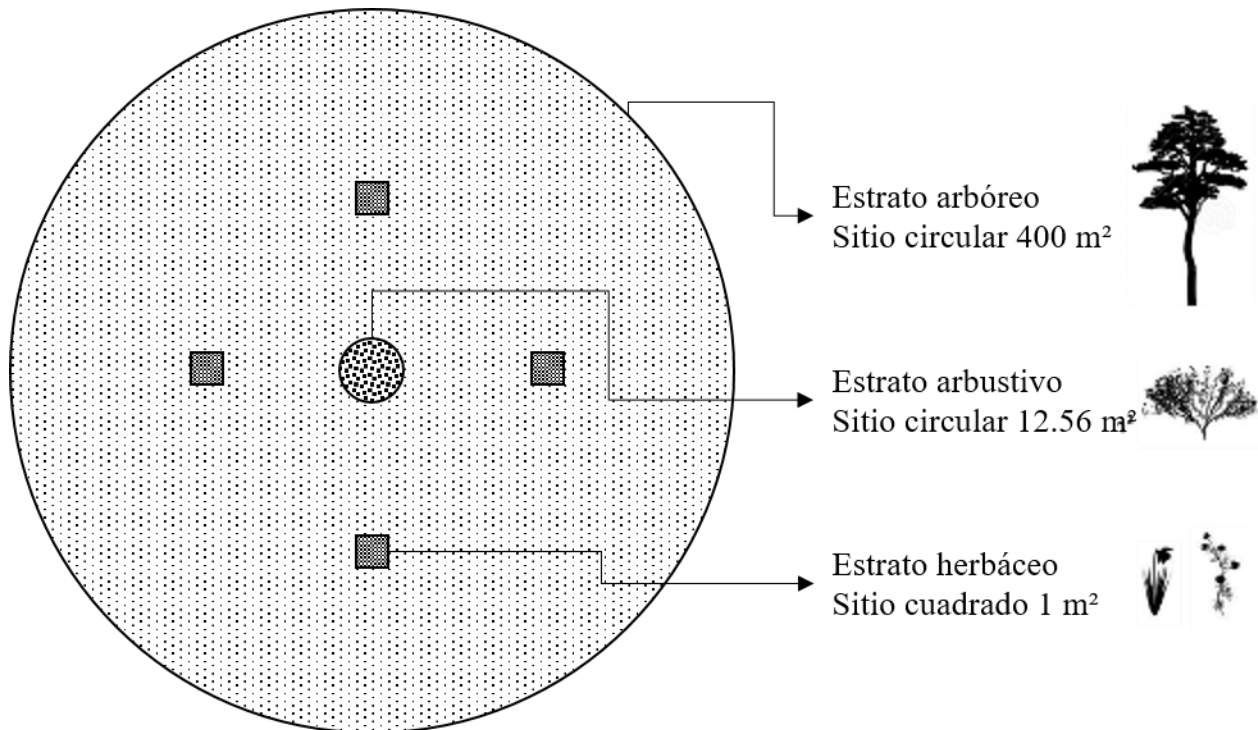


Figura 4. Esquema de la unidad de muestreo empleada para evaluar la vegetación en el Ejido Nopalillo, Hidalgo.

El muestreo se llevó a cabo durante el verano de 2018 (junio-agosto), en cada sitio de muestreo se registraron las siguientes variables: coordenadas geográficas, altitud, pendiente, exposición, profundidad de hojarasca, porcentaje y altura de cobertura arbustiva y herbácea, porcentaje del sitio cubierto de gravas y piedras, de suelo desnudo y tipo de asociación vegetal.

Las variables evaluadas en el estrato arbóreo (individuos con diámetro normal mayor a 7.5 cm) fueron: diámetro normal (DN, cm), altura total (At, m), y ancho de copa (m) en las orientaciones N-S y E-O; en el estrato arbustivo se incluyeron individuos con altura mayor a 25 cm, se registró especie, altura total (m), ancho de copa en las orientaciones N-S y E-O, número de tallos y diámetro

basal promedio (cm); en el estrato herbáceo se registró especie, frecuencia y porcentaje de cobertura relativo en caso de hierbas individuales, y porcentaje de cobertura relativo en el caso de hierbas con hábito de crecimiento agregado (pastos principalmente).

La regeneración natural de especies arbóreas se identificó en el subsitio de 12.56 m², y se registró a nivel de género. La presencia de tocones y árboles muertos en pie se evaluó en el sitio de 400 m² y se registró género, altura y diámetro basal en el caso de tocones o diámetro normal en el caso de árboles muertos en pie.

La determinación taxonómica se realizó en campo cuando se conocía la especie y en herbario a partir de colectas botánicas; se utilizaron las claves dicotómicas de la Flora Fanerógama del Valle de México (Rzedowski *et al.*, 2005) y La flora del bajío². La nomenclatura científica se corroboró de acuerdo con el sitio “The Plant List”³. La determinación de especies arbóreas se realizó en el herbario CHAP de la División de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma Chapingo, las hierbas de la familia Asteraceae en el herbario de la Preparatoria Agrícola de la misma Universidad y el resto de las muestras del estrato herbáceo y arbustivo en el herbario CHAPA del Colegio de Postgraduados. Se construyó el listado florístico considerando familia, género, nombre específico y autoridad.

1.4.4 Análisis de la información

Las estructuras horizontal y vertical del arbolado se evaluaron para cada asociación con histogramas generados a partir de la distribución de frecuencias de doce clases diamétricas de 5 cm, desde 7.5 cm hasta >62.5, y la distribución de frecuencias de 6 clases de altura de 5 m, desde 0 hasta 30 m. Se calculó el valor de importancia relativa (VIR) de las especies en los diferentes estratos (árboles, arbustos y hierbas) de cada asociación (Pmn, Ppt, Pps y PQ), y se obtuvo con la fórmula: $VIR (\%) = 1/3 (AB \text{ relativa} + \text{densidad relativa} + \text{frecuencia relativa})$ de acuerdo con Ellenberg y Mueller-Dombois, (1974). Se estimó la densidad promedio (número de individuos/ha) en el estrato arbóreo y el área basal promedio ($AB = \pi 4DN^2$) en los estratos arbóreo y arbustivo.

² <http://inecolbajio.inecol.mx/floradelbajio/>

³ <http://www.theplantlist.org/>

Se calcularon el índice de riqueza de especies de Margalef y el índice de diversidad de Simpson (D) por estrato y asociación, usando para su estimación datos de especies y abundancia. Para estimar la similitud entre asociaciones y estratos dentro de cada asociación se usó el índice de Sorensen (Cs), una medida inversa de la diversidad beta, e indica que cuando no hay especies compartidas el valor es 0 y cuando la composición es la misma el valor es 1 (Cuadro 1) (Koleff *et al.*, 2003).

Cuadro 1. Índices de diversidad para cada estrato y asociación vegetal evaluados en el ejido Nopalillo, Hidalgo.

Diversidad alfa	Índice de Margalef	$R = (S - 1) / \ln N$
	Índice de Simpson (S)	$D = \sum_{i=1}^n ni(ni - 1) / ((N(N - 1))$
Diversidad beta	Índice de semejanza de Sorensen (Cs)	$C_s(\%) = \left(\frac{2j}{(a + b)} \right) \times 100$

Donde S: número de especies presentes, N: número total de individuos, ni: número de individuos de la especie i y pi: proporción de individuos de la especie i, j: número de especies comunes en ambas comunidades, a: número de especies presentes en la comunidad, a y b: número total de especies presentes en la comunidad b.

Se estimó la regeneración arbórea, y la proporción de árboles muertos en pie y tocones (número de individuos/ha) como parte de la caracterización de la estructura, y para establecer una línea base sobre la dinámica de los ecosistemas bajo estudio.

Se aplicó la prueba Kolmogorov-Smirnov para verificar la normalidad de los datos, análisis de varianza (ANOVA) con nivel de significancia del 5 %, con el software R® y pruebas de comparación de medias (Tukey, $p < 0.05$) para detectar diferencias dentro y entre las asociaciones, considerando la H_0 = hay igualdad de medias.

1.5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De acuerdo con las características de los sitios (Cuadro 2) se encontró que la asociación PQ presentó la mayor pendiente promedio (41 %), la mayor profundidad de hojarasca (7 cm), la mayor altura promedio del estrato arbustivo (69 cm), la menor proporción de suelo desnudo (3.0 %), gravas y piedras (0.4 %) y de cobertura herbácea (29 %).

Entre las asociaciones bajo aprovechamiento, la asociación Ppt presentó la pendiente más pronunciada y tuvo la mayor cobertura del estrato arbustivo. La asociación de Pmn tuvo la mayor cobertura del estrato herbáceo y la menor pendiente. El análisis de varianza para las variables

cuantitativas mostró diferencias significativas para todas ellas, con excepción de la altura promedio del estrato herbáceo y de la cobertura de gravas y piedras (Cuadro 2).

Cuadro 2. Promedios de las variables evaluadas (por asociación vegetal) en sitios de muestreo en el Ejido Nopalillo, Hidalgo.

Asociación	Pendiente (%)	Profundidad de hojarasca (cm)	Altura promedio			Cobertura promedio (%)			
			Arbolado (m)	Arbustivo (cm)	Herbáceo (cm)	Arbustivo	Herbáceo	Suelo desnudo	Gravas y piedras
PQ	41	7	10.6	69	38	23	29	3	0.4
Pmn	10	5	8.1	15	30	25	60	3	1
Ppt	40	4	7.6	37	38	64	43	10	5
Pps	21	6	8.0	58	47	20	52	4	4

1.5.1 Estructura horizontal

Los individuos tendieron a distribuirse en mayor proporción en las primeras categorías diamétricas y su frecuencia disminuyó gradualmente con el aumento del diámetro (Figura 5), distribución que se asemeja a la J invertida. Este patrón se debe a que los pinos se regeneran después de que se abren claros resultantes de las cortas de regeneración, e indica la repoblación del piso forestal después de la corta. Este fenómeno ha sido reportado en estudios realizados en bosques templados de pino, pino-encino y encino-pino bajo aprovechamiento en Puebla, Oaxaca y Durango (Solís *et al.*, 2006; Castellanos-Bolaños *et al.*, 2008; Návar-Cháidez y González-Elizondo, 2009; Luna-Bautista *et al.*, 2015; Delgado *et al.*, 2017; Graciano-Ávila *et al.*, 2017; López-Hernández *et al.*, 2017; Medrano *et al.*, 2017; Vázquez-Cortez *et al.*, 2018)

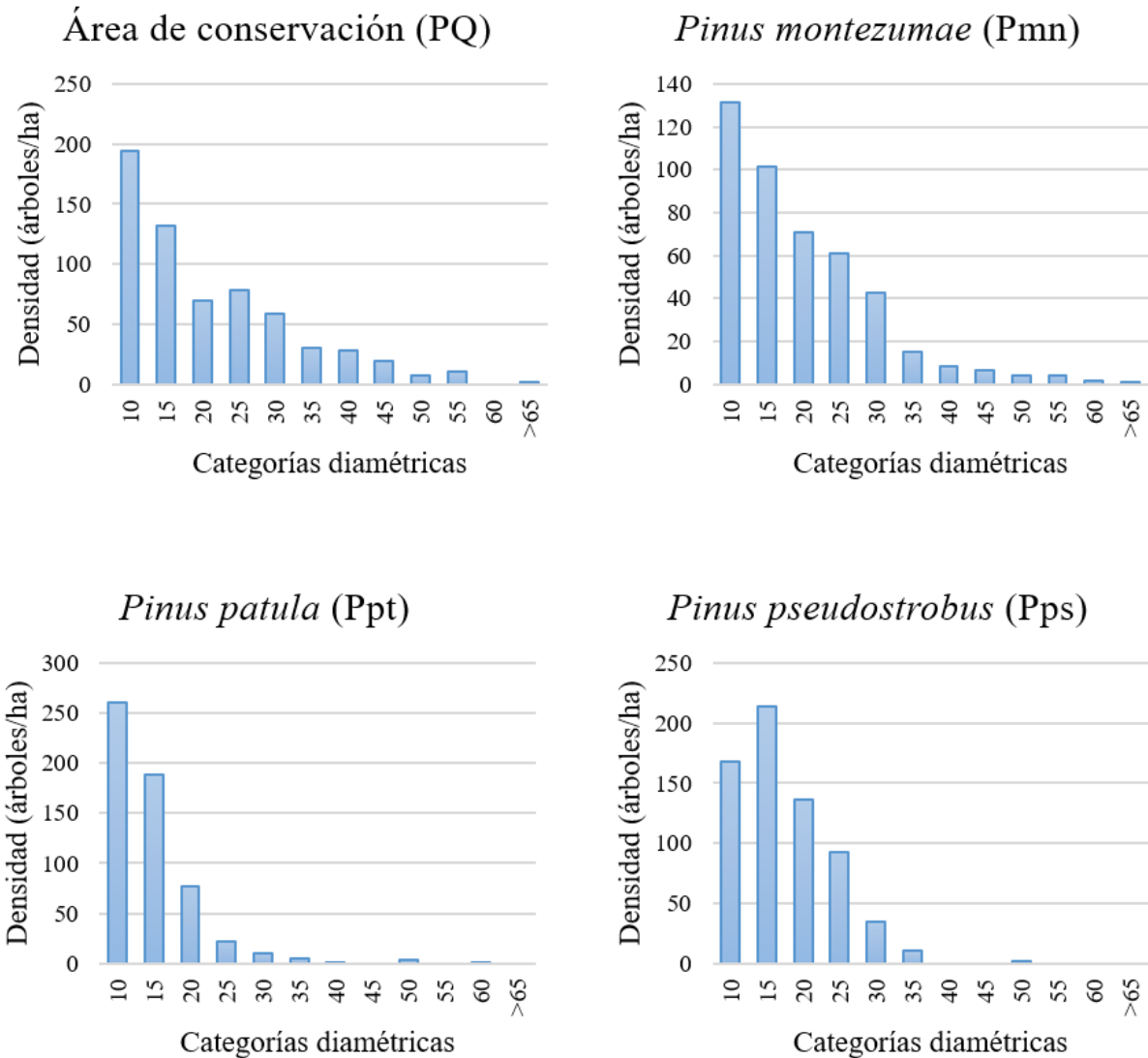


Figura 5. Distribución de categorías diamétricas (cm) para las cuatro asociaciones vegetales presentes en el ejido Nopalillo, Hgo.

Las asociaciones PQ, Pmn y Ppt mostraron una forma de distribución similar, aunque con diferencias en la proporción de individuos por categorías. Por ejemplo, en PQ, el 16 % de los registros correspondió a la categoría de 35 cm o más de diámetro normal, mientras que para Pmn fue 9 %; mientras que en las asociaciones de Ppt y Pps no superó el 2 % de los árboles. Esta diferencia en la distribución responde a las cortas de regeneración realizadas en las áreas aprovechadas, así como al tiempo transcurrido desde su aplicación, las más recientes se han realizado en rodales de Ppt y Pps, y las más antiguas en Pmn. La ausencia de cortas de regeneración en PQ ha permitido que haya una mayor cantidad de arbolado de dimensiones mayores,

característica propia de los bosques sin manejo donde se encuentra arbolado de todas las edades y diámetros. Esta estructura horizontal ha sido reportada en bosques templados bajo aprovechamiento en los estados de Puebla, Oaxaca y Durango (Solís *et al.*, 2006; Castellanos-Bolaños *et al.*, 2008; Návar-Chaidez y González-Elizondo, 2009; Luna-Bautista *et al.*, 2015; Delgado *et al.*, 2017; Graciano-Ávila *et al.*, 2017; López-Hernández *et al.*, 2017; Medrano *et al.*, 2017; Vázquez-Cortez *et al.*, 2018)

1.5.2 Estructura vertical

La distribución de individuos por su altura presenta una concentración en las primeras tres categorías, es decir, árboles cuya altura fue menor de 15 m (Figura 6). En PQ, solo el 20 % de los registros superaron los 15 m de altura; sin embargo, en Pmn fue el 6 %, en Ppt en 2 % y en Pps el 1 %, este patrón se encuentra relacionado directamente con la estructura horizontal ya que el diámetro y la altura son variables relacionadas con la edad del arbolado. Los rodales de Pmn concentraron el arbolado donde se realizaron las primeras cortas de regeneración, en tanto que Ppt y Pps fueron más recientes. PQ mostró una proporción mayor de árboles altos debido a que no se han realizado cortas de regeneración, por lo menos en los últimos 50 años; sin embargo, su estructura horizontal y vertical indicó que se trata de un bosque secundario debido a la ausencia de registros, cuya edad pudiera superar los 100 años, lo que coincide con el historial de disturbios de la región.

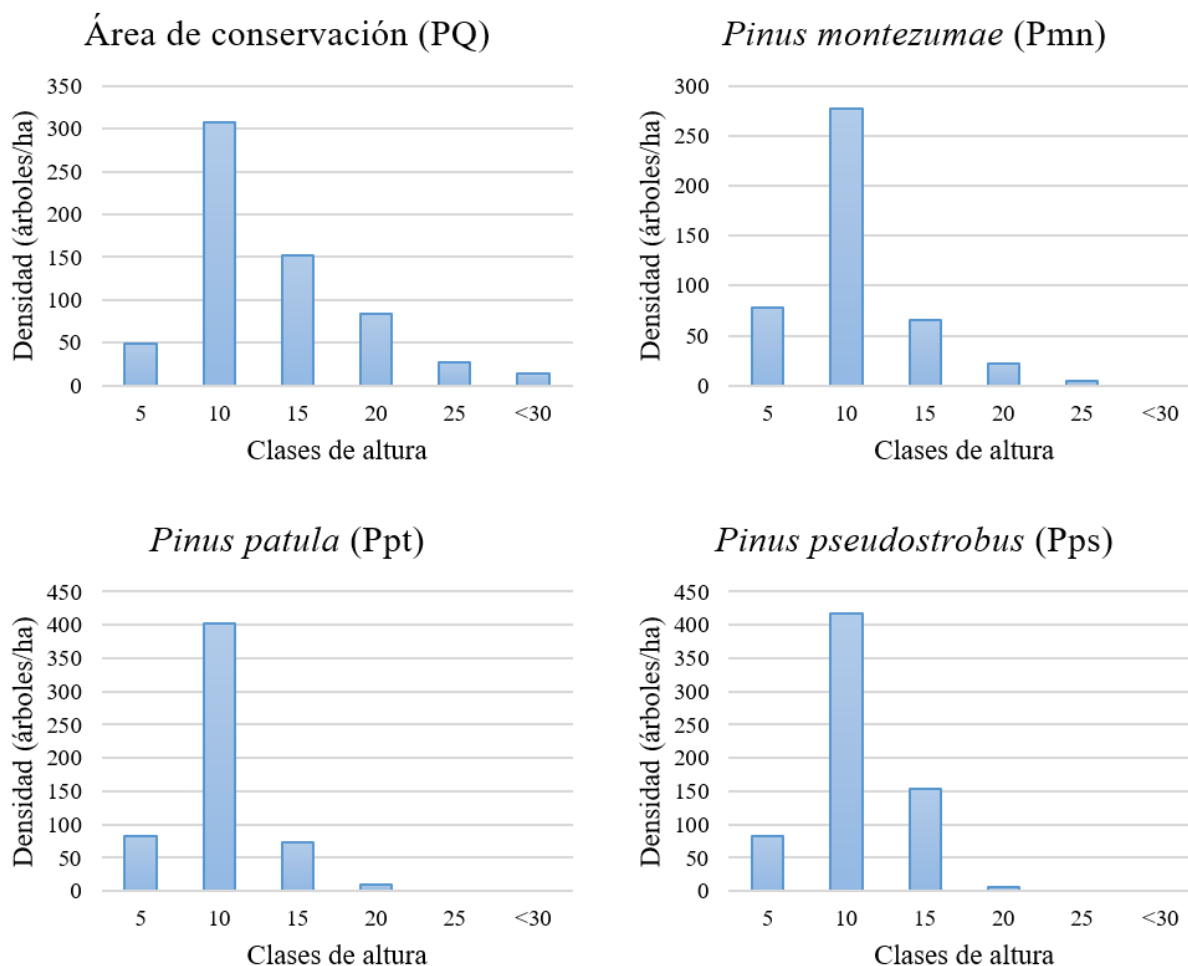


Figura 6. Distribución de clases de altura (m) para las cuatro asociaciones vegetales presentes en el ejido Nopalillo, Hgo.

1.5.3 Índice de valor de importancia

El índice de valor de importancia (IVI) del arbolado indicó que la composición y proporción de especies difirió entre asociaciones (Cuadro 3). Para el área de conservación se encontró que la proporción de individuos del género *Pinus* fue del 49 %, de *Quercus* del 34 % y de otros géneros del 17 %, mientras que en las asociaciones bajo aprovechamiento maderable se encontró mayor dominancia del género *Pinus* (Figura 7), por consiguiente, el bosque del área de conservación es más heterogéneo que el bosque manejado. Esta misma situación ha sido reportada en otras áreas bajo manejo en Durango (Graciano-Ávila *et al.*, 2017) Chihuahua (López-Hernández *et al.*, 2017) Puebla (Hernández-Salas *et al.*, 2012) y Oaxaca (Castellanos-Bolaños *et al.*, 2008), donde las prácticas silvícolas han favorecido el género *Pinus*, incrementando su abundancia y dominancia;

este tipo de patrones son lo esperado de acuerdo con los objetivos y método de manejo aplicado en el área, ya que a través de cortas de regeneración de árboles padre se busca obtener bosques regulares mono-específicos y coetáneos. Los aclareos no comerciales y comerciales aplicados posteriormente, contribuyen a lograr estos objetivos, reflejándose en una composición de más del 70 % de pinos en las tres asociaciones con manejo y con al menos el 45 % de la especie que define la asociación vegetal.

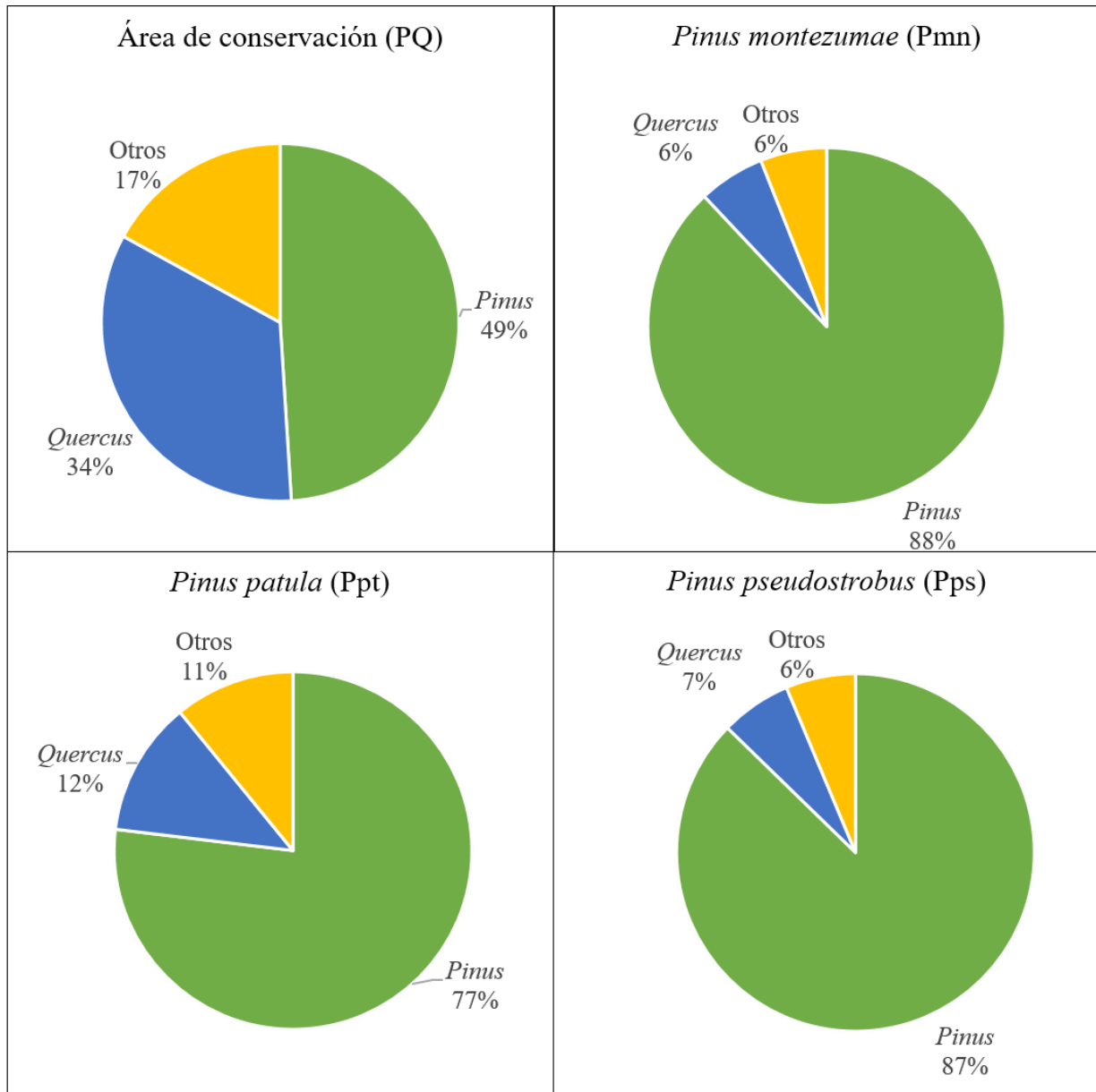


Figura 7. Proporción de géneros en el estrato arbóreo por asociación vegetal en el ejido Nopalillo, Hidalgo.

Cuadro 3. Índice de Valor de Importancia Ecológica (IVI) del estrato arbóreo en el ejido Nopalillo, Hidalgo.

Área de referencia		<i>Pinus montezumae</i>		<i>Pinus patula</i>		<i>Pinus pseudostrobus</i>	
Especie	IVI (%)	Especie	IVI (%)	Especie	IVI (%)	Especie	IVI (%)
<i>Pinus montezumae</i>	17.8	<i>Pinus montezumae</i>	67.5	<i>Pinus patula</i>	62.2	<i>Pinus pseudostrobus</i>	45.8
<i>Quercus crassifolia</i>	17.6	<i>Pinus rudis</i>	8.0	<i>Pinus montezumae</i>	10.5	<i>Pinus montezumae</i>	23.1
<i>Pinus pseudostrobus</i>	17.0	<i>Pinus patula</i>	6.5	<i>Quercus laurina</i>	10.3	<i>Pinus teocote</i>	8.1
<i>Quercus laurina</i>	16.1	<i>Quercus laurina</i>	4.3	<i>Alnus acuminata</i>	5.8	<i>Alnus acuminata</i>	5.5
<i>Arbutus xalapensis</i>	10.9	<i>Abies religiosa</i>	3.0	<i>Pinus leiophylla</i>	3.2	<i>Pinus patula</i>	4.8
<i>Pinus teocote</i>	9.5	<i>Pinus pseudostrobus</i>	2.9	<i>Buddleja cordata</i>	2.3	<i>Quercus crassifolia</i>	3.4
<i>Alnus acuminata</i>	5.4	<i>Pinus teocote</i>	2.4	<i>Quercus crassifolia</i>	1.9	<i>Pinus leiophylla</i>	2.5
<i>Pinus rudis</i>	4.2	<i>Alnus acuminata</i>	2.1	<i>Abies religiosa</i>	1.0	<i>Pinus rudis</i>	2.3
<i>Salix paradoxa</i>	0.7	<i>Quercus affinis</i>	1.0	<i>Arbutus xalapensis</i>	0.9	<i>Quercus laurina</i>	2.3
<i>Pinus patula</i>	0.6	<i>Quercus crassipes</i>	0.6	<i>Pinus pseudostrobus</i>	0.9	<i>Arbutus xalapensis</i>	0.8
TOTAL	100	<i>Cupressus lusitanica</i>	0.6	<i>Prunus serotinae</i>	0.9	<i>Quercus crassipes</i>	0.8
		<i>Juniperus deppeana</i>	0.3	TOTAL	100	<i>Pinus greggii</i>	0.6
		<i>Arbutus xalapensis</i>	0.2			TOTAL	100
		<i>Quercus crassifolia</i>	0.2				
		<i>Pinus hartwegii</i>	0.2				
		<i>Pinus greggii</i>	0.1				
		<i>Buddleja cordata</i>	0.1				
		TOTAL	100				

Se encontraron 20 especies en el estrato arbóreo, cantidad que es menor a lo reportado por Ramírez-Marcial *et al.* (2001) y Castellanos-Bolaños *et al.* (2008) en Chiapas y Oaxaca, respectivamente, pero similar al obtenido por Domínguez *et al.* (2018), Zacarias-Eslava *et al.* (2011); Delgado *et al.* (2017); Graciano-Ávila *et al.* (2017); López-Hernández *et al.* (2017) y González-Tagle *et al.* (2008) quienes reportan de 11 a 17 especies en el estrato arbóreo en bosques templados de pino-encino bajo aprovechamiento maderable,

Las especies comunes en todas las asociaciones evaluadas fueron *Alnus acuminata* Kunth, *Arbutus xalapensis* Kunth, *Pinus montezumae* Lamb., *P. patula* Schiede ex Schltdl. & Cham., *P. pseudostrobus* Lindl, *Quercus crassifolia* Bonpl. y *Q. laurina* Bonpl.; en contraste las especies exclusivas de alguna de las asociaciones fueron: *Cupressus lusitánica* Mill. (Pmn), *Juniperus deppeana* Steud (Pmn), *Pinus hartwegii* Lindl (Pmn), *Prunus serotinae* Ehrh. (Ppt), *Quercus affinis* Scheidw. (Pmn) y *Salix paradoxa* Kunth. (PQ).

Las prácticas silvícolas tienen un efecto importante en la composición taxonómica de las asociaciones. Sin embargo, hay que considerar también las características del sitio, tales como la altitud, pendiente y exposición, pues son determinantes de la riqueza de especies; por ejemplo, se ha registrado que en altitudes intermedias existe mayor diversidad y riqueza (Sánchez-González y López-Mata, 2005; McCain y Grytnes, 2010; Medrano *et al.*, 2017).

La evaluación del sotobosque comprendió a los estratos arbustivo y herbáceo; este componente de la estructura del ecosistema forestal es importante ya que le provee estabilidad, tiene funciones en los procesos ecológicos e hidrológicos (Suchar y Crookston, 2010) y potencial para aumentar las reservas de carbono (Chastain *et al.*, 2006) además contribuye al ciclo de nutrientes y provee hábitat para fauna.

A partir de la evaluación del IVI en del estrato arbustivo se encontró que la composición y proporción de especies difiere entre las condiciones (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**4). El Ppt presentó la mayor cantidad de especies (10), mientras que PQ presentó solo tres. Las especies comunes en las cuatro asociaciones fueron *Ageratina glabrata* (Kunth) R.M.King & H.Rob y *Baccharis conferta* Kunth. En Pps y Ppm *Baccharis conferta* fue dominante, mientras que en PQ lo fue *Ageratina glabrata*. Por otro lado, Ppt

presentó una proporción más homogénea de especies (**Error! No se encuentra el origen de la referencia. 8**).

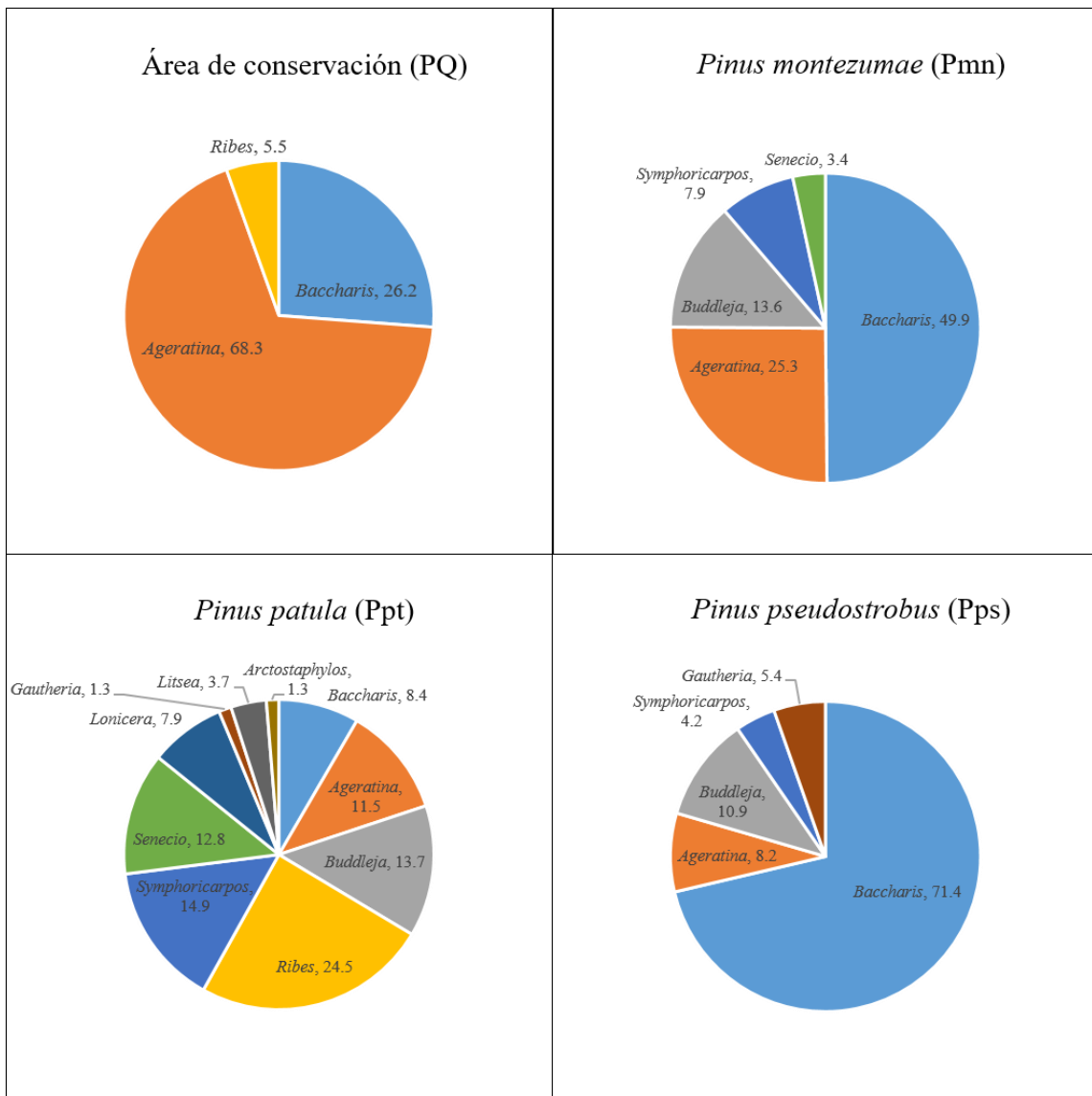


Figura 8. Proporción de géneros en el estrato arbustivo por asociación en el ejido Nopalillo, Hidalgo.

Cuadro 4. Índice de valor de importancia ecológica (IVI) del estrato arbustivo en el ejido Nopalillo, Hidalgo.

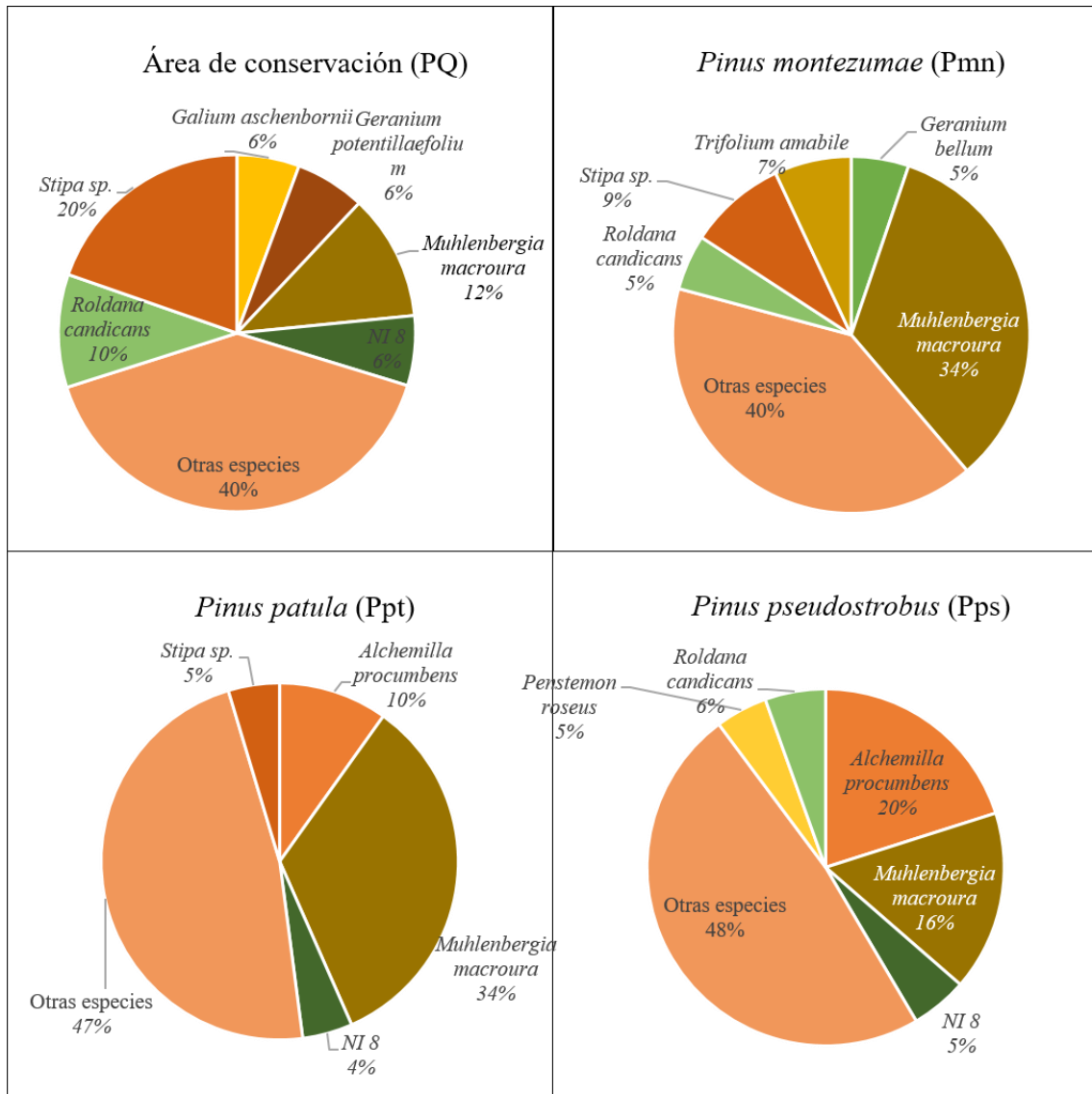
Área de referencia		<i>Pinus montezumae</i>		<i>Pinus patula</i>		<i>Pinus pseudostrabus</i>	
Especie	IVI (%)	Especie	IVI (%)	Especie	IVI (%)	Especie	IVI (%)
<i>Ageratina glabrata</i>	68.3	<i>Baccharis conferta</i>	49.9	<i>Ribes ciliatum</i>	24.5	<i>Baccharis conferta</i>	71.4
<i>Baccharis conferta</i>	26.2	<i>Ageratina glabrata</i>	25.3	<i>Symphoricarpos microphyllus</i>	14.9	<i>Buddleja parviflora</i>	10.9
<i>Ribes ciliatum</i>	5.5	<i>Buddleja parviflora</i>	13.6	<i>Buddleja parviflora</i>	13.7	<i>Ageratina glabrata</i>	8.2
TOTAL	100.0	<i>Symphoricarpos microphyllus</i>	7.9	<i>Senecio salignus</i>	12.8	<i>Gaultheria myrsinoides</i>	5.4
		<i>Senecio salignus</i>	3.4	<i>Ageratina glabrata</i>	11.5	<i>Symphoricarpos microphyllus</i>	4.2
		TOTAL	100.0	<i>Baccharis conferta</i>	8.4	TOTAL	100.0
				<i>Lonicera mexicana</i>	7.9		
				<i>Litsea glaucescens</i>	3.7		
				<i>Arctostaphylos pungens</i>	1.3		
				<i>Gaultheria myrsinoides</i>	1.3		
				TOTAL	100.0		

NI: no identificada

La asociación de Ppt presentó el estrato arbustivo más abundante, y contó con mayor cantidad de especies. Algunas de las especies presentes en este estrato son pioneras que aparecen y se desarrollan después de un disturbio, por ejemplo, *Baccharis conferta*, *Senecio salignus* D.C. y *Arctostaphylos pungens* Kunth (Márquez *et al.*, 2006).

En el estrato herbáceo la especie *Muhlenbergia macroura* (Humb., Bonpl. & Kunth) Hitchc. se encontró en las cuatro asociaciones con IVI alto: 33 % en Pmn y Ppt, 16 % en Pps y 11 % en PQ. En las 4 asociaciones se registraron alrededor de 40 especies, aunque en todos los casos 5 especies representaron por lo menos el 50% del IVI (Cuadro 5). En general, las familias mejor representadas fueron Poaceae, Compositae, Rosaceae y Geraniaceae, las especies con mayor IVI por asociación se aprecian en la figura 9.

Las diferencias en la composición del sotobosque están relacionadas con las características del dosel, ya que este impacta en la cantidad de luz disponible y por lo tanto en las especies que pueden proliferar (Ross *et al.*, 1986). Por lo tanto, la que la incidencia de disturbios, como las cortas de regeneración y aclareos, tienen efectos sobre el sotobosque; adicionalmente, las características del sitio como la pendiente y la exposición tienen relación con su abundancia (Hart y Chen, 2006).



*Otras especies. Especies cuyo índice de valor de importancia es menor a 5%, **NI-8 Especie no identificada

Figura 9. Porcentaje de valores del Índice de valor de importancia (IVI) de especies en el estrato herbáceo por asociación en el ejido Nopalillo, Hidalgo.

Cuadro 5. Índice de valor de importancia ecológica (IVI) del estrato herbáceo en el ejido Nopalillo, Hidalgo.

Área de referencia		<i>Pinus montezumae</i>		<i>Pinus pseudostrobus</i>		<i>Pinus patula</i>	
Especie	IVI (%)	Especie	IVI (%)	Especie	IVI (%)	Especie	IVI (%)
<i>Stipa sp.</i>	19.7	<i>Muhlenbergia macroura</i>	33.5	<i>Alchemilla procumbens</i>	20.1	<i>Muhlenbergia macroura</i>	33.5
<i>Muhlenbergia macroura</i>	11.4	<i>Stipa sp.</i>	8.8	<i>Muhlenbergia macroura</i>	16.3	<i>Alchemilla procumbens</i>	9.9
<i>Roldana candicans</i>	10.3	<i>Trifolium amabile</i>	7.0	<i>Roldana candicans</i>	5.5	<i>Stipa sp.</i>	4.6
NI-8	6.3	<i>Geranium bellum</i>	5.2	NI-8	5.1	NI-8	4.5
<i>Geranium potentillaefolium</i>	6.3	<i>Roldana candicans</i>	5.0	<i>Penstemon roseus</i>	4.7	<i>Roldana candicans</i>	3.8
<i>Galium aschenbornii</i>	5.7	<i>Geranium potentillaefolium</i>	3.9	<i>Geranium potentillaefolium</i>	4.1	<i>Galium aschenbornii</i>	3.7
NI-27	3.9	<i>Penstemon roseus</i>	3.6	<i>Stipa sp.</i>	4.1	<i>Oxalis divergens</i>	3.5
<i>Physalis coztomatl</i>	3.6	<i>Eryngium monocephalum</i>	3.2	<i>Geranium bellum</i>	3.2	NI-18	2.9
NI-11	3.5	<i>Lupinus montanus</i>	2.7	<i>Oxalis divergens</i>	3.2	<i>Fragaria mexicana</i>	2.8
<i>Geranium bellum</i>	3.3	<i>Alchemilla procumbens</i>	2.6	<i>Verbena bippinatifida</i>	2.9	<i>Ribes ciliatum</i>	2.8
<i>Didymaea alsinoides</i>	3.2	<i>Lithospermum distichum</i>	2.5	<i>Galium aschenbornii</i>	2.7	<i>Geranium bellum</i>	2.5
<i>Verbena bippinatifida</i>	3.2	NI-2	2.1	<i>Fragaria mexicana</i>	2.5	<i>Penstemon roseus</i>	2.3
<i>Chimaphylla umbellata</i>	2.7	NI-7	2.1	<i>Lonicera mexicana</i>	2.4	<i>Lonicera mexicana</i>	2.2
NI-31	2.1	<i>Penstemon hartwegii</i>	2.0	<i>Eryngium monocephalum</i>	2.2	<i>Verbena bippinatifida</i>	2.0
<i>Eryngium monocephalum</i>	1.8	<i>Verbena bippinatifida</i>	2.0	NI-4	2.1	<i>Geranium potentillaefolium</i>	1.9
*Otras especies	13.2	*Otras especies	13.8	*Otras especies	19.0	*Otras especies	16.9
Total	100.0	Total	100.0	Total	100.0	Total	100.0

NI-no identificada

1.5.4 Densidad y área basal

La mayor densidad arbórea se presentó en Pps (658 árboles/ha), seguida por la de PQ (632 árboles/ha), mientras que la mayor área basal se encontró en el PQ (28 m²/ha) seguida de las de Pmn y Pps con (17 m²/ha). Estas diferencias se explican considerando las dimensiones de los árboles que componen cada asociación, aunque en Pps hubo una mayor cantidad de individuos, éstos fueron de menor diámetro por lo que el área basal resultó menor; en la condición de Pmn hubo 448 árboles/ha si bien, sus diámetros les permitieron acumular la misma área basal que Pps. De igual forma, PQ posea la mayor área basal; porque además de tener una alta densidad sus árboles son de mayores dimensiones. Estos patrones responden a las prácticas silvícolas aplicadas en los rodales que componen cada condición. En el área de Pmn se han llevado a cabo cortas de regeneración, cortas de liberación y uno o dos aclareos, estos, principalmente reducen la densidad y favorecen el incremento en diámetro (Brown *et al.*, 2018; Hoover y Stout, 2007; Leak, 2007; Miesel, 2012 y Youngblood, 2010).

Con respecto a otros bosques templados manejados, el área de estudio se encontró por arriba de los 326 árboles/ha registrados en Jalisco (Villavicencio *et al.*, 2005) 362 reportados en Puebla (López-Hernández *et al.*, 2017), y por debajo de los 662 reportados en Oaxaca (Vásquez-Cortez *et al.*, 2018) 564-787 en Durango (Márquez-Linares *et al.*, 2016; Delgado *et al.*, 2017; Graciano-Ávila *et al.*, 2017). Además del efecto de los aclareos en la densidad, las diferencias en ésta, están influenciadas por las condiciones del sitio y edad del bosque.

Los valores de área basal encontrados en este estudio para el área bajo aprovechamiento maderable (17-28 m²/ha) se encuentran por debajo de los 64 m²/ha reportados en Puebla, o los 22.93-38 m²/ha en tres bosques de Durango, 24.2-60.2 m²/ha en Michoacán, 23.61 m²/ha en Jalisco, 28.3 m²/ha en Monterrey y 25-50 m²/ha en Oaxaca (González-Tagle *et al.*, 2008; Castellanos-Bolaños *et al.*, 2008; Nieves-Hernández *et al.*, 2009; Zacarias-Eslava *et al.*, 2011; López-Hernández *et al.*, 2017; Graciano-Ávila *et al.*, 2017; Delgado *et al.*, 2017). Tal situación podría deberse a múltiples factores; por ejemplo, las características ambientales del sitio, que influyen en la productividad, las características genéticas de las especies maderables presentes, la edad e intensidad del manejo y la incidencia de disturbios (Prodan *et al.*, 1997 y Liang *et al.*, 2016). En el área de estudio los propietarios reconocieron que durante los primeros dos ciclos de corta (1980-2000) existió resistencia para llevar a cabo aclareos, ya que se encontraban temerosos ante la

posible pérdida de cobertura arbórea⁴ por lo que es posible que esto haya impactado negativamente en la productividad de los rodales intervenidos durante esos periodos.

El análisis de varianza mostró diferencias significativas entre asociaciones para el área basal ($P = 0.000119$), pero no se encontró el mismo resultado para la variable densidad ($P=0.106$).

1.5.5 Composición, riqueza y diversidad

Se evaluaron 1752 registros arbóreos, 255 arbustivos y 578 herbáceos que se concentraron en 87 taxa pertenecientes a 47 géneros y 29 familias. Los géneros *Pinus* y *Quercus* tuvieron el mayor número de especies, mientras que las familias Pinacea y Asteraceae fueron las mejor representadas.

En el estrato arbóreo se registraron 19 especies, 10 géneros y 8 familias en todo el ejido. Este estrato estuvo dominado por el género *Pinus*, que representó el 80% de los individuos muestreados, seguido del género *Quercus* (10 %), las especies dominantes fueron *Pinus montezumae* (30 %) y *Pinus pseudostrabus* (20 %). En el estrato arbustivo se registraron 10 especies, 10 géneros y 6 familias. Se encontró dominado por el género *Baccharis* que representó el 42 % de los individuos muestreados, seguido del género *Ageratina* (17 %). En el estrato herbáceo se registraron 58 especies, 26 géneros y 24 familias. La familia mejor representada fue la Asteraceae. En la Figura 10 se muestra el número de especies en cada asociación por estrato vegetal, se encontró que la mayor riqueza se encuentra en los estratos herbáceo y arbóreo para todas las asociaciones.

⁴ Comunicación personal del Sr. Mario Vargas, Promotor Forestal Comunitario.

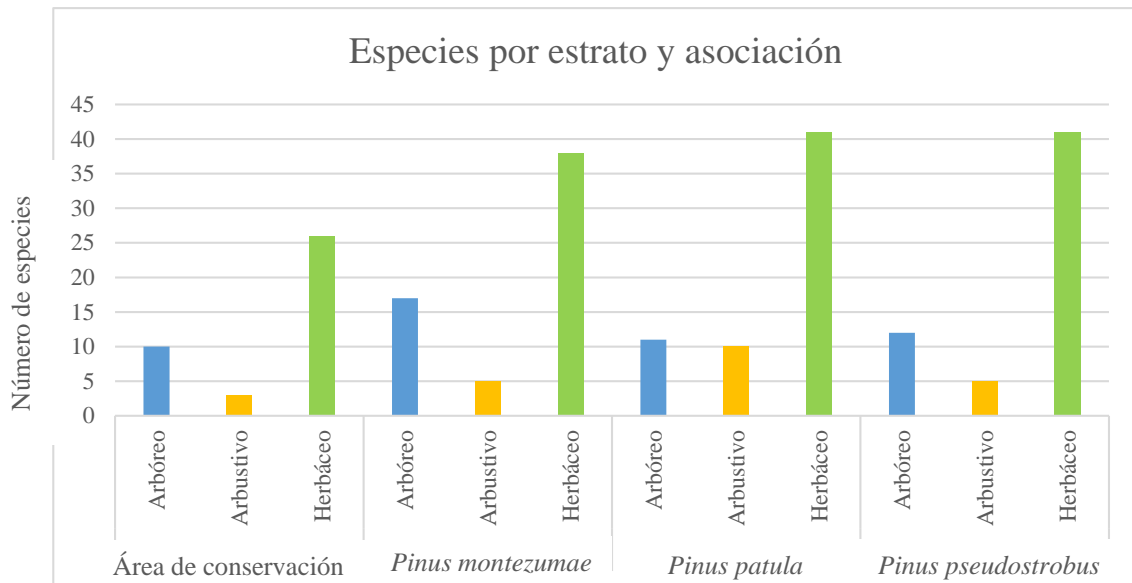


Figura 10. Número de especies por estrato y asociación vegetal en el ejido Nopalillo Hidalgo

Se encontraron diferencias significativas en la riqueza (índice de Margalef) entre los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo y entre asociaciones (Cuadro 6, Cuadro 7). En general, la mayor riqueza se encontró en el estrato herbáceo de los bosques manejados, mientras que la asociación con mayor riqueza promedio fue Ppt.

Cuadro 6. Diversidad alfa (riqueza, índice de Simpson) por estrato y asociación vegetal en el ejido Nopalillo, Hidalgo

Estrato	Índice de Margalef				Índice de Simpson			
	PQ	Pmn	Ppt	Pps	PQ	Pmn	Ppt	Pps
Arbóreo	1.24	0.63	0.59	0.75	0.65	0.35	0.26	0.47
Arbustivo	0.19	0.33	0.73	0.24	0.09	0.18	0.39	0.11
Herbáceo	0.78	0.86	0.63	0.87	0.59	0.55	0.43	0.62

El índice de Simpson indica que valores cercanos a 1 presentan una mayor riqueza y uniformidad en la distribución de las especies presentes y lo contrario cuando se tienen valores cercanos a cero, son pocas las especies que dominan las asociaciones analizadas. En el estrato arbóreo PQ fue la más diversa mientras que le siguen el estrato arbustivo en Ppt y el herbáceo en Pps.

La mayor diversidad arbórea (índice de Simpson) y riqueza se encontró en PQ, aunque la riqueza de especies fue mayor en las asociaciones bajo aprovechamiento, en donde la proporción en la que se encuentran las especies es más heterogénea ya que hay mayor dominancia de unas pocas especies: el género *Pinus* en el estrato arbóreo, *Bacharis conferta* y *Ageratina glabrata* en el estrato arbustivo y *Muhlenbergia macrura* en el estrato herbáceo. Este patrón se encuentra relacionado con la aplicación de prácticas silvícolas de manera regular, ya que las cortas de regeneración y los aclareos simulan disturbios naturales que favorecen la aparición de mayor cantidad de especies en el sotobosque a causa del incremento en la cantidad de luz, temperatura del suelo, alteración del pH y disponibilidad de nutrientes, así como la afluencia de especies adaptadas a la perturbación (Stephen *et al.*, 2006) y la dominancia del género *Pinus* en el estrato arbóreo (Álvarez *et al.*, 2002; Graciano-Ávila *et al.*, 2017; López-Hernández *et al.*, 2017).

En PQ se encontró mayor estabilidad a través del tiempo en la cobertura arbórea, lo que explica que hubiera menor cantidad de especies en el sotobosque, ya que un aumento en los índices generales de la estructura del arbolado generalmente reduce la cantidad de especies en el sotobosque (Jacodziński y Oleksyn, 2009; Sabo *et al.*, 2008). Por otro lado, la disponibilidad de luz del sotobosque disminuye con el desarrollo del rodal y afectando el establecimiento y el crecimiento de casi todas las especies, excepto las más tolerantes a la sombra, lo que en términos relativos disminuye la diversidad en el sotobosque (Ross *et al.*, 1986).

Resultado del Kruskal-Wallis (Cuadro 7) para el índice de Simpson no se encontró diferencia significativa entre los estratos arbóreo y herbáceo en las cuatro condiciones, y para los estratos arbóreo y arbustivo en la asociación de Ppt; mientras que para el índice de Margalef no se encontró diferencia significativa entre los estratos arbóreo y herbáceo de Pps y Ppt ni entre los estratos arbóreo y arbustivo de Ppt.

Cuadro 7. Prueba Kruskal-Wallis para el índice de Simpson y Margalef por estrato dentro de cada asociación vegetal en el ejido Nopalillo, Hidalgo

Estratos	Simpson				Margalef			
	PQ	Pmn	Pps	Ppt	PQ	Pmn	Pps	Ppt
Arbóreo-arbustivo	0.0002 *	0.020 *	0.0007 *	0.7	0.002 *	0.013*	0.010 *	0.43
Arbóreo-herbáceo	0.054	0.615	0.109	0.15	0.041 *	0.013*	0.235	0.22
Arbustivo-herbáceo	0.001*	0.007 *	0.004*	0.004 *	0.001 *	0.0006 *	0.006 *	0.006 *

*Indica diferencia significativa $p < 0.05$

El índice de Sorensen es utilizado para comparar la similitud de dos muestras (Cuadro 8); en este caso se encontró la mayor similitud en el estrato arbóreo entre las condiciones Pps y PQ, mientras que en el estrato arbustivo la mayor similitud estuvo entre las asociaciones Pmn y Pps, y en el herbáceo entre Pmn y Ppt. Las asociaciones Ppt y PQ muestran la menor similitud en el estrato arbustivo y las asociaciones Pmn y PQ muestran la menor similitud en el estrato arbóreo. Estos resultados son consistentes con los expuestos previamente en el apartado de composición, la proporción de cada especie en la comunidad y con el valor de importancia encontrado en la evaluación de cada estrato por condición.

Cuadro 8. Índice de Sorensen por estrato y asociación vegetal en el ejido Nopalillo, Hidalgo

Asociaciones	Arbóreo %	Arbustivo %	Herbáceo %
PQ - Pmn	0.59	0.50	0.50
PQ - Ppt	0.67	0.46	0.58
PQ - Pps	0.82	0.75	0.48
Pmn - Ppt	0.64	0.67	0.66
Pmn - Pps	0.76	0.80	0.55
Ppt - Pps	0.70	0.67	0.45

1.5.6 Regeneración

En el área de estudio se presentaron dos condiciones de regeneración, la primera corresponde al área de conservación, en donde la regeneración natural se desarrolla sin la existencia de un disturbio natural o antropogénico, y la segunda corresponde a las asociaciones Pmn, Ppt y Pps en donde la regeneración se desarrolla como respuesta al tratamiento silvícola de árboles padre, ya sea de manera natural o a través de plantación, esto último no fue distinguible en campo.

En toda el área bajo estudio se encontró regeneración arbórea de 8 géneros: *Quercus* representó 33 %, *Pinus* 30 %, *Prunus* 14 %, *Arbutus* 9 %, *Alnus* 8 %, *Abies* 4 %, *Buddleja* 2 % y *Juniperus* <1 %.

En la condición de Ppt se encontró la mayor cantidad de regeneración arbórea: 79 individuos de 6 géneros distintos; posteriormente, el área de Pps con 47 individuos de 5 géneros, PQ con 34 individuos de 4 géneros, y por último Pmn con 30 individuos de 7 géneros (Figura 11).

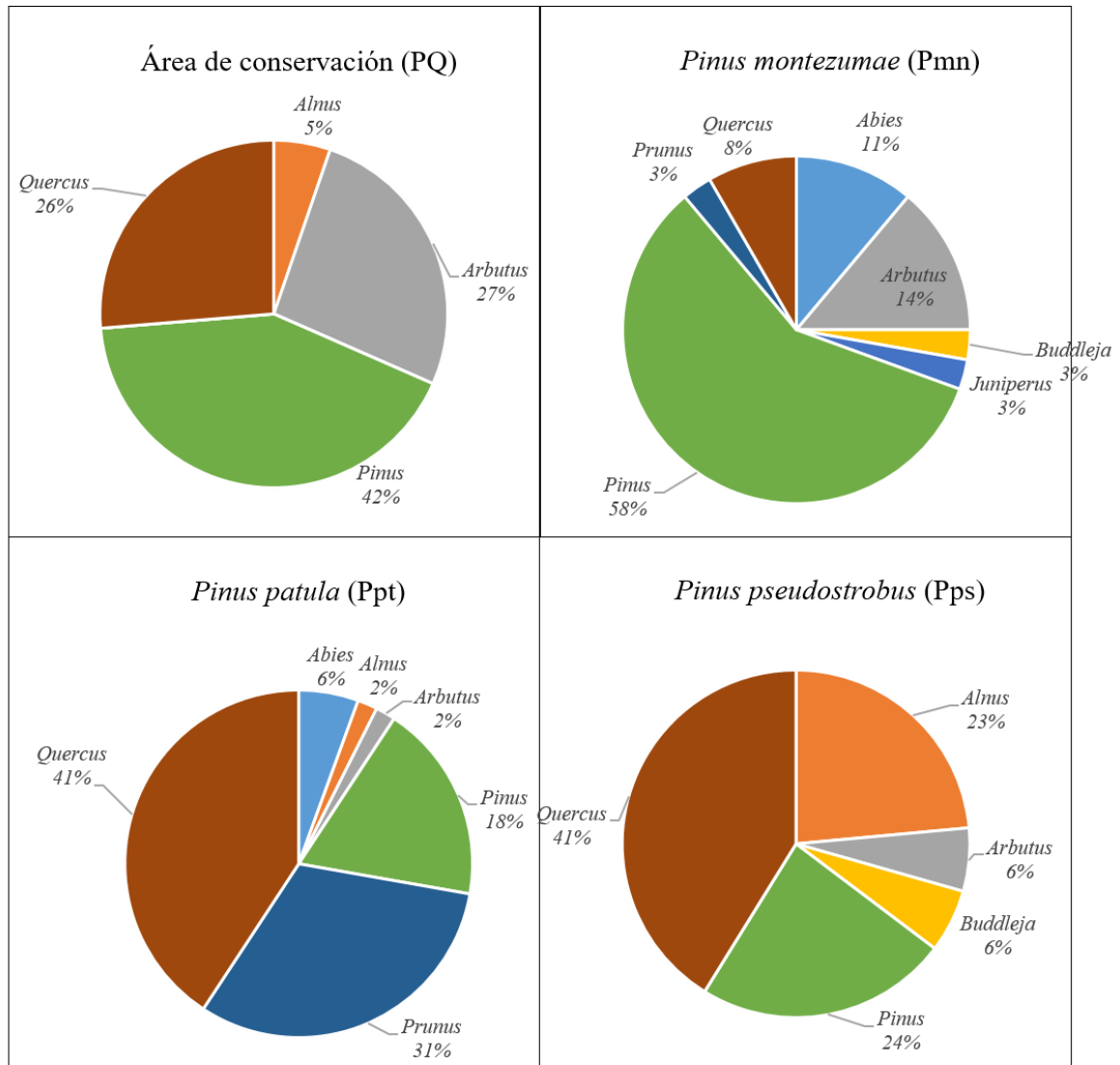


Figura 11. Número de individuos por hectárea de regeneración arbórea por género y asociación en el ejido Nopalillo, Hidalgo.

La abundancia de regeneración en la condición de Ppt se explica, en parte, porque no se presentan prácticas silvícolas encaminadas a eliminar el estrato arbustivo, lo que permite la proliferación de numerosas especies, entre ellas, especies arbóreas.

De manera general se encontró una proporción similar en la regeneración del género *Quercus* y *Pinus*. Sin embargo, en Pmn se presentó casi el 50 % de los individuos del género *Pinus*, y en menor proporción el resto de los géneros, esto podría tener relación con que en esta asociación se concentran los rodales intervenidos con mayor antigüedad y por lo tanto se ha favorecido el establecimiento y desarrollo del género *Pinus* a través de la apertura de claros por el aprovechamiento, ya que por ser una especie intolerante se

le proveen de las mejores condiciones para germinar y crecer mientras que otras especies del estrato arbóreo son suprimidas (Rouvinen y Kuuluvainen, 2005; Silver *et al.*, 2013).

1.5.7 Densidad de tocones y árboles muertos en pie

La madera muerta es una parte importante de los ecosistemas forestales y se ha considerado como una variable relevante en el monitoreo en el inventario forestal (Harmon *et al.*, 2011) principalmente con el propósito de mantener parte de los procesos al interior del ecosistema, como la descomposición de materia orgánica, incorporación de nutrientes al suelo, reservas de carbono y en general mantener la capacidad productiva del sitio. En el área de estudio se encontró la mayor densidad de tocones en la asociación Pps (238 tocones/hectárea), 100% más con respecto a los encontrados en Pmn (116) y Ppt (112). En PQ se encontró aproximadamente la mitad (57) que en estas dos últimas asociaciones

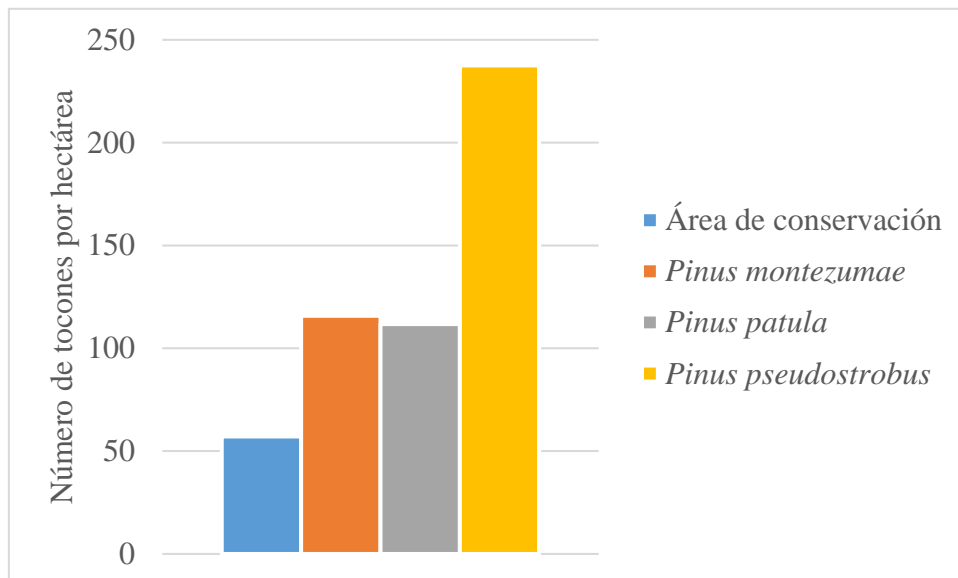


Figura 512). Dado que en PQ no se han llevado a cabo cortas en al menos 50 años, se encontró la menor cantidad de tocones. Pps concentra aquellos rodales donde se han aplicado dos aclareos y por lo tanto presenta la mayor cantidad de tocones. Es posible que los tocones de estos ya no se encontrarán en el sitio, ya que por su dimensión pequeña se propició su descomposición. En Ppt se registraron únicamente los tocones que corresponden al primer aclareo.

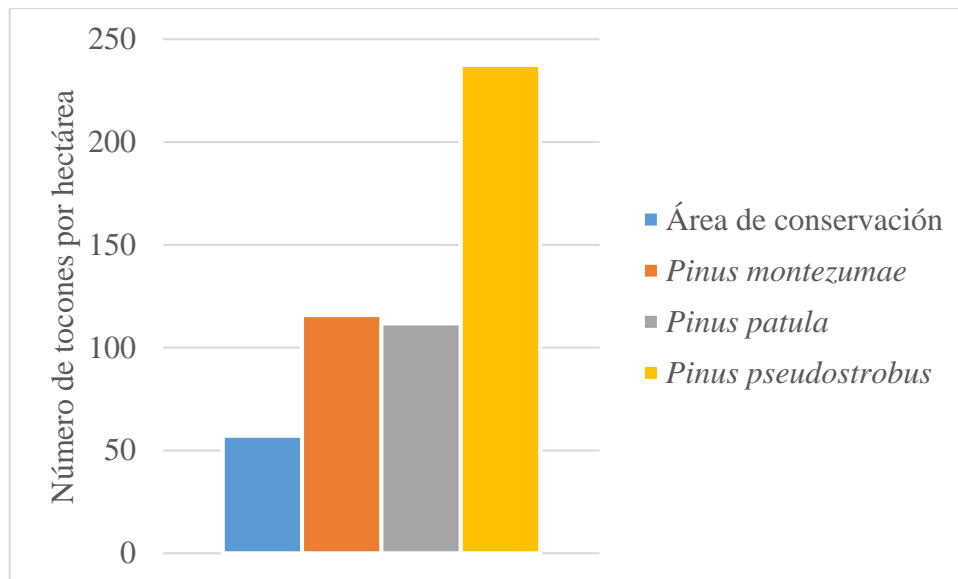


Figura 52. Número de tocones por hectárea y asociación vegetal en el ejido Nopalillo, Hidalgo.

Con respecto al número de árboles muertos en pie fueron 18 los individuos encontrados en el área PQ, con un DN mínimo de 8 cm, máximo de 39 cm y promedio de 18.3 cm. En Ppt se encontró solo un individuo y en la asociación de Pps y Pmn ninguno. A diferencia del área de conservación, donde fue posible encontrar árboles muertos en pie de diferentes dimensiones, en las asociaciones bajo aprovechamiento no los hubo debido a que el arbolado es joven y sano, en los rodales en donde se ha presentado la incidencia de descortezadores fueron saneados, además de que los incendios han sido superficiales y no han impactado de manera severa.

La presencia de árboles viejos y muertos es importante en los bosques porque proporcionan beneficios y hábitats para la conservación de una amplia gama de especies (O'Hara, 2001; Bauhus *et al.*, 2009). Particularmente, se encuentra relacionada con las poblaciones de aves, mamíferos, reptiles y anfibios que dependen de cavidades presentes en el arbolado maduro para refugiarse o reproducirse, algunas de las cavidades son excavadas por ciertas aves y otras se generan de forma natural por el proceso de descomposición; de acuerdo con Aitken y Martin (2007) los pájaros carpinteros son considerados clave para las especies de fauna silvestre que usan cavidades; sin embargo, esto no puede ocurrir si en el bosque no hay árboles maduros de grandes dimensiones y árboles muertos en pie. Por ejemplo, en el área de estudio se realizó un muestreo de aves en el año 2016 y se encontró mayor diversidad en las áreas de conservación que en las áreas bajo aprovechamiento forestal, reportando a especies como *Trogon mexicanus* y

Certhia americana, que habitan bosques maduros y pueden considerarse indicadores de conservación (SIESFOR, 2016).

Los resultados de este estudio ofrecen un referente para contrastar los cambios que experimente el bosque a través del tiempo a causa de disturbios naturales o de las prácticas silvícolas y podrá representar la base para el desarrollo de estrategias de manejo, conservación y uso de los recursos del bosque.

1.6 CONCLUSIONES

El bosque del ejido Nopalillo, y las asociaciones que lo componen se caracterizan por presentar una estructura, composición y diversidad particular entre si y entre los estratos vegetales que las componen.

Las especies arbóreas con mayor contribución estructural fueron: *Pinus montezumae*, *Pinus patula*, *Pinus pseudostrobus*, *Quercus laurina* y *Quercus crassifolia* ya que concentran la mayor área basal, densidad y frecuencia.

El género *Pinus* es dominante en todas las condiciones, principalmente en las áreas bajo aprovechamiento maderable en donde su composición es más equitativa.

En las áreas bajo aprovechamiento se encontró mayor diversidad en el sotobosque mientras que en el área de conservación se encontró mayor diversidad en el estrato arbóreo.

CAPÍTULO 2. INTEGRIDAD ECOLÓGICA EN EL BOSQUE DEL EJIDO NOPALILLO, HIDALGO

2.1 RESUMEN

La *integridad ecológica* (IE) es la habilidad de un sistema ecológico para soportar y mantener una comunidad de organismos con una composición, diversidad y organización funcional comparable con un hábitat natural de la región. El concepto de IE es útil para conocer el grado de conservación de un ecosistema, por lo que es de interés para manejadores de recursos forestales. Por esta razón, el objetivo de este reporte fue desarrollar y aplicar un índice de integridad ecológica en un bosque templado con historial de aprovechamiento maderable, que presenta cuatro condiciones: tres asociaciones bajo aprovechamiento maderable (de *Pinus montezumae*, de *P. patula* y de *P. pseudostrabus* respectivamente) y una correspondiente a un área de conservación (de *Pinus-Quercus*). Se evaluó la estructura, composición y función ecosistémica a través de 20 indicadores correspondientes a 3 atributos ecológicos; paisaje, vegetación y suelo, para evaluar la IE; se crearon 4 categorías posibles; excelente, bueno, regular y pobre. Se encontró que la IE del área de conservación se encuentra en un nivel *excelente*, de acuerdo con la escala definida, y superior a las asociaciones bajo aprovechamiento maderable, en las que el puntaje de IE fue *bueno*, en esta condición se requiere de observación e intervención mínima para mantener y mejorar la IE. En ambas condiciones se encontró que el ecosistema es funcional y se lograron identificar aquellos indicadores donde es necesario realizar mayor investigación y actividades de manejo a nivel asociación para mejorarlos. Se provee evidencia para la toma de decisiones de manejo y se generó una línea base del conocimiento del estado actual de la IE en el área de estudio.

Palabras clave: integridad ecológica, indicador, componente, atributo

2.2 INTRODUCCIÓN

El concepto de integridad ecológica (IE) de Karr y Dudley (1981) fue modificado por Parrish (2003) y definido como la habilidad de un sistema ecológico para soportar y mantener una comunidad de organismos con una composición, diversidad y organización funcional comparable con un hábitat natural de la región; alternativamente, Tierney *et al.* (2009) lo precisan como una medida de la composición, estructura y función de un ecosistema en relación con el rango natural de variación, así como las perturbaciones naturales y antropogénicas.

La primera propuesta de empleo de una herramienta multiparamétrica de base amplia para la evaluación de la integridad biológica fue la del índice de integridad biótica (IIB) desarrollada por Karr (1981) para evaluar la calidad del agua en corrientes superficiales con base en atributos de las comunidades de peces (Karr, 1991).

Los índices de integridad ecológica se desarrollaron con el propósito de evaluar la condición del ecosistema, la efectividad de la gestión (Tierney *et al.*, 2009), conocer el estado de conservación (Santibáñez-Andrade *et al.*, 2015), tomar decisiones de manejo (Gara y Stapanian, 2015), guiar los esfuerzos de monitoreo (Wurtzebach and Schultz, 2016) y desarrollar políticas basadas en la evidencia (Rempel *et al.*, 2016).

La búsqueda y aplicación de una herramienta que permita conjuntar diferentes variables para caracterizar un ecosistema, como es la integridad ecológica, responde a la necesidad de resolver algunos desafíos, entre ellos asegurar la protección de los ecosistemas con múltiples objetivos, problemáticas, usos y valores (Carter *et al.*, 2016) y medir la efectividad de la gestión, particularmente para la conservación de la biodiversidad de manera sólida, práctica y comparable en espacio y tiempo (Parrish *et al.*, 2003).

Considerando que la investigación y el monitoreo ambiental son necesarios para entender y gestionar los ecosistemas (Haughland *et al.*, 2009), se propone el uso del concepto de integridad ecológica y el desarrollo de un protocolo para su evaluación a través de un índice en un bosque manejado; es decir, a mayor entendimiento de sus procesos y relaciones las decisiones de manejo estarán basadas en evidencia y tendrán mayor posibilidad de éxito. Los programas de monitoreo y evaluación del ecosistema son críticos para su manejo de recursos y cada día son más pertinentes debido a la pérdida de biodiversidad y degradación ecológica que enfrentan. Las evaluaciones sobre el estatus de los ecosistemas nativos deben abordar cada vez más no solo la pérdida de superficie,

sino también su condición. Los resultados se pueden usar para conocer el estado actual del ecosistema, el monitoreo a través del tiempo, la identificación de tendencias, priorizar sitios para conservación o restauración y guiar acciones de manejo (Fennessy *et al.*, 2007, Faber-Langendoen *et al.*, 2006).

2.3 OBJETIVOS E HIPÓTESIS

2.3.1 Objetivo general

Evaluar la integridad ecológica (IE) en un bosque manejado del sureste de Hidalgo a través de un protocolo para determinar un índice multimétrico aplicable a las asociaciones vegetales presentes.

2.3.2 Hipótesis

El índice de integridad ecológica será menor en el bosque donde se realiza aprovechamiento maderable debido al efecto de las prácticas silvícolas sobre la estructura, composición y función del ecosistema, ya que las actividades de aprovechamiento comercial degradan los indicadores empleados en la evaluación de IE.

2.4 REVISIÓN DE LITERATURA

2.4.1 Antecedentes

Evaluación de la IE en Norteamérica

La implementación del concepto de IE en los Estados Unidos se encuentra contemplado en la regulación ambiental, el desarrollo de metodologías para su evaluación incluye a las agencias gubernamentales como desarrolladoras de programas de evaluación biológica; estos incluyen la definición de objetivos, clasificación de atributos biológicos, determinación de la condición de referencia, desarrollo de protocolos estandarizados para muestreo y análisis de datos, y control de la calidad; siguiendo un diseño básico que incorpora atributos de la comunidad, a través de un índice multimétrico o de análisis multivariados que utilizan los atributos como variables de entrada (Barbour *et al.*, 2000).

Uno de los protocolos para medir el estado de conservación a través de un índice de integridad ecológica ha sido desarrollado por *The Nature Conservancy* y sus socios; consiste en la identificación de objetivos de conservación, atributos ecológicos, rango aceptable de la variación para cada atributo según lo medido por los indicadores seleccionados y calificación del estado del objetivo en función de si los atributos clave del objetivo están o no dentro de los rangos de variación aceptables (Parrish *et al.*, 2003), este protocolo es ampliamente utilizado en las áreas protegidas de Estados Unidos.

La evaluación de la IE a través de índices multimétricos no es exclusiva de las áreas naturales protegidas, el *Bureau of land management* de Estados Unidos administra áreas con múltiples propósitos, entre ellos se encuentra la agricultura, la silvicultura, las áreas protegidas, poblaciones rurales y bosques con valor histórico, y estos también deben ser evaluados y monitoreados, Carter *et al.*, (2016) describe un protocolo para evaluar la IE que consiste en: Especificar la pregunta de administración, identificar los recursos objetivo y factores de estrés del ecosistema, definir escalas de análisis espaciales y temporales, seleccionar y evaluar los indicadores, definir el rango de variación natural y aceptable para los indicadores, recopilar y analizar datos, reportar los resultados, informar resultados y evaluar las acciones de la gerencia y finalmente repetir la evaluación.

Faber-Langendoen (2012) utiliza la evaluación de la IE en humedales de Michigan e Indiana a través de los siguientes pasos: determinar el propósito de la evaluación, desarrollar un modelo conceptual, seleccionar indicadores de atributos ecológicos que

abarcan los principales procesos estructurales, composicionales y ecológicos del sistema, seleccionar indicadores en tres niveles de evaluación: (i) teledetección, (ii) rápido basado en tierra y (iii) métricas intensivas basadas en sitio, escalar los umbrales o puntos de evaluación de los indicadores basados, en parte, en rangos de variabilidad natural e histórica, modelos ecológicos, puntos de referencia o sitios de referencia, resumir los indicadores utilizando clasificaciones e integre en un índice general de integridad ecológica.

El interés sobre la evaluación de la IE ha propiciado innovación en cuanto al desarrollo de los métodos, indicadores e insumos, por ejemplo: para la evaluación del estado del paisaje se han creado indicadores complejos como el grado de modificación humana (Theobald *et al.*, 2013), se ha incorporado el uso de modelos computacionales para evaluar el conjunto de indicadores; redes neuronales que permiten cuantificar las relaciones de las variables y analizar su sensibilidad (Marcus, 2014) o árboles de decisión (Jones *et al.*, 2016) para mejorar la precisión de los IIE tradicionales e incluso simuladores para predecir las posibles respuestas del bosque bajo cierto conjunto de condiciones particulares y evaluar la efectividad de las estrategias de manejo (Rempel, 2016), se ha buscado simplificar índices ya existentes, reduciendo el número de indicadores (Gara, 2015) para reducir el trabajo de campo, facilitar el cálculo y la interpretación.

Además de innovar y desarrollar metodologías para la evaluación de la IE es necesario el mayor entendimiento de las relaciones y procesos de los atributos y componentes del ecosistema, por ejemplo en los bosques de la Sierra Nevada de California existen comunidades que tienen relaciones importantes con el fuego, siendo dependientes de este factor para mantener sus atributos de alto valor como hábitat para especies raras, este entendimiento del ecosistema así como la evaluación adecuada de sus atributos permite ofrecer retroalimentación a las prácticas de manejo, y ofrecer propuestas acordes a este tipo de vegetación para favorecer el mantenimiento de la integridad ecológica (DellaSala *et al.*, 2014).

Evaluación de la IE en Centro y Sudamérica

En otros países se han desarrollado o adaptado propuestas metodológicas para evaluar la integridad ecológica, a pesar de que aún no existe un requerimiento por parte de la legislación ambiental, sin embargo, se reconoce la necesidad de implementar esta

herramienta por el interés que existe en la conservación de los ecosistemas proveedores de múltiples bienes, servicios y valores.

El sistema nacional de áreas naturales protegidas de Honduras desarrollo una metodología para el monitoreo de la integridad ecológica a partir de la propuesta del programa ambiental regional de centroamérica (PROARCA) y “The Nature Conservancy” (TNC); a grandes rasgos consta de cuatro pasos: identificación de objetos de conservación, identificación de atributos ecológicos clave, identificación de rangos aceptables de variación para cada atributo y calificación de la integridad de cada objeto de conservación. A partir de esta evaluación diferencian 5 categorías a través de 5 indicadores (Komar *et al.*, 2014).

En Colombia se construyó un índice de integridad biológica que considera ocho niveles de atributos de composición, estructura, función, biodiversidad y conectividad con objeto de conocer el estado de conservación de fragmentos de bosque seco, resultado de su aplicación pudieron identificar condiciones regulares, pobres y en estado crítico (Bolívar-García *et al.*, 2017).

En la Amazonia se incorporó la preocupación por mantener la integridad ecológica de los bosques ante las amenazas que representa el cambio climático como agente degradante, consideran que las declaratorias como áreas de protección no son suficientes para mantener los bosques en buenas condiciones (Silveira *et al.*, 2018).

Evaluación de la IE en México

En México se ha adoptado el concepto de integridad ecosistémica como concepto aglutinador y como enfoque analítico que permita saber el estado de conservación o degradación de los ecosistemas. Su evaluación incorpora la información que se ha recopilado a través del Inventario Nacional Forestal y de Suelos, el Sistema Nacional de Monitoreo de la Biodiversidad e imágenes satelitales, estas tres fuentes son insumos de modelos matemáticos complejos que determinan el índice de integridad ecosistémica a nivel nacional a una escala de 1 km² (Equihua Zamora *et al.*, 2014; García-Alaniz *et al.*, 2017).

Por otro lado, la alianza REDD+ ha generado cursos de capacitación para el monitoreo comunitario en bosques templados y tropicales; inició nueve experiencias piloto en seis regiones de México y diseñó protocolos de monitoreo para estimar la integridad ecológica en selvas y bosques de sitios prioritarios de la Alianza México REDD+ (Macías *et al.*,

2014); dicha iniciativa representa uno de los precedentes de adaptación y aplicación metodológica para la evaluación de la integridad ecológica en nuestro país.

Particularmente a nivel de cuenca Santibáñez-Andrade *et al.*, (2015) desarrolló un método para identificar causas de la degradación ecosistémica al integrar 37 indicadores que evalúan aspectos de estructura, composición y función para un bosque en la Ciudad de México.

2.5 MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó una revisión de literatura acerca de los protocolos de evaluación de integridad ecológica en el continente americano; a partir de esta, se presentó una propuesta para el caso del ejido Nopalillo, Hidalgo.

Se desarrolló una propuesta que consta de tres etapas y once pasos (Figura 13) que se describen a continuación (Carter *et al.*, 2016; Kapos *et al.*, 2002; Parrish *et al.*, 2003; Schroeder *et al.*, 2011; Tierney *et al.*, 2009)

Fase 1	<ol style="list-style-type: none"> 1. Elaboración del modelo conceptual 2. Definición de objetivo de gestión 3. Identificación de atributos ecológicos 4. Definición de escalas de análisis 5. Selección de indicadores
Fase 2	<ol style="list-style-type: none"> 6. Evaluación de indicadores y análisis de información 7. Identificación de un rango aceptable de la variación para cada atributo según lo medido por los indicadores seleccionados 8. Calificar los indicadores para determinar si están o no dentro de los rangos de variación aceptables.
Fase 3	<ol style="list-style-type: none"> 9. Reportar los resultados 10. Usar los resultados para informar, evaluar y retroalimentar las acciones de la gerencia 11. Repetir la evaluación de forma sistemática

Figura 13. Fases y pasos para el desarrollo de un protocolo para la evaluación de la Integridad ecológica en el ejido Nopalillo, Hidalgo. (adaptado de Carter *et al.*, 2016; Schroeder *et al.*, 2011 y Tierney *et al.*, 2009)

La fase 1 consistió en la construcción teórica del proceso de evaluación de la IE, así como en la identificación de los principales conceptos (es decir, componentes, atributos, indicadores y métricas) que serían útiles en la evaluación.

2.5.1 Elaboración del modelo conceptual

El modelo conceptual permite identificar atributos ecológicos clave y resumir de manera gráfica su relación con los componentes y los indicadores a evaluar (Noon, 2003; Schroeder *et al.*, 2011). Los indicadores, a su vez, permiten identificar el estado de conservación de la estructura, composición o función de las asociaciones vegetales del bosque de interés.

2.5.2 Definición de objetivo de gestión

Se debe identificar cuáles son los objetivos de gestión, ya que éstos se encuentran relacionados con los objetivos del programa de monitoreo; es posible que en las áreas destinadas a la conservación haya cierto interés por variables que no son relevantes en bosques manejados, donde el objetivo es la producción maderable (Tierney *et al.*, 2009).

2.5.3 Identificación de atributos ecológicos

Los atributos ecológicos clave tienen un papel funcional importante en el mantenimiento de la IE del ecosistema. Entre los atributos más comunes para la evaluación de la IE se encuentra la vegetación, el suelo, la hidrología, poblaciones o grupos de fauna silvestre o el paisaje, entre otros (Schroeder, 2009).

2.5.4 Definición de escalas de análisis

Existen tres niveles de intensidad en la recopilación de datos para la evaluación de la IE; el nivel uno corresponde a la evaluación remota, el nivel dos a la evaluación rápida y el nivel tres a la evaluación intensiva. La evaluación puede llevarse a cabo en uno o varios niveles; según el propósito y detalle de la evaluación, cada nivel tiene requerimientos diferentes.

- El nivel uno se realiza a partir de detección remota (p. ej. imágenes de satélite procesadas), y puede ser de escala gruesa o mediana; según la calidad de los insumos, sus costos y el tiempo para desarrollarla puede ser variable (Faber-Langendoen *et al.*, 2012).

- El nivel dos consta de un trabajo de campo rápido para el que los observadores requieren experiencia y conocimiento profesional. Las observaciones pueden ser cualitativas o semicuantitativas (Fennessy *et al.*, 2007).
- El nivel tres consiste de métodos rigurosos y métricas intensivas desarrolladas a nivel de sitio. Este nivel suele ser el más costoso y el que requiere más tiempo, pero, al mismo tiempo, es el que ofrece mayor detalle (Barbour *et al.*, 1996, Blocksom *et al.*, 2002).

2.5.5 Selección de indicadores

Los indicadores son variables medibles de los atributos ecológicos. Entre sus propiedades deseables se encuentra el que permitan distinguir un estado intacto y funcional de uno degradado o altamente impactado; deben responder a disturbios naturales o antropogénicos; deben ser factibles, rentables y, de manera conjunta, deben abordar estructura, composición y función del ecosistema para obtener una evaluación completa. Idealmente, deben variar de manera independiente, sin embargo, algunas de ellas suelen estar correlacionadas o ser complementarias (Tierney *et al.*, 2009).

La fase dos constó de la recolección, procesamiento y análisis de los datos de campo.

2.5.6 Evaluación de indicadores y análisis de información

Una vez que se seleccionen los indicadores a evaluar, se debe realizar un diseño de muestro adecuado para el área de estudio y un protocolo para la recolección de información sobre los atributos ecológicos: posteriormente, la información recolectada en campo deberá ser capturada para su procesamiento y análisis.

2.5.7 Identificación de un rango aceptable de variación para cada indicador

De acuerdo con Kapos *et al.*, (2002), el deterioro de la IE se refiere a aquellas desviaciones del rango natural de variación (RNV) del indicador, a causa de la intervención humana. El RNV se refiere a la línea base a partir de la cual es posible identificar si la IE se ha deteriorado en un sitio (Schroeder *et al.*, 2011). Su determinación debe realizarse a partir de sitios donde la intervención humana ha sido mínima (Stoddard *et al.*, 2006).

2.5.8 Calificar los indicadores para determinar el estado de los atributos

Consiste en aplicar al resultado de cada indicador la evaluación de acuerdo con los rangos contruidos para la evaluación de la IE en el paso anterior y, posteriormente, obtener la calificación del conjunto de indicadores por asociación vegetal.

La fase tres trató la divulgación y el uso de los resultados de la evaluación de indicadores y el índice de IE.

2.5.9 Reportar los resultados

Consiste en la socialización de los resultados de la evaluación entre los interesados, en este caso entre los propietarios, a través de sus representantes técnicos y legales; el resultado por indicador es útil para identificar de manera puntual las áreas donde es posible mejorar en caso necesario. Consiste principalmente en el uso y establecimiento del protocolo para retroalimentar la asistencia técnica y establecer la evaluación de IE como parte del monitoreo ambiental del sitio.

2.5.10 Usar los resultados para informar, evaluar y retroalimentar las acciones de la gerencia

A partir de los resultados de la evaluación, se debe realizar un análisis y las propuestas de acciones necesarias para mantener la IE de acuerdo a las necesidades y objetivos de cada asociación vegetal.

2.5.11 Repetir la evaluación

La evaluación de la IE se debe realizar de manera periódica para identificar cambios oportunos en los indicadores de estructura, composición y función. Se propone repetir la evaluación durante el verano de 2020, y de manera bianual como parte del programa de monitoreo ambiental del ejido.

2.5.12 Desarrollo de la propuesta de evaluación de integridad ecológica (IE) en el ejido Nopalillo, Hgo

A partir de la aplicación de la propuesta para la evaluación de IE en el ejido Nopalillo, se desarrolló un modelo ecológico conceptual (Figura 14) donde se identificaron 20 indicadores que abordan los componentes estructura, composición y función del ecosistema, a través de la evaluación de atributos como el paisaje, el suelo y la vegetación.

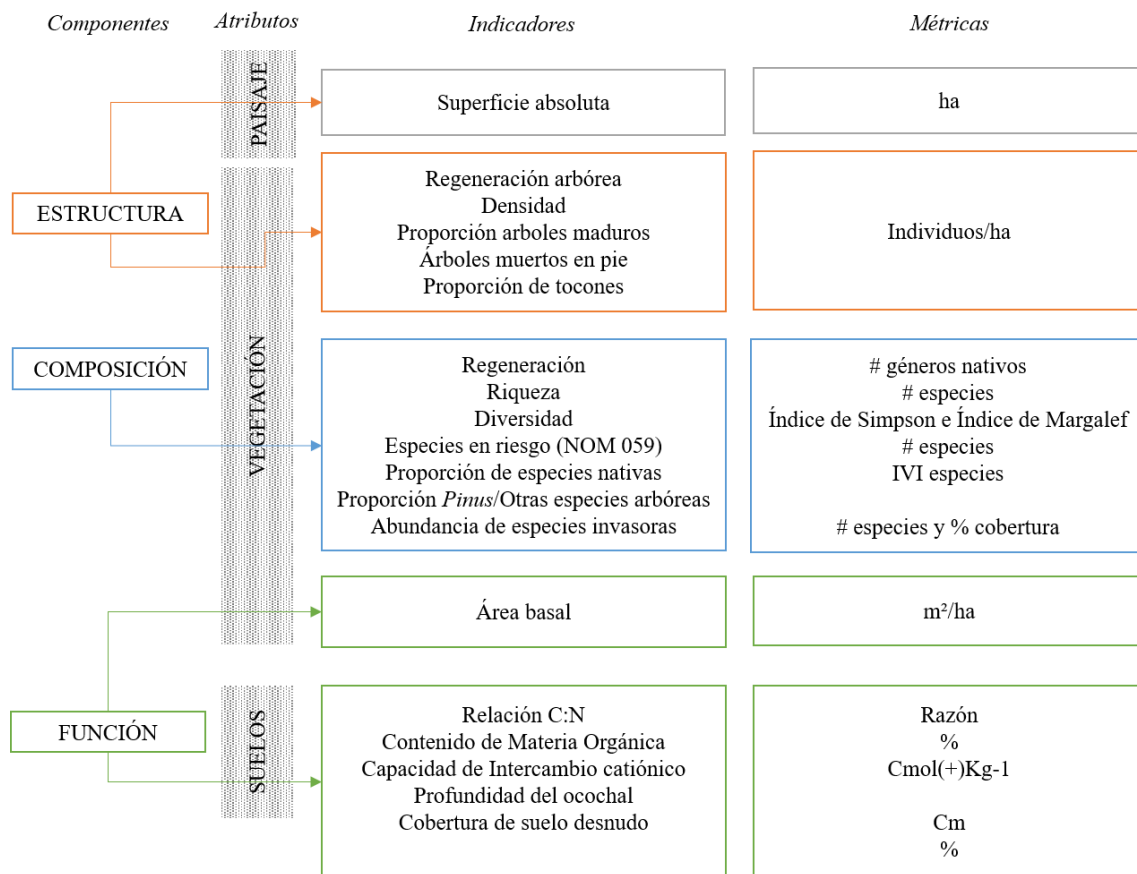


Figura 14. Modelo ecológico conceptual para la evaluación de la IE en el ejido Nopalillo, Hidalgo.

2.5.12.1 Definición de objetivo de gestión

El objetivo de gestión en las asociaciones bajo aprovechamiento (*Pinus montezumae*, *P. patula* y *P. pseudostrobus*) es mantener la producción maderable de manera sustentable con fines comerciales, mientras que el objetivo de gestión de la asociación *Pinus-Quercus* es conservar el fragmento de bosque sin realizar aprovechamiento maderable comercial.

2.5.12.2 Identificación de atributos ecológicos

Se identificó al paisaje, la vegetación (arbórea y sotobosque) y al suelo como atributos que son indicadores del grado de conservación o degradación de los componentes de estructura, composición y función en el área de estudio.

2.5.12.3 Definición de escalas de análisis.

La escala o nivel de evaluación utilizado en esta propuesta fue el nivel uno para el atributo paisaje (detección remota) y nivel tres para el atributo suelo y vegetación (muestreo intensivo en campo a nivel de sitio).

2.5.12.4 Selección de indicadores.

Los indicadores del grado de conservación seleccionados se enlistan en el cuadro 9 y se desarrollan individualmente más adelante.

Cuadro 9. Indicadores del grado de conservación seleccionados para la evaluación de la IE.

Componente	Indicadores
Estructura	Densidad de regeneración arbórea Densidad arbórea Densidad de árboles maduros (DN>50 cm y H>25 m) Densidad árboles muertos en pie Densidad de tocones y superficie
Composición	Regeneración Índice de Margalef, Índice de Simpson Número o cobertura de especies en riesgo según la NOM-059-SEMARNAT-2010 Número o cobertura de especies nativas Número o cobertura de especies invasoras Índice de Valor de Importancia del género <i>Pinus</i> y otras especies arbóreas.
Función	Relación C:N Contenido de materia orgánica Capacidad de intercambio catiónico Profundidad de ocochal Cobertura de suelo desnudo Área basal

Superficie absoluta. Conocer la superficie total de la asociación permite definir la línea base para identificar cambios negativos en el uso de suelo; en caso de que la superficie disminuya entre una evaluación y otra, el grado de conservación de la IE en el indicador se verá disminuido. Se determinó una superficie mínima de 50 ha por asociación, dado que se trata de un paisaje local. De acuerdo con Fahrig (2003), el patrón de fragmentación

y su tamaño está relacionado con la idoneidad del hábitat. Kennedy *et al.* (2003) revisaron el tamaño mínimo de parche que necesitaban varios taxones, y encontraron que las áreas mínimas de parche oscilaron hasta 1 ha para invertebrados, hasta 10 ha para pequeños mamíferos, y hasta 50 ha para la mayoría (75%) de las especies de aves, por lo que la superficie objetivo por asociación vegetal será útil para mantener poblaciones de estas especies.

La manera de evaluar este indicador será a través de la verificación del polígono en la imagen satelital SPOT del año de la evaluación y verificando en campo durante la evaluación que no haya cambio de uso de suelo, se reportará la superficie en hectáreas por asociación.

Densidad de la regeneración arbórea. La cantidad de regeneración de especies arbóreas es importante para mantener la cobertura arbórea en el futuro y proporciona información acerca de la existencia o intensidad de perturbación (Franklin *et al.*, 2008; Agee, 2003; Hessburg *et al.*, 2005). Este indicador suele ser sensible al pastoreo (Elmore y Kauffman, 1994) y su ausencia o reducción tiene impacto negativo en la integridad del ecosistema.

La manera de evaluar este indicador será reportando la cantidad de regeneración por hectárea y asociación.

Densidad arbórea. Una característica que proporciona información acerca de la estructura del bosque, es la densidad arbórea (número de individuos por unidad de superficie); por ejemplo, este atributo expresa si se trata de un bosque abierto o cerrado.

Se reportará la cantidad de árboles por hectárea en cada asociación.

Densidad de árboles maduros. Los bosques que no han sido intervenidos por lo menos en los últimos 50 años presentan diversidad de clases de edad de los elementos arbóreos. La cantidad de árboles maduros es un indicador de la estructura y del funcionamiento del bosque, pero también suelen ser los árboles objetivo en los aprovechamientos forestales. La cantidad de estos individuos refleja los regímenes de perturbaciones naturales y tiene relación con el mantenimiento de la biodiversidad, especialmente de las especies que dependen de etapas de desarrollo específicas (Schroeder, 2011).

La evaluación de este indicador corresponde a la densidad de árboles cuyo diámetro normal (DN) sea > 50 cm y altura total (AT) > 25 m, por asociación.

Densidad de árboles muertos en pie. La cantidad de madera muerta, como la de los árboles muertos en pie (AMP) proporciona el hábitat necesario para numerosas especies, especialmente para aves que anidan en cavidades, el aprovechamiento forestal suele reducir la calidad y cantidad de este atributo (Keeton, 2006) por lo que su evaluación proporciona información acerca del grado de conservación del ecosistema. De acuerdo con Tubbs *et al.* (1987) se infiere una densidad mínima de cinco AMP de tamaño mediano a grande (> 30 cm de DN) por hectárea. Entre las prácticas para mantener la biodiversidad se encuentra mantener entre 5 y 10 árboles por hectárea, de cualquier especie arbórea, con DN mayor de 40 cm, y de por lo menos 6 m de altura (Vargas, 2013).

La evaluación de este indicador corresponde a la densidad de AMP cuyo DN > 30 cm por asociación.

Densidad de tocones. El derribo de árboles es una actividad de manejo que se emplea como parte del aprovechamiento durante la cosecha o como medida de saneamiento; tiene impacto directo en la estructura del bosque por lo que la medición de este atributo proporciona información del nivel de alteración del ecosistema. Por consiguiente, en el área bajo aprovechamiento se espera una densidad de tocones más alta que en el área de conservación.

Se registrará la densidad de tocones por hectárea y asociación.

Relación carbono (C) nitrógeno (N) C:N La relación C:N provee información acerca de la posibilidad de descomposición de la materia orgánica en el suelo (Buol *et al.*, 2004); proporciones altas (>30) describen materia orgánica en el suelo (MOS) rica en energía, y proporciones bajas (<20) describen MOS rica en N. La proporción de C respecto a N disminuye como resultado de la acción bioquímica de los organismos del suelo que liberan CO_2 y energía (Thiers *et al.*, 2014). Gundersen *et al.* (2006) emplearon la proporción C:N como indicador de la disponibilidad de N en suelos de bosques de coníferas, considerando que un ecosistema con N limitado tiene valores mayores a 30, con disponibilidad media entre 25 y 30 y saturado si es menor a 25. Por lo tanto, los cambios en la relación carbono-nitrógeno (C:N) en el suelo son un indicador primario del estado del nitrógeno en el bosque y los impactos de la deposición atmosférica (Tierney 2009). Aber *et al.*, (2003) encontraron que cuando la relación CN es menor a 25 la lixiviación del nitrato fue mayor y lo correlacionaron con la deposición de N atmosférico.

La evaluación de la relación C:N se realizará a partir del porcentaje de C y N en el suelo.

Contenido de materia orgánica del suelo (MOS). La MOS juega un rol importante en el ciclo de energía y nutrientes. La descomposición de MOS es una de las funciones más importantes en los ecosistemas porque a través del proceso de mineralización los compuestos orgánicos son transformados en inorgánicos y son la fuente de elementos esenciales para las plantas, como carbono (C), oxígeno (O), hidrógeno (H) y pequeñas cantidades de azufre (S), nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca) y magnesio (Mg). El contenido de MOS puede ser alterado por actividades de manejo o, bien, por disturbios como el fuego. Además, la MOS tiene influencia directa en la textura, pH, temperatura, humedad, aireación, mineralogía de arcilla y actividades biológicas del suelo (Bot y Benites, 2005).

La evaluación del contenido de MOS se realizará a partir de una muestra de los primeros 30 cm del suelo, y se enviará a un laboratorio para su análisis.

Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC). La CIC está determinada por la estructura del suelo, especialmente por su contenido de arcilla las cuales participan en el intercambio químico. Las arcillas y la materia orgánica forman complejos órgano-minerales que aumentan la capacidad de atraer e intercambiar cationes disueltos en la solución del suelo, lo que está relacionado con la posibilidad de proveer nutrientes a las plantas en la solución del suelo, es decir, con su fertilidad (Thiers, *et al.*, 2014).

La evaluación del contenido de la CIC se realizará a partir de una muestra de los primeros 30 cm del suelo que se enviará a un laboratorio para su análisis.

Profundidad de ocochal. El ocochal es la capa de hojarasca y residuos orgánicos que cubre el suelo. Tiene el potencial de influir en la diversidad general de las especies y en la estructura de la red alimentaria, ya que este material sirve como cubierta de macroinvertebrados, anfibios, roedores e incluso aves pequeñas; ofrece resistencia a la erosión, estabiliza el suelo, aumenta la retención de agua en el suelo y favorece el proceso de infiltración y es precursor del detritus: la fuente de energía de la mayoría de los ecosistemas (Tierney, 2006). Algunas perturbaciones como el pisoteo del ganado o los incendios la reducen por lo que su ausencia es un indicador de perturbación del sitio (Belnap *et al.*, 2001).

Este indicador se evaluará registrando la profundidad (cm) de la capa de hojarasca que se encuentre en el sitio.

Cobertura de suelo desnudo. El suelo desnudo se refiere a la superficie del terreno que no posee cubierta vegetal, se encuentra expuesta y susceptible a la erosión; la cantidad y distribución del terreno desnudo es importante para mantener la estabilidad del sitio e informa sobre cuán susceptible es el sitio a la erosión eólica e hídrica (Pellant *et al.*, 2005). Cuando haya mayor superficie de suelo desnudo la IE se verá disminuida dadas las funciones del suelo que no pueden llevarse a cabo. Este indicador se medirá a través de una estimación visual del porcentaje de suelo desnudo.

Área basal (AB). El área basal es una variable de densidad/ocupación del arbolado expresada en m², se obtiene a partir de la medición del DN del arbolado e indica cual es la superficie que ocupan los fustes. Esta variable puede considerarse como indicador de la función porque es una medida de la capacidad para producir biomasa del bosque.

Este indicador se estimará a partir del DN de los arboles medidos en cada sitio, y se reportará el AB promedio por asociación (m²/ha).

Composición de la regeneración arbórea. Este indicador proporciona información sobre las especies que tienen el potencial de representar la composición futura del dosel. Las prácticas silvícolas tienden a favorecer las especies de mayor interés comercial, principalmente del género *Pinus* en el área de estudio (Vargas, 2013), por lo que es importante conocer cuáles son los géneros que se están regenerando y proveen de diversidad arbórea al ecosistema.

La regeneración arbórea se registrará durante el muestreo en campo; para evaluar este indicador se contabilizará el número de géneros nativos encontrados en la asociación.

Número de especies vegetales. La riqueza de especies es un indicador de la diversidad y composición vegetal. Los disturbios naturales y antropogénicos suelen tener incidencia sobre el número de especies presentes; por otro lado, el número de especies puede variar a lo largo del desarrollo del rodal o de la madurez de la masa a consecuencia de la disponibilidad de recursos como la luz o la humedad por ejemplo (Ross *et al.*, 1986).

Se registrará el número total de especies presentes en la asociación, considerando arbolado y sotobosque (estrato arbustivo y herbáceo).

Índice de Simpson. El índice de Simpson se basa en el número de especies presentes (riqueza), así como la abundancia de cada una de ellas en la comunidad, por lo que se interpreta que los valores cercanos a 1 cuentan con mayor cantidad de especies y estas cuentan con distribución uniforme; los valores cercanos a 0 indican que hay pocas

especies y que algunas de estas son dominantes, lo cual podría no ser tan deseable desde el punto de vista de integridad en un ecosistema.

Se evaluará el índice de Simpson por asociación (estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo).

Índice de Margalef. El índice Margalef es una medida para cuantificar la riqueza de especies, y toma valores entre 0 y 5. Se evaluará el índice de Margalef por asociación (estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo).

Especies en riesgo (contenidas en la NOM-059-SEMARNAT-2010). Las especies que se encuentran en alguna categoría de riesgo, son un indicador del grado de conservación de un sitio ya que para ser incluidas se ha realizado una investigación que justifica dicha condición. Entre las principales razones que hay para que una especie este en este listado se encuentra la reducción de su población, su hábitat y su aprovechamiento indiscriminado (NOM-059-SEMARNAT-2010).

Este indicador se evaluará a partir del listado de especies presentes en el muestreo de vegetación; es decir, se registrará el número de especies dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010 por asociación.

Especies nativas. La presencia y abundancia de especies de plantas nativas es una medida del grado de alteración de las comunidades vegetales; es importante porque se ha encontrado que una densidad alta de especies nativas ofrece resistencia a la invasión (Pellant 1996; Pyke *et al.*, 2010), lo que es deseable para mantener la IE del ecosistema. Este indicador corresponde al índice de valor de importancia ecológica de especies nativas en el arbolado y sotobosque (estrato arbustivo y herbáceo).

Especies invasoras. El establecimiento y propagación de plantas invasoras ocasiona daños a las especies nativas, su presencia suele encontrarse relacionada con pérdida de diversidad, dominancia competitiva (crecimiento excesivo, agotamiento de recursos), alteración del ciclo de energía y nutrientes (Dukes y Mooney 1999) por lo que es un indicador de alteración del ecosistema. Este indicador corresponde a la cantidad e índice de valor de importancia ecológica de especies que se consideren invasoras, en el arbolado y sotobosque (estrato arbustivo y herbáceo)

Cantidad de Pinus/otras especies. La composición arbórea en los bosques bajo aprovechamiento maderable suele ser modificada con objeto de favorecer la producción maderable (Lopez-Hernandez *et al.*, 2017) por lo que un indicador de conservación o degradación es la proporción del género *Pinus* y otras especies arbóreas. Se registrará la

sumatoria del índice de valor de importancia de las especies del género *Pinus* y de otras especies del estrato arbóreo por asociación.

2.5.12.5 Evaluación de indicadores y análisis de información

Se realizó un diseño de muestreo de la vegetación que se expone a detalle en el capítulo uno de este reporte.

El muestreo de suelos se realizó durante el verano de 2018. Los puntos de muestreo se seleccionaron al azar, considerando los rodales correspondientes a cada anualidad sobre la malla de puntos que se refiere en el capítulo 2. Se obtuvo una muestra de suelo de 500 gr de los primeros 30 cm de suelo mineral, de cada anualidad, en el área bajo aprovechamiento maderable y en el 50 % de los sitios del área de conservación (PQ); en la condición de *Pinus montezumae* (Pmn) se recolectaron 15 muestras, en la condición de *P. pseudostrobus* (Pps) se recolectaron 9 muestras, en la condición de *P. patula* (Ppt) se recolectaron 9 muestras y en el área de conservación (PQ) se recolectaron 15 muestras. A partir del conjunto de muestras por condición se obtuvo una muestra compuesta para las cuatro condiciones con 3 repeticiones cada una; las 12 muestras fueron analizadas en el laboratorio central de la Universidad Autónoma Chapingo. Se realizaron los análisis de capacidad de intercambio catiónico (CIC), materia orgánica del suelo (MOS) y nitrógeno total (Cuadro 10), y se obtuvo un promedio por condición a partir de las tres repeticiones de cada asociación vegetal.

El carbono (C) se obtuvo al dividir el porcentaje de materia orgánica (MOS) por 1.724, y la relación C:N de dividir el porcentaje de carbono entre el porcentaje de nitrógeno, de acuerdo con la NOM-021-SEMARNAT-2000 (DOF, 2002).

Cuadro 10. Métodos empleados para determinar propiedades físico-químicas del suelo en el ejido Nopalillo, Hgo.

Propiedad	Método
Materia orgánica	Método de Walkley y Black
Nitrógeno inorgánico	Procedimiento micro – Kjeldahl
CIC	Acetato de amonio 1.0 N pH 7 como solución saturante y método de arrastre de vapor

2.5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Posterior al muestreo, la captura y procesamiento de los datos, se obtuvo la evaluación de cada indicador a nivel asociación (Cuadro 11).

Cuadro 11. Matriz de resultados por indicador y asociación en las asociaciones vegetales del ejido Nopalillo, Hidalgo.

Indicador	Área de conservación (PQ)	<i>Pinus montezumae</i> (Pmn)	<i>Pinus pseudostrabus</i> (Pps)	<i>Pinus patula</i> (Ppt)
1 Superficie absoluta (ha)	60.94	111.25	68.13	65.45
2 Composición regeneración (Número de géneros nativos)	4	7	5	6
3 Número de especies	39	60	58	62
4 Índice de Simpson	0.8	0.7	0.7	0.8
5 Índice de Margalef	1.6	1.4	1.4	1.6
6 Especies en riesgo (dentro de la NOM-059)	0	1	0	2
7 Especies nativas	100%	100%	100%	100%
8 Especies invasoras	0	0	0	0
9 IVI <i>Pinus</i> /Otras especies	49-51	88-12	88-12	78-22
10 Regeneración arbórea (individuos/ha)	34	30	47	79
11 Densidad (árboles/ha)	632	448	658	568
12 Densidad de árboles maduros DN>50 cm, H>25 m (árboles/ha)	10	0	0	0
13 Densidad de árboles muertos en pie (árboles/ha)	18	0	0	1
14 Densidad de tocones (tocones/ha)	57	116	238	112
15 Relación C:N	40.98	29.52	32.2	33.15
16 Materia Orgánica del suelo (MOS)	25.91	28.33	15.91	21.34
17 Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)	59.1	63.53	37.1	55.3
18 Profundidad Ocochal (cm)	7	5	4	6

19	Cobertura suelo desnudo (%)	2.9	3.0	4.4.	10.0
20	Área basal (AB) (m ² /ha)	28	17	17	11

2.5.1 Identificación de un rango aceptable de la variación para cada indicador

Se establecieron cuatro posibles categorías: Excelente (A), Bueno (B), Regular (C) y Malo (D) (Cuadro 12); así como los rangos correspondientes para cada indicador por categoría (Cuadro 12), estos fueron desarrollados a partir de la información del área de conservación (PQ), revisión de literatura científica, resultados del Inventario Estatal Forestal 2014 y del conocimiento de expertos, en el caso de los indicadores de relación C:N, contenido de MOS y CIC no se contó con información suficiente para establecer 4 categorías por lo que únicamente se cuenta con tres.

Cuadro 12. Rango de valoración de los indicadores por categoría para la evaluación de la Integridad Ecológica en el ejido Nopalillo, Hidalgo.

Indicador	A Excelente (4 puntos)	B Bueno (3 Puntos)	C Regular (2 puntos)	D Pobre (1 punto)
1 Superficie absoluta (ha)	Superficie > 50 ha	Superficie >40 ha y < 50 ha	Superficie >30 ha y < 40 ha	Superficie <30 ha
2 Composición regeneración (Numero de géneros nativos)	Más de 10	7 a 9	4 a 6	Hasta 3
3 Número de especies	Más de 50 especies	Entre 41 y 50 especies	Entre 31 y 40 especies	Menos de 30 especies
4 Índice de Simpson	0.76 a 1	0.51 a 0.75	0.26 a 0.50	0 a 0.25
5 Índice de Margalef	> 1.5	1 a 1.5	0.51 a 1.0	0 a 0.50
6 Especies en riesgo (dentro de la NOM-059)	Más de 5 especies	3 o 4 especies	1 o 2 especies	0
7 Especies nativas	>95 %	75-95%	50-75%	<50%
8 Especies invasoras	0	1 o 2 especies o hasta 5% del IVI	3 o 4 especies o	5 o más especies o >10% IVI

		hasta 10% del IVI			
9	IVI <i>Pinus</i> /Otras especies	Hasta 60% <i>Pinus</i> y 40% otras especies	Hasta 80% <i>Pinus</i> y 20 % otras especies	Hasta 90% <i>Pinus</i> y 10 % otras especies	> 90% <i>Pinus</i> y < 10% otras especies
10	Regeneración arbórea (individuos/ha)	>75 individuos	51 a 75 individuos	26 a 50 individuos	0 a 25 individuos
11	Densidad (árboles/ha)	>300	200 a 300	101 a 200	0 a 100
12	Densidad de árboles maduros DN>50 cm, H>25 m (árboles/ha)	10	5-9	1 a 4	0
13	Densidad de árboles muertos en pie (árboles/ha)	10	5-9	1 a 4	0
14	Densidad de tocones (tocones/ha)	0 a 25	26 a 75	76 a 149	>150
15	Relación C:N	> 25	20-25	15 a 20	<15
16	Materia Orgánica del suelo (MOS)	>25	20-25	15 a 20	<15
17	Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)	>50	40 a 50	30 a 40	<30
18	Profundidad Ocochal (cm)	>5	4 a 5	1 a 3	0
19	Cobertura suelo desnudo (%)	0 a 5	5.1 a 10	10 a 15	>15
20	Área basal (AB) (m ² /ha)	>25	20 a 25	15 a 20	<15

Cuadro 13. Calificación e interpretación de las categorías de integridad ecológica del bosque del ejido Nopalillo, Hidalgo.

Categoría	Descripción
<p>Excelente (A) 76 a 100 puntos</p>	<p>La IE se encuentra en nivel deseable, se requiere poca o nula intervención humana para mantener los indicadores y atributos dentro del rango natural de variación (RNV).</p> <p>La superficie boscosa no está disminuyendo, predominan las especies nativas y hay ausencia de plantas invasoras, la estructura y composición vegetal indica diversidad, los indicadores de función se encuentran dentro del RNV por lo que el ecosistema es funcional.</p>
<p>Bueno (B) 51 a 75 puntos</p>	<p>La IE se encuentra en un nivel aceptable, y requiere poca intervención humana para mantenerla.</p> <p>El nivel de impacto sobre la estructura, y composición es moderado; se espera que se mantenga o mejore con la intervención adecuada. La función del ecosistema no se encuentra comprometida, aunque requiere de observación para garantizar su continuidad.</p>
<p>Regular (C) 26 a 50 puntos</p>	<p>La IE se encuentra deteriorada, su condición actual no es deseable, se requiere intervención para su corrección, es indispensable implementar acciones de restauración. Numerosos indicadores se encuentran fuera del RNV y son desfavorables. La superficie se encuentra disminuyendo, la vegetación ha sido diezmada y especies invasoras han proliferado. Las funciones del ecosistema están comprometidas y tendrán consecuencias negativas en el mediano y largo plazo.</p>
<p>Pobre (D)</p>	<p>La IE se encuentra fuertemente impactada, su condición actual es crítica, no es deseable y se requiere intervención inmediata para su corrección; es indispensable</p>

0 a 25 puntos	implementar acciones de restauración. La mayor parte de los indicadores se encuentran fuera del RNV, la superficie y la cobertura vegetal ha sido diezmada, es posible que el suelo se haya perdido por procesos erosivos o que haya alta proporción de suelo desnudo o especies invasoras hayan proliferado. Las funciones del ecosistema han sido comprometidas y presentaran consecuencias ambientales negativas en el corto plazo.
---------------	----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

2.5.2 Calificación de los indicadores

A partir del cuadro de resultados por indicador y el cuadro de rangos para valoración se determinó la calificación de cada indicador y asociación, posteriormente se realizó el conteo de puntos para obtener el total general por asociación y determinar la categoría a la que corresponden (Cuadro 14).

Cuadro 14. Indicadores calificados por asociación vegetal del ejido Nopalillo, Hidalgo.

Indicador	Área de conservación (PQ)		<i>Pinus montezumae</i> (Pmn)		<i>Pinus pseudostrabus</i> (Pps)		<i>Pinus patula</i> (Ppt)	
	Categoría	Puntos	Categoría	Puntos	Categoría	Puntos	Categoría	Puntos
1 Superficie absoluta (ha)	A	4	A	4	A	4	A	4
2 Composición regeneración (número de géneros nativos)	C	2	B	3	C	2	B	3
3 Número de especies	C	2	A	4	A	4	A	4
4 Índice de Simpson	A	4	B	3	B	3	A	4
5 Índice de Margalef	A	4	B	3	B	3	A	4
6 Especies en riesgo (NOM-059)	C	2	D	1	D	1	C	2
7 Especies nativas	A	4	A	4	A	4	A	4
8 Especies invasoras	A	4	A	4	A	4	A	4
9 IVI <i>Pinus</i> /otras especies	A	4	C	2	C	2	B	3
10 Regeneración arbórea (individuos/ha)	C	2	C	2	C	2	B	3
11 Densidad (árboles/ha)	A	4	A	4	A	4	A	4
12 Densidad de árboles maduros DN>50 cm, H>25 m (árboles/ha)	A	4	D	1	D	1	D	1

13 Densidad de árboles muertos en pie (árboles/ha)	C	2	D	1	D	1	D	1
14 Densidad de tocones (tocones/ha)	B	3	C	2	D	1	C	2
15 Relación C:N	A	4	A	4	A	4	A	4
16 Materia orgánica del suelo (MOS)	A	4	A	4	C	2	B	3
17 Capacidad de intercambio catiónico (CIC)	A	4	A	4	B	3	A	4
18 Profundidad ocochal (cm)	A	4	B	3	B	3	A	4
19 Cobertura suelo desnudo (%)	A	4	A	4	A	4	B	3
20 Área basal (AB) (m ² /ha)	A	4	C	2	C	2	D	1
Total puntos		69		59		54		62

Con todos los indicadores por asociación vegetal se calculó su sumatoria y se estandarizó el puntaje (para obtener un valor de IE entre 0 y 100) dividiéndolo entre 0.8, donde 100 fue el valor más alto y 0 el más bajo. El resultado de la evaluación de la IE en el ejido Nopalillo se muestra en el Cuadro 15.

Cuadro 15. Índice de integridad ecológica obtenido por asociación en el ejido Nopalillo, Hgo.

Asociación	Puntaje	Categoría	Descripción
Área de conservación (PQ)	86	A	La IE se encuentra en nivel deseable, se requiere poca o nula intervención humana para mantener el rango natural de variación.
<i>Pinus patula</i> (Ppt)	78	A	La superficie boscosa no está disminuyendo, predominan las especies nativas y hay ausencia de plantas invasoras, la estructura y composición vegetal indica diversidad, los indicadores de función se encuentran dentro del RNV por lo que el ecosistema es funcional.
<i>Pinus montezumae</i> (Pmn)	74	B	La IE se encuentra dentro del RNV aceptable, requiere poca intervención humana para mantenerla.
<i>Pinus pseudostrabus</i> (Pps)	68	B	El nivel de impacto sobre la estructura, y composición son moderados, se espera mantener o mejorar con la intervención adecuada. La función del ecosistema no se encuentra comprometida, aunque requiere de observación para garantizar su continuidad.

2.5.3 Reportar los resultados.

Se elaboró un resumen para concentrar los resultados de la evaluación de IE y entregarlo a los propietarios a través del Promotor Forestal Comunitario y el Comisariado Ejidal. En esta etapa se usa y establece del protocolo para retroalimentar la asistencia técnica y proponer la evaluación de IE como parte del monitoreo ambiental del ejido.

2.5.4 Usar los resultados para informar, evaluar y retroalimentar las acciones de la gerencia.

El resultado general y los resultados particulares por indicador son útiles para identificar de manera puntual las áreas donde es posible mejorar en caso necesario y a ese nivel identificar posibles inflexiones negativas, evitarlas o corregirlas a través de la implementación de prácticas silvícolas adecuadas.

Además, se relaboraron las siguientes propuestas para mantener la IE de acuerdo a las necesidades y objetivos de cada asociación. Sin embargo, dichas propuestas no sustituyen las que pueda generar el personal técnico responsable del aprovechamiento maderable en el ejido el Nopalillo.

- I. Mantener la superficie forestal, no realizar cambio de uso de suelo.
- II. Realizar investigación acerca de la regeneración arbórea, su densidad y composición con objeto de entender mejor los procesos que están afectando su desarrollo y tener los elementos necesarios para determinar si se realiza alguna intervención y de qué tipo.
- III. Identificar las especies vegetales que se encuentran en la NOM-059-SEMARNAT-2010, georreferenciarlas y monitorear sus poblaciones, tal es el caso de *Cupressus lusitánica* Mill (Pr), *Furcraea parmentieri* (Roezl) García-Mend. (A) y *Litsea glaucescens* Kunth (P).
- IV. Seleccionar los árboles maduros que podrían excluirse del aprovechamiento maderable en la anualidad en curso y en las futuras anualidades.
- V. Identificar los árboles muertos en pie con DN>40 cm y georreferenciarlos para incorporarlos al estudio.

2.5.5 Repetir la evaluación.

Entre las recomendaciones se propone realizar la evaluación de manera bi-anual e incorporar este protocolo al programa de monitoreo ambiental de ejido.

2.5.6 Desarrollo de índices alternativos

A partir de los 20 indicadores seleccionados y evaluados se identificaron aquellos que tuvieron mayor influencia en el bosque del ejido Nopalillo (Cuadro 16) y se realizó la evaluación de IE considerando 14, 12 y 9 indicadores (Figura 15).

Cuadro 16. Indicadores utilizados en la evaluación de integridad ecológica A, B y C.

Alternativa A: 14 indicadores	Alternativa B: 12 indicadores	Alternativa C: 9 indicadores
<ul style="list-style-type: none"> • Composición regeneración • Índice de Simpson • Índice de Margalef • Especies en riesgo (dentro de la NOM-059) • Especies nativas • Proporción Pinus/Otras especies • • Regeneración arbórea • Densidad • Proporción de árboles maduros • DN>50 cm, H>25 m • Árboles muertos en pie • Relación C:N • MO • Cobertura suelo desnudo • AB 	<ul style="list-style-type: none"> • Composición regeneración • Índice de Simpson • Índice de Margalef • Especies nativas • Regeneración arbórea • Densidad • Proporción de árboles maduros • DN>50 cm, H>25 m • Árboles muertos en pie • Relación C:N • MO • Cobertura suelo desnudo • AB 	<ul style="list-style-type: none"> • Índice de Simpson • Índice de Margalef • Especies nativas • Densidad • Proporción de árboles maduros (DN>50 cm, H>25 m) • Árboles muertos en pie • Relación C:N • Cobertura suelo desnudo • AB

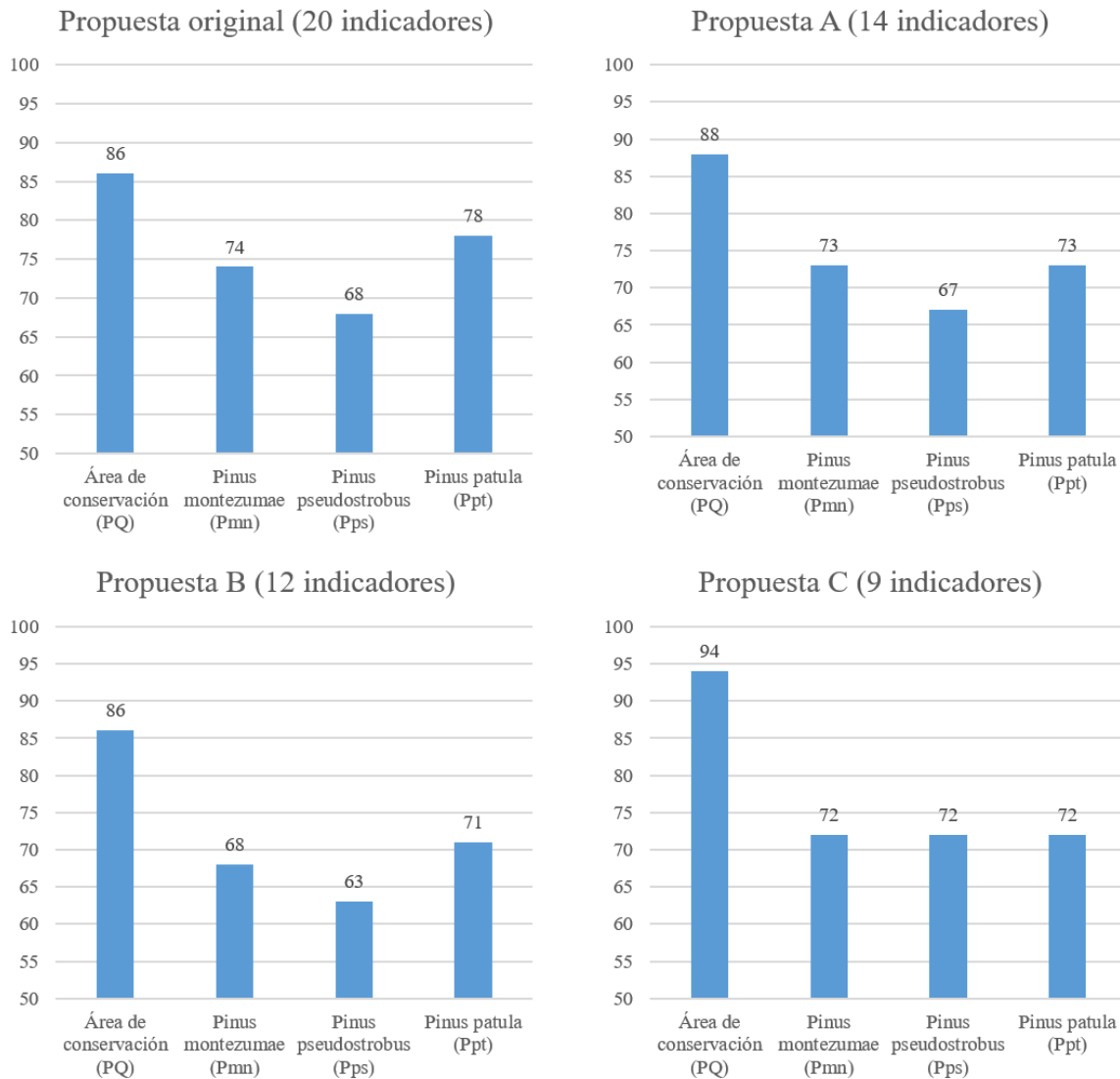


Figura 15. Evaluación de integridad ecológica utilizando diferente número de indicadores

A partir de la evaluación de IE utilizando estas alternativas, no se encontró un resultado diferente para las asociaciones Pps y Pmn. PQ obtuvo en todos los casos el puntaje más alto (de 86 a 94) y se encontró dentro de la categoría “Excelente”, y Pmn (68 a 74), Pps (63 a 72) y Ppt (71 a 73) se encontraron en la categoría “Bueno”.

Propuesta alternativa A. El área de conservación (PQ) incrementa dos puntos su calificación ponderada mientras que Pmn y Pps redujeron uno y Ppt redujo cinco. Los seis indicadores eliminados en esta evaluación fueron superficie, número de especies, especies invasoras, proporción de tocones, capacidad de intercambio catiónico y profundidad de ocochal.

Propuesta alternativa B. El área de conservación (PQ) mantiene su puntuación ponderada mientras que las áreas bajo aprovechamiento maderable obtienen puntajes menores con respecto a la evaluación original, reduciendo entre cinco y siete puntos. Los ocho indicadores eliminados en esta evaluación fueron superficie, número de especies, especies invasoras, proporción de tocones, capacidad de intercambio catiónico, profundidad de ocochal, especies en riesgo y densidad arbórea de *Pinus*-Otras especies.

Propuesta alternativa C. El área de conservación (PQ) incrementa su calificación ponderada a 94 puntos mientras que las áreas bajo aprovechamiento maderable incrementan entre uno y nueve puntos. Los 11 indicadores eliminados en esta evaluación fueron superficie, número de especies, especies invasoras, proporción de tocones, capacidad de intercambio catiónico, profundidad de ocochal, especies en riesgo y densidad arbórea de *Pinus*-Otras especies, composición y densidad de la regeneración y MOS.

De manera general, los indicadores en los que se obtuvo un resultado desfavorable para el bosque del ejido el Nopalillo están relacionados con la modificación de la estructura a causa del aprovechamiento maderable. Se encontró, por ejemplo, alta densidad de tocones y baja densidad de árboles muertos en pie, y de arbolado maduro; la recuperación de estos indicadores podrá evaluarse a través del tiempo, pues hay que considerar que el bosque aún no cumple su turno comercial por lo que la masa se encuentra en desarrollo. Adicionalmente, es posible implementar la retención, practica silvícola que consiste en no cosechar algunos (la cantidad puede ser variable) árboles maduros y muertos en pie cuyo DN > a 30 cm para favorecer la diversidad estructural y el hábitat para la fauna silvestre (Bauhus *et al.*, 2009, Hilbert y Wiensczyk, 2007).

Los indicadores de estructura y composición mejor evaluados fueron la superficie absoluta, densidad arbórea, número de especies, índice de Simpson y Margalef y la cobertura de especies nativas e invasoras; este conjunto de indicadores muestra que las actividades de manejo forestal mantienen la cobertura del bosque, la riqueza de especies vegetales y favorecen las condiciones para que las especies nativas predominen y ofrezcan resistencia ante la posible proliferación de especies invasoras después del disturbio ocasionado por la cosecha.

Los indicadores de función como la relación C:N, MOS, CIC, profundidad de ocochal y cobertura del suelo desnudo se encontraron en la categoría más alta de IE (con excepción de Pps) es decir, el ecosistema conserva sus funciones a pesar de que algunos indicadores de la estructura y composición del bosque muestren evidencia de cambio. Santibáñez-Andrade *et al.*, (2015) evaluaron indicadores de estructura, composición y función en la cuenca del río Magdalena, y encontraron resultados similares, existió mayor evidencia de degradación sobre la estructura y composición, sin embargo, los indicadores de función se encontraron sin alteración evidente y, por lo tanto, se consideraron conservados.

2.5.7 Área de conservación

De acuerdo con los 20 indicadores evaluados y el rango natural de variación considerado como deseable, el área de conservación obtuvo la mejor evaluación (IE= 86); sin embargo, no obtuvo el máximo puntaje posible (100). Los indicadores donde hay evidencia de deterioro de la IE son la composición y densidad de la regeneración arbórea, número de especies, el número de especies en riesgo, densidad de árboles muertos en pie y densidad de tocones. Esta información es útil porque refleja cuales son los aspectos sobre los que hay que realizar investigación y sobre los que es posible actuar a través de prácticas de manejo con objeto de acercar la condición encontrada a la condición deseada (Rempel *et al.*, 2016), así como ofrecer propuestas de manejo acordes al tipo de vegetación y mantener o incrementar la integridad ecológica (DellaSala *et al.*, 2014).

2.5.8 Asociaciones bajo aprovechamiento forestal maderable

Las asociaciones Pmn y Pps fueron evaluadas en la categoría Bueno (B), mientras que Ppt alcanzo la categoría Excelente (E). Los indicadores que se encontraron mejor calificados fueron superficie, número de especies, especies nativas e invasoras, densidad arbórea y relación C:N. Los indicadores que se encontraron con mayor cambio fueron: densidad de árboles maduros, densidad de árboles muertos en pie, densidad de tocones y área basal. La perturbación resultante de la cosecha y los aclareos son responsables de la alta densidad de tocones y de la reducción de área basal, se espera que a medida se desarrolle el rodal el área basal incremente. Con respecto a la densidad de árboles maduros y árboles muertos en pie se

recomienda poner en práctica la retención, sin embargo, esa decisión se deberá valorar entre el equipo técnico y los propietarios.

De las asociaciones bajo aprovechamiento *Pinus patula* (Ppt) fue la que presentó el mayor IIE (78) y la asociación *Pinus pseudostrubus* (PPs) la más baja (68). Los indicadores responsables de esta diferencia fueron los relacionados con la riqueza, diversidad y composición de la vegetación, así como la abundancia de la regeneración y de los tocones, y las variables de MOS, CIC y profundidad de ocochal; en estos indicadores Pps se encontró en una categoría inferior a Ppt, lo que se vio reflejado en el IIE final.

Respecto a los indicadores, considerados de manera individual, la información disponible para comparar con otros bosques de la región es limitada, pero existen estudios específicos para algunos de ellos. Por ejemplo, la relación C:N es un indicador estudiado y reportado para varios bosques de pino, pino-encino, oyamel y mesófilo de montaña en México (Cuadro 17); así, los valores menores a 20 están relacionados con la deposición de nitrógeno atmosférico, que representa la tercer causa de pérdida de biodiversidad después del cambio de uso de suelo y el cambio climático (Stevens *et al.*, 2004 y Thuiller *et al.*, 2007) entre los efectos sobre el funcionamiento y estructura de los ecosistemas se encuentra la reducción del pH del suelo, disponibilidad de cationes, limita la disponibilidad del fósforo (P), entre los efector tóxicos a las plantas se encuentra la ruptura de la membrana celular y desequilibrios nutricionales.

Cuadro 17. Relación C:N en algunos bosques de México

Tipo de vegetación	Ubicación	Valores de C:N reportados
Bosque de oyamel	Ciudad de México	18 a 29 (Facio, 2015)
Bosque de pino	Parque Nacional de Zoquiapan	39
Bosque de pino	Iztacíhuatl- Popocatépetl	32 (Corona, 2007)
Bosque mesófilo de montaña	Reserva de la Biosfera El Cielo	47 (León, 2007)
Bosque de pino	Sierra Chichinautzin	14.6 a 44.8
	Popocatépetl	13.5 a 55.6 (Peña-Ramírez <i>et al.</i> , 2012)

Bosque de pino encino	14 (Chávez-Vergara, 2015)
Bosque de pino encino	24 – 47 (Gueye <i>et al.</i> , 2012)

Los valores de AB y densidad arbórea en el área de estudio se encontraron por arriba del promedio estatal para bosques de coníferas. De acuerdo con CONAFOR (2014) se reportaron 12.17 m²/ha y 373 árboles/ha respectivamente; si consideramos que el arbolado del bosque del ejido Nopalillo se encuentra en desarrollo, los resultados con respecto al promedio estatal son positivos.

En relación con la abundancia de *Pinus*-otras especies en el arbolado, CONAFOR (2014) reportó que el género *Pinus* representa el 62 % de los individuos muestreados, seguido de *Juniperus* (8 %), *Quercus* (7%), *Alnus* (7 %) y otros 19 géneros (16%). En el presente estudio encontramos únicamente 10 géneros, y la cantidad de arboles del género *Pinus* es mayor en las asociaciones bajo aprovechamiento y menor en el área de conservación. La riqueza de especies arbóreas podría explicarse en función de la cantidad de superficie muestreada, mientras que la dominancia de *Pinus* en el área de estudio se debe al objetivo del manejo forestal.

El número de especies (sotobosque y arbolado) osciló entre 39 y 62. La mayor riqueza se encontró en el sotobosque, tal como lo reportan Luna-Bautista *et al.*, (2015) en bosques de pino manejados en Oaxaca, y se encontraron más especies en las asociaciones bajo aprovechamiento maderable que en el área conservada (PQ), posiblemente a causa de la apertura del dosel después de las cortas (cosecha y aclareos), algunos datos sobre el número de especies en el sotobosque y arbolado en bosques de coníferas de México se encuentran en el cuadro 18.

Cuadro 18. Número de especies en bosque de coníferas de México

Tipo de vegetación	Ubicación	Número de especies reportadas
Bosque de pino Bosque de oyamel	Nevado de Toluca, Estado de México	18 especies

	Sotobosque	33 especies (Mejia <i>et al.</i> , 2018)
Bosque de pino	Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca Arbolado y sotobosque	43 especies 30 especies en bosque sin manejo 41 especies bosque con manejo (Luna-Bautista <i>et al.</i> , 2015)
Bosque de pino	Parque Nacional Cumbres del Ajusco, Cd de México	30 especies (Islas-Madrid <i>et al.</i> , 2007)
Bosque de pino	Sotobosque Sotobosque	34 a 41 especies (Espinoza-Martinez <i>et al.</i> , 2008)
Bosque mixto (Pino-encino)	Cerro Tlaloc, Estado de México	(Sánchez-González y Lopez-Mata, 2005)

La cobertura vegetal corresponde a especies nativas, no se encontraron especies invasoras, sin embargo, se recomienda mantener el registro de este indicador ya que las especies invasoras tienen el potencial de alterar la composición, estructura y función de los ecosistemas (Vilá *et al.*, 2011). Aunque la mayoría de las invasiones de plantas ocurren en ambientes perturbados, investigaciones demuestran que las plantas invasoras pueden afectar sitios relativamente prístinos, incluyendo ecosistemas de alta montaña y bosques nativos (Pauchard *et al.*, 2009).

2.5.9 Índices alternativas

Se observó que, aunque la evaluación puede llevarse a cabo con un mínimo de nueve indicadores, esta resulta menos específica y con menor cantidad de información acerca de diferentes aspectos de cada asociación. Komar *et al.*, (2014), por ejemplo, reporta que la estimación es más confiable, exacta, detallada y multidimensional cuando toma en cuenta un número mayor de atributos ecológicos diferentes. La reducción a nueve indicadores no permite identificar diferencias entre las asociaciones bajo aprovechamiento maderable; por lo que, para retroalimentar las actividades de gestión, es preferible utilizar todos los indicadores posibles ya que esto proporcionará mayor entendimiento sobre los atributos del ecosistema. De acuerdo con Rempel *et al.* (2016), los indicadores útiles evalúan si el manejo se ha desviado del rango natural de variación de manera temprana y así advertir antes de que la integridad ecológica y la resiliencia del ecosistema se encuentren comprometidas.

Aunque en el momento de la evaluación algunos indicadores parecieron no variar, o no proporcionar información sobre las diferencias entre las asociaciones deben mantenerse dentro del protocolo porque tienen el potencial de identificar cambios negativos. Estos indicadores fueron superficie, cobertura de especies invasoras, proporción de tocones, profundidad del ocochal, especies en riesgo y MOS. Santibáñez-Andrade *et al* (2015) encontraron que el papel de las especies invasoras sobre la composición fue un elemento importante dentro de los indicadores, permitiendo la distinción entre sitios perturbados y conservados, por lo que se considera importante su evaluación permanente ya que son sensibles, continuos y de interés general (Feinsinger *et al.*, 2001).

La ventaja que ofrece la reducción del número de indicadores para la evaluación de IE es que requiere menor esfuerzo en el levantamiento de información de campo, menor tiempo de análisis y procesamiento de la información, menos análisis de laboratorio y, por lo tanto, resulta más barata; puede representar una opción viable cuando hay recursos limitados. Komar *et al.* (2014) reconocen que con frecuencia existen límites inevitables de tiempo, personal, fondos, accesibilidad, materiales y equipo, razones por las cuales el diseño del monitoreo y selección razonable de indicadores es sumamente importante para el análisis de la integridad ecológica.

La evaluación de la integridad ecológica es posible y puede ser una herramienta práctica, accesible y económica (Macías *et al.*, 2014) para conocer el estado actual del ecosistema y para emplearse como parte de los programas de monitoreo ambiental; sin embargo, la evaluación debe ser dinámica, ofrecer retroalimentación y ser actualizada de acuerdo con los nuevos conocimientos, debe reconocerse que el manejo forestal no va a replicar con exactitud la compleja y extensa gama de condiciones creadas por los procesos de perturbación natural. Por consiguiente, los propietarios y los técnicos deben decidir "qué tan cerca es lo suficientemente cerca" en las evaluaciones, y esta decisión podrá basarse en aquello que es socialmente aceptable, prácticamente factible y económicamente rentable (Rempel *et al.*, 2016).

2.5 CONCLUSIONES

La evaluación de la IE en el bosque del ejido Nopalillo fue posible a través del desarrollo de la propuesta metodológica realizada en este trabajo.

La selección y evaluación de indicadores relacionados con la estructura, composición y función del ecosistema permitió identificar aspectos donde se concentran las evidencias de cambio y posible degradación y a partir de ello ofrecer retroalimentación técnica y valorar la necesidad de implementar actividades de manejo para subsanarlas.

El área de conservación (PQ) tiene la mayor IE, confirmando la hipótesis planteada y aunque este era el resultado esperado no se sabía cuáles eran los indicadores de conservación o degradación ni en qué cantidad se encontraban más o menos conservados con respecto a las asociaciones bajo aprovechamiento maderable. Por otro lado, se identificaron indicadores que se encuentran con cambio a pesar de tratarse del área con menor intervención humana en el ejido, por lo que es posible que requieran mayor estudio para definir la implementación de acciones correctivas.

Se encontró que la integridad ecológica (IE) es más baja en las asociaciones bajo aprovechamiento maderable que en el área de conservación, particularmente en los indicadores relacionados con la estructura y la composición del ecosistema, mientras que en los indicadores de función se mantienen en la categoría más alta. La principal diferencia encontrada entre las asociaciones bajo aprovechamiento fue el indicador de área basal (AB) en la asociación Ppt, que se encontró en la categoría más baja ($AB < 15 \text{ m}^2/\text{ha}$) aunque se explica por la etapa temprana de desarrollo en la que se encuentra la masa.

CONCLUSIONES GENERALES

Se encontró que las prácticas silvícolas del manejo forestal tienen un efecto cambiando algunos indicadores de estructura y composición, aunque no tienen impacto en los indicadores de función considerados en este reporte.

El estudio de los atributos ecológicos del ejido Nopalillo permitió diagnosticar el estado actual de ecosistema a través de la evaluación de la integridad ecológica empleando un índice multimétrico.

A partir de esta evaluación fue posible identificar áreas que requieren investigación (por ejemplo: regeneración arbórea) y aspectos sobre los cuales el manejo forestal podría intervenir para acercar la condición actual a la condición ideal (por ejemplo: densidad de árboles muertos en pie y árboles maduros).

El bosque del ejido El Nopalillo se encuentra en un estado de conservación deseable y funcional. Las asociaciones bajo manejo se encontraron en la categoría “Bueno” y el área de conservación en la categoría “Excelente”.

Esta evaluación fue útil para definir una línea base del conocimiento del estado actual del bosque para que en futuras evaluaciones pueda determinarse si la IE está aumentando, disminuyendo o manteniéndose, y en el futuro identificar tendencias. Los datos recopilados son útiles para retroalimentar las decisiones de gestión, ya que ofrece evidencias cuantitativas para la toma de decisiones informadas.

LITERATURA CITADA

- Aber, J. D., Goodale, C. L., Ollinger, S. V., Smith, M. L., Magill, A. H., Martin, M. E., Hallett, R. A., & Stoddard, J. L., (2003). Is nitrogen deposition altering the nitrogen status of northeastern forests? *BioScience*, 53, 375-89.
- Agee, J. K. (2003). Historical range of variability in eastern Cascades forests, Washington, USA. *Landscape Ecology*, 18, 725-740.
- Aguirre C., O. A. (2004). Índices para la caracterización de la estructura del estrato arbóreo de ecosistemas forestales. *Ciencias Forestal en México*, 27, 5- 27.
- Aitken K. E. H. & Martin, K. (2007). The importance of excavators in hole-nesting communities: Availability and use of natural tree holes in old mixed forests of western Canada. *Journal of Ornithology*, 148 (Suppl 2), 425-434. doi:10.1007/s10336-007-0166-9
- Álvarez G., J. G., Schröder, J., Rodríguez-Soalleiro, R. & Ruíz G., A. D. (2002). Modelling the effect of thinnings on the diameter distribution of even-aged Maritime pine stands. *Forest Ecology and Management*, 165, 57-65. doi:10.1016/S0378-1127(01)00650-8
- Angelstam, P., Boutin, S., Schmiegelow, F., Villard, M., Drapeau, P., Host, G., Innes, J., Isachenko, G., Kuuluvainen, T., Mönkkönen, M., Niemelä, J., Niemi, G., Roberge, J., Spence, J. & Stone, D. (2004). Targets for Boreal Forest Biodiversity Conservation: A Rationale for Macroecological Research and Adaptive Management. *Ecological Bulletins*, 51, 487-509.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Griffith, G. E., Frydenborg, R., McCarron, E., White, J. S. & Bastian, M. L. (1996). A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of North American Benthological Society*, 15, 185-211.
- Barbour M. T., Swietik, W. F., Jackson, S. K., Courtemanch, D. L., Davies, S. P. & Yoder, C. O. (2000). Measuring the attainment of biological integrity in the USA: a critical element of ecological integrity. *Hydrobiologia*, 422, 453-464. doi:10.1023/A:1017095003609
- Bauhus, J., Puettmann, K. & Messier, C. (2009). Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*, 258, 525-537. doi:10.1016/j.foreco.2009.01.053
- Belnap, J., Kaltenecker, J., Rosentreter, R., Williams, J., S. Leonard, & D. Eldridge. (2001). *Biological Soil Crusts: Ecology and Management*. Technical Report 1730-2, United States Department of the Interior. 110 p.
- Blocksom, K. A., J. P. Kurtenbach, D. J. Klemm, F. A. Fulk, and S. M. Cormier. 2002. Development and Evaluation of the Lake Macroinvertebrate Integrity Index (LMII) for New Jersey Lakes and Reservoirs. *Environmental Monitoring and Assessment* 77(3), 311-333.
- Bolivar-Garcia, W., Giraldo, A. & González-Colorado, A. M. (2017). La integridad biológica como herramienta de valoración cuantitativa del estado de conservación del bosque seco en Colombia. *Biota Colombiana* 18(1), 352-370

Bot, A. y Benites, J. 2005. *The importance of soil organic matter key to drought-resistant soil and sustained food production*. FAO. Management Service. Roma. Italy.

Bray, D. B., Merino, L. & Barry, D. (2007). *Los bosques comunitarios de México: Manejo Sustentable de Paisajes Forestales*, D.F. México: Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT

Buol S., Hole, F. & McCracken R. (2004). *Génesis y Clasificación de Suelos*. 4ª Reimpresión. Septiembre. Trillas. México, D. F. 90 p.

Brown, G. W., Murphy, A., Fanson, B. & Tolsma, A. (2018). The influence of different restoration thinning treatments on tree growth in a depleted forest system. *Forest Ecology and Management* 437, 10-16. [doi:10.1016/j.foreco.2019.01.022](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.022)

Carter S. K., N.B. Carr, . R. Flather, M. Leu, B. R. Noon & D. J. A. Wood, (2016). *Assessing Ecological Integrity Using Multiscale Information from Bureau of Land Management Assesment and Monitoring Programs* in Multiscale Guidance and Tools for Implementing a Landscape Approach to Resource Management in the Bureau of Land Management. U.S. Department of the Interior and U.S. Geological Survey. 79 p.

Castellanos-Bolaños, J. F., Treviño-Garza, E.J., Aguirre-Calderón, O.A., Jiménez-Perez, J., Musalem-Santiago, M., & López-Aguillon, R. (2008). Estructura de bosques de pino pátula bajo manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Madera y Bosques*, 14(2), 51-63.

Chávez-Vergara, B., González R. A., Etchevers, J. D., Oyama, K., & García-Oliva, F., (2015). Foliar nutrient resorption constrains soil nutrient transformations under two native oak species in a temperate deciduous forest in Mexico. *European Journal of Forest Research*, 134, 803-817. [doi:10.1007/s10342-015-0891-1](https://doi.org/10.1007/s10342-015-0891-1)

CONAFOR. (2014). *Inventario estatal forestal. Hidalgo*. Zapopan., Jalisco. 172 p.

CONAFOR. (2017). *Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Informe de Resultados 2009-2014*. Zapopan, Jalisco. 200 p.

Corona, A. (2007). *Actividad ureasa del suelo y la dinámica de C y N en bosques templados de México*. Tesis de licenciatura en biología, UNAM, México. 90 p.

Corral R, J. J., Aguirre C., O. A., Jiménez P., J. & Corral R., 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.

Crow, T. R., Buckley, D. S. Nauertz, E. A., & Zasada J. C. (2002). Effects of management on the composition and structure of northern hardwood forests in upper Michigan. *Forest Science* 48(1), 129-145.

Chastain, R. A., Currie, W. S. & Townsend, P. A. (2006). Carbon sequestration and nutrient cycling implications of the evergreen understory layer in Appalachian forests. *Forest Ecology and Management* 231(1), 63-77. [doi:10.1016/j.foreco.2006.04.040](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.04.040).

Daily G.C., Alexander, S., Ehrlich, P. R., Goulder, L., Lubchenco, J., Matson, P. A., Mooney, H. A., Postel, S., Schneider, S. H., Tilman, D., & Woodwell, G. M. (1997). Ecosystem Services: Benefits Supplied To Human Societies By Natural Ecosystems. *Issues in Ecology* 2, 1-16.

Del Río M., Montes, F., Cañellas, I., & Montero, G. (2003). Revisión: índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigación Agraria. Sistemas y recursos forestales* 12(1), 159-176.

Delgado Z., D. A., Heynes S., S. A., Mares Q., M. D., Piedra L., N. L., Retana R., F. I., Rodríguez C. K., Villanueva H., A. I., González E., M. S., Ruacho-González, L. (2017). Diversidad y estructura arbórea de dos rodales en Pueblo Nuevo, Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 7(33), 094–107. doi: 10.29298/rmcf.v7i33.92.&

DellaSala, D.A., Bond, M. L., Hanson, C. T., Huttoy, R. L., & Odion, D. C., (2014). Complex Early Seral Forests of the Sierra Nevada: What are They and How Can They Be Managed for Ecological Integrity?. *Natural Areas Journal*, 34(3), 310-324. doi:10.3375/043.034.0317

Domínguez G., T. G., Hernández G., B. N., González H., R. I., Cantú S., E. A. Rodríguez & M. S. Alvarado. (2018). Estructura y composición de la vegetación en cuatro sitios de la Sierra Madre Occidental. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 9(50), 9-32. doi:10.29298/rmcf.v9i50.227

Dukes, J. S., & Mooney, H. A. (1999). Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Evolution and Ecology* 14, 135-139. doi:10.1016/s0169-5347(98)01554-7

Ellenberg, D. & D. Mueller-Dombois. (1974). *Community Sampling: The Relevé Method, Aims and methods of vegetation ecology*. Universidad de Michigan. Wiley. 547 pág.

Elmore, W., & Kauffman, B. (1994). Riparian and watershed systems: Degradation and restoration. *Ecological implications of livestock herbivory in the west*. Society of Range Management, Denver, CO. United States. 74 p.

Equihua Z. M., García A. N., Pérez-Maqueo, O., Benítez B. G., Kolb, M., Schmidt, M., Equihua B. J., Maeda, P., & Álvarez P. J.L., (2014). Integridad ecológica como indicador de la calidad ambiental en Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental.

Espinoza-Martínez, L.A., Rodríguez-Trejo D. A. & Zamudio-Sánchez F. J. (2008). Sinecología del sotobosque de *Pinus hartwegii* dos y tres años después de quemas prescritas. *Agrociencia*, 42, 717-730.

Faber-Langendoen, D., Rocchio, J., Shafale, M., Nordman, C., Pyne, M., Teague, J. & Foti, T. (2006). *Ecological integrity assessment and performance measures for wetland mitigation*. NatureServe, Arlington VA. http://www.natureserve.org/getData/eia_integrity_reports.jsp

Faber-Langendoen, D., Hedge, C., Kost, M., Thomas, S., Smart, L., Smyth, R., Drake, J., & Menardi, S. (2012). *Assessment of Wetland Ecosystem Condition across Landscape Regions: A Multi-metric Approach. Part A. Ecological Integrity Assessment Overview and Field Study in Michigan and Indiana*. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. Washington, D.C. 130 p.

Facio, L. D. J. (2015). *La relación C:N en el mantillo y suelo del bosque de Abies religiosa en la cuenca del río Magdalena, D.F. México*. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México.

Fahrig L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Syst*, 34, 487–515. doi:10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419

FAO. (2016). *El estado de los bosques del mundo. Los bosques y la agricultura: desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra*. Roma, Italia.

FAO. (2018). *El estado de los bosques del mundo. Las vías forestales hacia el desarrollo sostenible*. Roma, Italia.

Feinsinger, P. (2001). *Designing field studies for biodiversity conservation*. Island Press. Washington D.C. 212 p.

Fennessy, M. S., Jacobs, A. D. & Kentula, M. E. (2007). An evaluation of rapid methods for assessing the ecological condition of wetlands. *Wetlands* 27, 543-560. doi:10.1672/0277-5212(2007)27[543:AEORMF]2.0.CO;2

Franklin, J. F., Spies, T. A., Van Pelt, R., Carey, A. B., Thornburgh, D. A., Berg, D. R., Lindenmayer, D. B., Harmon, M. E., Keeton, W. S., Shaw, D. C., Bible K., & Chen. J. (2002). Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*. 155, 399-423. doi:10.1016/S0378-1127(01)00575-8.

Franklin, J. F., M. A. Hemstrom, R. Van Pelt, and J. B. Buchanan. (2008). *The case of active management of dry forest types in eastern Washington: Perpetuating and creating old forest structures and functions*. Washington Department of Natural Resources, Olympia, WA. United States.

Gara, B. D. & Stapanian, M.A. (2015). A candidate vegetation index of biological integrity based on species dominance and habitat fidelity. *Ecological Indicators* 50, 225-232. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.10.029.

García-Alaniz, N., Equihua, M., Pérez-Maqueo, O., Equihua, B. J., Maeda, P., Pardo, U. F., Flores, M. J. J., Villela, G. S. A. & Schmidt, M. (2017) The Mexican Biodiversity and Ecosystem Degradation Monitoring System. *Environmental Sustainability*, 26, 62-68. doi:10.1016/j.cosust.2017.01.001

González-Tagle, M. A., Schwendenmann, L., Jiménez P., J., Schulz, R. (2008). Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine–oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *Forest Ecology and Management*, 256, 161-167. doi:10.1016/j.foreco.2008.04.021

Graciano-Ávila, G., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, O. A., González-Tagle, M.A. Treviño-Garza, E.J. & Mora Olivo, A. (2017). Caracterización estructural del arbolado en un ejido forestal del noroeste de México. *Madera y Bosques*, 23(3), 137–146. doi: 10.21829/myb.2017.2331480.

Gueye, K., Siebe, C. & Skutsch, M. (2012.) Potencial de captura de carbono en suelos de ladera en la subcuenca del Río Piricua en Tuxpan, Michoacán. pp. 150-157. In: F. Paz y R. Cuevas (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de México y el Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5.

Gundersen, P. Shmidt I.K., Raulund-Rasmussen K (2006). Leaching of nitrate from temperate forests-effects of air pollution and forest management. *Environmental Reviews*, 14(1), 1-57. doi:10.1139/A05-015

Harmon M. E., Woddall, C. W., Fasth, B., Sexton, J., & Yatkov, M. (2011). *Differences between standing and downed dead tree wood density reduction factors: A comparison across decay classes and tree species*. Res. Pap. NRS-15. Newtown Square, PA; U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. 40 p. doi:10.2737/NRS-RP-15.

Haughland, D. L., Hero, J-M., Schieck, J., Castley, J. G., Boutin, S., Sólymos, P., Lawson, B. E., Holloway G., & Magnusson, W. E. (2009) Planning forwards: biodiversity research and monitoring systems for better management. *Trends in Ecology and Evolution* 25(4), 199-200 doi:10.1016/j.tree.2009.11.005

Hernández-Salas, J., Aguirre-Calderón, O. A., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Treviño Garza, E. J., González-Tagle, M. A., Lujan-Álvarez, 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.

Hessburg, P. F., Agee, James, K., & Franklin, Jerry. (2005). Dry forests and wildland fires of the inland Northwest USA: Contrasting the landscape ecology of the pre-settlement and modern eras. *Forest Ecology and Management*, 211, 117-139.

Hilbert, J. & Wiensczyk, A. (2007). Old growth definition and management: a literature review. *BC Journal of ecosystems and management*. 8, 15-31.

Hoover, C., & Stout, S., (2007). The Carbon Consequences of thinning techniques: Stand Structure Makes a Difference. *Journal of Forestry* 105 (5), 266-270.

Ishii, H. T., Tanabe, S. I., & Hiura, T., (2004). Exploring the relationships among canopy structure, stand productivity, and biodiversity of temperate forest ecosystems. *Forest Science* 50(3), 342-355. doi:10.1093/forestscience/50.3.342

Islas-Madrid, G.E., Rodríguez-Trejo, D. A. & Martínez H, P A (2013). Diversidad del sotobosque y radiación solar en un bosque de *Pinus hartwegii* Lindl. con quema prescrita

revista mexicana de ciencias forestales y del ambiente. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4 (15), 25-40.

Jacodziński A. M., & Oleksyn, J. (2009). Ecological consequences of silviculture at variable stand densities. III. Stand stability, phytoclimate and biodiversity. *Sylvan* 153 (4), 219-230.

Jardel P., E. J. 2015. *Criterios para la conservación de la biodiversidad en los programas de manejo forestal*. CONAFOR-PNUD, Zapopan, Jalisco. México. 126 p.

Jones, R.C., Hawkins, C P., Fennessy, M. S., & Vander L., J. J. (2016). Modeling wetland plant metrics to improve the performance of vegetation-based indices of biological integrity. *Ecological Indicators*, 71, 533-543. [doi:/10.1016/j.ecolind.2016.07.030](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.030)

Kapos, V., Lysenko, I. & Lesslie, R. (2002). *Assessing forest integrity and naturalness in relation to biodiversity*. Forest Resources Assessment Programme, Working Paper 54. Forestry Department Food and Agriculture Organization of the United Nations. France.

Karr, J. R & Dudley, D. R. (1981). Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5, 55-68.

Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6, 21-27.

Karr, J. R. (1991). A long-neglected aspect of water Resource Management. *Ecological Applications* 1(1), 66-84.

Keeton, W. S. (2006). Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. *Forest Ecology Management*, 235, 129-42.

Kennedy C, Wilkinson J, & Balch J. (2003). *Conservation thresholds for land use planners*. Washington, D.C: Environmental Law Institute. 64 p

Kimmins, J. P. (1997). *Forest Ecology. A Foundation for Sustainable Management*. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey, United States. 596 p

Koleff, P., Gaston, K. J., & Lennon, J. J. (2003). Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology*. 72, 367-382 doi: 10.1046/j.1365-2656.2003.00710.x.

Komar, O., Schlein, O., & Lara, K. (2014). *Guía para el monitoreo de integridad ecológica en el sistema nacional de áreas protegidas y vida silvestre de Honduras*. IFC, SINFOR, Escuela Agrícola Panamericana y Proyecto USAID ProParque. Tegucigalpa, Honduras. 39 p.

Lähde, E., Laiho, O., Norokorpi, Y. & Saksa, T. (1999). Stand structure as the basis of diversity index. *Forest Ecology and Management*, 115, 213:220 doi: 10.1016/S0378-1127(98)00400-9.

Larsson, T. B. (2001). The biodiversity challenge in Biodiversity evaluation tools for European forests. *Ecological Bulletins* 50, 11-17.

León, H. (2007). *Estimación de C en suelos de bosques templados y su relación con la calidad del suelo*. Tesis de licenciatura en Biología, UNAM. México 127 pp.

Leak W. B. (2007). Thinning Northern Hardwoods in New England by Dominant-Tree Removal—Early Results. *Northern Journal of Applied Forestry*. 24 (4), 312-313.

Liang, J., Crowther, T. W., Picard, N., Wiser, S., Zhou, M., Alberti, G., Schulze, E., McGuire, A. David, Bozzato, F., Pretzsch, H., de-Miguel, S., Paquette, A., Hérault, B., Scherer-Lorenzen, M., Barrett, C. B., Glick, H. B., Hengeveld, G. M., Nabuurs, G., Pfautsch, S., Viana, H., Vibrans, A. C., Ammer, C., Schall, P., Verbyla, D., Tchebakova, N., Fischer, M., Watson, J. V., Chen, H. Y. H., Lei, X., Schelhaas, M., Lu, H., Gianelle, D., Parfenova, E. I., Salas, C., Lee, E., Lee, B., Kim, H. Seok, Bruelheide, H., Coomes, D. A., Piotto, D., Sunderland, T., Schmid, B., Gourlet-Fleury, S., Sonké, B., Tavani, R., Zhu, J., Brandl, S., Vayreda, J., Kitahara, F., Searle, E. B., Neldner, V. J., Ngugi, M. R., Baraloto, C., Frizzera, L., Bałazy, R., Oleksyn, J., Zawila-Niedźwiecki, T., Bouriaud, O., Bussotti, F.,

Finér, L., Jaroszewicz, B., Jucker, T., Valladares, F., Jagodzinski, A. M., Peri, P. L., Gonmadje, C., Marthy, W., O'Brien, T., Martin, E. H., Marshall, A. R., Rovero, F., Bitariho, R., Niklaus, P. A., Alvarez-Loayza, P., Chamuya, N., Valencia, R., Mortier, F., Wortel, V.,

Engone-Obiang, N. L., Ferreira, L. V., Odeke, D. E., Vasquez, R. M., Lewis, S. L., & Reich, P. B., (2016). Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. *Science*, 354 (6309), 196-211. doi:10.1126/science.aaf8957

Lindenmayer, D. B., & Franklin, J. F., (2002). *Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach*. Island Press, Washington, DC. United States.

López-Hernández, J. A., Aguirre-Calderón, O. A., Alanís Rodríguez, E., Monárrez-González, J. C., González-Tagle, M. A., & Jiménez P., J. (2017). Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques* 23(1), 39-51. doi:10.21829/myb.2017.2311518.

Luna-Bautista, L., Hernández-de la Rosa, P., Velázquez-Martínez, A., Gómez-Guerrero A., & Acosta-Mireles, M. (2015). 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.

Macías C., C., Contreras M., Z. S., Martínez O., E., Alba L., M. P., Cárdenas H., O. G., Alcántara C., P. C., García C., G., González C., J., Monroy G., A. G., Cruz M., N. N., Salazar D. A., Torres G., L. F., Cervantes E., A. & Cruz N., M. A. (2014). *Diseño de protocolos de monitoreo para estimar la integridad ecológica en selvas y bosques de sitios prioritarios de la Alianza México REDD+*. The Nature Conservancy. Reporte de Consultoría. México, D.F. 58 p.

Madrid L., Nuñez, J. M., Quiroz, G. & Rodriguez, Y. (2009). La propiedad social forestal en México. *Investigacion ambiental*, 1(2), 179-196.

Magurran, A., (2004). *Measuring Biological Diversity*. Wiley-Blackwell. 264 p

Marcus, W. B., Wilson, B.N., Vondracek B., & Hatchd, L. K. (2014). Application of neural networks to quantify the utility of indices of biotic integrity for biological monitoring. *Ecological Indicators*. 45, 195-208. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.04.002

Márquez L. M. A., Jurado, E. & González E., S. (2006). Algunos aspectos de la biología de la manzanita (*Arctostaphylos pungens* HBK) y su papel en el desplazamiento de bosques templados por chaparrales. *Ciencia UANL* 9(1), 57-64.

Márquez-Linares, M. A., González-Elizondo S. & Álvarez-Zagoya, R. (2016). Componentes de la diversidad arbórea en bosques de pino encino de Durango, Méx. *Madera y Bosques*, 5(2), 67-77 doi:10.21829/myb.1999.521348.

McCain, C. M. & Grytnes, J. A. (2010). Elevational gradients in species richness, *Encyclopedia of Life Sciences*, 1-10. doi:10.1002/9780470015902.a0022548.

Medrano M., M. J., Hernández, F. J., Corral R., S. & Nájera L., J. A. (2017). Diversidad arbórea a diferentes niveles de altitud en la región de El Salto, Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8(40), 57-68. doi: 10.29298/rmcf.v8i40.36.

Mejia, C. A., Franco-Maas, S., Endara A., A. R. y Avila A., V. (2018). Caracterización del sotobosque en bosques densos de pino y oyamel en el Nevado de Toluca, México. *Madera y Bosques*. 24(3), 1-15. doi:10.21829/myb.2018.2431656

Miesel J. R. (2012). Differential responses of *Pinus ponderosa* and *Abies concolor* foliar characteristics and diameter growth to thinning and prescribed fire treatments. *Forest Ecology and Management* 284, 163-173. doi:10.1016/j.foreco.2012.07.054

Návar-Chaidez J. J. y González-Elizondo., S. (2009). Diversidad, estructura y productividad de bosques templados de Durango, México. *Polibotánica* (27), 71-87. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-27682009000100005

Nieves-Hernández, G., Vázquez-García, J. A., Vargas Rodríguez, Y. L., Vázquez-García, M., & González-Gallegos, J., (2009). Small-scale environmental gradients in a pine-oak forest community in Nueva Colonia, Mezquitic, Jalisco, Mexico', *Polibotánica*, 27, 31-52. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.

NOM-021-SEMARNAT-2000 Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación. 31 diciembre de 2002.

NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres- categoría de riesgo para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. 30 diciembre de 2010.

Noon, B.R. (2003). Conceptual issues in monitoring ecological resources. In: Busch, D. E. & Trexler, J.C. (Eds). *Monitoring ecosystems: interdisciplinary approaches for evaluating ecoregional initiatives*. Washington, DC: Island Press. 384 p.

Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4, 355- 364.

O'Hara, K. L. (2001). The silviculture of transformation – a commentary. *Forest Ecology and Management* 151, 81-86. doi:10.1016/S0378-1127(00)00698-8

Parrish, J. D., Braun, P., & Unnasch, R. S. (2003) Are We Conserving What We Say We Are? Measuring Ecological Integrity within Protected Areas *BioScience* 53(9), 851-860. doi:10.1641/0006-3568(2003)053[0851:AWCWWS]2.0.CO;2

Pauchard A., Kueffer, C. Dietz, H. Daehler, C. C., Alexander, J. Edwards, P. J., Arevalo, J. R., Cavieres, L. A., Guisan, A., Haider, S., Jakobs, G., McDougall, K., Millar, C. I., Naylor, B. J., Parks, C. G., Rew, L. J., Seipel, T. (2009). Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 479-486. doi:10.1890/080072

Pellant, M. (1996). Use of indicators to qualitatively assess rangeland health. Rangelands in a Sustainable *Biosphere*, (Ed. N.E. West), 434-435.

Pellant, M., Shaver, P., Pyke, D. A., & Herrick, J. E. (2005). Interpreting indicators of rangeland health, version 4. Technical Reference 1734-6. USDI, Bureau of Land Management, National Science and Technology Center, Denver, CO. United States. 122 pages.

Peña-Ramírez, V. M., Vázquez-Selem, L. & Siebe, C. (2009). Soil organic carbon stocks and forest productivity in volcanic ash soils of different age (1835-35,000 years B. P.) in Mexico. *Geoderma* 149, 224-234. doi:10.1016/j.geoderma.2008.11.038

Prodan, M., Peters, R., Cox, F., & Real, P. (1997). *Mensura Forestal*. IICA/BMZ/GTZ. Costa Rica. 561 p

Silveira da P. B., Santos P., P., & Montag, L. (2018). Using multimetric indices to assess the effect of reduced impact logging on ecological integrity of Amazonian streams. *Ecological Indicators*. 91, 315-323. doi:10.1016/j.ecolind.2018.04.020

Pyke, D. A., Brooks, M. L. & D'Antonio, C. (2010). Fire as a Restoration Tool: A Decision Framework for Predicting the Control or Enhancement of Plants Using Fire. *Restoration Ecology*, 18(3), 274-284 doi:10.1111/j.1526-100X.2010.00658.x

Ramírez-Marcial, N., González-Espinosa, M., & Williams-Linera, G. (2001). Anthropogenic disturbance and tree diversity in Montane Rain Forests in Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 154, 311–326. doi:10.1016/S0378-1127(00)00639-3.

Rempel, R. S., Naylor, B. J. Elkie, P. C. Baker, J. Churcher, J. & Gluck., M. J. (2016). An indicator system to assess ecological integrity of managed forests. *Ecological Indicators*, 60, 860-869. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.08.033.

Ríos, R. & García-Peña, E. (2001). *Estado Actual del Manejo Forestal en México. Proyecto información y análisis para el manejo forestal sostenible: integrando esfuerzos nacionales e internacionales en 13 países tropicales en América latina*. FAO. Roma, Italia.

- Ross, M. S., Flanagan, L., & La Roi, G. H. (1986). Seasonal and successional changes in light quality and quantity in the understory of boreal forest ecosystems. *Canadian Journal of Botany*, 64, 2792-2799. doi: 10.1139/b86-373
- Rouvinen, S. & Kuuluvainen, T. (2005). Tree diameter distributions in natural and managed old *Pinus sylvestris*-dominated forests. *Forest Ecology and Management*. 208, 45-61 doi:10.1016/j.foreco.2004.11.021.
- Rzedowski, G. C. de & Rzedowski, J. (2005). *Flora fanerogámica del Valle de México*. 2a. ed., 1a reimp., Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro (Michoacán), 1406 pp.
- Sabo K. E., Hart, S. C., Sieg, C. H., Bailey, J. D. (2008). Tradeoffs in overstory and understory aboveground net primary productivity in southwestern ponderosa pine stands. *Forest Science*. 54 (4), 408-416.
- Sánchez, G. A. 2008. Una visión actual de la diversidad y distribución de los pinos de México, *Madera y Bosques*, 14(1), 107-120.
- Sánchez-González, A. & López-Mata, L. (2005). Plant species richness and diversity along an altitudinal gradient in the Sierra Nevada, Mexico. *Diversity and Distributions*, 11, 567-575 doi: 10.1111/j.1366-9516.2005.00186.x.
- Santibáñez-Andrade, G., Castillo-Argüeroa, S., Vega-Peña, E. V., Lindig-Cisneros, R. & Zavala-Hurtado, J. A. (2015). Structural equation modeling as a tool to develop conservation strategies using environmental indicators: The case of the forests of the Magdalena river basin in Mexico City. *Ecological Indicators* 54, 124-136. doi:10.1016/j.ecolind.2015.02.022.
- Schroeder, M. A., Ashley, P. R. & Vander Haegen, M. (2009). *Terrestrial wildlife and habitat assessment on Bonneville Power Administration-funded Wildlife Areas in the State of Washington: Monitoring and evaluation activities of the past and recommendations for the future*. Washington Department of Fish and Wildlife, Olympia, Washington. United States.
- Schroeder, M. A., Crawford, R. C., Rocchio, F. J., Pierce, D.J. & Haegen, M.V. (2011). *Ecological integrity assessments: Monitoring and evaluation of Wildlife areas in Washington*. Washington department of Fish and Wildlife. Washington D.C. United States. 236 p.
- SEMARNAT. (2016). *Anuario Estadístico de la Producción Forestal 2016*. México. 228 p.
- SIESFOR. (2016). *Proceso para la determinación de bosques de alto valor para la conservación (BAVC), Ejido El Nopalillo, Epazoyucan, Hidalgo*. SIESFOR. Hidalgo, México. 109 p.
- Silver, E. J, D´amato, A. W. Fraver, S. Palik B. J. & Bradford, J. B. (2013). Structure and development of old-growth, unmanaged second-growth, and extended rotation *Pinus resinosa* forests in Minnesota, USA. *Forest Ecology and Management* 291, 110-118 doi:10.1016/j.foreco.2012.11.033.

Solís, M. R., Aguirre C., O. A., Treviño G., E. J., 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:10.1192/bjp.bp.113.129569

Stevens, C. J., Dise N. B., Mountford J. O., & Gowing D. J. (2004). Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science*. 19, 303(5665), 1876-1879. doi:10.1126/science.1094678

Stoddard, J. L., Larsen, D. P., Hawkins, C. P., Johnson, R. K. & Norris, R. H. (2006). Setting expectation for the ecological condition of streams: The concept of reference condition. *Ecological Applications* 16, 1267-1276. doi:10.1890/1051-0761(2006)016[1267:seftec]2.0.co;2

Suchar, V. A. & Crookston, N. L. (2010). Understory cover and biomass indices predictions for forest ecosystems of the Northwestern United States. *Ecological Indicators* 10 (3), 602-609. doi:10.1016/j.ecolind.2009.10.004.

Tapia-Tapia, E. C. & Reyes-Chilpa, R. (2008). Productos forestales no maderables en México: Aspectos económicos para el desarrollo sustentable. *Madera y Bosques*, 14(3), 95-112.

Theobald, D. M. (2013). A general model to quantify ecological integrity for landscape assessments and US application. *Landscape ecology*, 28, 1859-1874.

Thiers, O., Reyes, J., Gerding, V., Schlatter, J. E. (2014). Suelos en ecosistemas forestales. In Donoso, C., González, M. E., Lara, M. (Eds.) *Ecología forestal. Bases para el manejo sustentable y conservación de los bosques nativos de Chile*. Valdivia, Chile. Ediciones UACH. p. 133-178

Thuiller, W. (2007) Climate change and the ecologist. *Nature*, 448, 550-552. doi:10.1038/448550a

Tierney, G. L., Faber-Langendoen, D., Mitchell, B. R., Shriver, W. G. & Gibbs, J. P. (2009). Monitoring and evaluating the ecological integrity of forest ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 308-316. doi:10.1890/070176

Tubbs, C. H., DeGraaf, R. M., Yamasaki, M., & Healy, W. M. (1987). *Guide to wildlife tree management in New England northern hardwoods*. Gen. Tech. Rep. NE-118. Broomall, PA: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station. 30 p.

Valencia, A. S. (2004). Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 75, 33-53. doi:10.1016/j.jbiotec.2016.05.313.

Vargas L. B. 2013 Manual de mejores prácticas de manejo forestal para la conservación de la biodiversidad. Comisión Nacional Forestal, Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo. México. 90

Vásquez-Cortez, V. F., Clark-Tapia, R., Manzano-Méndez, F., González-Adame, G., & Aguirre-Hidalgo, V. (2018). Estructura, composición y diversidad arbórea y arbustiva en tres

condiciones de manejo forestal de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Madera y Bosques* 24(3), 1-13. doi: 10.21829/myb.2018.2431649.

Vilá, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarosik, V. Maron, J. L. Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y., & Pysek, P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14,702-708. doi:[10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x)

Villavicencio G. R., P. Bauche P., A. Gallegos R., A. L. Santiago P., & F. M. Huerta M., (2005). Caracterización estructural y diversidad de comunidades arbóreas de La Sierra de Quila, *Boletín IBUG*, 13(1), 67-76.

Von Gadow, K. & Hui, G. Y., (1998). *Modelling stand development*. In: Modelling Forest Development. Forestry Sciences 57. Springer, Dordrecht Kluwer Academic Publishers.

Watzerbach, Z & Schultz, C. (2016). Measuring ecological integrity: history, practical applications, and research opportunities. *Bioscience*, 66(6), 446-457. doi:[10.1093/biosci/biw037](https://doi.org/10.1093/biosci/biw037)

Youngblood, A. (2010). Thinning and burning in dry coniferous forests of the Western United States: Effectiveness in altering diameter distributions. *Forest Science*, 56(1), 46-59.

Zacarías-Eslava, L. E., Cornejo-Tenorio, G., Cortes-Flores, J., González-Castañeda, N. & Ibarra-Manríquez, G. (2011). Composición, estructura y diversidad del cerro El Águila, Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(3), 854-869.

ANEXOS

Anexo 1. Listado florístico

Forma de vida	Familia	Genero	Especie	Autoridad
Árbol	Pinaceae	<i>Abies</i>	<i>Abies religiosa</i>	(Kunth) Schltld. & Cham.
Árbol	Betulaceae	<i>Alnus</i>	<i>Alnus acuminata</i>	Kunth
Árbol	Ericaceae	<i>Arbutus</i>	<i>Arbutus xalapensis</i>	Kunth
Árbol	Scrophulariaceae	<i>Buddleja</i>	<i>Buddleja cordata</i>	Kunth
Árbol	Cupressaceae	<i>Cupressus</i>	<i>Cupressus lusitanica</i>	Mill
Árbol	Cupressaceae	<i>Juniperus</i>	<i>Juniperus deppeana</i>	Steud
Árbol	Pinaceae	<i>Pinus</i>	<i>Pinus greggii</i>	Engelm. ex Parl.
Árbol	Pinaceae	<i>Pinus</i>	<i>Pinus hartwegii</i>	Lindl
Árbol	Pinaceae	<i>Pinus</i>	<i>Pinus leiophylla</i>	Schiede ex Schltld. & Cham.
Árbol	Pinaceae	<i>Pinus</i>	<i>Pinus montezumae</i>	Lamb
Árbol	Pinaceae	<i>Pinus</i>	<i>Pinus patula</i>	Schiede ex Schltld. & Cham.
Árbol	Pinaceae	<i>Pinus</i>	<i>Pinus pseudostrabus</i>	Lindl
Árbol	Pinaceae	<i>Pinus</i>	<i>Pinus teocote</i>	Schied. ex Schltld. & Cham
Árbol	Rosaceae	<i>Prunus</i>	<i>Prunus serotina</i>	Ehrh.
Árbol	Fagaceae	<i>Quercus</i>	<i>Quercus affinis</i>	Scheidw.
Árbol	Fagaceae	<i>Quercus</i>	<i>Quercus crassifolia</i>	Bonpl.
Árbol	Fagaceae	<i>Quercus</i>	<i>Quercus crassipes</i>	Bonpl.
Árbol	Fagaceae	<i>Quercus</i>	<i>Quercus laurina</i>	Bonpl.
Árbol	Salicaceae	<i>Salix</i>	<i>Salix paradoxa</i>	Kunth
Arbusto	Lauraceae	<i>Litsea</i>	<i>Litsea glaucescens</i>	Kunth
Arbusto	Compositae	<i>Ageratina</i>	<i>Ageratina glabrata</i>	Kunth
Arbusto	Ericaceae	<i>Arctostaphylos</i>	<i>Arctostaphylos pungens</i>	Kunth
Arbusto	Compositae	<i>Baccharis</i>	<i>Baccharis conferta</i>	Kunth
Arbusto	Scrophulariaceae	<i>Buddleja</i>	<i>Buddleja parviflora</i>	Kunth
Arbusto	Ericaceae	<i>Gaultheria</i>	<i>Gaultheria myrsinoides</i>	Kunth
Arbusto	Caprifoliaceae	<i>Lonicera</i>	<i>Lonicera mexicana</i>	(Kunth) Rehder

Arbusto	Grossulariaceae	<i>Ribes</i>	<i>Ribes ciliatum</i>	Humb. & Bonpl. ex Roem. & Schult.
Arbusto	Compositae	<i>Senecio</i>	<i>Senecio salignus</i>	DC
Arbusto	Caprifoliaceae	<i>Symphoricarpos</i>	<i>Symphoricarpos microphyllus</i>	Kunth
Hierba	Rosaceae	<i>Alchemilla</i>	<i>Alchemilla procumbens</i>	Rose
Hierba	Caryophyllaceae	<i>Arenaria</i>	<i>Arenaria lycopodioides</i>	Willd. ex Schltldl.
Hierba	orobanchaceae	<i>Castilleja</i>	<i>Castilleja scorzonerifolia</i>	Kunth
Hierba	Ericaceae	<i>Chimaphila</i>	<i>Chimaphila Umbellata</i>	(L.) Nutt.
Hierba	Compositae	<i>Cirsium</i>	<i>Cirsium ehrenbergii</i>	Sch.Bip.
Hierba	Compositae	<i>Dahlia</i>	<i>Dahlia scapigera</i>	(A.Dietr.) Knowles & Westc.
Hierba	Rubiaceae	<i>Didymaea</i>	<i>Didymaea alsinoides</i>	(Cham. & Schltldl.) Standl.
Hierba	Apiaceae	<i>Eryngium</i>	<i>Eryngium monocephalum</i>	Cav.
Hierba	Rosaceae	<i>Fragaria</i>	<i>Fragaria vesca</i>	L.
Hierba	Onagraceae	<i>Fuchsia</i>	<i>Fuchsia thymifolia</i>	Kunth
Hierba	Rubiaceae	<i>Galium</i>	<i>Galium aschenbornii</i>	Schauer
Hierba	Geraniaceae	<i>Geranium</i>	<i>Geranium bellum</i>	Rose
Hierba	Geraniaceae	<i>Geranium</i>	<i>Geranium seemannii</i>	Peyr.
Hierba	Geraniaceae	<i>Geranium</i>	<i>Geranium potentillaefolium</i>	DC
Hierba	Orchidaceae	<i>Goodyera</i>	<i>Goodyera striata</i>	Rchb.f.
Hierba	Orobanchaceae	<i>Lamourouxia</i>	<i>Lamourouxia multifida</i>	Kunth
Hierba	Boraginaceae	<i>Lithospermum</i>	<i>Lithospermum distichum</i>	Ortega
Hierba	Caprifoliaceae	<i>Lonicera</i>	<i>Lonicera mexicana</i>	(Kunth) Rehder
Hierba	Leguminosae	<i>Lupinus</i>	<i>Lupinus montanus</i>	Kunth
Hierba	Poaceae	<i>Muhlenbergia</i>	<i>Muhlenbergia macroura</i>	(Humb., Bonpl. & Kunth) Hitchc.
Hierba	Oxalidaceae	<i>Oxalis</i>	<i>Oxalis divergens</i>	Benth. ex Lindl
Hierba	Plantaginaceae	<i>Penstemon</i>	<i>Penstemon campalunatus</i>	(Cav.) Willd.
Hierba	Plantaginaceae	<i>Penstemon</i>	<i>Penstemon hartwegii</i>	Benth.
Hierba	Plantaginaceae	<i>Penstemon</i>	<i>Penstemon roseus</i>	(Cerv. ex Sweet) G. Don
Hierba	Solanaceae	<i>Physalis</i>	<i>Physalis coztomatl</i>	Dunal
Hierba	Lentibulariaceae	<i>Pinguicola</i>	<i>Pinguicola moranensis</i>	Kunth
Hierba	Grossulariaceae	<i>Ribes</i>	<i>Ribes ciliatum</i>	Humb. & Bonpl. ex Roem. & Schult.

Hierba	Compositae	<i>Roldana</i>	<i>Roldana candicans</i>	(Née) Villaseñor, S. Valencia & Coombes
Hierba	Lamiaceae	<i>Salvia</i>	<i>Salvia laevis</i>	Benth.
Hierba	Solanaceae	<i>Solanum</i>	<i>Solanum nigrescens</i>	M. Martens & Galeotti
Hierba	Compositae	<i>Stevia</i>	<i>Stevia</i>	Cav.
Hierba	Leguminosae	<i>Trifolium</i>	<i>Trifolium amabile</i>	Kunth
Hierba	Verbenaceae	<i>Verbena</i>	<i>Verbena bippinatifida</i>	Nutt
Hierba	Verbenaceae	<i>Verbena</i>	<i>Verbena recta</i>	Kunth
Hierba	NI	NI	NI-2	
Hierba	Asteraceae	<i>Senecio</i>	NI-3	L.
Hierba	Asteraceae	<i>Senecio</i>	NI-4	L.
Hierba	Poaceae	<i>Stipa</i>	NI-6	L.
Hierba	NI	NI	NI-7	
Hierba	NI	NI	NI-8	
Hierba	Asteraceae	NI	NI-10	
Hierba	NI	NI	NI-11	
Hierba	Asteraceae	NI	NI-13	
Hierba	NI	NI	NI-18	
Hierba	Asteraceae	NI	NI-20	
Hierba	NI	NI	NI-21	
Hierba	NI	NI	NI-22	
Hierba	Asteraceae	NI	NI-23	
Hierba	Asteraceae	<i>Stevia</i>	NI-24	Cav.
Hierba	NI	NI	NI-25	
Hierba	Asteraceae	NI	NI-26	
Hierba	Asteraceae	NI	NI-27	
Hierba	NI	NI	NI-28	
Hierba	Asteraceae	NI	NI-29	
Hierba	NI	NI	NI-30	
Hierba	Asteraceae	NI	NI-31	
Hierba	NI	NI	NI-32	

Hierba	NI	NI	NI-33
--------	----	----	-------

NI. Sin determinación taxonomica