



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES

ESTRUCTURA, COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD DEL BOSQUE DE PINO-ENCINO EN UN GRADIENTE ALTITUDINAL EN MIGUEL HIDALGO, SAN ANTONIO HUITEPEC, OAXACA

MARIO UBALDO VELASCO LUIS

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

MAESTRO EN CIENCIAS

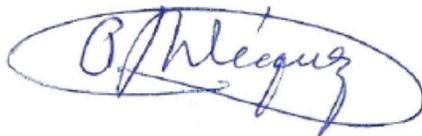
MONTECILLO, TEXCOCO, ESTADO DE MÉXICO

2022

La presente tesis titulada: **ESTRUCTURA, COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD DEL BOSQUE DE PINO-ENCINO EN UN GRADIENTE ALTITUDINAL EN MIGUEL HIDALGO, SAN ANTONIO HUITEPEC, OAXACA**, realizada por el alumno **Mario Ubaldo Velasco Luis**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS
FORESTALES

CONSEJO PARTICULAR



CONSEJERO

DR. ALEJANDRO VELÁZQUEZ MARTÍNEZ



ASESORA

DRA. PATRICIA HERNÁNDEZ DE LA ROSA



ASESOR

DR. AURELIO MANUEL FIERROS GONZÁLEZ



ASESOR

DR. JOSÉ AMANDO GIL VERA CASTILLO

Montecillo, Texcoco, Estado de México, febrero de 2022

**ESTRUCTURA, COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD DEL BOSQUE DE PINO-ENCINO
EN UN GRADIENTE ALTITUDINAL EN MIGUEL HIDALGO, SAN ANTONIO
HUIITEPEC, OAXACA**

**Mario Ubaldo Velasco Luis, M.C.
Colegio de Postgraduados, 2022**

RESUMEN

Los indicadores ecológicos sirven para caracterizar a la vegetación y generar directrices de manejo y conservación; sin embargo, pocos estudios integran al sotobosque. El objetivo de esta investigación fue describir la estructura, composición y diversidad florística arbórea, arbustiva y herbácea del bosque de pino-encino en un gradiente altitudinal en Miguel Hidalgo, Oaxaca. En 45 sitios distribuidos en tres rangos altitudinales: inferior (1,900-2,200 m), intermedio (2,200-2,500 m) y superior (2,500-2,850 m), se tomaron variables dasométricas, topográficas y edáficas. Se estimó la diversidad, el Índice de Valor de Importancia (IVI), el Índice de Valor Forestal (IVF) y el Índice de Pretzsch. Se realizaron análisis no paramétrico de Spearman y Dunn. Se encontró 125 especies representadas en 84 géneros y 40 familias. Se determinó una diversidad media para arbóreas y herbáceas, y baja para arbustivas. La diversidad de las tres formas de vida no presentaron un patrón de distribución definido a través del gradiente altitudinal; sin embargo, el rango altitudinal superior presentó el mayor valor promedio de área basal, altura y cobertura individual. La correlación de la diversidad y la estructura de las tres formas de vida entre las variables topográficas y edáficas fueron de moderadas a débiles. *Pinus oocarpa* Schiede., presentó el valor más alto de IVI e IVF en el rango altitudinal inferior e intermedio y *Pinus pseudostrobus* Lindl., en el rango altitudinal superior. El índice promedio de Pretzsch (63.4%) sugiere una diversidad estructural media. Los resultados indican que se presentó un bosque irregular con mejor estado de conservación en el rango altitudinal superior.

Palabras clave: bosque templado mixto, bosque irregular, conservación, indicadores ecológicos, manejo forestal, sotobosque

**STRUCTURE, COMPOSITION AND DIVERSITY OF THE PINE-OAK FOREST IN AN
ALTITUDINAL GRADIENT IN MIGUEL HIDALGO, SAN ANTONIO HUIITEPEC,
OAXACA**

**Mario Ubaldo Velasco Luis, M.C.
Colegio de Postgraduados, 2022**

ABSTRACT

The ecological indicators serve to characterize the vegetation and generate management and conservation guidelines; however, few studies integrate the understory. The objective of this research was to describe the structure, composition, and arboreal, shrub, and herbaceous floristic diversity of the pine-oak forest in an altitude gradient in Miguel Hidalgo, Oaxaca. In 45 sites distributed in three altitudinal ranges: lower (1,900-2,200 m), intermediate (2,200-2,500 m) and upper (2,500-2,850 m), dasometric, topographic and edaphic variables were taken. Diversity, the Importance Value Index (IVI), the Forest Value Index (IVF) and the Pretzsch Index were estimated. Spearman and Dunn nonparametric analyzes were performed. 125 species were found represented in 84 genera and 40 families. A medium diversity was determined for arboreal and herbaceous, and low for shrubs. The diversity of the three life forms did not present a defined distribution pattern through the altitudinal gradient; however, the upper altitudinal range presented the highest average value of basal area, height and individual coverage. The correlation of the diversity and the structure of the three life forms between the topographic and edaphic variables were moderate to weak. *Pinus oocarpa* Schiede., presented the highest value of IVI and IVF in the lower and intermediate altitudinal range and *Pinus pseudostrabus* Lindl., in the upper altitudinal range. The average Pretzsch index (63.4%) suggests a medium structural diversity. The results indicate that an irregular forest with a better state of conservation was presented in the upper altitudinal range.

Keywords: mixed temperate forest, irregular forest, conservation, ecological indicators, forest management, understory

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt), por estimular e impulsar el quehacer científico de los estudiantes de postgrado; investigaciones que inciden en la búsqueda, el entendimiento, y las posibles soluciones a los grandes retos que presenta los diferentes sectores económicos en México.

Al Posgrado en Ciencias Forestales del Colegio de Postgraduados, por su alto nivel de compromiso en la formación de recursos humanos; la generación de conocimientos e innovaciones tecnológicas inciden en el entendimiento de los desafíos ambientales, sociales y económicos, en el manejo y conservación de los recursos naturales.

Al consejo particular académico: Dr. Alejandro Velázquez Martínez, Dra. Patricia Hernández de la Rosa, Dr. Aurelio Manuel Fierros González y Dr. José Amando Gil Vera Castillo, por el alto nivel de responsabilidad y compromiso; tiempo invertido y gentil respaldo en las diferentes etapas, sus invaluable revisiones críticas condujeron a mejorar significativamente la presente investigación.

Al C. Gaudencio Velasco García por su generoso apoyo en el levantamiento de datos de campo.

DEDICATORIA

*A papá y a mamá, especial y genuina gratitud;
acertada decisión conducirme a buscar mis propios desafíos, retos y objetivos.*

Por ustedes y para ustedes.

Mario Velasco

CONTENIDO

RESUMEN	iii
ABSTRACT.....	iv
AGRADECIMIENTOS	v
DEDICATORIA	vi
LISTA DE CUADROS.....	ix
LISTA DE FIGURAS.....	xi
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS.....	4
2.1. Objetivo general	4
2.2. Objetivos específicos.....	4
2.3. Hipótesis.....	4
III. REVISIÓN DE LITERATURA	5
3.1. Importancia de los bosques templados.....	5
3.2. Diversidad de especies	5
3.3. Gradientes ambientales y diversidad.....	6
3.4. Estructura y análisis de rodales	7
3.5. Importancia del sotobosque.....	8
IV. MATERIALES Y MÉTODOS	10
4.1. Área de estudio.....	10
4.2. Diseño de muestreo	11
4.3. Identificación de especies.....	13
4.4. Análisis de la información.....	14
V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	21
5.1. Distribución horizontal.....	21
5.2. Estructura vertical	25
5.3. Índice de valor de importancia.....	30
5.4. Índice de valor forestal.....	32
5.5. Composición florística	34
5.6. Diversidad alfa	37
5.7. Diversidad beta.....	40

5.8. Análisis de correlación de la diversidad, riqueza y estructura	41
VI. CONCLUSIONES	46
VII. LITERATURA CITADA	48
ANEXOS	58

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Valores estructurales de las especies arbóreas en tres rangos altitudinales en el bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.	23
Cuadro 2. Valores estructurales de las especies arbustivas en tres rangos altitudinales del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.	24
Cuadro 3. Valores estructurales de las especies herbáceas en tres rangos altitudinales del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.	25
Cuadro 4. Índice de distribución vertical de Pretzsch de las principales especies arbóreas del rango altitudinal inferior del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.	28
Cuadro 5. Índice de distribución vertical de Pretzsch de las principales especies arbóreas del rango altitudinal intermedio del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.....	28
Cuadro 6. Índice de distribución vertical de Pretzsch de las principales especies arbóreas del rango altitudinal superior del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.	29
Cuadro 7. Índice de estructura vertical “A” de Pretzsch en tres rangos altitudinales del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.	29
Cuadro 8. Índice de Valor de Importancia (IVI) de las principales especies arbóreas en tres rangos altitudinales del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.	31
Cuadro 9. Índice de Valor Forestal (IVF) de las especies arbóreas más representativas en tres rangos altitudinales del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.	33
Cuadro 10. Representatividad del inventario florístico de las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.....	35
Cuadro 11. Riqueza y diversidad promedio de las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.	39
Cuadro 12. Índices de riqueza y diversidad de especies arbóreas, arbustivas y herbáceas por rango altitudinal del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.	40
Cuadro 13. Índice de Sorensen basados en la relación presencia-ausencia de las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas en un gradiente altitudinal del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.....	41

Cuadro 14. Coeficiente de correlación del rango de Spearman (ρ) entre la diversidad, la estructura de las especies arbóreas y las variables topográficas, y edáficas del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.	42
Cuadro 15. Coeficiente de correlación del rango de Spearman (ρ) entre la altitud y las variables topográficas, y edáficas del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.....	42
Cuadro 16. Riqueza, diversidad y valores estructurales del componente arbóreo por exposición en el bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.	43
Cuadro 17. Coeficiente de correlación del rango de Spearman (ρ) entre la diversidad, la estructura de las especies arbustivas y las variables topográficas, y edáficas del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.	44
Cuadro 18. Coeficiente de correlación del rango de Spearman (ρ) entre la diversidad, la estructura de las especies herbáceas y las variables topográficas, y edáficas del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.	44

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación del área de estudio.....	11
Figura 2. Esquema de distribución de los sitios de muestreo. Modificado de: Luna-Bautista <i>et al.</i> (2015).....	13
Figura 3. Distribución por categoría diamétrica de individuos ≥ 2.5 cm de DN del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.	21
Figura 4. Distribución por categoría diamétrica de individuos ≥ 2.5 cm de DN por rango altitudinal del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.	22
Figura 5. Distribución por categoría de alturas de individuos ≥ 2.5 cm de DN por rango altitudinal del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.	26
Figura 6. Curva de acumulación para las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.....	34
Figura 7. Número de especies de las familias más representativas del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.	35
Figura 8. Número de individuos por ha de las familias más representativas del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.....	36

I. INTRODUCCIÓN

Los bosques templados son el segundo ecosistema con mayor diversidad en el mundo, representan el 16% de la superficie del planeta (FAO, 2020). En México se distribuyen principalmente en la Sierra Madre Oriental, Sierra Madre Occidental, Eje Neovolcánico Transversal y Sierra Madre del Sur, representan el 17.4% (34,200,426 millones de hectáreas) de la superficie territorial (CONAFOR, 2020). En particular, el bosque de pino-encino constituye el 4.4% (8,569,519 millones de hectáreas) de la superficie nacional y, para el estado de Oaxaca, representa el 0.8% (1,524,088 millones de hectáreas) (CONAFOR, 2020).

Los ecosistemas templados en México, y en particular los bosques de pino-encino, suelen albergar una gran diversidad florística con alrededor de 7,000 especies (Rzedowski, 2006), mismas que representan un valioso recurso para el desarrollo de las comunidades que las habitan (Torres-Rojo y Amador-Callejas, 2015, ya que proporcionan innumerables bienes y servicios, como la provisión de recursos forestales maderables y no maderables: agua, recursos genéticos, bioenergía, regulación del clima, regulación de la erosión del suelo, captura de carbono; soporte de la productividad primaria; formación de suelo; servicios culturales, como la recreación y la educación; además de la regulación de fenómenos naturales extremos (Galicia y Zarco-Arista, 2014).

El análisis de las características de un ecosistema forestal como la estructura, la composición, la diversidad y la riqueza de especies a lo largo de un gradiente altitudinal es importante porque permite comprender los cambios de las comunidades vegetales a diferentes altitudes (Sánchez-González y López-Mata, 2005), ya que estos pueden ser evidentes en localidades con poca diferencia altitudinal y se prevé que con el cambio climático la distribución y la autoecología de las especies tengan cambios notables (Zacarías-Eslava y del Castillo, 2010).

Existen diferentes hipótesis sobre el cambio de la riqueza y diversidad con cambios en la altitud, una de estas indica que los valores de estas variables disminuyen con el incremento en la altitud (Cuyckens *et al.*, 2015; Bhat *et al.*, 2020); aunque se ha demostrado que no existe un patrón único altitudinal de riqueza de especies; como las que muestran valores altos en altitudes intermedias o también llamada en forma de “campana” (Medrano-Meraz *et al.*, 2017; Gong *et al.*, 2019), o en forma de “U”, donde los valores de mayor riqueza de especies se encuentran en los extremos de

los gradientes (Ávila-Sánchez *et al.*, 2018). Los principales patrones de distribución de la diversidad y riqueza de especies con respecto a la altitud como los descritos anteriormente, son característicos observarlos a escalas regionales o globales (McCain y Grytnes, 2010).

El comportamiento de la distribución y las modificaciones en los patrones de distribución de la diversidad de especies a escala regional o global estará condicionada a los diferentes factores como la variación climática, la altitud, la latitud, el origen geológico del suelo y la historia evolutiva (Reich *et al.*, 2010, McCain y Grytnes, 2010). A escala local, las causas potenciales que influyen en los patrones de distribución, además, de los factores mencionados anteriormente son las características físicas y químicas del suelo (Sánchez-González y López-Mata, 2005), la heterogeneidad de hábitats, la complejidad estructural, la heterogeneidad topográfica, los microclimas (Lee y Chun, 2016), el efecto del área, la productividad, entre otros (McCain y Grytnes, 2010). Además, otros estudios han demostrado que la radiación solar que reciben las exposiciones y las pendientes afecta la disponibilidad de humedad y nutrientes dentro del bosque, generando contrastes en los patrones de distribución y diversidad de especies (Liu *et al.*, 2014; Medrano-Meraz *et al.*, 2017).

El análisis de la estructura de la vegetación permite conocer y entender la dinámica y aspectos esenciales de las comunidades, como la composición florística y la distribución de sus recursos entre las diversas especies, aspectos que son la base para estudios sinecológicos y autoecológicos de los ecosistemas (Chytrý *et al.*, 2011), así mismo se reconoce como un indicador clave de la biodiversidad, de la estabilidad ecológica y del desarrollo futuro de los ecosistemas forestales (Franklin *et al.*, 2002). Por otro lado, se ha demostrado que los valores de riqueza de especies son útiles para generar un panorama del estado de conservación de algunas áreas (Velasco-Murguía *et al.*, 2014).

Para implementar un aprovechamiento sustentable de los recursos forestales es necesario conocer las características estructurales y de composición de un bosque (López-Hernández *et al.*, 2017), mismos que darán elementos descriptivos para generar líneas base para el desarrollo de investigaciones, conservación, manejo y uso sustentable de los recursos forestales (Graciano-Ávila *et al.*, 2017). Sin embargo, pocos estudios en bosques de pino-encino integran al sotobosque (Zacarias-Eslava y del Castillo, 2010; Luna-Bautista *et al.*, 2015; Vázquez-Cortez, 2018; Rendón-Pérez *et al.*, 2021). El sotobosque juega un papel funcional en los ecosistemas forestales; pues,

contribuye a la dinámica del balance hídrico, el ciclo de nutrientes, la captura de carbono, la dinámica de regeneración y polinización, así como la provisión de alimentos y hábitats a la fauna silvestre (Landuyt *et al.*, 2019). Por lo que, considerar al sotobosque en estudios sobre estructura y diversidad del bosque de pino-encino se vuelve indispensable, pues permitirá enriquecer y mejorar la comprensión de la dinámica de crecimiento y desarrollo de estos bosques.

En la provincia fisiográfica “Sierra Madre del Sur” se ubica el sistema montañoso “Sierra Central de Oaxaca”, lugar donde se encuentra la comunidad de Miguel Hidalgo, cuya altitud varía entre 1,600 y 2,903 m. Esta diferencia altitudinal indica algunos contrastes climáticos, en los tipos de ecosistemas y en sus condiciones productivas. La vegetación que predomina es el bosque de pino-encino y el bosque de encino (INEGI, 2010).

La comunidad de Miguel Hidalgo forma parte de la región terrestre prioritaria “El Tlacuache”, un proyecto de red de áreas denominada “Regiones Prioritarias para la Conservación de la Biodiversidad de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)”; estas áreas destacan por presentar una riqueza ecosistémica y una presencia de especies endémicas comparativamente mayor que el resto del país, además de una mayor integridad ecológica funcional y una oportunidad real de conservación, manejo y uso sustentable de los recursos que provee el ecosistema. Este trabajo es un marco de referencia para invertir mayores esfuerzos de investigación para el conocimiento de la biodiversidad (Arriaga *et al.*, 2000).

La estructura, composición y diversidad de la vegetación del bosque de pino-encino de la comunidad de Miguel Hidalgo se desconoce, por lo que el estudio se convierte en una pieza importante para valorar la condición actual de la vegetación y caracterizar adecuadamente al ecosistema; observar si hay una relación entre la altitud, la pendiente, la exposición, la profundidad de suelo y la profundidad de materia orgánica, con respecto a la diversidad y riqueza de especies; obtener las diferencias en la estructura y entre los diferentes gradientes, y con ello seguir aportando elementos a estudios que busquen explicar la diversidad en el gradiente altitudinal.

Además, los índices de diversidad y estructura servirán como herramientas de apoyo para implementar estrategias y tomar decisiones sobre la conservación, manejo y uso de los recursos forestales de la comunidad e incorporarlos a un Programa de Manejo Forestal Sustentable.

II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

2.1. Objetivo general

Describir la estructura, composición, diversidad y riqueza florística actual de las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas; y relacionarlo con la pendiente, exposición, profundidad del suelo y profundidad de materia orgánica de un bosque de pino-encino en un gradiente altitudinal en la comunidad de Miguel Hidalgo, Municipio de San Antonio Huitepec, Oaxaca.

2.2. Objetivos específicos

1. Determinar los índices de estructura vertical y horizontal de las especies arbóreas en un gradiente altitudinal, mediante el Índice de Valor de Importancia Ecológica, el Índice de Valor Forestal y el Índice “A” de Pretzsch.
2. Describir la composición, diversidad y riqueza florística actual de las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas en un gradiente altitudinal, mediante la identificación florística y, la obtención del índice de riqueza y diversidad.
3. Relacionar la altitud, la exposición, la pendiente, la profundidad del suelo y la profundidad de la materia orgánica con la riqueza, la diversidad y la estructura de las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas.

2.3. Hipótesis

Existen diferencias significativas en riqueza, diversidad y estructura de las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas a lo largo del gradiente altitudinal en un bosque de pino-encino, variables que presentan los menores valores a mayor altitud; este comportamiento puede ser explicado por variables topográficas y edáficas.

III. REVISIÓN DE LITERATURA

3.1. Importancia de los bosques templados

Los bosques son sistemas complejos, debido a la adaptación, coevolución e interacción de sus individuos con el medio ambiente, a través de las escalas de tiempo y espacio (Messier y Puettmann, 2011). Particularmente, los bosques templados albergan una gran diversidad biológica; en México, constituyen el 17.4% de la cobertura forestal total nacional y es el segundo tipo de ecosistema más ampliamente distribuida del país (CONAFOR, 2020).

En México, existen 9,248 comunidades forestales que habitan los bosques templados, con una población estimada entre 13 y 15 millones; alrededor del 55% de esta población se encuentra en pobreza extrema. A pesar de la riqueza y el potencial de los bosques en el país, solo el 5% de estas comunidades forestales realizan algún tipo de manejo forestal (Torres-Rojo y Amador-Callejas, 2015).

Aunque la extracción de madera es el principal beneficio que se obtiene de los bosques templados, y lo cual se ve reflejado en ingresos económicos altos; en la actualidad el aprovechamiento de múltiples bienes y servicios se está convirtiendo en una alternativa rentable que podría contrarrestar la pobreza en las comunidades marginadas con potencial forestal (Torres-Rojo y Amador-Callejas, 2015).

Sin embargo, los bosques de México no se han gestionado de manera correcta, afectando la biodiversidad, los recursos forestales e interrumpiendo el suministro de bienes y servicios ecosistémicos de calidad (Galicia y Zarco-Arista, 2014). Por lo anterior, se considera conveniente realizar estudios que buscan comprender el comportamiento y la funcionalidad de los bosques templados, para diseñar estrategias apropiadas e integrarlas a un manejo forestal sustentable (Gaston, 2000).

3.2. Diversidad de especies

El número de especies y su abundancia relativa son elementos que caracterizan a la diversidad de especies y permiten comprender los cambios a través de sus diferentes niveles de análisis: alfa, beta y gamma. La diversidad alfa, es el número total de especies de una comunidad, sitio, condición; la diversidad beta es el grado de cambio en la composición de especies entre

comunidades, sitios, condiciones en un paisaje; y la diversidad gamma, es la que se presenta en un conjunto de comunidades, sitios, condiciones que integran un paisaje, y puede considerarse como resultante de la combinación de la diversidad alfa y beta (Magurran, 2004).

Los cambios globales acelerados y acumulativos, ejercen una presión a los recursos forestales; causando fragmentación, pérdida de hábitats y de especies de los ecosistemas forestales, generando incertidumbre y un reto ambiental, al que se enfrentará el ser humano en los próximos años (Messier *et al.*, 2019). Ante la evidente pérdida de diversidad de especies, es importante la protección, la conservación y el manejo sustentable de los recursos forestales (Gaston, 2000). Sin embargo, para conocer el estado actual y comprender la funcionalidad de nuestros ecosistemas, para posteriormente tomar decisiones, es necesario poseer herramientas fiables, capaces de medir la variabilidad de los elementos y procesos de los ecosistemas en espacio y tiempo (Moreno, 2001).

En este contexto, los estudios de diversidad de especies han sido reconocidos y utilizados como un elemento importante en la medición principal de la biodiversidad de un ecosistema (Gaston, 2000), pues proporcionan una serie de herramientas de medida, cuya utilidad en el análisis de la biodiversidad es incuestionable (Moreno, 2001).

La diversidad y la estructura son componentes importantes que caracterizan a un ecosistema forestal; pues no solo se refiere a la riqueza de especies, sino a una variedad de fenómenos que determinan la heterogeneidad dentro de un ecosistema forestal (Gadow *et al.*, 2012).

Por lo tanto, la evaluación y monitoreo de los ecosistemas forestales mediante índices de diversidad y de riqueza, entre otros, permiten descubrir cómo está estructurada y compuesta la vegetación en diferentes condiciones (García-García *et al.*, 2019, Ramírez-Santiago *et al.*, 2019). Además, es un requisito clave, para comprender y gestionar los ecosistemas forestales (Mutz *et al.*, 2010) y contribuye a una planificación más integral del manejo forestal considerando aspectos ecológicos (Pöldveer *et al.*, 2020).

3.3. Gradientes ambientales y diversidad

En décadas recientes, la comprensión de los patrones de distribución de la biodiversidad y sus posibles interacciones con gradientes ambientales es uno de los objetivos principales en los estudios ambientales; se busca generar conocimiento para aplicarlo en la conservación y gestión

de los recursos que componen al ecosistema, a diferentes escalas: local, regional y global (Gaston, 2000).

A escala global y regional, factores como el gradiente altitudinal, la variación climática, la latitud y el origen geológico del suelo, entre otros, estarán contribuyendo a las modificaciones en los patrones de distribución de la diversidad de especies (Reich *et al.*, 2010, McCain y Grytnes, 2010). A escala local, la heterogeneidad de hábitats, la complejidad estructural, la heterogeneidad topográfica, los microclimas (Lee y Chun, 2016), y las características físicas y químicas del suelo (Sánchez-González y López-Mata, 2005), contribuirán en los patrones de distribución.

Se ha realizado una gama de estudios que explican los patrones de distribución de diversidad y riqueza de especies a largo de los gradientes altitudinales. Se ha observado que la diversidad de especies disminuye con el aumento de la altitud (Cuyckens *et al.*, 2015) o que el patrón de los valores de diversidad y riqueza de especies se asemeja a una “campana”, que muestran valores altos en el punto intermedio del gradiente estudiado (Zhang *et al.*, 2013), y otros que demuestran que también existe un patrón en forma de “U”, donde la riqueza y diversidad se concentra en las partes extremas del gradiente altitudinal (Ávila-Sánchez *et al.*, 2018).

En los últimos años han recibido mayor atención los estudios sobre la diversidad y riqueza de especies a escala local y regional en los ecosistemas de montaña, pues busca analizar la función biológica y el comportamiento de las especies al cambio climático reciente (Zacarías-Eslava y Del Castillo, 2010), y su interacción con los gradientes ambientales.

3.4. Estructura y análisis de rodales

La estructura forestal son todas aquellas características de la vegetación y su distribución espacial en el ecosistema forestal (Gadow *et al.*, 2012); lugar donde se desarrollan diferentes procesos biológicos y ecológicos; que permiten conocer y comprender la función y el futuro de los ecosistemas (Pommerening, 2006). Además, define en gran parte la producción potencial de los productos y servicios, así como la capacidad de recuperación del ecosistema (Schütz *et al.*, 2012).

La caracterización de los ecosistemas a través de la estructura forestal contempla aspectos importantes como la distribución y diferenciación en el diámetro, la altura, la proyección de copa, el área basal, el volumen y la edad, entre otras (Del Río *et al.*, 2003).

El análisis de la estructura de un bosque implica evaluar la diversidad y las características del medio físico; el uso de índices cuantitativos es esencial para analizar los procesos ecológicos y antropogénicos de la sucesión natural que ocurre en los bosques naturales (Aguirre-Calderón, 2002).

La diversidad y complejidad estructural determinan la distribución de las condiciones microclimáticas, la disponibilidad de recursos y la formación de nichos, y por lo tanto, es un indicador que muestra la diversidad biológica y la calidad de hábitats de diferentes especies dentro de una comunidad forestal (Franklin *et al.*, 2002), por lo que mantener patrones estructurales de bosques naturales y en recuperación podría ser beneficioso para conservar la biodiversidad en general (Motz *et al.*, 2010).

El manejo forestal necesita integrar y mantener componentes y patrones estructurales importantes en la producción de madera, para la conservación de la biodiversidad y auxiliar al logro de una silvicultura sostenible (Pöldveer *et al.*, 2020). Así mismo, es importante implementar parcelas permanentes de monitoreo y evaluación, pues servirán de soporte para generar herramientas y bases científicas que expliquen el comportamiento de los cambios en la estructura y diversidad de los bosques a través del tiempo, por efectos del aprovechamiento forestal, y de esta manera apoyar en la toma de decisiones futuras (Vázquez-Cortez *et al.*, 2018; Ramírez-Santiago *et al.*, 2019).

3.5. Importancia del sotobosque

El sotobosque es un importante reservorio de biodiversidad que puede influir en los procesos y funciones de los ecosistemas de múltiples maneras. Contribuye directamente al ciclo del carbono, al ciclo de nutrientes y al ciclo del agua, e indirectamente afecta la abundancia de otros grupos de organismos importantes (Landuyt *et al.*, 2019).

La biomasa aérea del estrato herbáceo representa menos del 1% del bosque en conjunto; sin embargo, representa el 4% de la productividad primaria neta, contiene el 90% o más de las especies de plantas del bosque y contribuye hasta con el 20% de la hojarasca al suelo del bosque (Gilliam, 2007). Tiene importancia cuantificable a nivel de ecosistema, pues contribuyen a la dinámica del carbono y el flujo de energía. Además, las hierbas tienen altas concentraciones foliares de nutrientes y la rápida descomposición y la alta tasa de renovación del follaje de las capas de hierbas facilita el reciclaje eficiente de nutrientes en el bosque (Gilliam, 2007).

Estudios a largo plazo que integren datos sobre múltiples aspectos, incluidos factores bióticos, abióticos, perturbaciones antropogénicas, así como diferentes estratos del bosque será crucial para poder predecir cambios en el sotobosque y su importancia relativa en el funcionamiento de los bosques templados mixtos al cambio climático (Landuyt *et al.*, 2019; Spicer *et al.*, 2022).

IV. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. Área de estudio

El estudio se realizó en la comunidad de Miguel Hidalgo, municipio de San Antonio Huitepec, distrito de Zaachila, Oaxaca; se encuentra a 82 km al suroeste de la capital del estado (Figura 1). La superficie total del municipio es de 19,904 ha (INEGI, 2010).

La comunidad está ubicada en su totalidad en el sistema montañoso o subprovincia fisiográfica “Sierras Centrales de Oaxaca”, perteneciente a la provincia fisiográfica “Sierra Madre del Sur”. Presenta un relieve accidentado con una pendiente promedio de 40%; una altitud promedio de 2,225 m, siendo el rango de 1,600 a 2,903 m.

De acuerdo con la clasificación climática de Köppen, modificada por García (1964), se presentan dos climas: templado subhúmedo y cálido subhúmedo, que dan formación a dos tipos de bosques bien definidos: bosque de pino–encino y bosque de encino (INEGI, 2010). El área del bosque de pino-encino comprende un rango de gradiente altitudinal de 1,850 a 2,903 m y el bosque de encino entre 1,600 a 1,850 m.

La comunidad de Miguel Hidalgo pertenece a la región hidrológica Costa Chica-Río Verde, a la cuenca del Río Atoyac, a la subcuenca del Río Sordo, la microcuenca del Río Grande y la sub microcuenca del Río Panal.

Predomina el tipo de roca metamórfica y en poca proporción ígneas extrusivas; además, el suelo es del tipo Luvisol (INEGI, 2010). El uso de suelo se divide en agricultura, pastizal inducido, zona urbana y bosque, siendo este último el de mayor superficie.

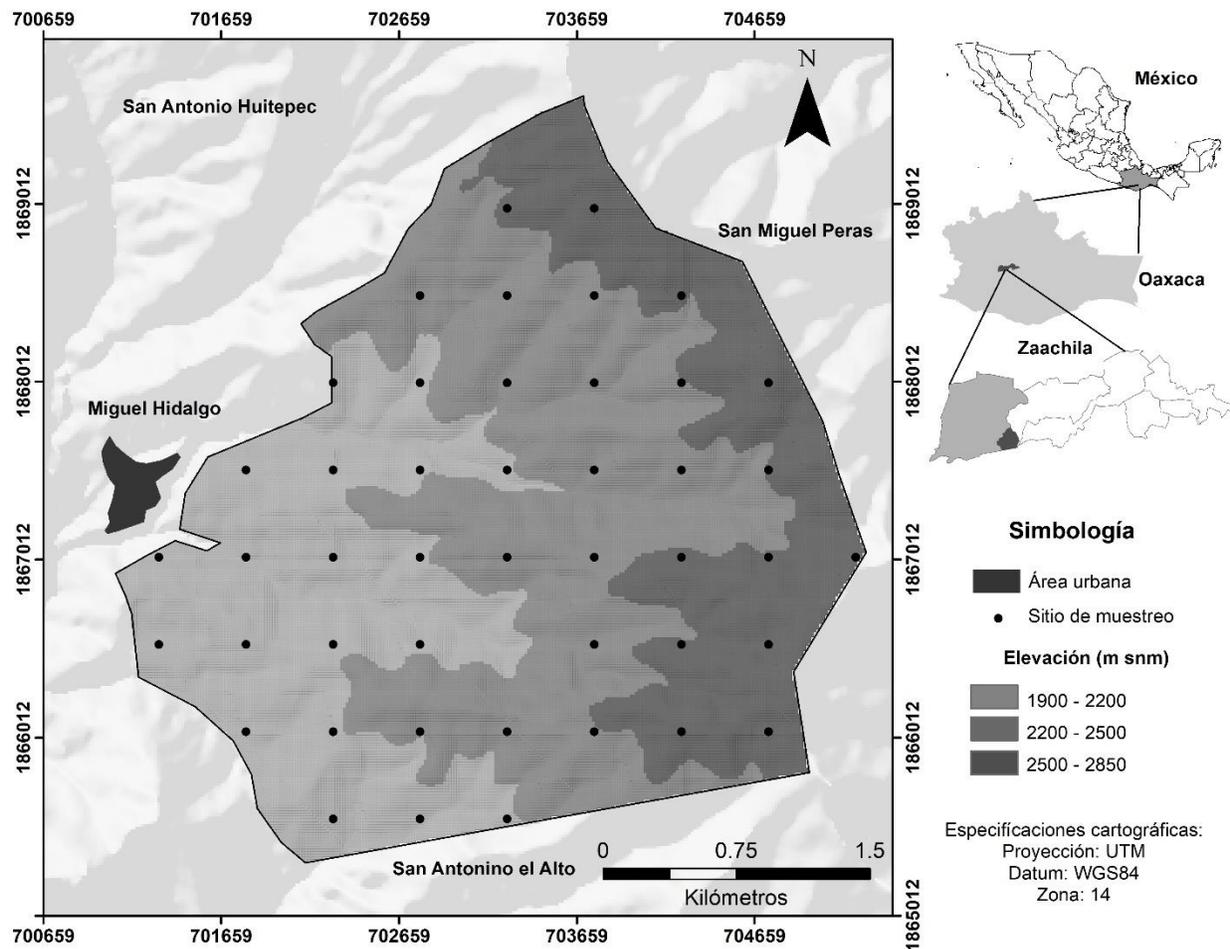


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

4.2. Diseño de muestreo

La ubicación y delimitación del área de estudio, se realizó con ayuda del software Sistema de Información Geográfica (SIG) ArcMap 10.5 (ESRI, 2016). El área de estudio comprende 1,117 ha del bosque de pino-encino, un gradiente altitudinal de 1,900 a 2,850 m, con una longitud de 4.1 km.

El arreglo de los puntos de muestreo se realizó mediante intervalos altitudinales, utilizando un Modelo Digital de Elevación (DEM) con resolución de 15 m y generando curvas a nivel a cada 50 m. La intensidad de muestreo para el área de estudio fue de 0.2%, en el que se determinaron tres rangos altitudinales en las elevaciones 1,900-2,200, 2,200-2,500 y 2,500-2,850 m; distribuyendo un total de 45 sitios de muestreo. El número total de sitios se definió considerando estudios que encontraron cambios en la distribución y diversidad de la vegetación en gradientes altitudinales en

bosques templados como los de Lee y Chun (2016), Huerta-Martínez *et al.* (2014), Olvera-Vargas *et al.* (2010) y, Sánchez-González y López-Mata, (2005). De manera sistemática se distribuyeron 19 sitios en el rango altitudinal inferior (1,900-2,200 m), 14 sitios en el rango altitudinal intermedio (2,200-2,500 m) y 12 sitios en el rango altitudinal superior (2,500-2850 m).

De acuerdo con Huerta-Martínez *et al.* (2014) y Olvera-Vargas *et al.* (2010), para el muestreo de las especies arbóreas se usaron sitios de 500 m² (12.61 m de radio) (Figura 2); también, se registró la coordenada del centro del sitio y la altitud. Se midieron datos de diámetro a la altura de 1.30 m, a partir de la base, de todos los árboles con un diámetro ≥ 2.5 cm y la altura total; además se tomaron dos medidas de la proyección del diámetro de la copa, en las orientaciones norte-sur y este-oeste. También, se tomaron variables como la especie y el número de árbol de acuerdo con el esquema de muestreo.

Para el muestreo de las especies arbustivas y herbáceas, se usó la metodología implementada por Luna-Bautista *et al.* (2015). Se establecieron sitios de 200 m² (radio de 7.97 m) para las especies arbustivas; se registraron: la especie, la altura total y el diámetro de proyección de la copa en las orientaciones norte-sur y este-oeste. Se consideró como especies arbustivas a todas aquellas que ramifican desde la base y que presentaron consistencia leñosa. Dentro de estos sitios y en las cuatro orientaciones (N, S, E, O) se establecieron sitios de 1 m² para evaluar a las especies herbáceas, ubicados de manera sistemática a 7 m del centro de cada sitio; se midió el diámetro (menor y mayor) de la proyección de copa de las diferentes especies, su frecuencia y su altura.

Además, se tomó la pendiente predominante con un hipsómetro en porcentajes y la exposición predominante del sitio con una brújula por rumbos magnéticos.

La profundidad de suelo se midió utilizando una barrena de acero graduado y la profundidad de la materia orgánica y el ocochal se midió con un flexómetro. Estas variables se obtuvieron a partir de puntos ubicados aleatoriamente dentro de cada sitio de muestreo.

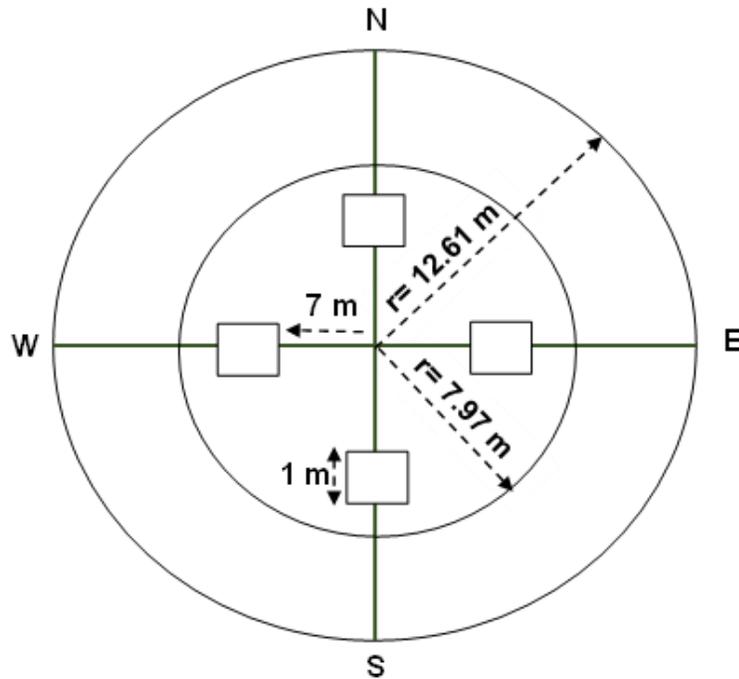


Figura 2. Esquema de distribución de los sitios de muestreo. Modificado de: Luna-Bautista et al. (2015).

4.3. Identificación de especies

Se realizó una colecta de ejemplares (acículas/hojas, flor y fruto) en los periodos de diciembre de 2020 a junio de 2021, posteriormente pasaron por el proceso de secado y herborización. La identificación de las especies de pino y encino se realizaron con base en claves de identificación de Guízar (2015) y Zavala (2003). El resto de las especies, se determinaron con base en claves taxonómicas como: la Diversidad Florística de Oaxaca: de musgos a angiospermas (colecciones y lista de especies) (García-Mendoza y Meave, 2011), la Flora Fanerogámica del Valle de México (Calderón de Rzedowski y Rzedowski, 2005) y Flora del Bajío y regiones adyacentes (Rzedowski *et al.*, 2016; González-Elizondo y González-Elizondo, 2014; Rzedowski y Calderón de Rzedowski, 2008; Rzedowski y Calderón de Rzedowski, 2005). Adicionalmente, se consultaron estudios florísticos regionales con el tipo de vegetación similar de los que destaca Aragón-Parada *et al.* (2021), Mejía-Marín *et al.* (2016) y, Campos-Villanueva y Villaseñor (1995).

También, se realizó una búsqueda en la plataforma de la Flora Mesoamericana del portal web TROPICOS, del Missouri Botanical Garden (Tropicos, 2021) y World Flora Online (WFO, 2021) con la finalidad de complementar la descripción, distribución y hábitats de las especies.

Finalmente, se realizó un cotejo de los ejemplares colectados y los disponibles en el herbario CHAPA del Colegio de Postgraduados.

La determinación taxonómica, nomenclatura de géneros, especies y la verificación de nombres de los autores se realizó mediante la página web TROPICOS, del Missouri Botanical Garden (Tropicos, 2021).

4.4. Análisis de la información

Con la información colectada en campo se generó una base de datos por cada rango altitudinal en hojas de Excel (Microsoft Office, 2013), que posteriormente se usó para realizar el análisis de las variables de estructura, composición, diversidad y riqueza florística de las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas del bosque de pino-encino.

4.4.1. Distribución de diámetros y alturas

Para conocer la distribución de diámetros en el gradiente y en cada rango altitudinal, se generó un histograma de frecuencias, con intervalos de categorías diamétricas de 5 cm. Asimismo, se construyó un histograma de frecuencias de la altura en categorías de 5 m para cada rango altitudinal.

La estructura vertical del bosque se analizó con el método del Índice de Pretzsch, en el que se definieron tres zonas de altura: zona I (alta), 80 a 100% de la altura máxima del bosque; zona II (media), 50 a 80% y zona III (baja), de cero a 50%. Este índice cuantifica la presencia y la proporción de especies en el espacio vertical de las diferentes zonas de altura (Pretzsch, 2009).

Los datos se analizaron con la fórmula:

$$A = - \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z P_{ij} * \ln(P_{ij}), Amax = \ln(S * Z) \dots \dots \dots 1$$

Donde: S= número de especies presentes; Z= número de zonas de altura; P_{ij} = porcentaje de especies de cada zona, y se estima mediante la siguiente ecuación $P_{ij} = \frac{n_{ij}}{N}$; donde n_{ij} = número de individuos de la misma especie (i) en la zona (j), \ln = logaritmo natural y N= número total de individuos. El valor de “A” se estandariza con la fórmula:

$$A_{rel} = \frac{A}{\ln(S * Z)} * 100 \dots \dots \dots 2$$

El valor del Índice A se ubica entre 0 y el valor máximo de *Amax*. El valor 0 denota que el bosque se conforma de una sola especie y se ubica dentro de una zona. *Amax* se presenta cuando todas las especies se localizan en proporciones iguales en el bosque y en todas las zonas.

4.4.2. Índice de valor de importancia

La caracterización estructural horizontal de las especies arbóreas se realizó mediante el Índice de Valor de Importancia (IVI), a partir de la determinación de valores relativos de la densidad (número de árboles por unidad de superficie), su dominancia (área basal) y su frecuencia (Müeller-Dombois y Ellenberg, 1974). Este índice permitió jerarquizar el peso ecológico de cada una de ellas dentro de cada rango altitudinal. Adquiere un valor de 0-100 en términos de porcentaje.

El IVI se calculó con la fórmula:

$$IVI = \frac{DoR + Dr + Fr}{3} \dots \dots \dots 3$$

Donde: *DoR* = Dominancia relativa (empleando área basal); *Dr* = Densidad relativa; *Fr* = Frecuencia relativa.

La dominancia relativa se calculó de la siguiente manera:

$$Dominancia\ relativa\ (DoR) = \frac{Dominancia\ absoluta\ por\ especie\ (Da)}{Dominancia\ absoluta\ de\ todas\ las\ especies} * 100 \dots \dots \dots 4$$

Donde:

$$Dominancia\ absoluta\ (Da) = \frac{Suma\ del\ área\ basal\ por\ especie\ (m^2)}{Área\ muestreada\ (ha)} \dots \dots \dots 5$$

El área basal de los árboles se calculó la fórmula:

$$Área\ basal\ (AB) = \pi \left(\frac{DN^2}{4} \right) \dots \dots \dots 6$$

La densidad relativa se calculó con la fórmula:

$$\text{Densidad relativa (Dr)} = \frac{\text{Densidad absoluta por especie (DeA)}}{\text{Densidad absoluta de todas las especies}} \times 100 \dots \dots \dots 7$$

Donde:

$$\text{DeA} = \frac{\text{Número de individuos por especie}}{\text{Área muestreada (ha)}} \dots \dots \dots 8$$

La frecuencia absoluta se calculó con la fórmula:

$$\text{Frecuencia relativa (Fr)} = \frac{\text{Frecuencia absoluta por especie (Fa)}}{\text{Frecuencia absoluta de todas las especies}} \times 100 \dots 9$$

Donde:

$$\text{Fa} = \frac{\text{Número de sitios en los que se presenta cada especie}}{\text{Número total de sitios muestreados}} \dots \dots \dots 10$$

4.4.3. Índice de valor forestal

El Índice de Valor Forestal (IVF) se estimó con el propósito de evaluar la estructura bidimensional de la vegetación arbórea considerando tres medidas: la primera al nivel inferior en el plano horizontal (diámetro normal), la segunda que incluye las partes inferior y superior en el plano vertical (altura), y la tercera al nivel superior en el plano horizontal (cobertura) (Corella *et al.*, 2001).

El IVF se calculó con la fórmula:

$$\text{IVF} = \frac{\text{Diámetro relativo} + \text{Altura relativa} + \text{Cobertura relativa}}{3} \dots \dots \dots 11$$

El diámetro relativo se calculó mediante la fórmula:

$$\text{Diámetro relativo} = \frac{\text{Suma del diámetro de cada especie (cm)}}{\text{Suma del diámetro de todas las especies}} \times 100 \dots \dots \dots 12$$

La altura relativa se calculó con la fórmula:

$$\text{Altura relativa} = \frac{\text{Suma de la altura de cada especie (m)}}{\text{Suma de la altura de todas las especies}} \times 100 \dots \dots \dots 13$$

La cobertura relativa se calculó mediante la fórmula:

$$\text{Cobertura relativa} = \frac{\text{Cobertura absoluta de cada especie}}{\text{Cobertura absoluta de todas las especies}} \times 100 \dots \dots \dots 14$$

Donde:

$$\text{Cobertura absoluta} = \frac{\text{Suma de la cobertura de copa por especie (m}^2\text{)}}{\text{Área muestreada (ha)}} \dots \dots \dots 15$$

La cobertura se estimó mediante la fórmula para el área de una elipse:

$$CC = \pi ab \dots \dots \dots 16$$

Donde:

CC = Cobertura de copa

$\pi = 3.1416$

$a =$ Radio norte-sur

$b =$ Radio este-oeste.

El cálculo del IVI e IVF se realizó con el programa Excel (Microsoft Office, 2013). Además, la fórmula de la elipse fue utilizado para calcular la cobertura de copa para arbustivas y herbáceas.

4.4.4. Diversidad de especies

Los índices de riqueza de Margalef y de diversidad de Simpson, se calcularon para las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas por separado dentro de cada rango altitudinal; la semejanza florística se obtuvo con el coeficiente de Sorensen (Moreno, 2001).

a) Índice de Margalef:

La riqueza específica se basa únicamente en el número de especies presentes, sin tomar en cuenta el valor de importancia de esta. El Índice de Margalef transforma el número de especies por

$$IS = \frac{2C}{A + B} \times 100 \dots\dots\dots 19$$

Dónde: *A* = número de especies encontradas en la comunidad *A*; *B* = número de especies encontradas en la comunidad *B*; *C* = número de especies comunes en ambas comunidades. Este coeficiente presenta valores que van de cero a 100, significando la menor y mayor semejanza florística, respectivamente (Moreno, 2001).

Para el cálculo de los índices de diversidad alfa y beta de las especies se utilizó el programa PAST versión 4.03 (Hammer *et al.*, 2001).

d) Curva de acumulación de especies

Se elaboró una matriz de datos basada en abundancia y se generaron curvas de acumulación para el total de especies y para cada forma de vida en el programa EstimateS versión 9.1.0 (Colwell, 2013). Posteriormente, los valores obtenidos fueron ajustados con el modelo de Clench para obtener el número de especies estimadas (Soberón y Llorente, 1993). Se usó el programa SAS (SAS Institute, 2008).

Modelo de Clench:

$$S(t) = \frac{at}{1 + bt} \dots\dots\dots 20$$

Donde: *a* y *b* son los parámetros por estimar, y *t* el número de sitios de muestreo.

La asíntota de la curva se obtuvo de la relación *a/b* calculado con el modelo de Clench y la representatividad del muestreo con la fórmula propuesta por Jiménez-Valverde y Hortal (2003):

$$\% Sp = \frac{Sobs}{a/b} * 100 \dots\dots\dots 21$$

Donde: *Sobs* son las especies observadas en el muestreo, *a* y *b* son los parámetros estimados con el modelo de Clench.

e) Patrón de distribución de la diversidad, riqueza y estructura de especies

Para conocer el patrón de distribución y verificar posibles diferencias estadísticamente significativas en el Índice de Simpson, el Índice de Margalef, la densidad, la altura, el diámetro, el área basal, la cobertura de copa individual y por ha, entre los tres rangos altitudinales para las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas, se realizaron análisis no paramétricos de Kruskal-Wallis y la prueba *post hoc* de comparaciones múltiples de la suma de rangos de Dunn ($P < 0.05$), dado que las muestras son desiguales en cada rango altitudinal (Dunn, 1964). Previamente, los datos de cada variable se sometieron a la prueba de normalidad (Shapiro-Wilks) y a la prueba de Homogeneidad de Varianzas (Levene). Los análisis se ejecutaron en el programa SAS (SAS Institute, 2008) y PAST versión 4.03 (Hammer *et al.*, 2001).

f) Correlación de las variables topográficas y edáficas con la diversidad y estructura de especies

Con la finalidad de identificar a las principales variables topográficas y edáficas que están más correlacionadas con la altura, el área basal, la cobertura de copa, la densidad, la riqueza y la diversidad de especies arbóreas, arbustivas y herbáceas, se realizaron análisis de correlación lineal no paramétrico de la suma de rango de Spearman (Rho). Los análisis se realizaron en el programa SAS (SAS Institute, 2008).

V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Distribución horizontal

La densidad de individuos de las especies arbóreas en todo el gradiente altitudinal presentó un patrón de J-invertida con mayor número de individuos en categorías diamétricas inferiores a 10 cm, mismas que representan el 56% de los individuos totales por ha (Figura 3). La disminución del número de individuos a mayor diámetro sugiere la existencia de masas irregulares en etapa de regeneración y crecimiento como lo encontrado para bosques templados sin manejo por Manzanilla-Quijada *et al.* (2020) en el Sur de Nuevo León, Ramírez-Santiago *et al.* (2019) en la Sierra Norte de Oaxaca y Méndez-Osorio *et al.* (2018) en la Sierra Sur de Guerrero. La distribución en forma de J-invertida en bosques mixtos se explica principalmente por la presencia de diferentes tipos de especies y cohortes de edad; a medida que cada grupo de individuos continúa con su crecimiento y desarrollo, la competencia se intensifica y el número de árboles disminuye rápidamente al principio y más lentamente después conformando ese tipo de patrón (Smith *et al.*, 1997).

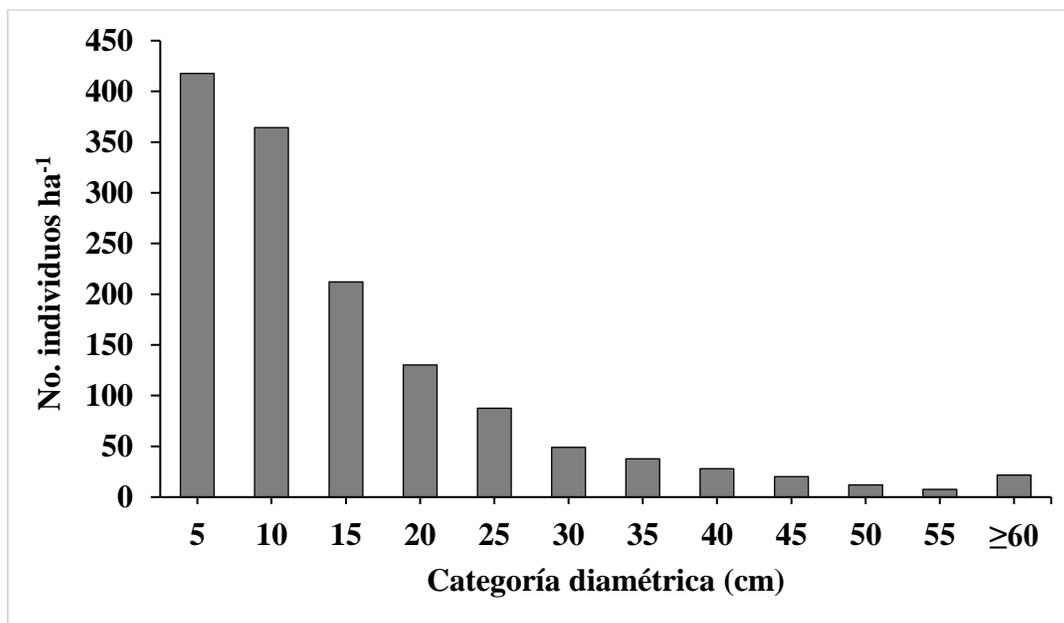


Figura 3. Distribución por categoría diamétrica de individuos ≥ 2.5 cm de DN del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

La distribución diamétrica por rango altitudinal mostró un patrón similar al del gradiente, concentrando mayor densidad de individuos en categorías de menor diámetro (Figura 4). La

densidad para la categoría diamétrica de 10 cm en los rangos altitudinales intermedio (497 individuos ha^{-1}) y superior (207 individuos ha^{-1}) fue superior a la densidad de la categoría diamétrica de 5 cm con 444 individuos por ha para el rango intermedio y 178 individuos por ha en el rango altitudinal superior; contrario a lo que se presentó en el rango altitudinal inferior, que reveló una disminución gradual de la densidad al aumentar la categoría diamétrica. Una mayor densidad de individuos de categoría diamétrica igual e inferior a 10 cm en los rangos altitudinales inferior e intermedio respecto al rango altitudinal superior, pudiese estar relacionado con la perturbación provocada por los incendios forestales y la plaga de descortezadores que han afectado a estos rangos altitudinales con mayor frecuencia en los últimos años, acelerando la dinámica de regeneración de los bosques de pino-encino. En bosques templados sin manejo forestal se ha encontrado que la frecuencia e intensidad de los incendios forestales son factores que determinan en mayor grado la dinámica de regeneración de las diferentes especies (Cortés-Montaña *et al.*, 2012; Alfaro-Reyna *et al.*, 2019).

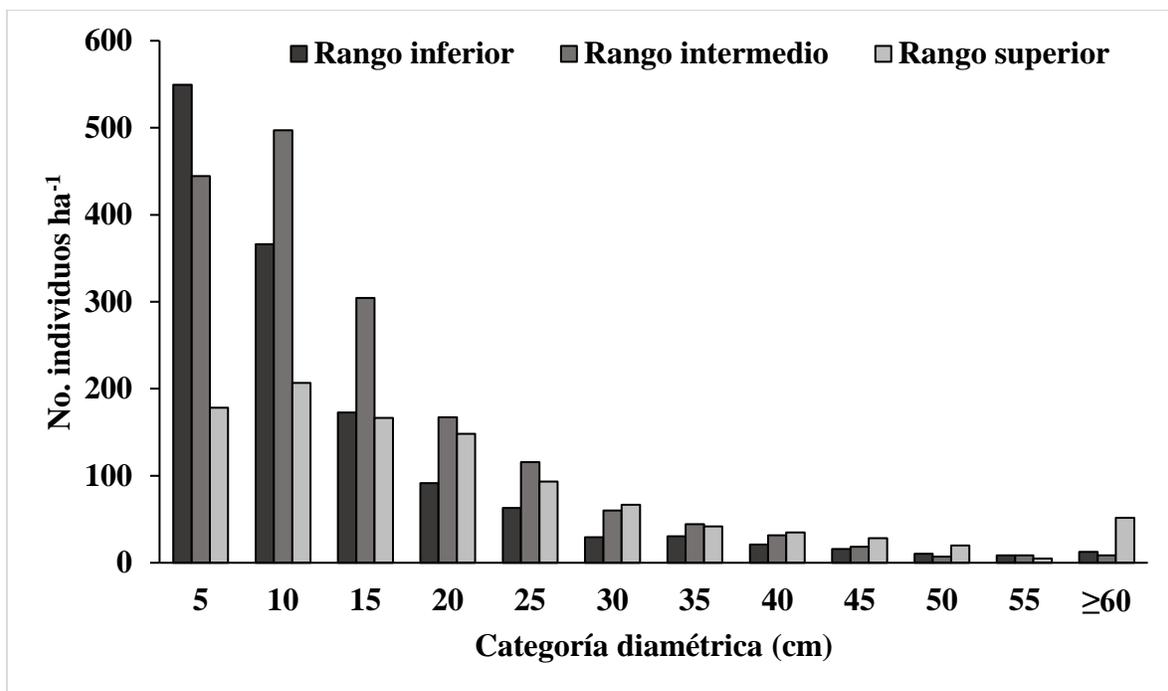


Figura 4. Distribución por categoría diamétrica de individuos ≥ 2.5 cm de DN por rango altitudinal del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

El rango altitudinal superior presentó menor densidad de árboles (1,042 individuos ha^{-1}) respecto al rango altitudinal intermedio (1,707 individuos ha^{-1}); asimismo, el rango altitudinal superior presentó mayores valores promedio de diámetro normal (20.8 cm), altura (12.2 m) y cobertura de

copa individual (16.7 m²), valores que son diferentes (P <0.05) a los rangos altitudinales inferior e intermedio (Cuadro 1). Así mismo, el rango altitudinal inferior presentó menor área basal (31.4 m² ha⁻¹) respecto a los rangos altitudinales intermedio y superior. La cobertura de copa por ha no presentó diferencias significativas entre los rangos altitudinales. En bosques con alta densidad como el que se presenta en el rango altitudinal intermedio, la eficiencia en el crecimiento estará limitado a la disponibilidad de espacio, agua, luz y nutrientes debido a una alta tasa de competencia (Binkley *et al.*, 2013), generando mayor susceptibilidad del bosque al ataque de plagas, enfermedades o mayor riesgo de ocurrencia de incendios forestales. La vulnerabilidad que presentan los bosques de pino-encino principalmente a estos dos factores de perturbación observados en el gradiente altitudinal, sugiere la implementación de estrategias de protección y mitigación, así como la posible aplicación de un programa de conservación o manejo forestal sustentable para minimizar los impactos negativos en la salud, las funciones y los servicios que proporciona los bosques de pino-encino (Galicía *et al.*, 2015; Právělie, 2018).

Además, un mayor crecimiento del arbolado reflejado en mayor componente estructural en altura, diámetro, cobertura de copa individual y una menor densidad en el rango altitudinal superior podría estar relacionado a una combinación de una mayor absorción y eficiencia del uso de la luz (Binkley *et al.*, 2013) posiblemente derivado de una reducción de la competencia (Marqués *et al.*, 2021).

Cuadro 1. Valores estructurales de las especies arbóreas en tres rangos altitudinales en el bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Variables estructurales	Rango altitudinal		
	Inferior	Intermedio	Superior
Densidad (individuos ha ⁻¹)	1,372 ab	1,707 a	1,042 b
Diámetro (cm)	12.9 a	14.6 b	20.8 c
Área basal (m ² ha ⁻¹)	31.4 a	42.7 b	55.5 b
Altura (m)	9.5 a	10.4 b	12.2 c
Cobertura de copa (m ² ha ⁻¹)	14,430.8 a	16,885.9 a	17,399.2 a
Cobertura de copa individual (m ²)	10.5 a	9.9 a	16.7 b

*Medias seguida por letras iguales indican que no hay diferencias significativas (Suma de rangos de *Dunn*, $P < 0.05$).

De acuerdo con la densidad por especie para cada rango altitudinal, *Pinus oocarpa* dominó en el rango altitudinal inferior con 31.5% (433 individuos ha⁻¹) seguido de *Quercus scytophylla* Liebm., con 16% (222 individuos ha⁻¹) y *Quercus elliptica* Née., con 10.4% (143 individuos ha⁻¹). En el rango altitudinal intermedio *Quercus scytophylla* dominó con 29.5% (503 individuos ha⁻¹), seguido

de *Pinus oocarpa* con 22.2% (379 individuos ha⁻¹) y *Pinus leiophylla* Schiede de Schltdl. & Cham., con 14.1% (241 individuos ha⁻¹). Y finalmente, en el rango altitudinal superior las especies con mayor dominancia fueron *Pinus pseudostrobus*, *Quercus rugosa* Née, *Arbutus xalapensis* Kunth y *Quercus obtusata* Bonpl., con 23.4, 16, 10.6 y 10.6%, respectivamente. La dominancia del género *Pinus* y *Quercus* en densidad reafirma que estos dos géneros son característicos de este tipo de vegetación como lo encontrado Delgado-Zamora *et al.* (2016), López-Hernández *et al.* (2017) y Méndez-Osorio *et al.* (2018), aunque la especie y grado de dominancia difieren entre regiones.

Por otro lado, las variables estructurales de las especies arbustivas indican que la altura y la cobertura de copa individual es mayor en el rango altitudinal superior con 3.3 m y 2.3 m², respectivamente (Cuadro 2). Además, la densidad presentó una tendencia unimodal, el cual sugiere una disminución en los rangos altitudinales inferior y superior respecto al rango altitudinal intermedio, no obstante, no presentaron diferencia estadística entre los rangos altitudinales.

Cuadro 2. Valores estructurales de las especies arbustivas en tres rangos altitudinales del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Variables estructurales	Rango altitudinal		
	Inferior	Intermedio	Superior
Densidad (individuos ha ⁻¹)	2,105 a	3,239 a	1,108 a
Altura (m)	1.6 a	1.5 b	3.3 c
Cobertura de copa (m ² ha ⁻¹)	2,634.7 a	3,307.8 a	2,586.4 a
Cobertura de copa individual (m ²)	1.3 a	1.0 b	2.3 c

*Medias seguida por letras iguales indican que no hay diferencias significativas (Suma de rangos de *Dunn*, $P < 0.05$).

En el caso de las especies herbáceas, se presentó mayor densidad por ha en los rangos altitudinales superior e inferior similar a una distribución en forma de “U”, donde los valores más altos se presentan en los extremos del gradiente altitudinal bajo estudio. La altura mostró una tendencia a aumentar a través del gradiente altitudinal, concentrando una altura mayor (40.9 cm) en el rango altitudinal superior, diferente a los rangos altitudinales inferior e intermedio. En la cobertura promedio por ha no se encontró diferencias significativas entre rangos altitudinales; sin embargo, el rango altitudinal inferior presentó menor cobertura individual respecto a los rangos altitudinales intermedio y superior (Cuadro 3).

Cuadro 3. Valores estructurales de las especies herbáceas en tres rangos altitudinales del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Variables estructurales	Rango altitudinal		
	Inferior	Intermedio	Superior
Densidad (individuos ha ⁻¹)	8,750 ab	6,964 a	12,250 b
Altura (cm)	23 a	24.8 a	40.9 c
Cobertura (m ² ha ⁻¹)	2,638.4 a	3,165.2 a	4,441.3 a
Cobertura individual (cm ²)	302 a	454.5 b	362.6 b

*Medias seguidas por letras iguales indican que no hay diferencias significativas (Suma de rangos de *Dunn*, $P < 0.05$).

Una menor densidad de árboles en el rango altitudinal superior posiblemente esté generando mayor apertura del dosel y probablemente esté beneficiando el crecimiento y desarrollo de las especies arbustivas y herbáceas y que se ve reflejado en el patrón de distribución de las tres formas de vida. La dinámica de crecimiento por la apertura del dosel dentro de un bosque puede influir positiva o negativamente a una especie (Zhang *et al.*, 2016), aumentando la abundancia de las especies del sotobosque y de fauna silvestre que se alimenta de este tipo de vegetación (Fahey y Puettman, 2007), o negativamente en la regeneración, supervivencia y crecimiento de las plántulas de las especies arbóreas u otras especies al aumentar la competencia en etapas tempranas (McIntosh *et al.*, 2016; Landuyt *et al.*, 2019).

5.2. Estructura vertical

La mayor densidad de individuos se concentra principalmente en las categorías de altura de 5 y 10 m, con 78.7, 69.6 y 58.2%, respectivamente en los rangos altitudinales inferior, intermedio y superior. Sin embargo, la densidad es ligeramente superior en la categoría de altura de 10 m respecto a la categoría de 5 m en los rangos altitudinales intermedio y superior (Figura 5). El comportamiento de la distribución en altura con respecto a la distribución diamétrica es muy similar, pues ambas variables están correlacionadas (Smith *et al.*, 1997).

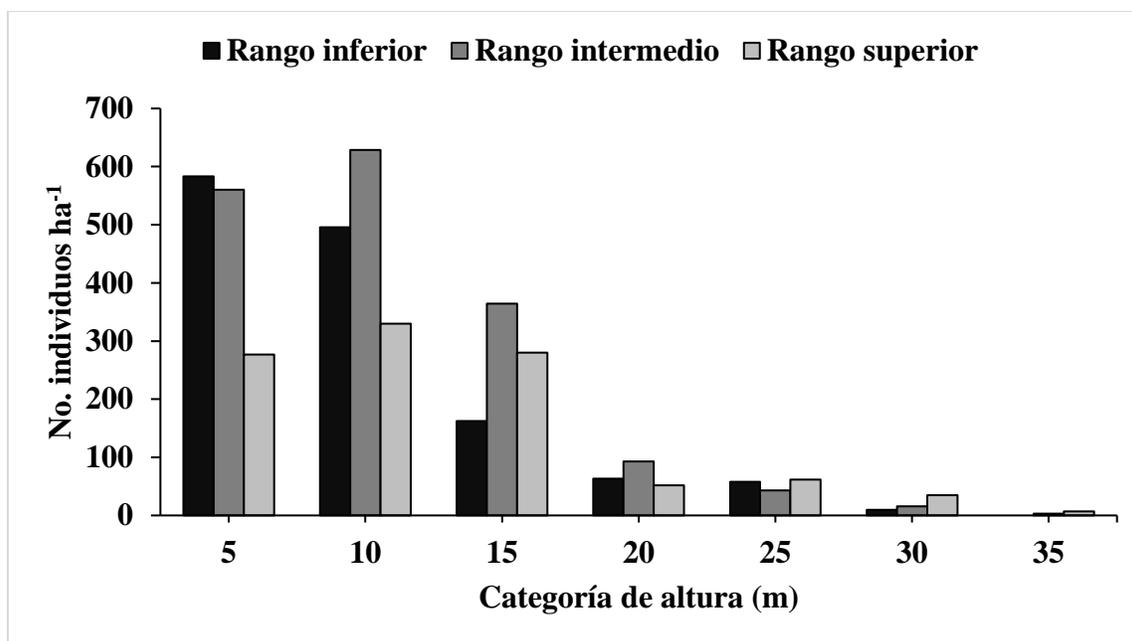


Figura 5. Distribución por categoría de alturas de individuos ≥ 2.5 cm de DN por rango altitudinal del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

La estructura vertical del bosque de pino-encino con el uso del Índice “A” de Pretzsch, mostró que *Pinus oocarpa* dominó en las zonas I (25.6-32 m), II (16-25.5 m) y III (<16 m) del rango altitudinal inferior con 50, 40.9 y 30%, respectivamente (Cuadro 4). En el rango altitudinal intermedio *Pinus oocarpa* dominó nuevamente en las zonas I (27.2-34 m) y II (17-27.1 m) con 69 y 47%; sin embargo, en la zona III (<17 m) *Quercus scytophylla* dominó con 32% (Cuadro 5). El rango altitudinal superior estuvo dominado por *Pinus pseudostrobus* con 84, 29 y 20% respectivamente, para las zonas I (28-35 m), II (17.5-27.9 m) y III (<17.5 m) (Cuadro 6). En el anexo uno se presentan todos los resultados del índice de estructura vertical.

El cambio en el comportamiento de la dominancia de las diferentes especies a través del gradiente altitudinal en un bosque de pino-encino sugiere que probablemente exista un cambio en las condiciones bióticas y abióticas que favorecen su dominancia vertical, similar a lo que ocurre con el IVI e IVF. Por ejemplo, *Pinus oocarpa* es una especie con presencia en zonas con menor altitud (500-2600 m), suele tolerar climas más secos y además posee resistencia a los incendios forestales; por el contrario, *Pinus pseudostrobus* (1900-3000 m) se desarrolla de una manera adecuada en ambientes con mayor precipitación, humedad y tiene requerimientos altos de luz (Perry, 1991; Galicia *et al.*, 2015). Además, *Pinus pseudostrobus* es una especie que, por sus requerimientos

mencionados, es considerada altamente vulnerable al cambio climático (Galicia *et al.*, 2015; Martin *et al.*, 2021).

La presencia y la dominancia de especies como *Pinus pseudostrabus*, *Quercus scytophylla*, *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. & Cham., entre otras especies en las tres zonas que componen la estructura vertical del gradiente altitudinal son un indicador de la presencia de estas especies en la composición y la estructura del bosque de pino-encino (García-García *et al.*, 2019) en el gradiente altitudinal bajo estudio.

Por otro lado, se encontró que en la zona III de los tres rangos altitudinales concentró el mayor porcentaje promedio de individuos por ha con 87.5%, la zona II agrupó el 10.1% y la zona I concentró el 2.4%. Estos resultados son similares a lo registrado por García-García *et al.* (2019) en Chihuahua y por Méndez-Osorio *et al.* (2018) en Guerrero, quienes encontraron que un bosque sin manejo forestal presenta altos niveles de individuos con bajas dimensiones estructurales que se distribuyen principalmente en la zona III, indicador de un bosque en regeneración y crecimiento. Y que, además, se sugiere que la zona III presenta mayor diversidad de especies (Pretzsch, 2009).

La estratificación por zonas de alturas genera un panorama más completo de la dinámica de distribución vertical de las especies (Pretzsch, 2009) en el bosque de pino-encino; además, a partir de esta información se podría generar nuevos análisis relacionados con el comportamiento de la dinámica de crecimiento y desarrollo de cada una de las especies en respuesta a las interacciones inter o intraespecíficas (Rubio-Camacho *et al.*, 2014), así como establecer prescripciones sobre las actividades de manejo o conservación que se podrían llevar a cabo a raíz de esta información.

Cuadro 4. Índice de distribución vertical de Pretzsch de las principales especies arbóreas del rango altitudinal inferior del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Zona	Especie	N	N ha ⁻¹	Proporción (%)	
				Del total	De la zona
I (25.6-32 m)	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	13	14	50.0	1.0
	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	9	9	34.6	0.7
	tres especies restantes	4	4	15.4	0.3
	Subtotal	26	27	100.0	2.0
II (16-25.5 m)	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	56	59	40.9	4.3
	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	45	47	32.8	3.5
	nueve especies restantes	36	38	26.2	2.7
	Subtotal	137	144	100.0	10.5
III (<16 m)	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	342	360	30.0	26.2
	<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.	196	206	17.2	15.0
	19 especies restantes	602	634	53	46
	Subtotal	1,140	1,200	100.0	87.5
TOTAL		1,303	1,372	300.0	100.0

Cuadro 5. Índice de distribución vertical de Pretzsch de las principales especies arbóreas del rango altitudinal intermedio del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Zona	Especie	N	N ha ⁻¹	Proporción (%)	
				Del total	De la zona
I (27.2-34 m)	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	9	13	69.2	0.8
	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	2	3	15.4	0.2
	tres especies restantes	2	3	15.4	0.2
	Subtotal	13	19	100.0	1.1
II (17-27.1 m)	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	51	73	46.8	4.3
	<i>Pinus leiophylla</i> Schiede de Schltl. & Cham.	14	20	12.8	1.2
	nueve especies restantes	44	63	40.4	3.7
	Subtotal	109	156	100.0	9.1
III (<17 m)	<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.	339	484	31.6	28.4
	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	205	293	19.1	17.2
	12 especies restantes	529	756	49.3	44.3
	Subtotal	1,073	1,533	100.0	89.8
TOTAL		1,195	1,707	300.0	100.0

Cuadro 6. Índice de distribución vertical de Pretzsch de las principales especies arbóreas del rango altitudinal superior del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Zona	Especie	N	N ha ⁻¹	Proporción (%)	
				Del total	De la zona
I (28-35 m)	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	21	35	84.0	3.4
	<i>Pinus leiophylla</i> Schiede de Schltdl. & Cham.	3	5	12.0	0.5
	<i>Pinus patula</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	1	2	4.0	0.2
	Subtotal	25	42	100.0	4.0
II (17.5-27.9 m)	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	20	33	29.4	3.2
	<i>Pinus leiophylla</i> Schiede de Schltdl. & Cham.	17	28	25.0	2.7
	seis especies restantes	31	52	45.6	5.0
	Subtotal	68	113	100.0	10.9
I (<17.5 m)	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	105	175	19.7	16.8
	<i>Quercus rugosa</i> Née	95	158	17.9	15.2
	14 especies restantes	332	553	62.4	53.1
	Subtotal	532	887	100.0	85.1
TOTAL		625	1,042	300.0	100.0

El Índice “A” de Pretzsch presentó valores en un intervalo de 2.27 a 2.65, un valor promedio de 2.5 y un *Amax* promedio de 3.94. Los tres rangos altitudinales presentaron un valor de “A” relativo promedio de 63.4%, considerada como diversidad estructural media (Cuadro 7). Valores similares fueron registrados por Graciano-Ávila *et al.* (2020) en un bosque de pino-encino en Durango, quienes encontraron un *A*= 2.66 y *Amax* = 3.87, pero diferente a los encontrado por Buendía-Rodríguez *et al.* (2019) en Nuevo León, quienes obtuvieron valores promedio de *A*= 2.10 y *Amax*= 2.86, y Méndez-Osorio *et al.* (2018) en Guerrero con *A*= 2.07 y *Amax*= 2.70. La comparación con otros estudios sugiere que dentro del bosque de pino-encino sin manejo forestal habrá una variedad en la heterogeneidad estructural propios de cada región y de ahí radica la importancia de realizar estudios de caracterización ecológica en este tipo de bosques.

Cuadro 7. Índice de estructura vertical “A” de Pretzsch en tres rangos altitudinales del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Rango altitudinal	Altura (m)			<i>Amax</i>	Índice "A"	A relativo (%)
	Zona I	Zona II	Zona III			
Inferior	25.6-32	16-25.5	<16	4.14	2.58	62.3
Intermedio	27.2-34	17-27.1	<17	3.74	2.27	60.6
Superior	28-35	17.5-27.9	<17.5	3.93	2.65	67.3

5.3. Índice de valor de importancia

Pinus oocarpa presentó los valores más altos del IVI para el rango altitudinal inferior e intermedio con 26.6 y 22.9%, respectivamente; en el rango altitudinal superior *Pinus pseudostrobus* presentó el valor más alto con 23.3%. La segunda posición se presenta con dos especies de encino, *Quercus scytophylla* y *Quercus rugosa* Née, la primera presenta valores mayores del IVI en el rango altitudinal inferior e intermedio con 14.4 y 22.6% respectivamente, y la segunda especie dominó en el rango altitudinal superior con 14.3% (Cuadro 8). En el anexo dos se desglosa el IVI de todas las especies.

Pinus y *Quercus* son los dos géneros dominantes en este tipo de vegetación ya que representaron 44 y 38% respectivamente, mismas que suman un total de 82% del IVI para el total del área de estudio. Por otra parte, se observó que el 18% del IVI pertenece a otros géneros como *Arbutus* spp., *Bejaria* spp., *Alnus* spp., entre otros.

Está documentado que el manejo forestal modifica la estructura y composición de especies del bosque de pino-encino, incrementando el peso ecológico de especies de alto valor comercial como el género *Pinus*, como lo registrado por López-Hernández *et al.* (2017) en Puebla, quienes encontraron un IVI de 85.5%, similar a lo reportado por Hernández-Salas *et al.* (2013) en Chihuahua, quienes registraron un IVI de 85.15%. En el área de estudio no existe actualmente un manejo forestal y se observa que el género *Pinus* mantiene una mezcla relativamente proporcional con el género *Quercus*, porcentajes similares a lo encontrado por Rendón-Pérez *et al.* (2021) en un área de conservación del bosque de pino-encino en Hidalgo, quienes registraron un IVI de 49% para *Pinus* y un IVI de 34% para *Quercus*. Monárrez-González *et al.* (2020) en Durango, también encontraron valores de 46.56 y 43.68% para *Pinus* y *Quercus*, respectivamente.

En contraparte, Méndez-Osorio *et al.* (2018) en un bosque sin manejo en la Sierra Sur de Guerrero, registraron un IVI para *Pinus* de 78.05% y *Quercus* de 21.95%, o como lo encontrado por Silva-García *et al.* (2021) en Durango, quienes encontraron un peso ecológico para el género *Pinus* de 53.44% y *Quercus* de 35.17%. La diferencia en los pesos ecológicos en los bosques sin manejo forestal podría estar condicionada a los factores climáticos, topográficos y a las alteraciones antropogénicas o naturales propias de cada región.

Cuadro 8. Índice de Valor de Importancia (IVI) de las principales especies arbóreas en tres rangos altitudinales del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

RANGO ALTITUDINAL INFERIOR							
Especie	Dominancia		Densidad		Frecuencia		IVI (%)
	Absoluta AB (m ² ha ⁻¹)	Relativa (%)	Absoluta (N ha ⁻¹)	Relativa (%)	Absoluta	Relativa (%)	
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	10.4	33.0	433	31.5	0.8	15.2	26.6
<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.	3.7	11.9	220	16.0	0.8	15.2	14.4
<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	7.5	23.8	122	8.9	0.3	4.8	12.5
<i>Quercus elliptica</i> Née	2.0	6.3	143	10.4	0.5	9.5	8.8
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	0.5	1.6	61	4.5	0.7	13.3	6.4
16 especies restantes	7.3	23.3	393	28.6	2.3	41.9	31.3
TOTAL	31.4	100.0	1,372	100.0	5.5	100.0	100.0
RANGO ALTITUDINAL INTERMEDIO							
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	14.3	33.4	379	22.2	0.6	13.2	22.9
<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.	8.8	20.6	503	29.5	0.9	17.6	22.6
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	3.4	8.0	186	10.9	0.9	17.6	12.2
<i>Pinus leiophylla</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	5.8	13.6	241	14.1	0.3	5.9	11.2
<i>Quercus elliptica</i> Née	3.1	7.4	161	9.5	0.6	13.2	10.0
9 especies restantes	7.3	17.1	237	13.9	1.6	32.4	21.1
TOTAL	42.7	100.0	1,707	100.0	4.9	100.0	100.0
RANGO ALTITUDINAL SUPERIOR							
<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	19.7	35.5	243	23.4	0.5	10.9	23.3
<i>Quercus rugosa</i> Née	6.9	12.5	167	16.0	0.7	14.5	14.3
<i>Pinus leiophylla</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	8.8	15.8	95	9.1	0.3	7.3	10.7
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	2.5	4.5	110	10.6	0.8	16.4	10.5
<i>Quercus obtusata</i> Bonpl.	3.2	5.8	110	10.6	0.5	10.9	9.1
12 especies restantes	14.4	25.9	317	30.4	1.8	40.0	32.1
TOTAL	55.5	100.0	1,042	100.0	4.6	100.0	100.0

5.4. Índice de valor forestal

En los rangos altitudinales inferior e intermedio los valores mayores los presentó *Pinus oocarpa* con 30.3 y 25.9% y, en el rango altitudinal superior dominó *Pinus pseudostrobus* con 23.9%. En segunda posición se encontró a *Pinus pseudostrobus* (16.5%), *Quercus scytophylla* (25.4%) y *Quercus rugosa* (17.8%) para los rangos altitudinales inferior, intermedio y superior, respectivamente (Cuadro 9). En el anexo tres se presenta el cuadro completo de todas las especies con sus respectivos IVF.

En el gradiente altitudinal, el 89.9% del valor del IVF corresponde a los géneros *Pinus* y *Quercus*, de los cuales el 51% corresponde al género *Pinus* y 38.9% al género *Quercus*. Valores similares fueron registrados por Graciano-Ávila *et al.* (2017) y Silva-García *et al.* (2021), en bosques de pino-encino en Durango; sin embargo, en la Sierra Norte de Oaxaca, Vázquez-Cortez *et al.* (2018) encontró mayor peso ecológico en el género *Quercus* en franjas sin manejo forestal para el mismo tipo de vegetación.

La caracterización del bosque de pino-encino a través de indicadores ecológicos como el IVI e IVF, así como el Índice de Pretszch permitió identificar a especies con importancia económica como *Pinus pseudostrobus* y *Pinus oocarpa*. *Pinus pseudostrobus* es considerada una de las especies más apreciadas en el sector forestal por presentar características idóneas para la industria del aserrío por su alta calidad de madera (Del Castillo *et al.*, 2004). En cambio, *Pinus oocarpa* es una especie con alto potencial resinífero de calidad y cantidad que se produce en las regiones templadas del país (Reyes-Ramos *et al.*, 2019). Además, se identificó un alto porcentaje de especies del género *Quercus*, por lo que esta información podría ser de utilidad para la toma de decisiones para enfocar e integrar una actividad económica productiva apropiada para cada grupo de especies.

Finalmente, es importante resaltar que la heterogeneidad estructural y la composición de especies arbóreas en los bosques templados mixtos expresarán rasgos de respuesta a los factores bióticos y abióticos, y a estos a la vez influirán en el medio. Así también, se espera que los bosques templados mixtos impulsen mayor productividad, estabilidad temporal y adaptabilidad frente al cambio climático y se garantice la continua producción de bienes y servicios de calidad en el transcurso de los años (Messier *et al.*, 2019; Del Río *et al.*, 2021).

Cuadro 9. Índice de Valor Forestal (IVF) de las especies arbóreas más representativas en tres rangos altitudinales del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

RANGO ALTITUDINAL INFERIOR							
Especie	Diámetro		Altura		Cobertura		IVF
	cm	(%)	m	(%)	m² ha⁻¹	(%)	(%)
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	5,037.0	30.0	4,412.1	35.7	180.8	25.1	30.3
<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	2,804.0	16.7	1,843.3	14.9	128.8	17.8	16.5
<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.	2,400.5	14.3	1,692.9	13.7	103.0	14.3	14.1
<i>Quercus elliptica</i> Née	1,611.5	9.6	1,068.0	8.6	88.8	12.3	10.2
<i>Quercus acutifolia</i> Née	1,053.0	6.3	644.5	5.2	54.2	7.5	6.3
16 especies restantes	3,871.5	23.1	2,687.9	21.8	166.0	23.0	22.6
TOTAL	16,777.5	100.0	12,348.7	100.0	721.5	100.0	100.0
RANGO ALTITUDINAL INTERMEDIO							
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	4,567.5	26.2	3,401.0	27.3	205.4	24.3	25.9
<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.	4,423.5	25.4	3,126.8	25.1	216.6	25.7	25.4
<i>Pinus leiophylla</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	2,487.0	14.3	2,038.7	16.4	101.3	12.0	14.2
<i>Quercus elliptica</i> Née	1,541.0	8.8	994.9	8.0	86.8	10.3	9.0
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	1,620.5	9.3	954.0	7.7	80.5	9.5	8.8
9 especies restantes	2,787.5	16.0	1,940.4	15.6	153.6	18.2	16.6
TOTAL	17,427.0	100.0	12,455.8	100.0	844.3	100.0	100.0
RANGO ALTITUDINAL SUPERIOR							
<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	3,354.5	25.8	2,138.5	28.2	154.7	17.8	23.9
<i>Quercus rugosa</i> Née	2,026.0	15.6	1,137.6	15.0	197.7	22.7	17.8
<i>Pinus leiophylla</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	1,560.0	12.0	860.0	11.3	112.9	13.0	12.1
<i>Quercus obtusata</i> Bonpl.	1,138.0	8.8	687.3	9.0	85.9	9.9	9.2
<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>apulcensis</i> (Lindl.) Shaw	1,066.5	8.2	587.4	7.7	74.5	8.6	8.2
12 especies restantes	3,834.5	29.5	2,184.2	28.8	244.4	28.1	28.8
TOTAL	12,979.5	100.0	7,595.0	100.0	870.0	100.0	100.0

5.5. Composición florística

La curva de acumulación de especies indica que la representatividad del muestreo para el área de estudio fue de 78% para las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas en conjunto, al encontrarse 125 especies de las 161 estimadas (Figura 6).

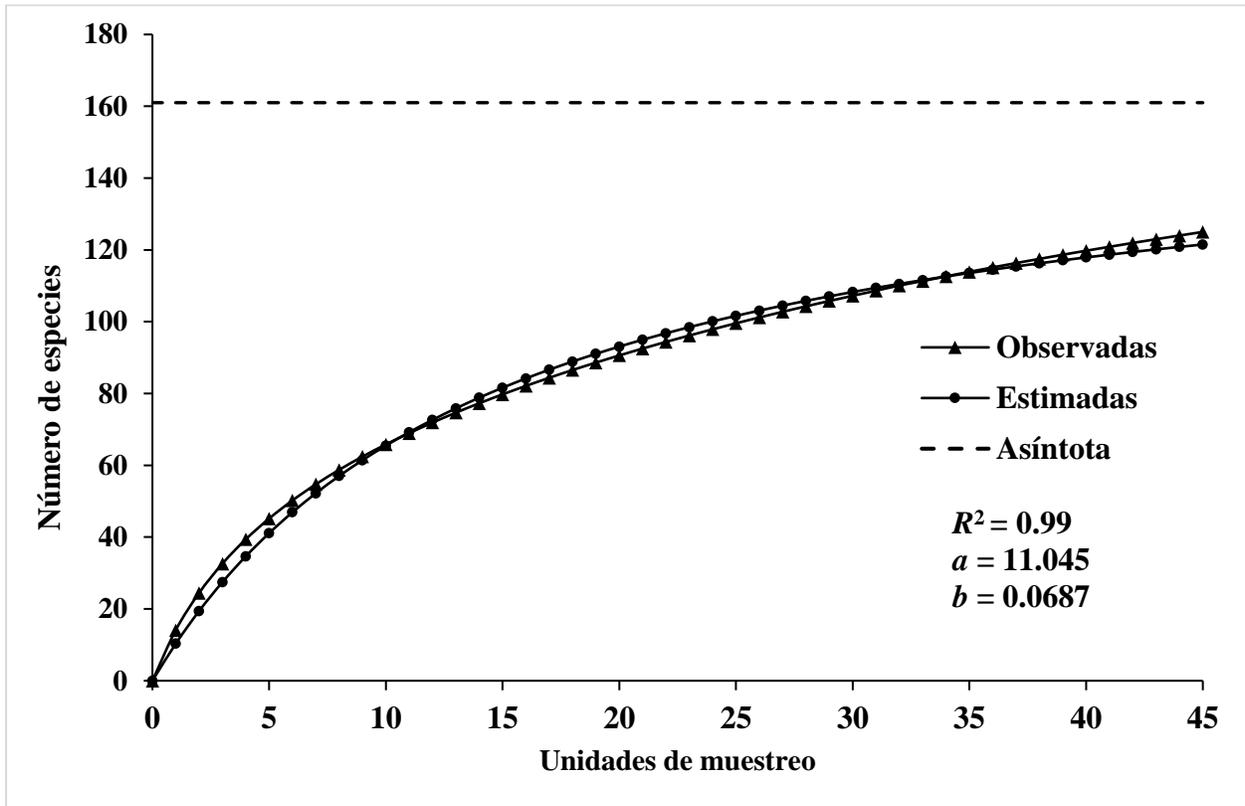


Figura 6. Curva de acumulación para las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

La representatividad florística sugiere que se registró el 87.1% de especies arbóreas, 73.5% de especies arbustivas y el 73.7% de especies herbáceas (Cuadro 10). Sin embargo, ninguna curva de acumulación de especies llegó a la asíntota estimada.

Cuadro 10. Representatividad del inventario florístico de las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

	Arbóreo	Arbustivo	Herbáceo
Parámetro <i>a</i>	3.988	1.827	5.751
Parámetro <i>b</i>	0.130	0.053	0.058
<i>R</i> ²	0.985	0.995	0.996
Especies observadas	27	25	73
Especies estimadas	31	34	99
Representatividad (%)	87.1	73.5	73.7

Por otra parte, en el área de estudio se registraron 6,739 individuos en total; 3,123 son arbóreas, 1,973 arbustivas y 1,643 herbáceas. Se registraron 125 especies representadas en 84 géneros y 40 familias. Solo 100 muestras botánicas fueron identificadas a nivel de especie, cinco a género y 20 especímenes no pudieron ser identificadas a falta de estructuras reproductivas, a esta última condición se les asignó una clave (Anexo 4).

Las familias mejor representadas por el número de especies fueron la Asteraceae (15), Fabaceae (11) y Fagaceae (9) (Figura 7). Las familias mejor representadas respecto al número de individuos por ha es la Ericaceae (903), Pinaceae (624) y Fagaceae (585) (Figura 8).

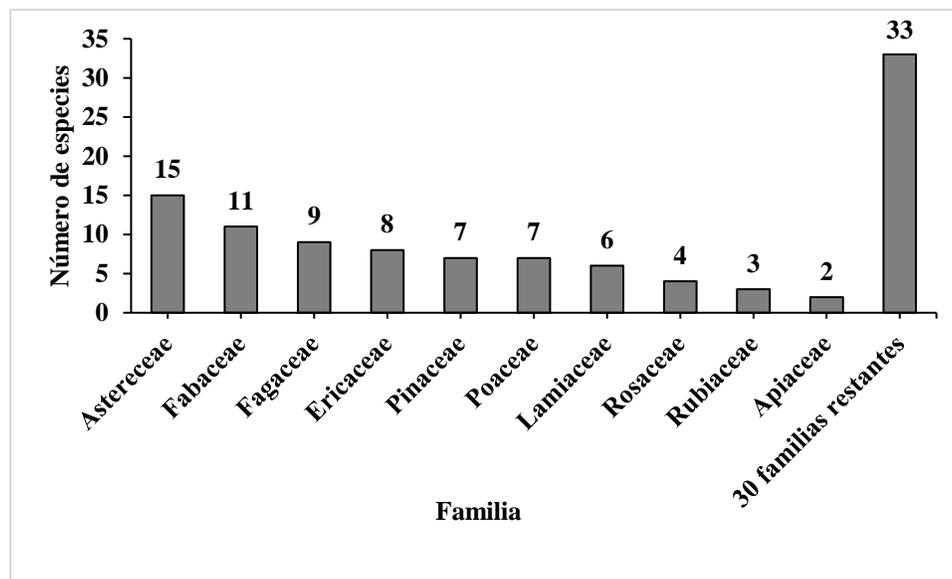


Figura 7. Número de especies de las familias más representativas del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

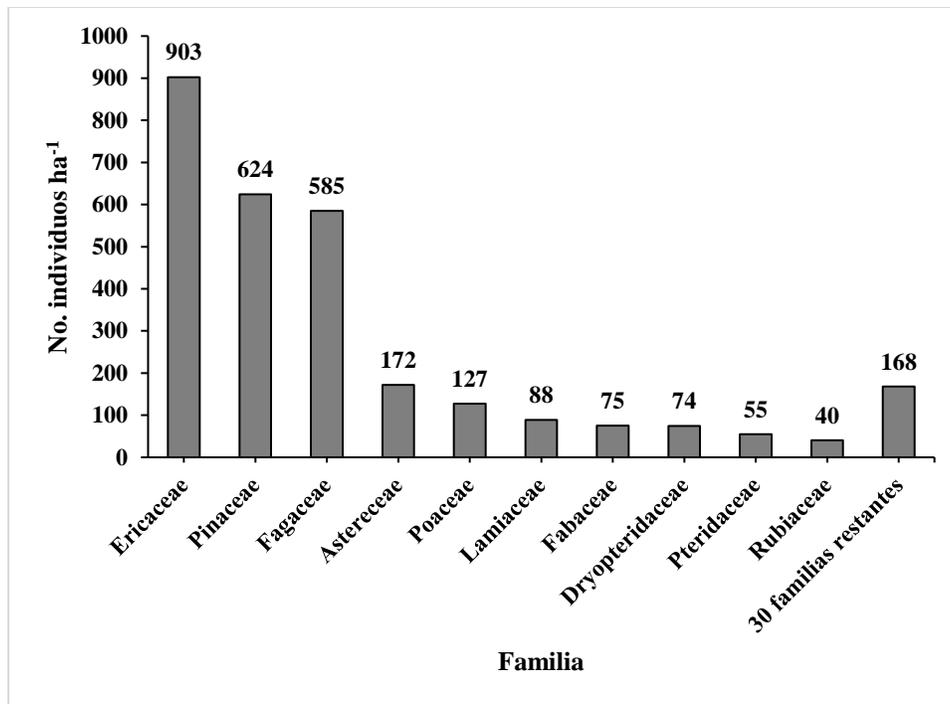


Figura 8. Número de individuos por ha de las familias más representativas del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Se registraron 27 especies arbóreas representadas en 13 géneros y 11 familias. Las familias que presentaron mayor número de especies fueron Fagaceae (9) y Pinaceae (7). Las familias mejor representadas por el número de individuos por ha fueron la Pinaceae (624), Fagaceae (585) y Ericaceae (140). El número de especies arbóreas encontradas en el presente estudio es inferior a las 34 especies registradas por García-García *et al.* (2019) en Chihuahua, a las 48 especies registradas por Ramírez-Santiago *et al.* (2019) en la Sierra Norte de Oaxaca y a las 29 especies encontradas por Silva-García *et al.* (2021) en Durango; pero superior a las 16 especies registradas por Graciano-Ávila *et al.* (2020) en Durango, las 11 especies registradas por López-Hernández *et al.* (2017) en Puebla y las cinco especies registradas por Méndez-Osorio *et al.* (2018) en Guerrero, todos ellos en bosque de pino-encino sin manejo forestal.

Por otra parte, se registraron 25 especies arbustivas, distribuidas en 20 géneros y 10 familias. Las familias mejor representadas por el número de especies fueron Ericaceae (5), Asteraceae (4) y Fabaceae (3). Las familias mejor representadas por el número de individuos por ha fueron la Ericaceae (720) y Asteraceae (76). Asimismo, se encontraron 73 especies herbáceas distribuidas en 52 géneros y 26 familias. Las familias que presentaron mayor número de especies y número de individuos son la Asteraceae (11 especies) y Poaceae (7 especies).

El número de especies del sotobosque es similar al estudio florístico para este tipo de vegetación de Campos-Villanueva y Villaseñor (1995) en el Municipio de San Jerónimo Coatlán, ubicado en la Sierra Sur de Oaxaca, quienes registraron 63 especies herbáceas y 32 especies arbustivas. Zacarías-Eslava y del Castillo (2010) registraron 42 especies arbustivas para Santa Catarina Ixtepeji en el estado de Oaxaca, superior a lo encontrado en el presente trabajo; sin embargo, Luna-Bautista *et al.* (2015) reportan menor número de especies arbustivas y herbáceas para la misma comunidad que son valores inferiores al presente estudio. Así mismo, Vázquez-Cortes *et al.* (2018) y Rendón-Pérez *et al.* (2021) encontraron bajo número de especies arbustivas en áreas sin manejo forestal del bosque de pino-encino; estudios realizados en Capulálpam de Méndez, Oaxaca y el Ejido Nopalillo en Hidalgo, respectivamente; este último estudio también registra menor número de especies herbáceas. Además, el número de especies arbustivas y herbáceas fue mayor respecto a lo encontrado por Mejía-Canales *et al.* (2018) en un bosque de Pino y Oyamel en el Nevado de Toluca. Estas diferencias en bosques de pino-encino sin manejo forestal podrían atribuirse a las condiciones climáticas, topográficas o efectos antropogénicos propios de cada zona, que propicia la heterogeneidad del sotobosque.

5.6. Diversidad alfa

La diversidad de especies arbóreas, arbustivas y herbáceas, empleando el Índice de Simpson (1-D), presentó una diversidad promedio para arbóreas y herbáceas, catalogada por Moreno (2001) como media; y diversidad baja para arbustivas (Cuadro 11). En el país existe una variedad de estudios que han registrado el Índice de diversidad de Simpson (1-D o 1/D) como indicadores de la heterogeneidad de especies en diferentes tipos de vegetación (Zarco *et al.*, 2010; Medrano *et al.*, 2017; Beltrán *et al.*, 2018; Rendón-Pérez *et al.*, 2021); así mismo, Magurran (2004), considera que el Índice de diversidad Simpson es una de las medidas de diversidad más significativas y robustas disponibles. En esencia, captura la varianza de la distribución de la abundancia de especies. Por lo tanto, cuando se expresa como el complemento (1-D) o el recíproco (1/D) de D, el valor de la medida aumentará a medida que el conjunto de especies se encuentre mejor distribuida entre el total de especies (uniformidad/equitatividad).

En este contexto, el registro de la diversidad de especies arbóreas con el uso del Índice de diversidad de Simpson (1-D) es muy variable, dado que se han registrado valores bajos comparados con los del presente estudio; valores de 0.13 registrado por Medrano-Meraz *et al.*

(2017) y 0.35 por Manzanilla-Quijada *et al.* (2020); o estudios que refieren valores superiores como lo registrado por Vázquez-Cortez *et al.* (2018) y Luna-Bautista *et al.* (2015) quienes registraron 0.72 y 0.77, respectivamente.

Luna-Bautista *et al.* (2015) encontraron valores superiores del Índice de diversidad de Simpson (1-D) en especies arbustivas y herbáceas respecto a este estudio; por lo que se infiere que la riqueza y diversidad del sotobosque es mayor en la Sierra Norte que en la Sierra Central de Oaxaca. En contraste, Rendón-Pérez *et al.* (2021) registraron valores inferiores para arbustivas (0.09) y herbáceas (0.59) en un área bajo conservación de pino-encino en el Ejido Nopalillo, Hidalgo.

Los valores de riqueza de especies con el Índice de Margalef para arbóreas, arbustivas y herbáceas, fueron inferiores a dos, considerada por Magurran (2004) como riqueza baja (Cuadro 11). Estudios similares para este tipo de vegetación sin manejo forestal han encontrado valores por debajo de dos para especies arbóreas, como los registrados por Manzanilla-Quijada *et al.* (2020), Méndez-Osorio *et al.* (2018), Vázquez-Cortez *et al.* (2018) y López-Hernández *et al.* (2017). Sin embargo, Silva-García *et al.* (2021) en la Sierra de Durango hallaron un valor de 3.78, considerada como riqueza media. En el caso de las especies arbustivas y herbáceas estas fueron mayores a lo obtenido por Rendón-Pérez *et al.* (2021) en Hidalgo, quienes registraron valores de 0.19 para especies arbustivas y 0.78 para especies herbáceas. Se sugiere considerar a las especies del sotobosque de los bosques de pino-encino en estudios posteriores, dado que son muy escasos.

En bosques templados de pino-encino es común encontrar baja diversidad y riqueza de especies (Ávila-Sánchez *et al.*, 2018), esto puede ser explicado en parte por la alta frecuencia y dominancia de los géneros *Pinus* y *Quercus* (Méndez-Osorio *et al.*, 2018). Los requerimientos de luz (López-Hernández *et al.*, 2017), la alteración natural y antropogénica como los incendios forestales y las extracciones a pequeña escala, pero constantes, moldean la estructura y composición de especies de los bosques templados sin manejo, aumentando considerablemente la dominancia de estos dos géneros (Alfaro-Reyna *et al.*, 2019; González-Tagle *et al.*, 2008).

Cuadro 11. Riqueza y diversidad promedio de las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Especies	Número de especies	Índice de diversidad de Simpson (1-D)	Índice de Margalef
Arbórea	27	0.59	0.98
Arbustiva	25	0.23	0.43
Herbácea	73	0.63	1.76

Por otra parte, las comparaciones de medias de la suma de rango de Dunn no mostraron diferencias significativas en diversidad y riqueza para las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas entre rangos altitudinales, por lo que se rechaza la hipótesis planteada inicialmente que se presentarían diferencias entre rangos altitudinales y se mostraría un patrón de disminución de la diversidad y riqueza de especies a mayor altitud en cada forma de vida (Cuadro 12).

La diversidad de Simpson para las especies arbustivas presentó valores menores en los tres rangos altitudinales respecto a las especies arbóreas y arbustivas. Además, el rango altitudinal inferior e intermedio presentó menor riqueza de Margalef de especies arbustivas; sin embargo, el rango altitudinal superior presentó mayor riqueza de especies herbáceas. Rendón-Pérez *et al.* (2021) y Luna-Bautista *et al.* (2015) encontraron diferencias en riqueza y diversidad de especies entre formas de vida (arbóreas, arbustivas y herbáceas) en bosques de pino-encino sin manejo forestal.

En un gradiente altitudinal, el tipo de patrón de distribución de la diversidad y riqueza de especies puede cambiar por formas de vida (Grytnes *et al.*, 2006), ser similares (Gong *et al.*, 2019) o no mostrar un patrón definido (Lee y Chun, 2016). Diferentes factores contribuirán en la distribución de la diversidad y riqueza de especies, destaca principalmente la presión atmosférica, la temperatura, la humedad, las horas sol, el viento, la estación del año, la geología y el uso de suelo (Körner, 2007; Reich *et al.*, 2010), y su interacción con los diferentes procesos que existen en los ecosistemas forestales como el efecto del ecotono, la competencia, el mutualismo, la heterogeneidad y la complejidad del hábitat (McCain y Grytnes, 2010; Lee y Chun, 2016). Al no encontrar un patrón de distribución claramente definido en las especies arbóreas a lo largo del gradiente altitudinal, se sugiere que para un mismo tipo de vegetación la variación en los índices de diversidad y riqueza de especies no presenta cambios significativos, sin embargo, como lo muestra los valores del IVI, IVF e Índice “A” de Pretzsch para las diferentes especies, se observa que si hay un cambio de especies, posiblemente derivado de las diferentes condiciones bióticas y

abióticas a través del gradiente altitudinal. En contraste, estudios realizados en diferentes tipos de vegetación a través de gradientes altitudinales han mostrado un tipo de patrón de distribución de la diversidad y riqueza de especies claramente definido (Sánchez-González y López-Mata, 2005; Ávila-Sánchez *et al.*, 2018; Martin *et al.*, 2021).

En especies del sotobosque, se han encontrado que los factores que determinarán en gran medida este tipo de comportamiento son la estructura, la composición del rodal, las características físicas del suelo, los microclimas, la microtopografía (McIntosh *et al.*, 2016), el agua, los nutrientes del suelo y la capa de hojarasca (Barbier *et al.*, 2008), mismas que tendrán efectos diversos en el comportamiento de la distribución y estructura del sotobosque dentro del ecosistema forestal. Sin embargo, Jelaska *et al.* (2006) y, Tinya y Ódor (2016) consideran que la disponibilidad de luz es el factor que más influirá en la composición y estructura del sotobosque en bosques mixtos. En este tipo de bosques la distribución de luz es heterogénea y muy dinámica, por la variedad de especies y formas de copas, provocando que las especies dependan en mayor grado del comportamiento de la dinámica sucesional de las especies arbóreas (Márialigeti *et al.*, 2016; Sercu *et al.*, 2017).

Cuadro 12. Índices de riqueza y diversidad de especies arbóreas, arbustivas y herbáceas por rango altitudinal del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Rango altitudinal	Forma de vida	Número de especies	Índice de diversidad de Simpson (1-D)	Índice de Margalef
Inferior	Arbórea	21	0.64 a	1.10 a
	Arbustiva	14	0.27 b	0.55 bcd
	Herbácea	47	0.62 a	1.63 ace
Intermedio	Arbórea	14	0.57 a	0.90 ab
	Arbustiva	13	0.16 b	0.29 d
	Herbácea	37	0.62 a	1.71 ace
Superior	Arbórea	17	0.55 a	0.93 ac
	Arbustiva	16	0.26 b	0.46 bcd
	Herbácea	42	0.66 a	1.94 e

*Medias seguidas por letras iguales indican que no hay diferencias significativas (Suma de rangos de Dunn, $P < 0.05$).

5.7. Diversidad beta

La similitud de especies arbóreas, arbustivas y herbáceas entre rangos altitudinales sugiere que en el rango altitudinal intermedio-superior se comparte el 65% del total de especies. La menor similitud de especies la presenta el rango altitudinal inferior-superior con 51% (Cuadro 13). Estos

cambios de especies posiblemente estén sujetos al cambio de condiciones climáticas, topográficas y antropogénicas en el gradiente altitudinal; pues, en el rango altitudinal superior se presentaron especies como *Quercus crassifolia* Bonpl., *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham., y *Pinus pseudostrobus*; estas especies podrían considerarse indicadoras de mayor humedad; y en el rango altitudinal inferior se encontraron especies como *Pinus devoniana* Lindl., *Pinus teocote* Schied. ex Schltdl. & Cham., y *Pinus oocarpa* mismas que se presentan en condiciones de menor humedad, como sucede en el rango altitudinal inferior (Ríos-Altamirano *et al.*, 2016; Martin *et al.*, 2021). Además, en el rango altitudinal inferior se encontraron especies secundarias que se adaptan a zonas con perturbación como: *Vachellia pennatula* (Schltdl. & Cham.) Seigler & Ebinger, *Diphysa americana* (Mill.) M.Sousa, *Bejaria aestuans* Mutis ex L., *Baccharis heterophylla* Kunth y *Phaseolus vulgaris* L., (Tropicos, 2021; WFO, 2021).

Cuadro 13. Índice de Sorensen basados en la relación presencia-ausencia de las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas en un gradiente altitudinal del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Rango altitudinal	Inferior	Intermedio	Superior
Inferior	1		
Intermedio	0.63	1	
Superior	0.51	0.65	1

5.8. Análisis de correlación de la diversidad, riqueza y estructura

Para las especies arbóreas, la altitud y el ocochal fueron las variables que presentaron correlación positiva moderada con la altura y el área basal; el resto de las variables se correlacionaron positiva y negativamente, sin embargo, se consideran débiles (Cuadro 14).

En las cadenas montañosas está claro que la complejidad de condiciones climáticas y topográficas influyen en la estructura y composición de las especies vegetales (Salas-Eljatib, 2021). Desde el punto de vista de un gradiente altitudinal, se ha encontrado que el comportamiento de la velocidad de crecimiento y desarrollo de los árboles disminuyen a mayor altitud, influenciado principalmente por las temperaturas frías del ambiente (Zheng *et al.*, 2021) y en las partes bajas del gradiente estará influenciado principalmente por la precipitación y la humedad del suelo (Martin-Benito *et al.*, 2018). En este contexto, es necesario integrar nuevas variables al análisis de correlación para explorar y mejorar la comprensión de la distribución compleja en los gradientes altitudinales

(Meng *et al.*, 2012; Oke y Thompson, 2015), enfocados principalmente a bosques de pino-encino, ya que posiblemente las interacciones que hay en este tipo de bosques pareciera ser más compleja.

Cuadro 14. Coeficiente de correlación del rango de Spearman (Rho) entre la diversidad, la estructura de las especies arbóreas y las variables topográficas, y edáficas del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Estructura e índices de diversidad	Variables topográficas/edáficas				
	Altitud	Pendiente	Materia Orgánica	Ocochal	Profundidad de suelo
Índice de Simpson (1-D)	-0.38**	0.05	-0.30**	-0.23	-0.09
Índice de Margalef	-0.29**	0.04	-0.12	-0.08	-0.17
Altura (m)	0.57**	0.20	0.35**	0.42**	0.28
Área basal (m ² ha ⁻¹)	0.56**	0.28	0.34**	0.51**	0.13
Cobertura de copa (m ² ha ⁻¹)	0.19	0.14	-0.04	0.27	-0.13
Densidad (individuos ha ⁻¹)	-0.16	-0.09	-0.13	-0.07	-0.23

*Valores de Rho: débil (≤ 0.50), moderada ($0.51 \leq 0.70$), fuerte (> 0.71). **Correlación significativa ($P \leq 0.05$).

En el gradiente altitudinal del bosque de pino-encino, la altitud presentó una correlación positiva con la materia orgánica, el ocochal y la profundidad del suelo (Cuadro 15). Estos resultados sugieren mejores características topográficas y edáficas a mayores altitudes, lo cual podría estar influyendo en una mayor productividad del rodal, como lo observado por Zacarías-Eslava y del Castillo (2010) en un bosque de pino-encino en la Sierra Juárez de Oaxaca y Guerrero-Hernández *et al.* (2019) en un bosque mesófilo en Jalisco.

Cuadro 15. Coeficiente de correlación del rango de Spearman (Rho) entre la altitud y las variables topográficas, y edáficas del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Variables topográficas y edáficas	Altitud	Pendiente	Materia Orgánica	Ocochal	Profundidad de suelo
Altitud	1				
Pendiente	0.28	1			
Materia Orgánica	0.33**	0.16	1		
Ocochal	0.51**	0.29**	0.57**	1	
Profundidad del suelo	0.44**	0.14	0.16	0.09	1

*Valores de Rho: débil (≤ 0.50), moderada ($0.51 \leq 0.70$), fuerte (> 0.71). **Correlación significativa ($P \leq 0.05$).

La productividad del sitio es un factor fundamental en la comprensión de la dinámica de crecimiento de los bosques (Salas-Eljatib, 2021) y está comprobado que influye en un mejor crecimiento de los árboles en altitudes superiores en muchas regiones montañosas (Chhetri *et al.*, 2016), reflejándose en mayores características estructurales de las especies de la vegetación en

altitudes superiores, apoyado en gran medida por una menor perturbación agrícola y ganadera debido a la elevada pendiente y a la lejanía de la zona urbana (Bonilla-Moheno *et al.*, 2012; Pérez-Hernández *et al.*, 2021).

Por otro lado, se encontró que la mayor riqueza y diversidad de las especies arbóreas se presenta principalmente en las exposiciones orientadas al Noroeste y Oeste, similar a lo que sucede con la altura, el diámetro normal y la cobertura de copa; contrario a lo que se presentó en la exposición Sur (Cuadro 16). En este caso, la exposición topográfica es el factor más importante que determinará la intensidad de la radiación solar que recibirán las áreas, mismas que afectarán la humedad y los nutrientes dentro del bosque, generando variabilidad en la estructura y composición de las especies (Måren *et al.* 2015; Medrano-Meraz *et al.*, 2017; Nepali *et al.*, 2021).

Además, la exposición sur presentó la mayor densidad de árboles ($1,854 \text{ ha}^{-1}$) y solamente las categorías menores a 10 cm representan el 61.8% del total, posiblemente derivado de los incendios forestales que han afectado a la zona en los últimos años y que concuerda con lo encontrado por Vilchis-Francés *et al.* (2015) en bosques templados, quienes sugieren que las exposiciones orientadas al sur son más propensas a ser afectadas por los incendios forestales, debido a las condiciones más secas derivadas de la alta insolación que reciben en el día. Asimismo, *Pinus oocarpa* dominó en densidad en la exposición sur; esta especie presenta conos serótinicos, que por acción de altas temperaturas se abren y permiten la liberación de grandes cantidades de semilla, propiciando una gran regeneración (Rzedowski, 2006), similar a lo encontrado en el presente estudio.

Cuadro 16. Riqueza, diversidad y valores estructurales del componente arbóreo por exposición en el bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Exposición	Índice de diversidad de Simpson (1-D)	Índice de Margalef	Altura (m)	DN (cm)	Área Basal ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$)	CC ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$)	Densidad (N ha^{-1})
N	0.55	0.90	11.2	17.3	43.1	14,801.7	1,186
NW	0.62	1.10	11.4	17.5	43.5	14,039.4	1,067
S	0.58	1.02	9.8	13.1	37.4	16,452.8	1,854
SW	0.60	0.89	10.9	17.3	50.4	16,556.1	1,240
W	0.63	1.03	10.9	16.0	39.6	18,499.5	1,300

*DN= Diámetro normal a 1.30 m, CC= Cobertura de copa.

Por otro lado, los componentes de riqueza, diversidad y estructura de las especies arbustivas mostraron correlación débil no significativa con las variables topográficas y edáficas, por lo que se sugiere que no están contribuyendo en el comportamiento de la distribución (Cuadro 17).

Cuadro 17. Coeficiente de correlación del rango de Spearman (Rho) entre la diversidad, la estructura de las especies arbustivas y las variables topográficas, y edáficas del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Estructura e índices de diversidad	Variables topográficas/edáficas				
	Altitud	Pendiente	Materia Orgánica	Ocochal	Profundidad de suelo
Índice de Simpson (1-D)	-0.09	-0.009	0.05	-0.13	0.17
Índice de Margalef	-0.06	-0.12	0.02	-0.14	0.15
Altura (m)	-0.06	-0.10	0.02	0.001	-0.001
Cobertura de copa (m ² ha ⁻¹)	0.003	-0.03	0.05	0.008	0.11
Densidad (individuos ha ⁻¹)	-0.12	0.08	0.10	0.04	0.03

*Valores de Rho: débil (≤ 0.50), moderada ($0.51 \leq 0.70$), fuerte (> 0.71). **Correlación significativa ($P \leq 0.05$).

En el caso de las especies herbáceas, la correlación entre la diversidad, la estructura y la variables topográficas y edáficas fueron débiles (Cuadro 18).

Cuadro 18. Coeficiente de correlación del rango de Spearman (Rho) entre la diversidad, la estructura de las especies herbáceas y las variables topográficas, y edáficas del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Estructura e índices de diversidad	Variables topográficas/edáficas				
	Altitud	Pendiente	Materia Orgánica	Ocochal	Profundidad de suelo
Índice de Simpson (1-D)	0.08	0.42**	-0.13	-0.05	0.25
Índice de Margalef	0.15	0.34**	-0.12	-0.03	0.45**
Altura (m)	0.07	0.04	-0.09	0.02	-0.04
Cobertura de copa (m ² ha ⁻¹)	0.07	0.04	-0.09	0.02	-0.04
Densidad (individuos ha ⁻¹)	0.10	0.09	0.02	-0.15	0.26

*Valores de Rho: débil (≤ 0.50), moderada ($0.51 \leq 0.70$), fuerte (> 0.71). **Correlación significativa ($P \leq 0.05$).

La débil correlación entre las variables topográficas y edáficas con las variables de las especies arbustivas y herbáceas, sugieren la posibilidad de que la dinámica sucesional de crecimiento de las especies arbóreas esté influyendo en el comportamiento de las especies del sotobosque a través del gradiente altitudinal bajo estudio (Jelaska *et al.*, 2006; Tinya y Ódor, 2016; Márialigeti *et al.*, 2016).

El sotobosque es un componente importante dentro de los ecosistemas forestales, ya que poseen una importancia ecológica y funcional propia, lo que le permite moldear la dinámica forestal, contribuyendo a la captura de carbono, al flujo de energía, al ciclo de los nutrientes, a la generación de hábitats específicos, a la biodiversidad y a la capacidad de regeneración de otras formas de vida (Ampoorter *et al.*, 2016; Márialigeti *et al.*, 2016), sin embargo, a menudo siguen sin ser considerados en las evaluaciones y el monitoreo de la estructura y funcionamiento de la dinámica de los ecosistemas forestales (Landuyt *et al.*, 2019).

Finalmente, no se descarta que los cambios en la composición y estructura de las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas posiblemente están siendo moldeadas por las perturbaciones derivadas de la presión humana, ya que en México está documentado que los cambios de uso del suelo y en la vegetación por las actividades antropogénicas y su relación con la altitud están correlacionadas; en partes bajas y cercanas a los núcleos rurales se ha encontrado que la expansión por la agricultura, la ganadería extensiva y los nuevos asentamientos, han ejercido presión y moldeado los ecosistemas forestales, en comparación con altitudes más altas donde se han encontrado áreas mejor conservadas (Bonilla-Moheno *et al.*, 2012; Pérez-Hernández *et al.*, 2021).

VI. CONCLUSIONES

Se caracterizó el bosque de pino-encino sin manejo forestal en un gradiente altitudinal, el cual presenta una estructura característica de un bosque irregular; con altas densidades en los rangos altitudinales intermedio e inferior, influenciado probablemente por una elevada tasa de perturbación debido a los incendios forestales y la plaga de descortezadores presentes en la zona.

La estructura de las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas a lo largo del gradiente altitudinal en un bosque de pino-encino, presentaron los menores valores a menor altitud, por lo que se rechaza la hipótesis planteada; y la correlación del comportamiento de las tres formas de vida con las variables topográficas y edáficas fueron de moderadas a débiles. En este contexto, en el rango altitudinal superior se presentaron rodales en mejor estado de conservación, característico de un bosque maduro.

No se presentaron cambios significativos en diversidad y riqueza de las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas a través de un gradiente altitudinal por lo que se rechaza la hipótesis planteada; podría haber influencia de otras variables no consideradas. La correlación débil que presentaron las variables topográficas y edáficas con la diversidad y la estructura del sotobosque sugiere que este componente del ecosistema está sujeto principalmente a la dinámica sucesional de las especies arbóreas. En este contexto, se recomienda analizar las variables estructurales entre formas de vida, así como integrar variables climáticas que podrían complementar la dinámica compleja de distribución y crecimiento a través de un gradiente altitudinal del bosque de pino-encino.

Los resultados demuestran la importancia de analizar al sotobosque como un componente funcional de los bosques de pino-encino, seguir avanzando en la comprensión de la distribución, crecimiento y desarrollo; y no debe ser infravalorada en la planeación del manejo forestal sustentable e investigaciones del comportamiento del sotobosque al cambio climático, y el papel que podrá jugar en la resistencia y resiliencia de los bosques templados mixtos.

La caracterización del bosque del pino-encino considerando especies arbóreas, arbustivas y herbáceas, genera un panorama más completo del estado actual y su interacción con los gradientes ambientales, lo que permitirá formular propuestas de manejo forestal enfocadas a mantener la

diversidad y heterogeneidad estructural, y que contribuyan a lograr el equilibrio entre el desarrollo social y económico de las comunidades forestales.

VII. LITERATURA CITADA

- Aguirre-Calderón, O. A. 2002. Índices para la caracterización de la estructura del estrato arbóreo de ecosistemas forestales. *Revista Ciencia Forestal en México*, 27(92): 5-27.
- Alfaro-Reyna, T., J. Martínez-Vilalta, and J. Retana. 2019. Regeneration patterns in Mexican pine-oak forests. *Forest Ecosystems*, 6(50): 2-12. doi: 10.1186/s40663-019-0209-8
- Ampoorter, E., F. Selvi, H. Auge, L. Baeten, S. Berger, E. Carrari, A. Coppi, M. Fotelli, K. Radoglou, N. N. Setiawan, M. Vanhellemont, and K. Verheyen. 2016. Driving mechanisms of overstorey–understorey diversity relationships in European forests. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 19: 21-29. doi: 10.1016/j.ppees.2016.02.001
- Aragón-Parada, J., A. J. García-Mendoza, y G. González-Adame. 2021. Listado florístico y comunidades vegetales del Cerro Giubldan, San Bartolomé Quialana, Oaxaca, México. *Acta Botánica Mexicana*, 128: e1797. doi: 10.21829/abm128.2021.1797
- Arriaga, L., J. M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez, y E. Loa. 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. 1a ed., Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 612 p.
- Ávila-Sánchez, P., A. Sánchez-González, C. Catalán-Heverástico, R. C. Almazán-Núñez, y J. Jiménez-Hernández. 2018. Patrones de riqueza y diversidad de especies vegetales en un gradiente altitudinal en Guerrero, México. *Polibotánica*, 45: 101–113. doi: 10.18387/polibotanica.45.8
- Barbier, S., F. Gosselin, and P. Balandier. 2008. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved—A critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 254(1): 1-15. doi: 10.1016/j.foreco.2007.09.038
- Beltrán-Rodríguez L., J. I. Valdez-Hernández, M. Luna-Cavazos, A. Romero-Manzanares, E. Pineda-Herrera, B. Maldonado-Almanza, Ma. A. Borja-de la Rosa, y J. Blancas-Vázquez. 2018. Estructura y diversidad arbórea de bosques tropicales caducifolios secundarios en la Reserva de la Biósfera Sierra de Huautla, Morelos. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89: 108-122. doi: 10.22201/ib.20078706e.2018.1.2004
- Bhat, J. A., M. Kumar, A. K. Negi, N. P. Todaria, Z. A. Malik, N. A. Pala, A. Kumar, and G. Shukla. 2020. Species diversity of woody vegetation along altitudinal gradient of the Western Himalayas. *Global Ecology and Conservation*, 24: e01302. doi: 10.1016/j.gecco.2020.e01302
- Binkley, D., O. Camargo-Campoe, M. Gspaltl, and D. I. Forrester. 2013. Light absorption and use efficiency in forests: Why patterns differ for trees and stands. *Forest Ecology and Management*, 288(1): 5-13. doi: 10.1016/j.foreco.2011.11.002

- Bonilla-Moheno, M., T. M. Aide, and M. L. Clark. 2012. The influence of socioeconomic, environmental, and demographic factors on municipality-scale land-cover change in Mexico. *Regional Environmental Change*, 12: 543-557. doi:10.1007/s10113-011-0268-z
- Buendía-Rodríguez, E., E. J. Treviño-Garza, E. Alanís-Rodríguez, O. A. Aguirre-Calderón, M. A. González-Tagle, y M. Pompa-García. 2019. Estructura de un ecosistema forestal y su relación con el contenido de carbono en el noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(54): 4-25. doi: 10.29298/rmcf.v10i54.149
- Calderón de Rzedowski, G., y J. Rzedowski. 2005. *Flora Fanerogámica del Valle de México*. 2a. ed., 1ra. reimpresión, Instituto de Ecología A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Pátzcuaro, Michoacán. 1406 pp.
- Campos-Villanueva, Á., y J. L. Villaseñor. 1995. Estudio florístico de la porción central del Municipio de San Jerónimo Coatlán, Distrito de Miahuatlán (Oaxaca). *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 56: 95-120. doi: 10.17129/botsci.1468
- Chhetri, P. K., R. Bista, and D. M. Cairns. 2016. Population structure and dynamics of *Abies spectabilis* at treeline ecotone of Barun Valley, Makalu Barun National Park, Nepal. *Acta Ecologica Sinica*, 36(4): 269-274. doi: 10.1016/j.chnaes.2016.05.003
- Chytrý, M., J. H. J. Schaminée, and A. Schwabe. 2011. Vegetation survey: a new focus for Applied Vegetation Science. *Applied Vegetation Science*, 14(4): 435-439.
- Colwell, R. K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 9.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2020. El sector forestal mexicano en cifras 2019. 104 p.
- Corella, J. F., J. I. Valdez, H., V. M. Cetina, A., F. V. González C., A. Trinidad S., y J. R. Aguirre, R. 2001. Estructura forestal de un bosque de mangles en el noreste del estado de Tabasco, México. *Revista Ciencia Forestal en México*, 26(90): 73-102.
- Cortés-Montaña, C., P. Z. Fulé, D. A. Falk, J. Villanueva-Díaz, and L. L. Yocom. 2012. Linking old-growth forest composition, structure, fire history, climate and land-use in the mountains of northern México. *Ecosphere*, 3(11): 1-16. doi.10.1890/ES12-00161.1
- Cuyckens, G. A. E., L. R. Malizia, y C. Blundo. 2015. Composición, diversidad y estructura de comunidades de árboles en un gradiente altitudinal de selvas subtropicales de montaña (Serranías de Zapla, Jujuy, Argentina). *Madera y Bosques*, 21(3): 137-148.
- Del Castillo, R. F., J. A. Pérez de la Rosa, G. Vargas-Amado, y R. Rivera-García. 2004. Coníferas. En A. J. García-Mendoza, M. J. Ordóñez, y M. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca*, (141-158). México.
- Delgado-Zamora, D. A., S. A. Heynes-Silerio, M. D. Mares-Quiñones, N. L. Piedra-Leandro, F. I. Retana-Rentería, K. Rodríguez-Corral, A. I. Villanueva-Hernández, M. del S. González-Elizondo, y L. Ruacho-González. 2016. Diversidad y estructura arbórea de dos

- rodas en Pueblo Nuevo, Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 7(33): 94:107.
- Del Río, M., F. Montes, I. Cañellas, y G. Montero. 2003. Revisión: índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales*, 12(1): 159-176.
- Del Río, M., M. Löf, A. Bravo-Oviedo, and H. Jactel. 2021. Understanding the complexity of mixed forest functioning and management: Advances and perspectives. *Forest Ecology and Management*, 489: 119138. doi: 10.1016/j.foreco.2021.119138
- Dunn, O. J. 1964. Multiple Comparisons Using Rank Sums. *Technometrics*, 6(3): 241–252.
- ESRI [Environmental Systems Research Institute]. 2016. ArcGIS Desktop 10.5 Environmental Systems Research Institute, Redlands.
- INEGI. 2010. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. San Antonio Huitepec. 9 p. http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/20/20108.pdf. Consultado el 04 de Julio de 2020.
- Fahey, R. T., and K. J. Puettmann. 2007. Ground-layer disturbance and initial conditions influence gap partitioning of understorey vegetation. *Journal of Ecology*, 95(5): 1098-1109. doi: 10.1111/j.1365-2745.2007.01283.x
- FAO. 2020. Global Forest Resources Assessment 2020 Key findings. Rome. 16 p. doi:10.4060/ca8753en. Consultado el 06 de Julio de 2020.
- Franklin, J. F., T. A. Spies, R. V. Pelt, A. B. Carey, D. A. Thornburgh, D. R. Berg., D. B. Lindenmayer, M. E. Harmon, W. S. Keeton, D. C. Shaw, K. Bible, and J. Chen. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155(1-3): 399-423. doi: 10.1016/S0378-1127(01)00575-8
- Gadow, K. V., C. Y. Zhang, C. Wehenkel, A. Pommerening, J. Corral-Rivas, M. Korol, S. Myklush, G. Ying-Hui, A. Kiviste, and X. Hai-Zhao. 2012. Forest Structure and Diversity, Chapter 2, in: T. Pukkala y K. V. Gadow, editors. *Continuous Cover Forestry. Managing Forest Ecosystems*, Springer Science. pp. 29–83.
- Galicia, L., and A. E. Zarco-Arista. 2014. Multiple ecosystem services, possible trade-offs and synergies in a temperate forest ecosystem in Mexico: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services y Management*, 10(4): 275–288. doi: 10.1080/21513732.2014.973907
- Galicia, L., C. Potvin, and C. Messier. 2015. Maintaining the high diversity of pine and oak species in Mexican temperate forests: a new management approach combining functional zoning and ecosystem adaptability. *Canadian Journal of Forest Research*, 45(10): 1358–1368. doi: 10.1139/cjfr-2014-0561

- García, E. 1964. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). México: Instituto de Geografía, UNAM. 246 p.
- García-García, S. A., R. Narváez-Flores, J. M. Olivas-García, y J. Hernández-Salas. 2019. Diversidad y estructura vertical del bosque de pino–encino en Guadalupe y Calvo, Chihuahua. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(53): 41-63. doi: 10.29298/rmcf.v10i53.173
- García-Mendoza, A. J., y J. A. Meave. 2011. Diversidad florística de Oaxaca: de musgos a angiospermas (colección y lista de especies). 2a ed. Universidad Nacional Autónoma de México-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Instituto Estatal de Ecología y Desarrollo Sustentable. México, D.F., México. 351 pp.
- Gaston, K. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405: 220–227. doi: 10.1038/35012228
- Gong, H., T. Yu, X. Zhang, P. Zhang, J. Han, and J. Gao. 2019. Effects of boundary constraints and climatic factors on plant diversity along an altitudinal gradient. *Global Ecology and Conservation*, 19: e00671. doi: 10.1016/j.gecco.2019.e00671
- González-Elizondo, M. S., y M. González-Elizondo. 2014. Ericaceae. Flora del Bajío y de regiones adyacentes, 183: 1-128.
- González-Tagle, M. A., L. Schwendenmann, J. Jiménez-Pérez, and R. Schulz. 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(1-2): 161-167. doi: 10.1016/j.foreco.2008.04.021
- Graciano-Ávila, G., E. Alanís-Rodríguez, O. A. Aguirre-Calderón, M. A. González-Tagle, E. J. Treviño-Garza, y A. Mora-Olivo. 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
- Graciano-Ávila, G., E. Alanís-Rodríguez, O. A. Aguirre-Calderón, M. A. González-Tagle, E. J. Treviño-Garza, A. Mora-Olivo, y J. J. Corral-Rivas. 2020. Cambios estructurales de la vegetación arbórea en un bosque templado de Durango, México. *Acta Botánica Mexicana*, 127: e1522. doi: 10.21829/abm127.2020.1522
- Grytnes, J. A., E. Heegaard, and P. G. Ihlen. 2006. Species richness of vascular plants, bryophytes, and lichens along an altitudinal gradient in western Norway. *Acta Oecologica*, 29 (3): 241-246. doi: 10.1016/j.actao.2005.10.007
- Guerrero-Hernández, R., M. Á. Muñoz-Castro, J. A. Vázquez-García, y J. A. Ruiz-Corral. 2019. Estructura del bosque mesófilo de montaña y su reemplazo por bosque de *Abies* en dos gradientes altitudinales del occidente de México. *Botanical Sciences*, 97(3): 301-322. doi: 10.17129/botsci.2206
- Gilliam, F. S. 2007. The Ecological Significance of the Herbaceous Layer in Temperate Forest Ecosystems. *BioScience*, 57(10): 845–858. doi:10.1641/B571007

- Guízar, N. E. 2015. Manual de Claves de Identificación de Botánica Forestal. Primera edición. Universidad Autónoma Chapingo. División de Ciencias Forestales. Chapingo, México. 181 p.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper, and P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 1-9.
- Hernández-Salas, J., O. A. Aguirre-Calderón, E. Alanís-Rodríguez, J. Jiménez-Pérez, E. J. Treviño-Garza, M. A. González-Tagle, C. Luján-Álvarez, J. M. Olivas-García, y L. A. Domínguez-Pereda. 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
- Huerta-Martínez, F. M., J. E. Briones-Tirado, C. Neri-Luna, A. Muñoz-Urías, y V. C. Rosas-Espinoza. 2014. Relaciones entre comunidades arbóreas, suelo y el gradiente altitudinal en el volcán de Tequila, Jalisco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5(24): 202-215. doi: 10.29298/rmcf.v5i24.329
- Jiménez-Valverde, A., y Hortal, J. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8: 151-161.
- Jelaska, S. D., O. Antonić, M. Božić, J. Križan, and V. Kušan. 2006. Responses of forest herbs to available understory light measured with hemispherical photographs in silver fir-beech forest in Croatia. *Ecological Modelling*, 194(1-3): 209-218. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2005.10.013
- Körner, C. 2007. The use of 'altitude' in ecological research. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 22(11): 569-574. doi: 10.1016/j.tree.2007.09.006
- Landuyt, D., E. De Lombaerde, M. P. Perring, L. R. Hertzog, E. Ampoorter, S. L. Maes, P. De Frenne, S. Ma, W. Proesmans, H. Blondeel, B. K. Sercu, B. Wang, S. Wasof, and K. Verheyen. 2019. The functional role of temperate forest understorey vegetation in a changing world. *Global Change Biology*, 25(11): 3625-3641. doi: 10.1111/gcb.14756
- Lee, C. B., and J. H. Chun. 2016. Environmental drivers of patterns of plant diversity along a wide environmental gradient in Korean temperate forests. *Forests*, 7(1): 1-19. doi: 10.3390/f7010019
- López-Hernández, J. A., O. A. Aguirre-Calderón, E. Alanís-Rodríguez, J. C. Monárrez-González, M. A. González-Tagle y J. Jiménez-Pérez. 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., P. Hernández-de la Rosa, A. Velázquez-Martínez, A. Gómez-Guerrero, y M. Acosta-Mireles. 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

- Magurran, A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science. Oxford, UK. 256 p.
- Manzanilla-Quijada, G. E., J. M. Mata-Balderas, E. J. Treviño-Garza, O. A. Aguirre- Calderón, E. Alanís-Rodríguez, y J. I. Yerena-Yamallel. 2020. Diversidad, estructura y composición florística de bosques templados del sur de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11(61): 94-123. doi: 10.29298/rmcf.v11i61.703
- Måren, I. E., S. Karki, C. Prajapati, R. K. Yadav, and B. B. Shrestha. 2015. Facing north or south: Does slope aspect impact forest stand characteristics and soil properties in a semiarid trans-Himalayan valley?. *Journal of Arid Environments*, 121: 112-123. doi: 10.1016/j.jaridenv.2015.06.004
- Márialigeti, S., F. Tinya, A. Bidló, and P. Ódor. 2016. Environmental drivers of the composition and diversity of the herb layer in mixed temperate forests in Hungary. *Plant Ecology*, 217: 549–563. doi: 10.1007/s11258-016-0599-4
- Marqués, L., J. J. Camarero, M. A. Zavala, M. Stoffel, J. A. Ballesteros-Cánovas, C. Sancho-García, and J. Madrigal-González .2021. Evaluating tree-to-tree competition during stand development in a relict Scots pine forest: how much does climate matter?. *Trees*, 35: 1207–1219. doi: 10.1007/s00468-021-02109-8
- Martin-Benito, D., N. Pederson, N. Köse, M. Doğan, H. Bugmann, M. Mosulishvili, and C. Bigler. 2018. Pervasive effects of drought on tree growth across a wide climatic gradient in the temperate forests of the Caucasus. *Global Ecology and Biogeography*, 27(11): 1314-1325. doi: 10.1111/geb.12799
- Martin, M. P., C. M. Peters, H. Asbjornsen, and M. S. Ashton. 2021. Diversity and niche differentiation of a mixed pine–oak forest in the Sierra Norte, Oaxaca, Mexico. *Ecosphere*, 12(4): e03475. doi: 10.1002/ecs2.3475
- Mejía-Canales, A., S. Franco-Maass, A. R. Endara-Agramont, y V. Ávila-Akerberg. 2018. Caracterización del sotobosque en bosques densos de pino y oyamel en el Nevado de Toluca, México. *Madera y Bosques*, 24(3): e2431656. doi: 10.21829/myb.2018.2431656
- McCain, M. C., and J. A. Grytnes. 2010. Elevational Gradients in Species Richness. In: *Encyclopedia of Life Sciences (ELS)*. John Wiley & Sons, Ltd: Chichester. p 1-10. doi: 10.1002/9780470015902.a0022548
- McIntosh, A. C. S., S. E. Macdonald, and S. A. Quideau. 2016. Understory plant community composition is associated with fine-scale above- and below-ground resource heterogeneity in mature lodgepole pine (*Pinus contorta*) forests. *PLOS ONE*, 11(3): e0151436. doi: 10.1371/journal.pone.0151436
- Medrano-Meraz, M. de J., F. J. Hernández, S. Corral-Rivas, y J. A. Nájera-Luna. 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

- Mejía-Marín, M. I., A. Espejo-Serna, A. R. López-Ferrari, y R. M. Fonseca-Juárez. 2016. Las monocotiledóneas del municipio de San Juan Colorado, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(1): 187-199. doi: 10.1016/j.rmb.2016.01.007
- Méndez-Osorio, C., C. A. Mora-Donjuán, E. Alanís-Rodríguez, J. Jiménez-Pérez, O. A. Aguirre-Calderón, E. J. Treviño-Garza, y M. Á. Pequeño-Ledezma. 2018. Fitodiversidad y estructura de un bosque de pino-encino en la Sierra Madre del Sur, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(50): 35-53. doi: 10.29298/rmcf.v9i50.236
- Meng, D., J. T. Zhang, and M. Li. 2012. Diversity of Woodland Communities and Plant Species along an Altitudinal Gradient in the Guancen Mountains, China. *The Scientific World Journal*, 2012: 398765. doi: 10.1100/2012/398765
- Messier, C., and K. J. Puettmann. 2011. Forests as complex adaptive systems: implications for forest management and modelling. *L'Italia Forestalae e Montana*, 66: 249–258. doi: 10.4129/ifm.2011.3.11
- Messier, C., J. Bauhus, F. Doyon, F. Maure, R. Sousa-Silva, P. Nolet, M. Mina, N. Aquilué, M.J. Fortin, and K. Puettmann. 2019. The functional complex network approach to foster forest resilience to global changes. *Forest Ecosystem*, 6(21): 1-16. doi: 10.1186/s40663-019-0166-2
- Missouri Botanical Garden (TROPICOS). <https://www.tropicos.org/>.
- Monárrez-González, J. C, M. S. González-Elizondo, M. A. Márquez-Linares, P. J. Gutiérrez-Yurrita, and G. Pérez-Verdín. 2020. Effect of forest management on tree diversity in temperate ecosystem forests in northern Mexico. *PLOS ONE*, 15(5): e0233292. doi:10.1371/journal.pone.0233292
- Motz, K., H. Sterba, and A. Pommerening. 2010. Sampling measures of tree diversity. *Forest Ecology and Management*, 260(11): 1985–1996. doi: 10.1016/j.foreco.2010.08.046
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manual y tesis SEA. Cooperación Iberoamericana, Unesco y SEA. Vol. 1. Pachuca, Hidalgo, México. 83 p.
- Müeller-Dombois, D., and H. Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. Nueva York, EUA: John Wiley and Sons. 574 p.
- Nepali, B. R., J. Skartveit, and C. B. Baniya. 2021. Impacts of slope aspects on altitudinal species richness and species composition of Narapani-Masina landscape, Arghakhanchi, West Nepal. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, 14(3): 415-424. doi: 10.1016/j.japb.2021.04.005
- Oke, O. A., and K. A. Thompson. 2015. Distribution models for mountain plant species: The value of elevation. *Ecological Modelling*, 301: 72-77. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2015.01.019
- Olvera-Vargas, M., B. L. Figueroa-Rangel, and J. M. Vázquez-López. 2010. Is there environmental differentiation in the *Quercus*-dominated forests of west-central Mexico? *Plant Ecology*, 211(2): 321–335. doi: 10.1007/s11258-010-9792-z

- Pérez-Hernández, M. J., E. Hernández-Acosta, R. Sánchez-Jiménez, C. González-Gervacio, y S. Madrigal-Reyes. 2021. Dinámica de cambios de uso de suelo y vegetación por actividades antropogénicas en Zaachila, Oaxaca. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12(66): 26-45. doi: 10.29298/rmcf.v12i66.894
- Perry, J. 1991. *The pines of México and Central America*. Timber Press. Portland, Oregon. 231 p.
- Pommerening, A. 2006. Evaluating structural indices by reversing forest structural analysis. *Forest Ecology and Management*, 224(3): 266-277. doi: 10.1016/j.foreco.2005.12.039
- Pöldveer, E., H. Korjus, A. Kiviste, A. Kangur, T. Paluots, and D. Laarmann. 2020. Assessment of spatial stand structure of hemiboreal conifer dominated forests according to different levels of naturalness. *Ecological Indicators*, 110: 105-944. doi: 10.1016/j.ecolind.2019.105944
- Práválie, R. 2018. Major perturbations in the Earth's forest ecosystems. Possible implications for global warming. *Earth-Science Reviews*, 185: 544-571. doi:10.1016/j.earscirev.2018.06.010
- Pretzsch, H. 2009. *Forest dynamics, growth and yield*. Springer-Verlag Berlin. Heilderberg, Germany. 664 p.
- Ramírez-Santiago, R., G. Ángeles-Pérez., P. Hernández de la Rosa., V. M. Cetina-Alcalá, O. Plascencia-Escalante, y R. Clark-Tapia. 2019. Efectos del aprovechamiento forestal en la estructura, diversidad y dinámica de rodales mixtos en la Sierra Juárez de Oaxaca, México. *Madera y Bosques*, 25(3): e2531818. doi: 10.21829/myb.2019.2531818
- Reich, R. M., C. D. Bonham, C. Aguirre-Bravo, and M. Chazaro-Basañeza. 2010. Patterns of tree species richness in Jalisco, Mexico: relation to topography, climate and forest structure. *Plant Ecology*, 210(1): 67-84. doi:10.1007/s11258-010-9738-5
- Rendón-Pérez, M. A., P. Hernández-de la Rosa, A. Velázquez- Martínez, J. L. Alcántara-Carbajal, y V. J. Reyes-Hernández. 2021. Composición, diversidad y estructura de un bosque manejado del centro de México. *Madera y Bosques*, 27(1), e2712127. doi: 10.21829/myb.2021.2712127
- Reyes-Ramos, A., J. Cruz de León, A. Martínez-Palacios, P. C. Marc-Lobit, J. E. Ambríz-Parra, y N. M. Sánchez-Vargas. 2019. caracteres ecológicos y dendrométricos que influyen en la producción de resina en *Pinus oocarpa* de Michoacán, México. *Madera y bosques*, 25 (1): e2511414. doi: 10.21829/myb.2019.2511414
- Ríos-Altamirano, A., C. Alfonso-Corrado, V. Aguirre-Hidalgo., G. Ángeles-Pérez, M. M. Mendoza-Díaz, V. Rodríguez-Rivera, E. Roldán-Félix, y R. Clark-Tapia. 2016. Abundancia y distribución del género *Pinus* en Capulálpam de Méndez, Sierra Juárez, Oaxaca. *Madera y bosques*, 22(3): 61-74. doi: 10.21829/myb.2016.2231457

- Rubio-Camacho, E. A., M. A. González-Tagle, J. Jiménez-Pérez, E. Alanís-Rodríguez, y D. Y. Ávila-Flores. 2014. Diversidad y distribución vertical de especies vegetales mediante el índice de Pretzsch. *CIENCIA UNL*, 17(65): 34-41.
- Rzedowski, J. 2006. *Vegetación de México*. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 504 pp.
- Rzedowski, J., y G. Calderón de Rzedowski. 2005. Rosaceae. *Flora del Bajío y de regiones adyacentes*, 135: 1-163.
- Rzedowski, J., y G. Calderón de Rzedowski. 2008. Compositae, Tribu Heliantheae. *Flora del Bajío y de regiones adyacentes*, 157: 1-166.
- Rzedowski, J., G. Calderón de Rzedowski, L. Torres-Colín, y R. Grether. 2016. Leguminosae. subfamilia Papilionoideae. *Flora del Bajío y de regiones adyacentes*, 192: 1-330.
- Salas-Eljatib, C. 2021. An approach to quantify climate–productivity relationships: an example from a widespread *Nothofagus* forest. *Ecological applications*, 31(4): e02285. doi: 10.1002/eap.2285
- Sánchez-González, A., and L. López-Mata, 2005. Plant species richness and diversity along an altitudinal gradient in the Sierra Nevada, Mexico. *Diversity and Distribution*, 11(6): 567-575. doi: 10.1111/j.1366-9516.2005.00186.x
- SAS Institute. 2008. *Statistical Analysis System 9.2*. SAS Institute Inc., Cary. N. C., USA.
- Schütz, J. P., T. Pukkala, P. Donoso, and K. V. Gadow. 2012. Historical emergence and current applications of CCF, Chapter 1, in T. Pukkala, and K. V. Gadow, editors. *Continuous Cover Forestry. Managing Forest Ecosystems*, Springer Science. pp. 1-28.
- Sercu, B. K., L. Baeten, F. van Coillie, A. Martel, L. Lens, K. Verheyen, and D. Bonte. 2017. How tree species identity and diversity affect light transmittance to the understory in mature temperate forests. *Ecology and Evolution*, 7(24): 10861-10870. doi: 10.1002/ece3.3528
- Silva-García, J. E., O. A. Aguirre-Calderón, E. Alanís-Rodríguez, E. Jurado-Ybarra, J. Jiménez-Pérez, y B. Vargas-Larreta. 2021. Estructura y diversidad de especies arbóreas en un bosque templado del noroeste de México. *Polibotánica*, 52: 89-102. doi: 10.18387/polibotanica.52.7
- Smith, D. M., B. C. Larson, M. J. Kelty, and P. M. S. Asthon. 1997. *The practice of silviculture: applied forest ecology*. 9th ed. New York: Wiley and Sons. 537 pp.
- Soberón, J., and J. Llorente, 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*, 7: 480-488.
- Spicer, M. E., H. V. N. Radhamoni, M. C. Duguid, S. A. Queenborough, and L. S. Comita. 2022. Herbaceous plant diversity in forest ecosystems: patterns, mechanisms, and threats. *Plant Ecology*, 223:117-129. doi: 10.1007/s11258-021-01202-9

- Tinya, F., and P. Ódor. 2016. Congruence of the spatial pattern of light and understory vegetation in an old-growth, temperate mixed forest. *Forest Ecology and Management*, 381: 84-92. doi: 10.1016/j.foreco.2016.09.027
- Torres-Rojo, J. M., y J. Amador-Callejas. 2015. Características de los núcleos agrarios forestales en México. En: J. M. Torres-Rojo (Ed.). *Desarrollo Forestal Comunitario: La Política Pública*, pp. 15-38.
- Tropicos, 2021. Missouri Botanical Garden. <http://www.tropicos.org>.
- Vázquez-Cortez, V. F., R. Clark-Tapia, F. Manzano-Méndez, G. González-Adame, y V. Aguirre-Hidalgo. 2018. Estructura, composición y diversidad arbórea y arbustiva en tres condiciones de manejo forestal de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Madera y Bosques*, 24(3): e2431649. doi: 10.21829/myb.2018.2431649
- Velasco-Murguía, A., E. Durán-Medina, R. Rivera, y D. B. Bray. 2014. Cambios en la cobertura arbolada de comunidades indígenas con y sin iniciativas de conservación, en Oaxaca, México. *Investigaciones Geográficas*, 83: 55–73. doi: 10.14350/rig.34975
- Vilchis-Francés, A. Y., C. Díaz-Delgado, D. Magaña-Lona, K. M. Bâ, and M. Á. Gómez-Albores. 2015. Territorial modeling for danger of wildfires with daily prediction in the Balsas River basin. *Agrociencia*, 49: 803-820.
- WFO, 2021. <http://www.worldfloraonline.org/>.
- Zacarías-Eslava, Y., y R. F. del Castillo. 2010. Comunidades vegetales templadas de la Sierra Juárez, Oaxaca: rangos altitudinales y sus posibles implicaciones ante el cambio climático. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 87: 13-28.
- Zarco, E., V. M., J. I. Valdez H., G. Ángeles P. y O. Castillo A. 2010. Estructura y diversidad de la vegetación arbórea del Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. *Universidad y Ciencia*, 26(1):1-17.
- Zavala, C. F. 2003. Identificación de Encinos de México. Segunda edición. Universidad Autónoma Chapingo. División de Ciencias Forestales. Chapingo, México. 188 p.
- Zhang, J. T., B. Xu, and M. Li. 2013. Vegetation Patterns and Species Diversity Along Elevational and Disturbance Gradients in the Baihua Mountain Reserve, Beijing, China. *Mountain Research and Development*, 33(2): 170-178. doi: 10.1659/MRD-JOURNAL-D-11-00042.1
- Zhang, J. T., M. Zhang, and R. Mian. 2016. Effects of elevation and disturbance gradients on forest diversity in the Wulingshan Nature Reserve, North China. *Environmental Earth Sciences*, 75(10): 904. doi: 10.1007/s12665-016-5734-y
- Zheng, L., P. Shi, M. Song, T. Zhou, N. Zong, and X. Zhang. 2021. Climate sensitivity of high-altitude tree growth across the Hindu Kush Himalaya. *Forest Ecology and Management*, 486:118963. doi: 10.1016/j.foreco.2021.118963

ANEXOS

Anexo 1A. Índice de distribución vertical de Pretzsch de las especies arbóreas del rango altitudinal inferior del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Zona	Especie	N	N ha ⁻¹	Proporción (%)	
				Del total	De la zona
I (25.6-32 m)	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	13	14	50.0	1.0
	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	9	9	34.6	0.7
	<i>Pinus leiophylla</i> Schiede de Schltld. & Cham.	2	2	7.7	0.2
	<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>apulcensis</i> (Lindl.) Shaw	1	1	3.8	0.1
	<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.	1	1	3.8	0.1
	Subtotal	26	27	100	2.0
II (16-25.5 m)	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	56	59	40.9	4.3
	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	45	47	32.8	3.5
	<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.	12	13	8.8	0.9
	<i>Pinus leiophylla</i> Schiede de Schltld. & Cham.	7	7	5.1	0.5
	<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>apulcensis</i> (Lindl.) Shaw	6	6	4.4	0.5
	<i>Pinus teocote</i> Schied. ex Schltld. & Cham.	4	4	2.9	0.3
	<i>Quercus elliptica</i> Née	2	2	1.5	0.2
	<i>Quercus glaucescens</i> Bonpl.	2	2	1.5	0.2
	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	1	1	0.7	0.1
	<i>Pinus devoniana</i> Lindl.	1	1	0.7	0.1
	<i>Quercus salicifolia</i> Née	1	1	0.7	0.1
Subtotal	137	144	100	10.5	
III (<16 m)	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	342	360	30.0	26.2
	<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.	196	206	17.2	15.0
	<i>Quercus elliptica</i> Née	134	141	11.8	10.3
	<i>Quercus acutifolia</i> Née	89	94	7.8	6.8
	<i>Quercus magnoliifolia</i> Née	67	71	5.9	5.1
	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	62	65	5.4	4.8
	<i>Bejaria aestuans</i> Mutis ex L.	61	64	5.4	4.7
	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	57	60	5.0	4.4
	<i>Pinus teocote</i> Schied. ex Schltld. & Cham.	38	40	3.3	2.9
	<i>Pinus leiophylla</i> Schiede de Schltld. & Cham.	25	26	2.2	1.9
	<i>Quercus obtusata</i> Bonpl.	15	16	1.3	1.2
<i>Pinus devoniana</i> Lindl.	12	13	1.1	0.9	

Continuación del Anexo 1A. Índice de distribución vertical de Pretzsch de las especies arbóreas del rango altitudinal inferior del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Zona	Especie	N	N ha ⁻¹	Proporción (%)	
				Del total	De la zona
III (<16 m)	<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>apulcensis</i> (Lindl.) Shaw	10	11	0.9	0.8
	<i>Quercus glaucescens</i> Bonpl.	7	7	0.6	0.5
	<i>Quercus salicifolia</i> Née	7	7	0.6	0.5
	<i>Juniperus poblana</i> (Martínez) R.P. Adams	6	6	0.5	0.5
	<i>Diphysa americana</i> (Mill.) M.Sousa	5	5	0.4	0.4
	<i>Oreopanax xalapensis</i> (Kunth) Decne. & Planch.	3	3	0.3	0.2
	<i>Cornus disciflora</i> Moc. & Sessé ex DC.	2	2	0.2	0.2
	<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	1	1	0.1	0.1
	<i>Vachellia pennatula</i> (Schltdl. & Cham.) Seigler & Ebinger	1	1	0	0
	Subtotal	1,140	1,200	100	87.5
	TOTAL	1,303	1,372	300	100

Anexo 1B. Índice de distribución vertical de Pretzsch de las especies arbóreas del rango altitudinal intermedio del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Zona	Especie	N	N ha ⁻¹	Proporción (%)	
				Del total	De la zona
I (27.2-34 m)	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	9	13	69.2	0.8
	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	2	3	15.4	0.2
	<i>Pinus leiophylla</i> Schiede de Schltld. & Cham.	1	1	7.7	0.1
	<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>apulcensis</i> (Lindl.) Shaw	1	1	7.7	0.1
	Subtotal	13	19	100	1.1
II (17-27.1 m)	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	51	73	46.8	4.3
	<i>Pinus leiophylla</i> Schiede de Schltld. & Cham.	14	20	12.8	1.2
	<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>apulcensis</i> (Lindl.) Shaw	13	19	11.9	1.1
	<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.	13	19	11.9	1.1
	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	5	7	4.6	0.4
	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	4	6	3.7	0.3
	<i>Quercus obtusata</i> Bonpl.	3	4	2.8	0.3
	<i>Quercus acutifolia</i> Née	2	3	1.8	0.2
	<i>Quercus elliptica</i> Née	2	3	1.8	0.2
	<i>Alnus acuminata</i> subsp. <i>arguta</i> (Schltld.) Furlow	1	1	0.9	0.1
<i>Quercus salicifolia</i> Née	1	1	0.9	0.1	
Subtotal	109	156	100	9.1	
III (<17 m)	<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.	339	484	31.6	28.4
	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	205	293	19.1	17.2
	<i>Pinus leiophylla</i> Schiede de Schltld. & Cham.	154	220	14.4	12.9
	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	125	179	11.6	10.5
	<i>Quercus elliptica</i> Née	111	159	10.3	9.3
	<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>apulcensis</i> (Lindl.) Shaw	44	63	4.1	3.7
	<i>Quercus obtusata</i> Bonpl.	32	46	3.0	2.7
	<i>Quercus rugosa</i> Née	25	36	2.3	2.1
	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	22	31	2.1	1.8
	<i>Quercus salicifolia</i> Née	6	9	0.6	0.5
	<i>Alnus acuminata</i> subsp. <i>arguta</i> (Schltld.) Furlow	5	7	0.5	0.4
	<i>Buddleja cordata</i> Kunth	2	3	0.2	0.2
	<i>Quercus glaucescens</i> Bonpl.	2	3	0.2	0.2
<i>Quercus acutifolia</i> Née	1	1	0.1	0.1	
Subtotal	1,140	1,200	100	87.5	
TOTAL		1,303	1,372	300	100

Anexo 1C. Índice de distribución vertical de Pretzsch de las especies arbóreas del rango altitudinal superior del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Zona	Especie	N	N ha ⁻¹	Proporción (%)	
				Del total	De la zona
I (28-35 m)	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	21	35	84.0	3.4
	<i>Pinus leiophylla</i> Schiede de Schltld. & Cham.	3	5	12.0	0.5
	<i>Pinus patula</i> Schiede ex Schltld. & Cham.	1	2	4.0	0.2
	Subtotal	25	42	100	4
II (17.5-27.9 m)	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	20	33	29.4	3.2
	<i>Pinus leiophylla</i> Schiede de Schltld. & Cham.	17	28	25.0	2.7
	<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>apulcensis</i> (Lindl.) Shaw	15	25	22.1	2.4
	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	5	8	7.4	0.8
	<i>Quercus rugosa</i> Née	5	8	7.4	0.8
	<i>Quercus obtusata</i> Bonpl.	3	5	4.4	0.5
	<i>Alnus acuminata</i> subsp. <i>arguta</i> (Schltld.) Furlow	2	3	2.9	0.3
<i>Quercus acutifolia</i> Née	1	2	1.5	0.2	
Subtotal	68	113	100	10.9	
III (<17.5 m)	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	105	175	19.7	16.8
	<i>Quercus rugosa</i> Née	95	158	17.9	15.2
	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	66	110	12.4	10.6
	<i>Quercus obtusata</i> Bonpl.	63	105	11.8	10.1
	<i>Alnus acuminata</i> subsp. <i>arguta</i> (Schltld.) Furlow	52	87	9.8	8.3
	<i>Quercus crassifolia</i> Bonpl.	38	63	7.1	6.1
	<i>Pinus leiophylla</i> Schiede de Schltld. & Cham.	37	62	7.0	5.9
	<i>Quercus elliptica</i> Née	25	42	4.7	4.0
	<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>apulcensis</i> (Lindl.) Shaw	21	35	3.9	3.4
	<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.	11	18	2.1	1.8
	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	7	12	1.3	1.1
	<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	4	7	0.8	0.6
	<i>Quercus acutifolia</i> Née	4	7	0.8	0.6
	<i>Clethra mexicana</i> DC.	2	3	0.4	0.3
<i>Buddleja cordata</i> Kunth	1	2	0.2	0.2	
<i>Quercus salicifolia</i> Née	1	2	0.2	0.2	
Subtotal	1,140	1,200	100	87.5	
TOTAL		1,303	1,372	300	100

Anexo 2A. Índice de Valor de Importancia (IVI) del rango altitudinal inferior del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Especie	Dominancia		Densidad		Frecuencia		IVI (%)
	Absoluta AB (m ² ha ⁻¹)	Relativa (%)	Absoluta (N ha ⁻¹)	Relativa (%)	Absoluta	Relativa (%)	
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	10.4	33.0	433	31.5	0.8	15.2	26.6
<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.	3.7	11.9	220	16.0	0.8	15.2	14.4
<i>Pinus pseudostrabus</i> Lindl.	7.5	23.8	122	8.9	0.3	4.8	12.5
<i>Quercus elliptica</i> Née	2.0	6.3	143	10.4	0.5	9.5	8.8
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	0.5	1.6	61	4.5	0.7	13.3	6.4
<i>Quercus acutifolia</i> Née	1.6	5.1	94	6.8	0.4	6.7	6.2
<i>Bejaria aestuans</i> Mutis ex L.	0.6	1.9	64	4.7	0.4	6.7	4.4
<i>Quercus magnoliifolia</i> Née	0.6	1.8	71	5.1	0.3	5.7	4.2
<i>Pinus leiophylla</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	1.5	4.6	36	2.6	0.2	2.9	3.4
<i>Pinus teocote</i> Schied. ex Schltdl. & Cham.	0.8	2.7	44	3.2	0.1	1.9	2.6
<i>Quercus obtusata</i> Bonpl.	0.2	0.5	16	1.2	0.3	5.7	2.5
<i>Pinus pseudostrabus</i> var. <i>apulcensis</i> (Lindl.) Shaw	1.0	3.2	18	1.3	0.1	1.0	1.8
<i>Pinus devoniana</i> Lindl.	0.4	1.1	14	1.0	0.1	1.9	1.3
<i>Quercus glaucescens</i> Bonpl.	0.4	1.4	9	0.7	0.1	1.0	1.0
<i>Juniperus poblana</i> (Martínez) R.P. Adams	0.0	0.1	6	0.5	0.1	1.9	0.8
<i>Diphysa americana</i> (Mill.) M.Sousa	0.0	0.0	5	0.4	0.1	1.9	0.8
<i>Quercus salicifolia</i> Née	0.2	0.6	8	0.6	0.1	1.0	0.7
<i>Oreopanax xalapensis</i> (Kunth) Decne. & Planch.	0.0	0.0	3	0.2	0.1	1.0	0.4
<i>Cornus disciflora</i> Moc. & Sessé ex DC.	0.0	0.1	2	0.2	0.1	1.0	0.4
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	0.0	0.0	1	0.1	0.1	1.0	0.4
<i>Vachellia pennatula</i> (Schltdl. & Cham.) Seigler & Ebinger	0.0	0.0	1	0.1	0.1	1.0	0.4
TOTAL	31.4	100.0	1,372	100.0	5.5	100.0	100.0

Anexo 2B. Índice de Valor de Importancia (IVI) del rango altitudinal intermedio del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Especie	Dominancia		Densidad		Frecuencia		IVI (%)
	Absoluta	Relativa	Absoluta	Relativa	Absoluta	Relativa	
	AB (m ² ha ⁻¹)	(%)	(N ha ⁻¹)	(%)		(%)	
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	14.3	33.4	379	22.2	0.6	13.2	22.9
<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.	8.8	20.6	503	29.5	0.9	17.6	22.6
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	3.4	8.0	186	10.9	0.9	17.6	12.2
<i>Pinus leiophylla</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	5.8	13.6	241	14.1	0.3	5.9	11.2
<i>Quercus elliptica</i> Née	3.1	7.4	161	9.5	0.6	13.2	10.0
<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>apulcensis</i> (Lindl.) Shaw	3.0	6.9	83	4.9	0.3	5.9	5.9
<i>Quercus obtusata</i> Bonpl.	1.3	3.1	50	2.9	0.4	7.4	4.5
<i>Quercus rugosa</i> Née	0.8	1.9	36	2.1	0.4	7.4	3.8
<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	1.3	3.1	40	2.3	0.1	2.9	2.8
<i>Quercus acutifolia</i> Née	0.1	0.4	4	0.3	0.1	2.9	1.2
<i>Quercus salicifolia</i> Née	0.5	1.1	10	0.6	0.1	1.5	1.1
<i>Alnus acuminata</i> subsp. <i>arguta</i> (Schltdl.) Furlow	0.2	0.4	9	0.5	0.1	1.5	0.8
<i>Buddleja cordata</i> Kunth	0.0	0.1	3	0.2	0.1	1.5	0.6
<i>Quercus glaucescens</i> Bonpl.	0.0	0.0	3	0.2	0.1	1.5	0.6
TOTAL	42.7	100.0	1,707	100.0	4.9	100.0	100.0

Anexo 2C. Índice de Valor de Importancia (IVI) del rango altitudinal superior del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Especie	Dominancia		Densidad		Frecuencia		IVI (%)
	Absoluta AB (m ² ha ⁻¹)	Relativa (%)	Absoluta (N ha ⁻¹)	Relativa (%)	Absoluta	Relativa (%)	
<i>Pinus pseudostrabus</i> Lindl.	19.7	35.5	243	23.4	0.5	10.9	23.3
<i>Quercus rugosa</i> Née	6.9	12.5	167	16.0	0.7	14.5	14.3
<i>Pinus leiophylla</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	8.8	15.8	95	9.1	0.3	7.3	10.7
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	2.5	4.5	110	10.6	0.8	16.4	10.5
<i>Quercus obtusata</i> Bonpl.	3.2	5.8	110	10.6	0.5	10.9	9.1
<i>Alnus acuminata</i> subsp. <i>arguta</i> (Schltdl.) Furlow	2.2	3.9	90	8.6	0.4	9.1	7.2
<i>Pinus pseudostrabus</i> var. <i>apulcensis</i> (Lindl.) Shaw	5.2	9.4	60	5.8	0.3	5.5	6.9
<i>Quercus crassifolia</i> Bonpl.	2.0	3.6	63	6.1	0.1	1.8	3.8
<i>Quercus elliptica</i> Née	1.1	1.9	42	4.0	0.2	3.6	3.2
<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.	0.6	1.1	18	1.8	0.3	5.5	2.8
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	1.9	3.5	20	1.9	0.1	1.8	2.4
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	0.2	0.4	7	0.6	0.2	3.6	1.5
<i>Quercus acutifolia</i> Née	0.8	1.4	8	0.8	0.1	1.8	1.3
<i>Pinus patula</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	0.4	0.6	2	0.2	0.1	1.8	0.9
<i>Clethra mexicana</i> DC.	0.0	0.1	3	0.3	0.1	1.8	0.7
<i>Buddleja cordata</i> Kunth	0.1	0.2	2	0.2	0.1	1.8	0.7
<i>Quercus salicifolia</i> Née	0.0	0.0	2	0.2	0.1	1.8	0.7
TOTAL	55.5	100.0	1,042	100.0	4.6	100.0	100.0

Anexo 3A. Índice de Valor Forestal (IVF) del rango altitudinal inferior del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Especie	Diámetro		Altura		Cobertura		IVF
	cm	(%)	m	(%)	m ² ha ⁻¹	(%)	(%)
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	5,037.0	30.0	4,412.1	35.7	180.8	25.1	30.3
<i>Pinus pseudostrabus</i> Lindl.	2,804.0	16.7	1,843.3	14.9	128.8	17.8	16.5
<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.	2,400.5	14.3	1,692.9	13.7	103.0	14.3	14.1
<i>Quercus elliptica</i> Née	1,611.5	9.6	1,068.0	8.6	88.8	12.3	10.2
<i>Quercus acutifolia</i> Née	1,053.0	6.3	644.5	5.2	54.2	7.5	6.3
<i>Quercus magnoliifolia</i> Née	589.0	3.5	421.6	3.4	27.4	3.8	3.6
<i>Bejaria aestuans</i> Mutis ex L.	598.5	3.6	369.6	3.0	24.7	3.4	3.3
<i>Pinus leiophylla</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	601.0	3.6	448.5	3.6	17.5	2.4	3.2
<i>Pinus teocote</i> Schied. ex Schltdl. & Cham.	504.0	3.0	361.3	2.9	22.3	3.1	3.0
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	496.0	3.0	342.5	2.8	22.3	3.1	2.9
<i>Pinus pseudostrabus</i> var. <i>apulcensis</i> (Lindl.) Shaw	357.0	2.1	243.0	2.0	19.4	2.7	2.3
<i>Pinus devoniana</i> Lindl.	193.0	1.2	115.2	0.9	8.1	1.1	1.1
<i>Quercus obtusata</i> Bonpl.	156.0	0.9	104.8	0.8	7.9	1.1	1.0
<i>Quercus glaucescens</i> Bonpl.	153.0	0.9	93.1	0.8	6.9	1.0	0.9
<i>Quercus salicifolia</i> Née	98.0	0.6	69.8	0.6	2.2	0.3	0.5
<i>Juniperus poblana</i> (Martínez) R.P. Adams	46.0	0.3	48.7	0.4	0.7	0.1	0.3
<i>Cornus disciflora</i> Moc. & Sessé ex DC.	24.0	0.1	30.0	0.2	2.3	0.3	0.2
<i>Diphysa americana</i> (Mill.) M.Sousa	26.0	0.2	21.5	0.2	0.8	0.1	0.1
<i>Vachellia pennatula</i> (Schltdl. & Cham.) Seigler & Ebinger	11.0	0.1	5.0	0.0	2.3	0.3	0.1
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	11.0	0.1	7.1	0.1	0.8	0.1	0.1
<i>Oreopanax xalapensis</i> (Kunth) Decne. & Planch.	8.0	0.0	6.2	0.1	0.3	0.0	0.0
TOTAL	16,777.5	100.0	12,348.7	100.0	721.5	100.0	100.0

Anexo 3B. Índice de Valor Forestal (IVF) del rango altitudinal intermedio del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Especie	Diámetro		Altura		Cobertura		IVF
	cm	(%)	m	(%)	m ² ha ⁻¹	(%)	(%)
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	4,567.5	26.2	3,401.0	27.3	205.4	24.3	25.9
<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.	4,423.5	25.4	3,126.8	25.1	216.6	25.7	25.4
<i>Pinus leiophylla</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	2,487.0	14.3	2,038.7	16.4	101.3	12.0	14.2
<i>Quercus elliptica</i> Née	1,541.0	8.8	994.9	8.0	86.8	10.3	9.0
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	1,620.5	9.3	954.0	7.7	80.5	9.5	8.8
<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>apulcensis</i> (Lindl.) Shaw	1,022.5	5.9	734.1	5.9	73.4	8.7	6.8
<i>Quercus obtusata</i> Bonpl.	557.0	3.2	340.5	2.7	23.1	2.7	2.9
<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	480.0	2.8	380.4	3.1	17.9	2.1	2.6
<i>Quercus rugosa</i> Née	379.0	2.2	240.4	1.9	16.8	2.0	2.0
<i>Quercus salicifolia</i> Née	163.0	0.9	89.6	0.7	12.4	1.5	1.0
<i>Alnus acuminata</i> subsp. <i>arguta</i> (Schltdl.) Furlow	91.0	0.5	72.1	0.6	4.3	0.5	0.5
<i>Quercus acutifolia</i> Née	62.0	0.4	58.0	0.5	5.4	0.6	0.5
<i>Buddleja cordata</i> Kunth	20.0	0.1	15.0	0.1	0.0	0.0	0.1
<i>Quercus glaucescens</i> Bonpl.	13.0	0.1	10.3	0.1	0.2	0.0	0.1
TOTAL	17,427.0	100.0	12,455.8	100.0	844.3	100.0	100.0

Anexo 3C. Índice de Valor Forestal (IVF) del rango altitudinal superior del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Especie	Diámetro		Altura		Cobertura		IVF
	cm	(%)	m	(%)	m ² ha ⁻¹	(%)	(%)
<i>Pinus pseudostrubus</i> Lindl.	3,354.5	25.8	2,138.5	28.2	154.7	17.8	23.9
<i>Quercus rugosa</i> Née	2,026.0	15.6	1,137.6	15.0	197.7	22.7	17.8
<i>Pinus leiophylla</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	1,560.0	12.0	860.0	11.3	112.9	13.0	12.1
<i>Quercus obtusata</i> Bonpl.	1,138.0	8.8	687.3	9.0	85.9	9.9	9.2
<i>Pinus pseudostrubus</i> var. <i>apulcensis</i> (Lindl.) Shaw	1,066.5	8.2	587.4	7.7	74.5	8.6	8.2
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	986.0	7.6	538.8	7.1	53.4	6.1	6.9
<i>Alnus acuminata</i> subsp. <i>arguta</i> (Schltdl.) Furlow	832.5	6.4	458.5	6.0	45.3	5.2	5.9
<i>Quercus crassifolia</i> Bonpl.	730.0	5.6	446.7	5.9	41.6	4.8	5.4
<i>Quercus elliptica</i> Née	404.0	3.1	264.2	3.5	32.3	3.7	3.4
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	346.5	2.7	184.5	2.4	23.8	2.7	2.6
<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.	182.5	1.4	97.3	1.3	21.9	2.5	1.7
<i>Quercus acutifolia</i> Née	171.0	1.3	84.2	1.1	17.6	2.0	1.5
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	76.0	0.6	47.0	0.6	2.6	0.3	0.5
<i>Pinus patula</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	52.0	0.4	28.0	0.4	2.7	0.3	0.4
<i>Buddleja cordata</i> Kunth	27.0	0.2	13.0	0.2	2.7	0.3	0.2
<i>Clethra mexicana</i> DC.	22.0	0.2	18.0	0.2	0.2	0.0	0.1
<i>Quercus salicifolia</i> Née	5.0	0.0	4.0	0.1	0.2	0.0	0.0
TOTAL	12,979.5	100.0	7,595.0	100.0	870.0	100.0	100.0

Anexo 4. Listado florístico del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Familia	Especie	Forma de vida
Acanthaceae	<i>Pseuderanthemum praecox</i> (Benth.) Leonard	Hierba
Amaranthaceae	<i>Iresine diffusa</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Hierba
Apiaceae	<i>Eryngium gracile</i> F. Delaroché	Hierba
	<i>Eryngium monocephalum</i> Cav.	Hierba
Araliaceae	<i>Oreopanax xalapensis</i> (Kunth) Decne. & Planch.	Árbol
Astereaceae	<i>Ageratina adenophora</i> (Spreng.) R.M. King & H. Rob.	Hierba
	<i>Ageratina bellidifolia</i> (Benth.) R.M. King & H. Rob.	Hierba
	<i>Alloispermum scabrum</i> (Lag.) H. Rob.	Hierba
	<i>Baccharis heterophylla</i> Kunth	Arbusto
	<i>Bidens pilosa</i> L.	Hierba
	<i>Cosmos crithmifolius</i> Kunth	Hierba
	<i>Iostephane trilobata</i> Hemsl.	Hierba
	<i>Lagascea helianthifolia</i> Kunth	Arbusto
	<i>Piptothrix areolaris</i> (DC.) R.M. King & H. Rob.	Hierba
	<i>Pseudognaphalium oxyphyllum</i> (DC.) Kirp.	Hierba
	<i>Roldana petasitis</i> (Sims) H. Rob. & Brettell	Arbusto
	<i>Rumfordia floribunda</i> DC.	Hierba
	<i>Stevia</i> sp.	Hierba
	<i>Tagetes lucida</i> Cav.	Hierba
	<i>Vernonia karvinskiana</i> DC. subsp. <i>karvinskiana</i>	Arbusto
Betulaceae	<i>Alnus acuminata</i> subsp. <i>arguta</i> (Schltdl.) Furlow	Árbol
Caprifoliaceae	<i>Symphoricarpos microphyllus</i> (Humb. & Bonpl. ex Schult.) Kunth	Arbusto
Caryophyllaceae	<i>Drymaria gracilis</i> Schltdl. & Cham.	Hierba
Clethraceae	<i>Clethra mexicana</i> DC.	Árbol
Cornaceae	<i>Cornus disciflora</i> Moc. & Sessé ex DC.	Árbol
Cupressaceae	<i>Juniperus poblana</i> (Martínez) R.P. Adams	Árbol
Dennstaedtiaceae	<i>Pteridium aquilinum</i> var. <i>feeii</i> (W. Schaffn. ex Fée) Maxon	Hierba
Dryopteridaceae	<i>Elaphoglossum latifolium</i> (Sw.) J. Sm.	Hierba
Ericaceae	<i>Agarista mexicana</i> (Hemsl.) Judd	Arbusto
	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	Árbol
	<i>Bejaria aestuans</i> Mutis ex L.	Árbol
	<i>Chimaphila maculata</i> (L.) Pursh	Hierba
	<i>Comarostaphylis glaucescens</i> (Kunth) Zucc. ex Klotzsch	Arbusto
	<i>Gaultheria erecta</i> Vent.	Arbusto
	<i>Lyonia squamulosa</i> M. Martens & Galeotti	Arbusto
	<i>Vaccinium confertum</i> Kunth	Arbusto

Continuación del Anexo 4. Listado florístico del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Familia	Especie	Forma de vida
Euphorbiaceae	<i>Acalypha phleoides</i> Cav.	Hierba
Fabaceae	<i>Calliandra houstoniana</i> (Mill.) Standl.	Arbusto
	<i>Cologania angustifolia</i> Kunth	Hierba
	<i>Crotalaria rotundifolia</i> J.F. Gmel.	Hierba
	<i>Desmodium incanum</i> (Sw.) DC.	Hierba
	<i>Desmodium sumichrasti</i> (Schindl.) Standl.	Arbusto
	<i>Diphysa americana</i> (Mill.) M.Sousa	Árbol
	<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	Arbusto
	<i>Phaseolus coccineus</i> L.	Hierba
	<i>Phaseolus vulgaris</i> L.	Hierba
	<i>Tephrosia pringlei</i> (Rose) J.F. Macbr.	Hierba
	<i>Vachellia pennatula</i> (Schltdl. & Cham.) Seigler & Ebinger	Árbol
Fagaceae	<i>Quercus acutifolia</i> Née	Árbol
	<i>Quercus crassifolia</i> Bonpl.	Árbol
	<i>Quercus elliptica</i> Née	Árbol
	<i>Quercus glaucescens</i> Bonpl.	Árbol
	<i>Quercus magnoliifolia</i> Née	Árbol
	<i>Quercus obtusata</i> Bonpl.	Árbol
	<i>Quercus rugosa</i> Née	Árbol
	<i>Quercus salicifolia</i> Née	Árbol
	<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.	Árbol
Geraniaceae	<i>Geranium schiedeanum</i> Schltdl.	Hierba
Grossulariaceae	<i>Ribes ciliatum</i> Humb. & Bonpl. ex Roem. & Schult.	Arbusto
Lamiaceae	<i>Clinopodium macrostemum</i> (Moc. & Sessé ex Benth.) Kuntze	Hierba
	<i>Mentha</i> sp.	Hierba
	<i>Salvia cinnabarina</i> M. Martens & Galeotti	Hierba
	<i>Salvia lavanduloides</i> Kunth	Hierba
	<i>Salvia</i> sp.	Hierba
	<i>Stachys coccinea</i> Ortega	Hierba
Lauraceae	<i>Litsea glaucescens</i> Kunth (P)	Arbusto
Lythraceae	<i>Cuphea aequipetala</i> Cav.	Hierba
Melastomataceae	<i>Chaetogastra</i> sp.	Arbusto
Onagraceae	<i>Lopezia racemosa</i> Cav.	Hierba
Orchidaceae	<i>Goodyera striata</i> Rchb.f.	Hierba
	<i>Oncidium graminifolium</i> (Lindl.) Lindl.	Hierba
Orobanchaceae	<i>Castilleja tenuiflora</i> Benth.	Hierba
Oxalidaceae	<i>Oxalis</i> sp.	Hierba

Continuación del Anexo 4. Listado florístico del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Familia	Especie	Forma de vida
Passifloraceae	<i>Passiflora</i> sp.	Hierba
Pinaceae	<i>Pinus devoniana</i> Lindl.	Árbol
	<i>Pinus leiophylla</i> Schiede ex Schltld. & Cham.	Árbol
	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	Árbol
	<i>Pinus patula</i> Schiede ex Schltld. & Cham.	Árbol
	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	Árbol
	<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>apulcensis</i> (Lindl.) Shaw	Árbol
	<i>Pinus teocote</i> Schied. ex Schltld. & Cham.	Árbol
Poaceae	<i>Bromus dolichocarpus</i> Wagnon	Hierba
	<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.	Hierba
	<i>Muhlenbergia emersleyi</i> Vasey	Hierba
	<i>Oplismenus hirtellus</i> (L.) P. Beauv.	Hierba
	<i>Panicum acuminatum</i> Sw.	Hierba
	<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R. Br.	Hierba
	<i>Stipa ichu</i> (Ruiz & Pav) Kunth	Hierba
Polygalaceae	<i>Monnina ciliolata</i> Sessé & Moc. ex DC.	Hierba
Polypodiaceae	<i>Polypodium madrense</i> J. Sm.	Hierba
Pteridaceae	<i>Adiantum andicola</i> Liebm.	Hierba
	<i>Gaga marginata</i> (Kunth) Fay W. Li & Windham	Hierba
	<i>Ranunculus petiolaris</i> Humb., Bonpl. & Kunth ex DC.	Hierba
Ranunculaceae	<i>Ranunculus petiolaris</i> Humb., Bonpl. & Kunth ex DC.	Hierba
Rosaceae	<i>Holodiscus argenteus</i> (L. f.) Maxim.	Arbusto
	<i>Lachemilla procumbens</i> (Rose) Rydb.	Hierba
	<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	Árbol
	<i>Rubus</i> sp.	Arbusto
Rubiaceae	<i>Crusea coccinea</i> DC.	Hierba
	<i>Galium mexicanum</i> subsp. <i>asperrimum</i> (A. Gray) Dempster	Hierba
	<i>Mitracarpus hirtus</i> (L.) DC.	Hierba
Scrophulariaceae	<i>Buddleja cordata</i> Kunth	Árbol
Smilacaceae	<i>Smilax moranensis</i> M. Martens & Galeotti	Arbusto
Solanaceae	<i>Solanum pubigerum</i> Dunal	Arbusto
	<i>Solanum torvum</i> Sw.	Arbusto
Urticaceae	<i>Phenax hirtus</i> (Sw.) Wedd.	Hierba

Continuación del Anexo 4. Listado florístico del bosque de pino-encino en Miguel Hidalgo, Oaxaca.

Familia	Especies no identificadas	Forma de vida
	ARB1	Arbusto
	ARB2	Arbusto
	ARB3	Arbusto
	ARB4	Arbusto
	E1	Hierba
	E2	Hierba
	E3	Hierba
	E4	Hierba
	E5	Hierba
	E6	Hierba
	E7	Hierba
	E8	Hierba
	E9	Hierba
	E10	Hierba
	E11	Hierba
	E12	Hierba
	E13	Hierba
	E14	Hierba
	E15	Hierba
	E16	Hierba

***P** = En peligro de extinción de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010.