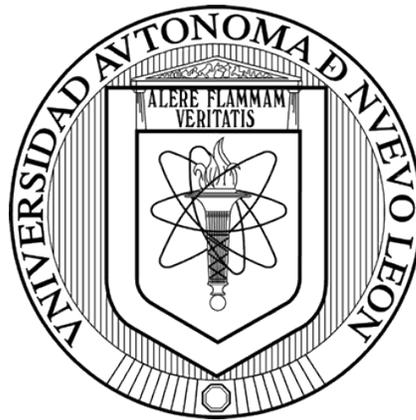


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES



**REGENERACIÓN Y DIVERSIDAD FLORÍSTICA EN ECOSISTEMAS
FORESTALES AFECTADOS POR INCENDIOS EN EL ESTADO DE
DURANGO**

Por

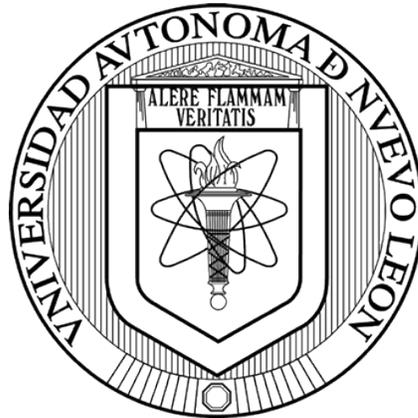
SERGIO ROSALES MATA

**Como requisito parcial para obtener el Grado de
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE RECURSOS
NATURALES**

Febrero, 2025

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES



**REGENERACIÓN Y DIVERSIDAD FLORÍSTICA EN ECOSISTEMAS
FORESTALES AFECTADOS POR INCENDIOS EN EL ESTADO DE
DURANGO**

Por

SERGIO ROSALES MATA

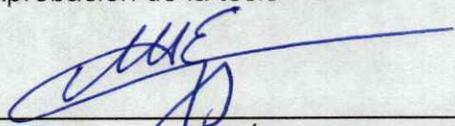
**Como requisito parcial para obtener el Grado de
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE RECURSOS
NATURALES**

Febrero, 2025

HOJA DE APROBACIÓN POR EL COMITÉ DE TESIS

Título de la tesis **REGENERACIÓN Y DIVERSIDAD FLORÍSTICA EN ECOSISTEMAS FORESTALES AFECTADOS POR INCENDIOS EN EL ESTADO DE DURANGO**

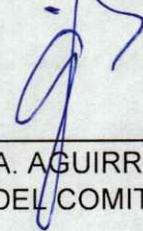
Aprobación de la tesis



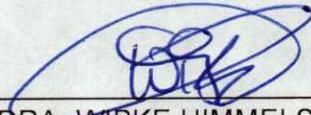
DR. MARCO AURELIO GONZÁLEZ TAGLE
DIRECTOR DE TESIS



DR. EDUARDO ALANÍS RODRÍGUEZ
MIEMBRO DEL COMITÉ DE TESIS



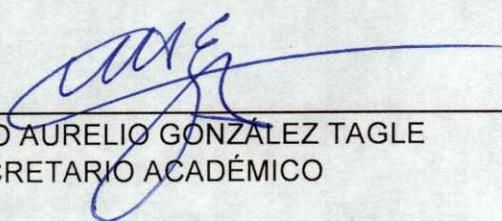
DR. OSCAR A. AGUIRRE CALDERÓN
MIEMBRO DEL COMITÉ DE TESIS



DRA. WIBKE HIMMELSBACH
MIEMBRO DEL COMITÉ DE TESIS



DR. JULIÁN CERANO PAREDES
CODIRECTOR DE TESIS



DR. MARCO AURELIO GONZALEZ TAGLE
SECRETARIO ACADÉMICO

**REGENERACIÓN Y DIVERSIDAD FLORÍSTICA EN ECOSISTEMAS
FORESTALES AFECTADOS POR INCENDIOS EN EL ESTADO DE
DURANGO**

Este trabajo fue realizado en el Departamento de posgrado, en la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, bajo la Dirección del Dr MARCO AURELIO GONZÁLEZ TAGLE y la Codirección del JULIÁN CERANO PAREDES

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, actualmente denominado Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (Secihti), por la beca concedida para la realización de mis estudios de posgrado.

Agradezco a la Universidad Autónoma de Nuevo León, a través de la Facultad de Ciencias Forestales, la oportunidad que me han brindado de formar parte de su programa de posgrado, lo cual ha propiciado mi desarrollo académico, profesional y personal.

Al Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), por brindarme la oportunidad de continuar con mi formación profesional. En especial al Dr. Julián Cerano Paredes, por todo el apoyo brindado para el muestreo del presente trabajo.

Al Dr. Marco Aurelio Gonzalez Tagle, le expreso mi gratitud por su apoyo en el desarrollo de este trabajo. Asimismo, agradezco a los miembros de mi comité de tesis, Dr. Eduardo Alanís Rodríguez, Dr. Oscar Alberto Aguirre Calderón y Dra. Wibke Himmelsbach, por sus valiosas aportaciones durante esta etapa de mi formación académica.

Dedicatorias:

Dedico esta tesis a Dios, por darme el regalo de la vida, y por la valiosa oportunidad de seguir creciendo profesionalmente..

A mi hermosa familia, el pilar más grande de mi vida. A mi esposa Alejandra, a quien amo con todo mi corazón, por ser mi compañera incondicional, por su amor infinito y su apoyo en cada paso de este camino. Agradezco su paciencia, su entrega y la manera en que con su amor ha sabido construir a mi lado un hogar lleno de cariño.

A mis hijos, Alejandro y Mabel, quienes con su alegría iluminan mis días y me recuerdan la importancia de cada momento en familia. Cada risa suya es un recordatorio de lo afortunado que soy de ser su padre. Me motivan siempre para seguir adelante, mi anhelo es guiarlos con amor y ejemplo hacia un futuro lleno de felicidad y éxito.

Y a ti, Sergio Rafael, mi pequeño guerrero. Eres esa chispa de ternura que me enseña cada día la pureza de la vida. Con tu mirada llena de curiosidad y tu corazón tan grande, me has demostrado que el amor se vive en los pequeños detalles: en un abrazo, en una risa, una mirada. Verte crecer cada día es la mayor inspiración que un padre puede recibir. Gracias por recordarme que la vida está llena de momentos que valen la pena ser atesorados.

Nunca hubiera podido lograr mis metas sin el apoyo incondicional de mis padres y hermanos. Gracias a ustedes, supe desde niño lo que es el amor y lo que significa tener una familia unida que comparte un hogar. Agradezco a cada uno de ustedes por su maravillosa forma de ser, la cual ha dejado una huella en mí. Dedico este trabajo a mi madre Ofelia Mata Ramírez y a mi padre Silvestre

Rosales Montelongo, quienes me inculcaron la humildad, la honestidad y el trabajo diario. A mis hermanos Eriberto y Dora Elía, por todos esos recuerdos de alegría y felicidad que hemos compartido desde niños, por los consejos que me han dado para ser una mejor persona. Saben que me esfuerzo cada día por ser el hermano del que ustedes se sientan orgullosos.

También se lo dedico a mis sobrinos, Haitana, Leonardo, Marco, Evan y Alan quienes desde que llegaron a mi vida han sido una fuente de motivación constante, cada sonrisa o muestra de cariño me da fuerzas para seguir adelante cada día y dar el mejor ejemplo para ellos.

Y también a toda mi familia, a mis cuñados, a mis suegros, tíos, primos y a todas las personas que me han brindado su amistad y apoyo incondicional en todo momento..

Sergio Rosales Mata

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS.....	I
<i>Dedicatorias:</i>	II
ÍNDICE.....	IV
ÍNDICE DE CUADROS.....	VI
ÍNDICE DE FIGURAS.....	VII
RESUMEN.....	VIII
Abstract.....	IX
1. Introducción.....	1
1.1 Importancia de la diversidad en los ecosistemas forestales.....	2
1.2 Riqueza y equitatividad.....	2
1.3 Herramientas para la Medición de la Diversidad.....	2
1.3.1 Índice de Simpson.....	3
1.3.2 Parámetros ecológicos.....	4
1.3.3. Abundancia.....	4
1.3.4 Frecuencia.....	4
1.3.5 Dominancia.....	5
1.3.6 Índice de valor de importancia.....	6
1.4 Perturbaciones en ecosistemas forestales: el rol de los incendios.....	7
1.4.1 La influencia de los incendios en la dinámica de los ecosistemas forestales.....	8
1.4.2 Clasificación y características de los incendios forestales.....	9
1.4.3 Mecanismos de recuperación.....	11
1.4.4 Efectos del cambio climático en la frecuencia y magnitud de los incendios.....	12
1.4.5 Manejo y estrategias de prevención.....	13
1.5 Importancia de los bosques de pino-encino.....	14
1.5.1 Definición y características generales de los bosques de pino-encino.....	14
1.5.2 Relevancia de bosques.....	15
1.5.3 Presiones antrópicas y estrategias de manejo.....	16
2. Justificación.....	17

3. Hipótesis.....	18
4. Objetivo del trabajo.....	18
4.1 Objetivo General	18
4.2 objetivos Específicos	18
5 Materiales y métodos.....	19
5.1 Localización del área de estudio	19
5.2 Fisiografía.....	19
5.3 Clima	19
5.4 Edafología	20
5.5 Vegetación	20
5.6 Muestreo	21
5.6.1 Diseño del muestreo.....	21
5.6.2 Muestreo de la Vegetación.....	22
5.6.3 Cálculo de Parámetros Ecológicos.....	22
5.7. Análisis de datos	23
6. Resultados.....	24
6.1 Composición Florística y Estructura Poblacional.....	24
6.2 Características Dasométricas y Resiliencia Específica	25
6.3 Diversidad Alfa y Riqueza Específica	27
6.4 Índice de Valor de Importancia (IVI) y Dinámica Competitiva.....	28
7. Discusión	31
7.1 Composición florística y respuestas específicas a los incendios.....	31
7.2 Dinámica dasométrica y competitividad	31
7.3 Diversidad alfa y homogenización florística.....	32
7.4 Implicaciones para el manejo forestal	32
8. Conclusiones	34
9. Bibliografía citada	35
10. Anexos.....	39
11. Copias de los artículos publicados	41
12. Resumen biográfico del tesista.....	47

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Especies arbóreas y arbustivas presentes en el área de estudio. ...	24
Cuadro 2. Características dasométricas de las parcelas de estudio.....	27
Cuadro 3. Valores de abundancia, dominancia, y frecuencia relativa e índice de valor de importancia de las áreas evaluadas.	28

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación del área de estudio.....	20
Figura 2. Distribución del DAP en los diferentes sitios de muestreo de acuerdo al nivel de perturbación por incendio	25
Figura 3. Distribución de la altura de los árboles en los diferentes sitios de muestreo de acuerdo al nivel de perturbación por incendio.....	26
Figura 4. Distribución de distancia entre árboles en el área de estudio por sitio de muestreo	29
Figura 5. Distribución de azimut y distancias entre árboles en el área de estudio por sitio de muestreo.	30
Figura 6. Medición de altura en parcela experimental (izquierda), condición de una de las parcelas (derecha).....	39
Figura 6. Medición de área de copa y registro de datos en parcela.....	39

RESUMEN

El fuego es una perturbación ecológica que juega un papel clave en la dinámica de los ecosistemas forestales, afectando la estructura, composición y diversidad de especies vegetales. La magnitud del impacto de los incendios forestales se puede evaluar mediante el grado de cambio en la estructura de los árboles y la biodiversidad del ecosistema. El presente estudio investigó los cambios en la diversidad estructural y florística de los bosques de coníferas en el estado mexicano de Durango, causados por incendios forestales de diversa frecuencia e intensidad. Para ello, se evaluó la composición y diversidad de especies de árboles y arbustos en tres localidades con diferentes historiales de incendios: alto, medio y bajo. La riqueza específica y biológica fueron de diferentes magnitudes, con análisis comparativos adicionales utilizando índices de similitud. Los resultados muestran que incluso en condiciones similares, existen diferencias significativas en la composición floral de los ecosistemas debido a la frecuencia e intensidad de los incendios forestales. Esto sugiere que el régimen de incendios es un determinante de la configuración y resiliencia de estos ecosistemas, influyendo en los procesos de regeneración y sucesión ecológica.

Abstract

Fire is an ecological disturbance that plays a key role in the dynamics of forest ecosystems, affecting the structure, composition, and diversity of plant species. The magnitude of the impact of wildfires can be assessed by the degree of change in tree structure and ecosystem biodiversity. This study investigated the changes in the structural and floristic diversity of coniferous forests in the Mexican state of Durango, caused by wildfires of varying frequency and intensity. To achieve this, the composition and diversity of tree and shrub species were evaluated in three locations with different fire histories: high, medium, and low. Species and biological richness varied in magnitude, with additional comparative analyses using similarity indices. The results show that even under similar conditions, there are significant differences in the floral composition of ecosystems due to the frequency and intensity of wildfires. This suggests that the fire regime is a determinant of the configuration and resilience of these ecosystems, influencing regeneration processes and ecological succession.

1. Introducción

Los bosques de coníferas representan una de las reservas biológicas más valiosas a nivel global, pues en ellos se congrega una gran variedad de especies que se relacionan mutuamente. En estos ecosistemas, ciertas especies se imponen como dominantes, ya sea por su abundancia, por la cantidad de biomasa que acumulan o su capacidad para captar recursos como la luz y humedad. La diversidad biológica que se refiere tanto al número total de especies (riqueza) como a la forma en que se distribuyen (abundancia) es un indicador esencial de la estabilidad y el funcionamiento de estos ecosistemas. Para cuantificar esta diversidad se aplican distintos índices; entre ellos, el índice de Shannon, ampliamente reconocido por su capacidad para cuantificar la incertidumbre asociada a la identificación de la especie a la que pertenece un individuo seleccionado de manera aleatoria. En sistemas con una biodiversidad alta, resulta difícil predecir a qué especie pertenecerá un individuo, mientras que en aquellos donde domina una o pocas especies, la diversidad se ve reducida. Además del índice de Shannon, se utilizan otras herramientas como el valor de importancia y la frecuencia de especies, las cuales proporcionan información fundamental para el análisis y la comprensión de la estructura y composición de los ecosistemas forestales (Brenes-Chaves *et al.*, 2019; González-Cubas *et al.*, 2018; González-Rodríguez *et al.*, 2010; Graciano-Ávila *et al.*, 2017).

Los ecosistemas forestales son; sin duda, uno de los reservorios naturales más complejos y vitales que tenemos en la tierra, no solo son refugios para miles de especies, sino que también están llenos de procesos ecológicos que interactúan entre sí, que en muchas ocasiones no logramos vislumbrar. Esta complejidad es crucial no solo para mantener la diversidad biológica, sino también para proporcionar servicios ecosistémicos cruciales como regular el clima, conservar el suelo y proveer recursos de agua, entre otros (Armenteras *et al.*, 2020; Smith *et al.*, 2022). En este contexto, la comprensión de la diversidad y la dominancia de las especies en estos ecosistemas es fundamental para la planificación de acciones de gestión forestal y preservación, con el propósito de garantizar la

integridad ecológica y el aprovechamiento sostenible de los recursos (López-Hernández *et al.*, 2017).

Citado lo anterior el presente estudio se centra en el análisis de bosques de pino-encino; que, además de poseer un alto valor ecológico, presenta una marcada susceptibilidad a perturbaciones de origen tanto natural como antropogénico. Entre estas perturbaciones, destacan los incendios forestales por su capacidad de modificar la estructura y composición del bosque, favoreciendo la regeneración de especies adaptadas a condiciones de alta luminosidad y estrés hídrico, pero a la vez condicionando la dinámica de sucesión y la competitividad entre especies (Manríquez-Zapata, 2019; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2010).

1.1 Importancia de la diversidad en los ecosistemas forestales

La diversidad biológica se refiere a la variedad de formas de vida, niveles y combinaciones que existen, constituye un pilar fundamental en la estabilidad y función de los ecosistemas forestales. La diversidad de especies no solo asegura la resiliencia ante perturbaciones, sino que también mejora el uso de recursos y promueve la eficiencia en la realización de procesos ecológicos como la polinización, la dispersión de semillas y la incorporación de nutrientes (Smith *et al.*, 2022).

1.2 Riqueza y equitatividad

En el análisis de la diversidad, se distinguen dos conceptos interrelacionados: la riqueza de especies y la equitatividad. La riqueza de especies se define como la cantidad total de especies presentes dentro de un ecosistema, mientras que la equitatividad se relaciona con la distribución de individuos entre dichas especies. Un ecosistema que presenta una alta riqueza de especies, pero una distribución muy desigual de los individuos, puede exhibir niveles elevados de dominancia, lo cual podría conllevar una menor estabilidad ante perturbaciones (González-Cubas *et al.*, 2018).

1.3 Herramientas para la Medición de la Diversidad

La medición de la diversidad en los ecosistemas forestales requiere la integración de diferentes índices y metodologías. Además del índice de Shannon, utilizado en estudios ecológicos, se han propuesto otros métodos que permiten evaluar aspectos específicos de la estructura comunitaria. A continuación se describen.

1.3.1 Índice de Simpson

El índice de Simpson representa una herramienta estadística esencial en el ámbito de la ecología, cuyo propósito es cuantificar la diversidad de una comunidad biológica. Este índice se basa en la probabilidad de que dos individuos seleccionados aleatoriamente pertenezcan a la misma especie, permitiendo así evaluar la dominancia de las especies dentro de la comunidad. Además, considera tanto la riqueza específica, es decir, el número total de especies presentes, como la equidad en la distribución de los individuos entre dichas especies (Almeida & Bravo, 2022).

Formalmente, el índice de Simpson (D) se expresa como:

$$D = \sum_{i=1}^s P_i^2$$

donde P_i es la proporción de individuos pertenecientes a la especie i en la comunidad y S es el número total de especies. Un valor alto de D indica que hay una elevada probabilidad de que dos individuos seleccionados aleatoriamente correspondan a la misma especie., lo cual sugiere que una o pocas especies dominan la comunidad. En contraste, un valor bajo de D es indicativo de una distribución más equitativa entre las especies, reflejando una mayor diversidad (Martínez & López, 2021).

El índice de Simpson es ampliamente utilizado en estudios ecológicos y de manejo de recursos naturales debido a su capacidad para reflejar la heterogeneidad y la estructura de las comunidades biológicas. Su aplicación resulta particularmente útil en contextos de gestión forestal, donde la diversidad de especies constituye un indicador clave de la resiliencia y funcionalidad del ecosistema (Rodríguez-Pérez, Herrera y Gómez, 2022). Al proporcionar una

medida cuantitativa de la dominancia, este índice permite identificar comunidades en las que ciertas especies puedan estar desplazando a otras.

Asimismo, el índice de Simpson se emplea en estudios de seguimiento y monitoreo de la biodiversidad en áreas impactadas por intervenciones antropogénicas, como la deforestación y la fragmentación de hábitats. En estos escenarios, los cambios en el valor de D pueden evidenciar la pérdida de equidad en la distribución de especies, lo que podría conducir a una disminución en la estabilidad y resiliencia del ecosistema forestal (Sánchez y Torres, 2023).

1.3.2 Parámetros ecológicos

La valoración de la diversidad y la estructura de los ecosistemas forestales representa un componente fundamental en la planificación y ejecución de estrategias para la gestión y conservación de los recursos naturales (Alcántara-Carbajal & Reyes-Hernández, 2021). La cuantificación de parámetros ecológicos como la abundancia, dominancia y frecuencia de las especies forestales, junto con la aplicación de índices compuestos como el valor de importancia y el índice de Margalef, permite una caracterización integral de la comunidad biológica, lo que a su vez facilita la identificación de procesos ecológicos críticos y la formulación de estrategias de manejo adaptativo (López-Hernández *et al.*, 2017).

1.3.3. Abundancia

La abundancia se refiere al número de individuos de una especie registrados en un área determinada. Este parámetro es fundamental para evaluar la presencia relativa de cada especie dentro de la comunidad forestal. La abundancia no solo indica la cantidad, sino que también permite inferir patrones de distribución espacial y la disponibilidad de recursos en el ecosistema. Por ejemplo, una especie que presenta alta abundancia en un área puede estar asociada a condiciones ambientales óptimas o a estrategias competitivas que le permitan explotar eficientemente los recursos disponibles (González, Ramírez, & Salazar, 2020).

1.3.4 Frecuencia

Frecuencia se define como el porcentaje de parcelas o puntos de muestreo en los que se registra la presencia de una especie. Este indicador permite evaluar la distribución espacial de las especies a lo largo del área de estudio. Una alta frecuencia sugiere que la especie está ampliamente distribuida y se dispersa de manera uniforme, lo que puede reflejar una elevada capacidad de dispersión y adaptabilidad a diversas condiciones ambientales (Rodríguez, Delgado, & Torres, 2021). Cuando se combina con los parámetros de abundancia y dominancia, la frecuencia proporciona información crítica sobre el papel ecológico de cada especie dentro del ecosistema.

1.3.5 Dominancia

El concepto de dominancia en los ecosistemas forestales va más allá del simple recuento de individuos de una especie. Abarca la capacidad de ciertos organismos para monopolizar recursos clave y, en consecuencia, influir en la estructura y funcionamiento del sistema. A menudo, la especie dominante es aquella que, mediante mecanismos competitivos, como la obtención prioritaria de luz, espacio y nutrientes, logra establecerse de manera preferente, modulando las interacciones ecológicas en su entorno (Odland *et al.*, 2021).

Existen diversos factores que pueden favorecer la dominancia de determinadas especies en los bosques. Entre ellos se destacan:

- La competencia por recursos: es un factor clave, ya que las especies que logran obtener más eficientemente recursos como luz y agua pueden crecer rápidamente y dominar a otras especies (Rubio-Camacho *et al.*, 2017).
- Adaptaciones morfológicas y fisiológicas: Características como corteza gruesa, raíces profundas o estrategias de reproducción rápida pueden dar a una especie ventaja competitiva en entornos perturbados (Manríquez-Zapata, 2019).
- Factores históricos y sucesionales: El orden en que las especies colonizan un área después de una perturbación también influye, ya que las especies

pioneras pueden establecerse y modificar el microambiente, lo que facilita o dificulta la llegada de nuevas especies (López-Hernández *et al.*, 2017).

La identificación y cuantificación de la dominancia es, un componente esencial para comprender la dinámica de las comunidades forestales y para anticipar los posibles cambios estructurales que puedan derivarse de futuras perturbaciones como los incendios forestales.

1.3.6 Índice de valor de importancia

El índice de valor de importancia integra los parámetros de abundancia, dominancia y frecuencia para proporcionar una medida compuesta que refleja la relevancia ecológica de cada especie dentro de la comunidad. Este índice permite identificar aquellas especies que, debido a su alta presencia numérica, su contribución estructural o su amplia distribución espacial, ejercen una influencia significativa en el funcionamiento del ecosistema. La utilización de este índice resulta fundamental en estudios de manejo y restauración ecológica, ya que permite priorizar la conservación de especies clave, orientar intervenciones de restauración y monitorear la salud de los bosques en respuesta a perturbaciones ambientales o presiones antropogénicas (Hernández & Navarro, 2022).

1.3.7. Índice de margaleft

Es una herramienta ampliamente utilizada para cuantificar la riqueza de especies en comunidades forestales. Este índice se fundamenta en la relación entre la cantidad total de especies. (S) y el logaritmo del número total de individuos (N) en la muestra, y se expresa mediante la siguiente fórmula:

$$M = \frac{S - 1}{\ln(N)}$$

El índice de Margalef resulta particularmente sensible a la riqueza de especies, lo que lo convierte en una herramienta apropiada para comparar comunidades forestales en diversos contextos y bajo diferentes condiciones de perturbación. Un valor elevado de dicho indicador denota una alta diversidad de especies, la

cual suele asociarse a una mayor resiliencia y estabilidad ecológica, pues una comunidad rica en especies puede soportar mejor los efectos de disturbios y cambios ambientales (Suárez & Morales, 2023). La combinación del índice de Margalef con otros indicadores, como el índice de valor de importancia, permite obtener una visión más completa y multidimensional de la diversidad forestal, integrando tanto la riqueza de especies como su relevancia funcional (Margalef, 1958).

La integración de estos parámetros e índices resulta fundamental para la planificación y gestión efectiva de los recursos naturales en áreas forestales. En contextos de manejo sostenible, la evaluación exhaustiva de la abundancia, dominancia y frecuencia de las especies, junto con los índices compuestos correspondientes, facilita la identificación precisa de las especies que desempeñan un papel estructural y funcional clave dentro del ecosistema. Esta información es crucial para diseñar estrategias de conservación, restauración y manejo adaptativo, especialmente en escenarios de cambio climático y creciente presión antropogénica.

Por ejemplo, en áreas afectadas por la fragmentación o deforestación, se puede observar una disminución significativa en la abundancia y frecuencia de las especies sensibles, lo que se refleja en la reducción de los valores del índice de valor de importancia y del índice de Margalef. Estos cambios pueden servir como indicadores tempranos del deterioro en la salud del ecosistema, orientando así la implementación oportuna de medidas de restauración ecológica y manejo adaptativo que busquen recuperar la diversidad y funcionalidad del bosque. (Torres, Ramírez, & Jiménez, 2023).

La aplicación combinada de estos índices permite comparar la diversidad y estructura de comunidades forestales en diferentes regiones y bajo distintos regímenes de manejo, lo que favorece el intercambio de información y la formulación de políticas de conservación basadas en evidencia científica.

1.4 Perturbaciones en ecosistemas forestales: el rol de los incendios

Los bosques están sujetos a diversos disturbios naturales y humanos que afectan su estructura, funcionamiento y capacidad de recuperación. Los incendios forestales son una de estas perturbaciones clave, ya que pueden tener efectos tanto regenerativos como destructivos, dependiendo de su intensidad, frecuencia y extensión. El análisis de los incendios forestales es fundamental para la gestión sostenible de los recursos naturales, dado que estos eventos influyen significativamente en la biodiversidad, los ciclos biogeoquímicos y la resiliencia de los ecosistemas. En el contexto del cambio climático, el incremento en la frecuencia y severidad de los incendios ha generado desafíos emergentes para la conservación y el manejo forestal a escala global, con especial impacto en regiones ecológicamente vulnerables (De Groot, Flannigan & Stocks, 2012).

En México, los incendios forestales son una de las alteraciones más importantes que afectan la dinámica, la biodiversidad y la resiliencia de los ecosistemas. Diversos estudios y reportes de organismos oficiales han demostrado que la ocurrencia y gravedad de estos eventos ha mostrado tendencias preocupantes en los últimos años, lo cual se debe tanto a factores naturales como a actividades humanas. Por ejemplo, en 2023 entre el primero de enero y el 30 de noviembre, se documentaron un total de 7,493 incendios forestales a nivel nacional, de los cuales casi el 35% fueron intencionalmente provocados (CONAFOR, 2023, Statista, 2023). estas cifras enfatizan la urgencia de fortalecer las políticas de conservación y manejo forestal, así como de promover prácticas sostenibles que mitiguen los riesgos asociados a los incendios forestales.

1.4.1 La influencia de los incendios en la dinámica de los ecosistemas forestales.

Los incendios forestales cumplen diversos roles ecológicos, y su impacto depende del contexto ecológico y las características del evento. En ecosistemas adaptados al fuego, los incendios pueden promover la regeneración de la vegetación, estimular la liberación de nutrientes y facilitar la sucesión ecológica. Específicamente, la quema de materia orgánica libera nutrientes esenciales que se reintegran a los ciclos del carbono y otros elementos, mejorando la fertilidad

del suelo y favoreciendo el crecimiento de especies pioneras (Chen, Wang, & Li, 2018).

Cuando los incendios son demasiado intensos o frecuentes para que la naturaleza pueda soportarlos, se produce una gran pérdida de biodiversidad. Esto se debe a la eliminación de especies delicadas, la alteración de la estructura del hábitat y la interrupción de procesos ecológicos clave, como la polinización y dispersión de semillas (González, Ramírez y Torres, 2021). Además, los incendios afectan los ciclos biogeoquímicos, modificando la dinámica del carbono y otros nutrientes, lo que puede tener efectos a largo plazo en la estabilidad y funcionalidad del ecosistema.

La capacidad de los ecosistemas para sobrevivir a los incendios depende de varios aspectos, como la variedad de especies, la habilidad del sistema para regenerarse y los eventos de perturbación anteriores. Los ecosistemas que han evolucionado con periodos de incendios cuentan con estrategias adaptativas que les permiten recuperarse de manera relativamente veloz, mientras que aquellos que no están acostumbrados a este tipo de perturbación pueden sufrir cambios permanentes en su estructura y funcionamiento (Rodríguez & Hernández, 2023).

Según datos del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2023), durante la última década se han reportado más de 15,000 hectáreas afectadas anualmente por incendios forestales en diversas regiones del país. En particular, se observa una alta incidencia en zonas del norte y centro de México, donde factores climáticos y el uso del suelo intensivo propician condiciones propicias para la ignición. Por ejemplo, en el año 2022 se estimó que aproximadamente 18,500 hectáreas fueron afectadas en estados como Chihuahua, Durango y Zacatecas, lo que representa un incremento del 12% respecto a años anteriores (INEGI, 2023).

1.4.2 Clasificación y características de los incendios forestales

La clasificación de los incendios forestales se puede realizar desde diferentes perspectivas, siendo una de las más comunes la diferenciación entre incendios naturales y antropogénicos.

- Incendios naturales:

Los incendios naturales ocurren sin intervención humana y son una parte esencial de muchos ecosistemas. Pueden ser causados por fenómenos climáticos, como rayos durante tormentas, o por procesos internos del ecosistema. En muchos casos, estos incendios cumplen funciones ecológicas clave, como renovar el paisaje y mantener la diversidad a través de la sucesión ecológica. Suelen ser de baja a moderada intensidad y tienen patrones estacionales definidos, lo que permite que la vegetación se adapte y se recupere (Sánchez, Morales, & Alvarez, 2017).

- Incendios antropogénicos:

Los incendios forestales causados por actividades humanas representan una amenaza significativa para la integridad de los ecosistemas forestales. Aproximadamente el 99% de estos incendios se deben a acciones humanas, como prácticas agrícolas y ganaderas, quemas intencionales y descuidos en áreas urbanas. Estos eventos se concentran principalmente en el centro del país, a lo largo de la Sierra Madre del Sur y el Eje Neovolcánico, donde las condiciones climáticas y topográficas facilitan la propagación de los incendios. Este patrón de incendios antropogénicos no solo afecta la biodiversidad y los ciclos naturales, sino que también plantea desafíos para la gestión sostenible de los recursos naturales y la mitigación del cambio climático en el país (Rodríguez-Trejo *et al.*, 2018).

La actividad humana ha modificado significativamente la frecuencia y la intensidad de los incendios en los ecosistemas forestales. La deforestación, la expansión agrícola, la construcción de infraestructuras y, en muchos casos, la falta de cuidado o el uso inadecuado del fuego, han aumentado los incendios. Estos incendios, al no coincidir con los ciclos naturales del ecosistema, suelen

tener efectos más negativos, incluyendo la pérdida de especies nativas y la alteración de los procesos ecológicos fundamentales (Sánchez, Morales, & Alvarez, 2017).

La frecuencia y la intensidad de los incendios son factores clave que determinan sus efectos a corto y largo plazo. Los incendios de baja intensidad, que solo queman la superficie del sotobosque, pueden favorecer la regeneración sin afectar demasiado la estructura del dosel forestal. Por el contrario, los incendios de alta intensidad pueden eliminar grandes cantidades de biomasa, destruir la estructura física del hábitat y alterar permanentemente los ciclos de nutrientes. A corto plazo, estos incendios intensos pueden causar la muerte masiva de flora y fauna, mientras que a largo plazo pueden transformar el ecosistema, lo que favorece la propagación de especies invasoras o adaptadas al estrés (Sánchez, Morales, & Alvarez, 2017).

1.4.3 Mecanismos de recuperación

Después de un incendio, los ecosistemas forestales pasan por una serie de etapas complejas en las que se emplean sucesiones ecológicas y estrategias adaptativas para facilitar la curación y la recuperación. La sucesión ecológica postincendio comienza con la invasión de especies pioneras que pueden germinar rápidamente y aprovecharse de los recursos en un sitio perturbado. Estas especies, por sí solas, ayudan a retener la materia orgánica y a mejorar las condiciones del suelo, estableciendo condiciones adecuadas del sitio y fomentando el establecimiento de especies secundarias que, con el tiempo, conducen a la renovación del bosque. (Kim & Park, 2021).

Las estrategias que permiten la recuperación de los ecosistemas después de un incendio, incluyen mecanismos morfológicos y fisiológicos como el rebrote a partir de raíces o tallos, la producción de semillas con alto poder germinativo y la resistencia al calor. Estas adaptaciones son fundamentales para la resiliencia del ecosistema, ya que determinan la rapidez y eficacia con que una comunidad puede restablecer su estructura y funcionamiento tras un incendio (Chen *et al.*, 2018).

La resiliencia ecológica se refiere a la capacidad de un ecosistema para absorber perturbaciones y reorganizarse, manteniendo sus funciones esenciales y la diversidad de especies. En este contexto, la variabilidad genética y la diversidad de especies son cruciales, ya que permiten que diferentes estrategias de recuperación se apliquen según las condiciones posteriores a un incendio. Investigaciones recientes han demostrado que la presencia de especies clave, que actúan como arquitectos del ecosistema, puede acelerar significativamente la recuperación y promover la formación de hábitats diversos (Rodríguez & Hernández, 2023).

1.4.4 Efectos del cambio climático en la frecuencia y magnitud de los incendios.

El cambio climático constituye un factor determinante en la alteración de los patrones de incendios en los ecosistemas forestales. El incremento de las temperaturas a nivel global, las variaciones en los regímenes de precipitación y la creciente frecuencia de eventos climáticos extremos, como olas de calor y sequías, generan condiciones propicias para la ignición y propagación de incendios forestales. Estudios recientes han evidenciado que, durante la última década, el cambio climático ha contribuido a un aumento del 20% en la incidencia de incendios forestales en diversas regiones del mundo, impactando tanto en ecosistemas templados como tropicales (Pérez & Morales, 2022).

De acuerdo con la evidencia científica, se espera que bajo futuros escenarios de cambio climático, los incendios forestales se intensifiquen y se expandan. Este fenómeno no solo aumenta la emisión de gases de efecto invernadero, lo que perpetúa el ciclo del calentamiento global, sino que también compromete la capacidad de los bosques para actuar como sumideros de carbono (Perez & Morales, 2022). Las consecuencias más preocupantes de este fenómeno incluyen la alteración de los ciclos biogeoquímicos, la pérdida de biodiversidad y la reducción de la resiliencia del ecosistema (White & Johnson, 2022).

La interacción entre el cambio climático y los incendios forestales plantea desafíos significativos para la gestión de los recursos naturales; ya que, requiere

de la adaptación e implementación de estrategias en un entorno cada vez más dinámico e impredecible.

1.4.5 Manejo y estrategias de prevención

Ante el creciente riesgo de incendios forestales y sus efectos dañinos, es esencial implementar estrategias de gestión adaptativa y prevención. Una de las estrategias más efectivas es el uso controlado del fuego como herramienta de manejo, lo cual ayuda a reducir la acumulación de biomasa y prevenir incendios de gran intensidad. Cuando se aplica de manera planificada y controlada, esta técnica puede imitar los beneficios ecológicos del fuego natural, facilitando la regeneración y la sucesión ecológica (López & García, 2020).

Además, la incorporación de tecnologías avanzadas, como los sistemas de información geográfica y los modelos de predicción de incendios, ha mejorado considerablemente la capacidad de respuesta frente a emergencias. Estas herramientas facilitan la detección temprana de zonas de peligro y la planificación de acciones oportunas, lo que reduce el impacto en la biodiversidad y las comunidades locales. (Ramírez, Castillo, & Vargas, 2023).

Una alternativa para la restauración ecológica posincendio también es una dimensión importante en la gestión de estos eventos. La reforestación, las prácticas de agroforestería sostenible y la restauración de corredores ecológicos son prácticas que restauran la estructura y funcionalidad de los ecosistemas. El éxito de estas iniciativas depende cada vez más de la participación activa de las comunidades locales, junto con la cooperación de instituciones gubernamentales, organizaciones no gubernamentales y el sector privado (González, Ramírez, & Torres, 2021).

Un enfoque de paisaje hacia políticas públicas integradas que combinan la prevención y mitigación de incendios forestales es necesario para la conservación y sostenibilidad de los ecosistemas forestales. Estas políticas deben basarse en recomendaciones científicas, estar actualizadas y adherirse a la interacción de variables climáticas, ecológicas y económicas, asegurando un

análisis más holístico y adaptativo de la dinámica del fuego (White & Johnson, 2022).

1.5 Importancia de los bosques de pino-encino

Los variados bosques que combinan pinos y encinos son esenciales para preservar la diversidad biológica y brindar beneficios a los ecosistemas. A nivel mundial, la mayoría de estos bosques se encuentran en regiones templadas y subtropicales, donde cumplen un rol importante en la regulación del clima y del ciclo del agua (Toledo & Medellín, 1993).

México, cuenta con un alto número de especies de encino de amplia distribución, están bien evidentes, ya que tienen la quinta mayor dispersión de encinos en el mundo (total 161, especies endémicas 109). Ocupan cerca del 5.5% del territorio nacional y son esenciales para la industria forestal, proporcionando aproximadamente el 80% de los productos forestales del país. También albergan un porcentaje considerable de la rica biodiversidad, con alrededor del 24% de la flora mexicana y un porcentaje notable de especies endémicas. La conservación y el manejo sostenible de estos bosques es importante para mantener la integridad ecológica y los servicios socioeconómicos que proporcionan (Valencia, 2004).

1.5.1 Definición y características generales de los bosques de pino-encino

Los bosques de pino-encino se definen como comunidades vegetales compuestas principalmente por especies de pino (*Pinus* spp.) y encino (*Quercus* spp.). Estas comunidades se distinguen por:

- Estructura vertical y estratos: Los pinos dominan el dosel superior, los encinos se encuentran alrededor de los estratos medio y emergente, y hay una alta diversidad en el sotobosque.
- Adaptaciones al fuego: Las especies que componen estos bosques han desarrollado rasgos estructurales y funcionales (por ejemplo: corteza gruesa, rebrotes y semillas resistentes al calor) que les confieren la

capacidad de hacer frente a incendios recurrentes (Martinez *et al.*, 2015; Davis & Rodriguez, 2018).

- Dinámica sucesional: Estos son ecosistemas que se caracterizan por procesos de sucesión ecológica, los cuales ayudan a regenerar el ecosistema tras perturbaciones naturales o causadas por el hombre, permitiendo así que el ecosistema se mantenga su resiliencia y función (Kim & Thompson, 2017).

1.5.2 Relevancia de bosques

la provisión de servicios ecosistémicos fundamentales, que generan los bosques templados destacan los siguientes (López & Garcia, 2018; Sánchez *et al.*, 2019; Nguyen & Chen, 2020):

- Secuestro de Carbono: Los bosques densos con gran cantidad de biomasa en la copa y mucha materia orgánica en el suelo funcionan como lugares donde se almacena carbono, ayudando así a mitigar el cambio climático (Rodriguez & Perez, 2016; Patel *et al.*, 2018).
- Regulación Hídrica: La estructura compleja de estos bosques favorece la infiltración y retención de agua, lo que contribuye a la recarga de acuíferos y a la prevención de la erosión (Johnson *et al.*, 2017).
- Conservación de Suelos: La cobertura vegetal y la producción de hojarasca protegen el suelo contra la erosión y mejoran su fertilidad, lo cual es esencial para la estabilidad de los ecosistemas y la productividad agrícola en áreas adyacentes (Smith & Lee, 2019).
- Hábitat para la Fauna: La diversidad estructural y composicional proporciona refugio y recursos para una amplia gama de especies de fauna, desde invertebrados hasta vertebrados, que dependen de estos bosques para su supervivencia (Nguyen & Chen, 2020; Brown *et al.*, 2018).

1.5.3 Presiones antrópicas y estrategias de manejo

Los bosques de pino-encino mexicanos están bajo diferentes tipos de presiones antropogénicas, como se detalla a continuación:

- Expansión de Tierras Urbanas y Agrícolas: La fragmentación de estos ecosistemas es impulsada por la conversión de tierras para usos urbanos y agrícolas (Hernandez *et al.*, 2021).
- Tala Ilegal y Mala Gestión: Estas áreas han experimentado degradación y pérdida de recursos debido a la sobreexplotación y mala gestión (Rivera & Morales, 2020).
- Cambio Climático: La alteración en la dinámica climática ha exacerbado la frecuencia e intensidad de los incendios, amenazando las dinámicas naturales de estos bosques (Patel *et al.*, 2018).

Se han adoptado estrategias de gestión y conservación para prevenir estos efectos, que incluyen:

- Áreas Protegidas y Reservas Naturales: El establecimiento de parques nacionales y reservas ha permitido la conservación de grandes extensiones de bosques de pino-encino (Lopez *et al.*, 2023).
- Fuego Prescrito y Gestión Adaptativa: Las técnicas de manejo del fuego pueden utilizarse para reducir la acumulación de biomasa y fomentar la regeneración natural (Davis & Rodriguez, 2018).
- Restauración Ecológica y Programas de Educación Ambiental: Las comunidades locales son el objetivo de proyectos de reforestación y programas educativos para fomentar prácticas sostenibles y restaurar áreas degradadas (Kim & Thompson, 2017; Nguyen & Chen, 2020).

2. Justificación

Los bosques de coníferas en Durango, México, son un elemento crucial de los ecosistemas templados neotropicales, caracterizados por su alta biodiversidad y su importante papel en servicios ecosistémicos como el secuestro de carbono, la regulación hídrica y la conservación de suelos. Sin embargo, estos sistemas enfrentan presiones crecientes debido a perturbaciones causadas por el ser humano y el clima, destacando los incendios forestales. Estudios previos han demostrado que los patrones de incendios (frecuencia, intensidad y temporada) influyen en la estructura, composición de especies y resiliencia ecológica de estos bosques (González-Cubas *et al.*, 2018; Rodríguez-Pérez *et al.*, 2022).

A partir de esta problemática, este estudio busca generar evidencia empírica sobre la relación entre la frecuencia e intensidad de los incendios y la dinámica de los bosques afectados. Específicamente, aborda preguntas clave sobre la variabilidad en la riqueza de especies, el impacto del fuego en la regeneración y la capacidad de recuperación de la vegetación. Con esto, se pretende fortalecer el conocimiento teórico sobre disturbios ecológicos y proveer información fundamental para formular estrategias de conservación y restauración forestal. Los objetivos se estructuran en función de la necesidad de integrar información ecológica y modelos predictivos para un manejo forestal basado en evidencia.

3. Hipótesis

La frecuencia e intensidad de los incendios forestales determinan significativamente la diversidad estructural y florística de los bosques de coníferas en Durango, México, donde incendios recurrentes y de alta intensidad reducen la riqueza de especies

4. Objetivo del trabajo

4.1 Objetivo General

Evaluar el impacto de los regímenes de incendios (diferenciados por frecuencia e intensidad) en la diversidad estructural, composición florística y resiliencia ecológica de los bosques de coníferas en Durango, México, para fundamentar estrategias de manejo forestal sostenible y conservación de la biodiversidad.

4.2 objetivos Específicos

- Cuantificar las variaciones en la riqueza específica, equitatividad y dominancia de especies arbóreas y arbustivas en tres áreas con historiales contrastantes de incendios (alta, media y baja frecuencia/intensidad), utilizando índices de diversidad (Shannon, Simpson) y parámetros ecológicos (abundancia, frecuencia, valor de importancia).
- Evaluar la distribución espacial de los individuos en cada sitio para identificar patrones de agregación o dispersión
- Evaluar la relación entre variables dasométricas (DAP, altura, área de copa) y distribución espacial (distancia y azimut).

5 Materiales y métodos

5.1 Localización del área de estudio

El ejido Adolfo Ruiz Cortines se encuentra en la región suroeste del estado de Durango, dentro de la Sierra Madre Occidental, a 110 km de la capital estatal. Se puede llegar al área a través de la carretera Durango-Mazatlán. Este ejido tiene una superficie de 4,224 hectáreas.

En cuanto a su ubicación geográfica, el ejido se encuentra entre las coordenadas:

- Latitud Norte: 23° 41' - 23° 45'
- Longitud Oeste: 105° 14' - 105° 19' (Figura 3).

5.2 Fisiografía

El área de estudio se ubica en la Sierra Madre Occidental, dentro de la subprovincia Gran Meseta y Cañones Duranguenses, así como en la subprovincia Mesetas y Cañadas del Sur. La elevación del terreno oscila entre los 2,450 y 2,650 metros sobre el nivel del mar.

5.3 Clima

En el área de estudio se presentan dos subtipos climáticos de acuerdo con la clasificación de Köppen modificada por García en 1964: el clima templado subhúmedo con lluvias en verano (C(w2)), caracterizado por temperaturas medias anuales entre 12 °C y 18 °C y una precipitación invernal de 5 a 10.2 mm, y el clima semifrío subhúmedo con lluvias en verano (C(E)(w2)), con temperaturas medias anuales entre 5 °C y 12 °C y un régimen de precipitación similar. Estos climas influyen en la composición florística y las dinámicas ecológicas de la región, favoreciendo el desarrollo de bosques templados en función de la altitud y las condiciones de humedad (García, 1964).

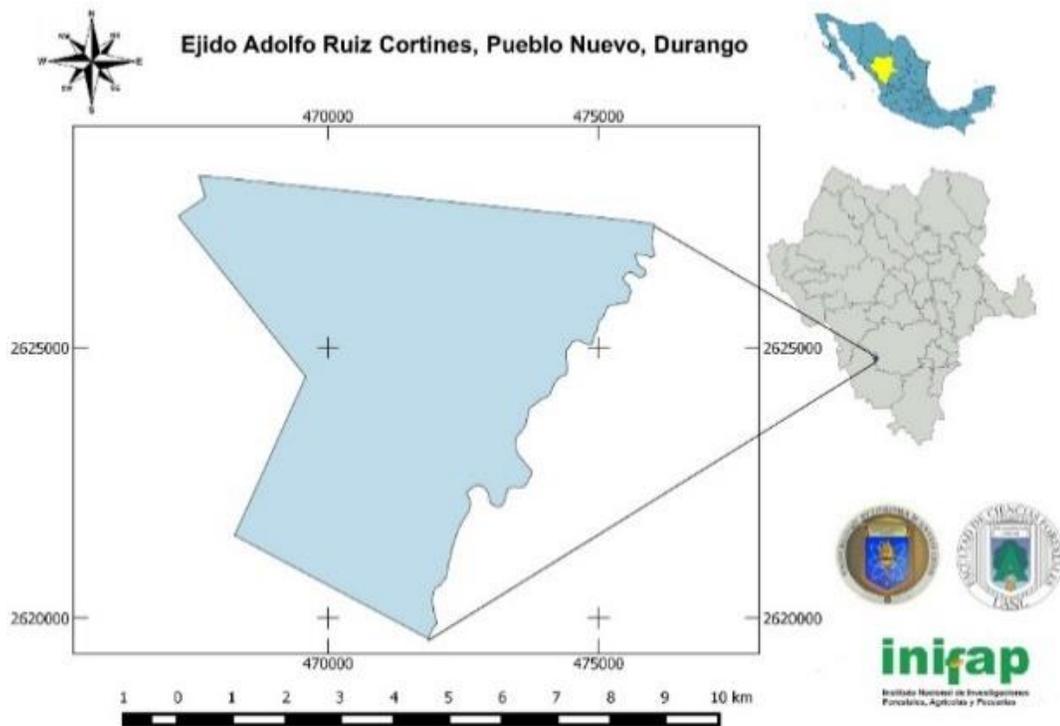


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

5.4 Edafología

Según el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2024), los suelos predominantes en el Ejido Adolfo Ruiz Cortines son litosol y regosol. los litosoles son suelos poco profundos con baja retención de humedad, mientras que los regosoles son suelos jóvenes y bien drenados, cuya aptitud depende de la pendiente y fertilidad natural. La identificación de estos suelos es clave para establecer estrategias de manejo y conservación adecuadas en la región (INEGI, 2024).

5.5 Vegetación

Las comunidades vegetales predominantes en el Ejido Adolfo Ruiz Cortines están conformadas por bosques mixtos, integrados por especies de los géneros Pinus y Quercus, acompañadas de arbustos. Según el INEGI (2016), los tipos de vegetación más representativos son el Bosque de Pino (P), dominado por coníferas; el Bosque de Pino-Encino (Pq), con una mayor representación de

Pinus pero con presencia de Quercus; y el Bosque de Encino-Pino (Qp), donde los encinos son predominantes.

5.6 Muestreo

El área de estudio incluye rodales con un historial de perturbación antropogénica, incluyendo pastoreo, extracción de madera y leña, y eventos de incendios forestales. Esto se utilizó para identificar y, en última instancia, cuantificar la intensidad del fuego a partir de la presencia de carbón en la corteza de los árboles y lesiones en el cámbium vascular de los árboles.

Las tres parcelas típicas con alta, media y baja intensidad de fuego fueron elegidas del número total de individuos que mostraban estas características, permitiendo el análisis de la respuesta de la comunidad arbórea a diferentes intensidades de perturbación.

Las parcelas se delimitaron en áreas con condiciones fisiográficas homogéneas para evitar variaciones por factores topográficos o edáficos. El área de cada parcela permanente es de 1,600 m², dispuesta en un cuadrado de 40 × 40 m, lo que permite la aplicación de métodos de muestreo estandarizados y comparables.

5.6.1 Diseño del muestreo

Cada parcela fue delimitada en 40 × 40 m, dividiéndolas en cuatro subparcelas de 20 × 20 m, para facilitar el muestreo y el análisis de datos. Esta disposición permite que la información de vegetación sea rigurosa y representativa en toda la parcela, aumentando así la precisión de los datos y, al mismo tiempo, posibilitando el análisis de la heterogeneidad en el interior de la parcela. La orientación de la parcela se basó en la dirección de la pendiente dominante del área de estudio. El instrumental utilizado fue: un hipsómetro láser Nikon Forestry Pro TM y una brújula, asegurando la correcta alineación y georreferenciación de la parcela. Es este el primer paso en la estandarización de un patrón que asegure la coherencia de muestreo, permitiendo el seguimiento de las muestras a lo largo de los años de los estudios.

5.6.2 Muestreo de la Vegetación

Se incluyeron en el muestreo todos los individuos arbóreos con un diámetro a la altura del pecho (DAP, medido a 1.30 m) mayor a 7.5 cm. Esta restricción garantiza que se incluyan en el análisis aquellos individuos que contribuyen de forma significativa a la estructura y funcionamiento del ecosistema.

Para cada árbol registrado se obtuvieron los siguientes datos:

- Diámetro a 1.30 m (DAP): Medido con cinta métrica o calibrador adecuado, este parámetro es fundamental para estimar la dominancia y la biomasa.
- Altura Total y Altura de Fuste Limpio: Se midió utilizando el hipsómetro láser, lo que permite una estimación precisa de la altura del árbol y del tronco sin ramificaciones.
- Diámetro de Copa: Registrado para evaluar la extensión y distribución de la parte aérea, lo cual tiene implicaciones en la captación de luz y en la dinámica competitiva.
- Identificación Específica: Cada individuo fue identificado taxonómicamente, permitiendo la determinación de la composición y diversidad de especies en cada subparcela.

5.6.3 Cálculo de Parámetros Ecológicos

Para evaluar la estructura y composición de la vegetación se calcularon los siguientes indicadores:

- Abundancia relativa (Arel): Proporción de individuos de cada especie con respecto al total.
- Dominancia relativa (Drel): Calculada con base en la área basal de cada especie.
- Frecuencia relativa (Frel): Proporción de subparcelas en las que una especie estuvo presente.
- Índice de Valor de Importancia (IVI): Integración de los tres parámetros anteriores, proporcionando una medida compuesta de la relevancia ecológica de cada especie.

- Riqueza de especies: Estimada mediante el índice de Margalef.
- Diversidad de especies: Evaluada con el índice de Shannon-Weiner.
- Análisis de vecindad y estructura espacial: se analizó mediante el índice de Clark-Evans (R), el cual permitió evaluar si los individuos estaban dispersos aleatoriamente, agregados o uniformemente distribuidos (Kim & Thompson, 2017).

5.7. Análisis de datos

Los datos obtenidos fueron analizados mediante estadística descriptiva y comparativa. Para evaluar diferencias significativas en la estructura poblacional de los árboles entre los sitios muestreados, se realizaron pruebas de comparación de medias considerando las variables diámetro a la altura del pecho (DAP), altura total (h) y diámetro basal. Inicialmente, se aplicaron pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk y homogeneidad de varianza de Levene. Dado que los datos no cumplieron con los supuestos de normalidad y homocedasticidad ($p < 0.05$), se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Para identificar diferencias significativas en los parámetros ecológicos entre los sitios con diferente intensidad de incendio. Además, se calcularon índices de similitud florística (Jaccard y Sorensen) para evaluar la relación entre las comunidades vegetales de cada sitio.

6. Resultados

Los resultados se han organizado en cuatro enfoques analíticos, derivados de la metodología utilizada: composición y estructura de la vegetación, características de crecimiento y resistencia específica, diversidad y riqueza de especies, y importancia y dinámica competitiva. Estos análisis se basaron en el muestreo de 3 parcelas con diferentes niveles de intensidad de incendio, utilizando una superficie total de 1,600 m² y registrando individuos con un diámetro a la altura del pecho mayor o igual a 7.5 cm. Los datos se procesaron mediante índices de diversidad y pruebas estadísticas no paramétricas, con el objetivo de evaluar diferencias significativas entre los sitios.

6.1 Composición Florística y Estructura Poblacional

El estudio registró un total de 10 especies, distribuidas en 5 géneros y 4 familias, con predominio de *Fagaceae* (3 especies) y *Pinaceae* (3 especies), seguidas de *Ericaceae* (1 especie) y *Cupressaceae* (2 especies). Los géneros más representativos fueron *Quercus* (3 especies) y *Pinus* (3 especies), concordando con estudios previos en bosques templados post-incendio (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2008). La parcela de baja intensidad presentó la mayor densidad arbórea (763 N/ha), destacando *Quercus durifolia* (175 N/ha), mientras que la parcela de alta intensidad mostró la menor densidad (544 N/ha), con dominancia de *Pinus durangensis* (231 N/ha) (Cuadro 1). Esta reducción sugiere que los incendios recurrentes actúan como filtros ecológicos, favoreciendo especies pirofíticas y reduciendo la densidad de taxones sensibles.

Cuadro 1. Especies arbóreas y arbustivas presentes en el área de estudio

Familia	Género y Especie	Alta		Media		Baja	
		N	N/ha	N	N/ha	N	N/ha
Ericaceae	<i>Arbutus xalapensis</i>	8	50	13	81	23	144
Cupressaceae	<i>Cupressus lindley</i>	0	0	0	0	2	13
Cupressaceae	<i>Juniperus deppeana</i>	1	6	0	0	0	0
Pinaceae	<i>Pinus durangensis</i>	37	231	8	50	0	0
Pinaceae	<i>Pinus engelmannii</i>	0	0	11	68	17	106
Pinaceae	<i>Pinus leiophylla</i>	8	50	26	162	27	168
Fagaceae	<i>Quercus durifolia</i>	1	6	27	168	28	175

Fagaceae	<i>Quercus rugosa</i>	8	50	0	0	0	0
Fagaceae	<i>Quercus sideroxila</i>	24	150	9	56	25	156
Total		87	544	94	588	122	763

N=número de árboles, (N/ha) número de árboles por hectárea

6.2 Características Dasométricas y Resiliencia Específica

Los resultados indicaron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios en las tres variables analizadas ($p < 05$). Esto sugiere que la intensidad y frecuencia de los incendios impactan de manera diferenciada en la regeneración arbórea, generando estructuras poblacionales contrastantes entre las áreas de estudio. Estos hallazgos son consistentes con estudios previos sobre la respuesta de los bosques templados al fuego (Alanís-Rodríguez et al., 2010; Manríquez-Zapata, 2019).

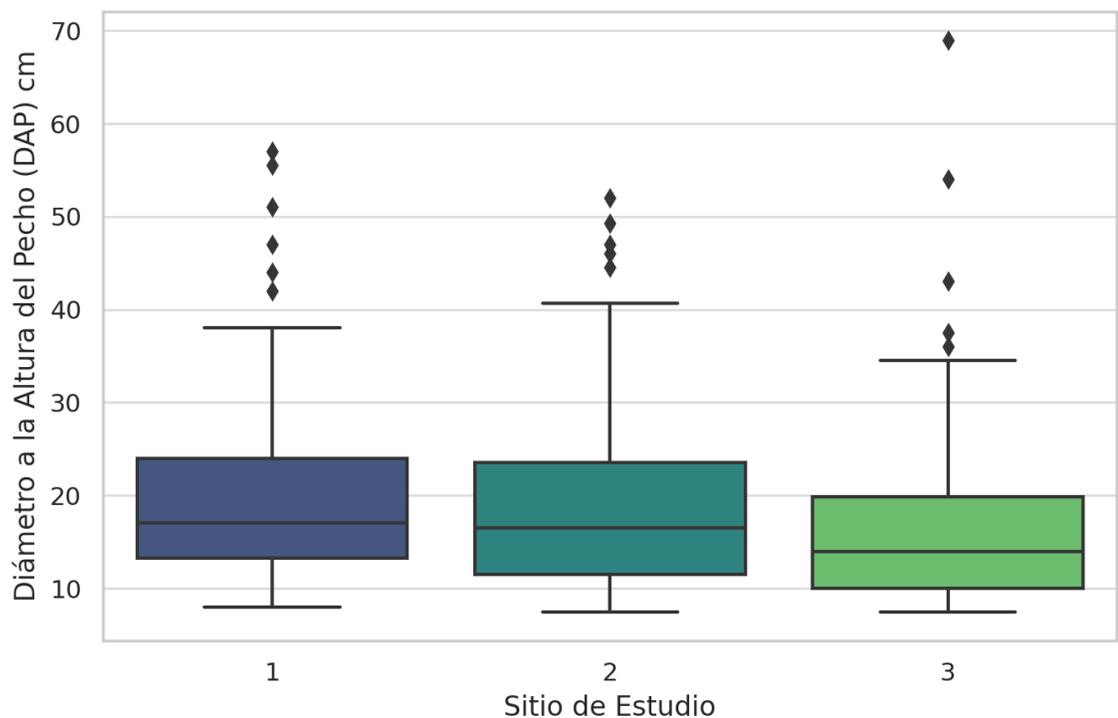


Figura 2. Distribución del DAP en los diferentes sitios de muestreo de acuerdo al nivel de perturbación por incendio

Se observa que hay diferencias significativas en los valores de DAP entre los sitios estudiados, lo que sugiere que el crecimiento de los árboles varía

dependiendo del impacto de los incendios en cada área (Figura 2). Además, En algunos sitios, los valores de DAP están más dispersos (cajas más grandes), lo que indica una mayor heterogeneidad en el tamaño de los árboles (Figura 2).

La altura de los árboles es un indicador clave del estado estructural del bosque, ya que refleja su desarrollo y respuesta a perturbaciones como los incendios. En el gráfico presentado, se muestra la distribución de las alturas en cada sitio estudiado (Figura 3).

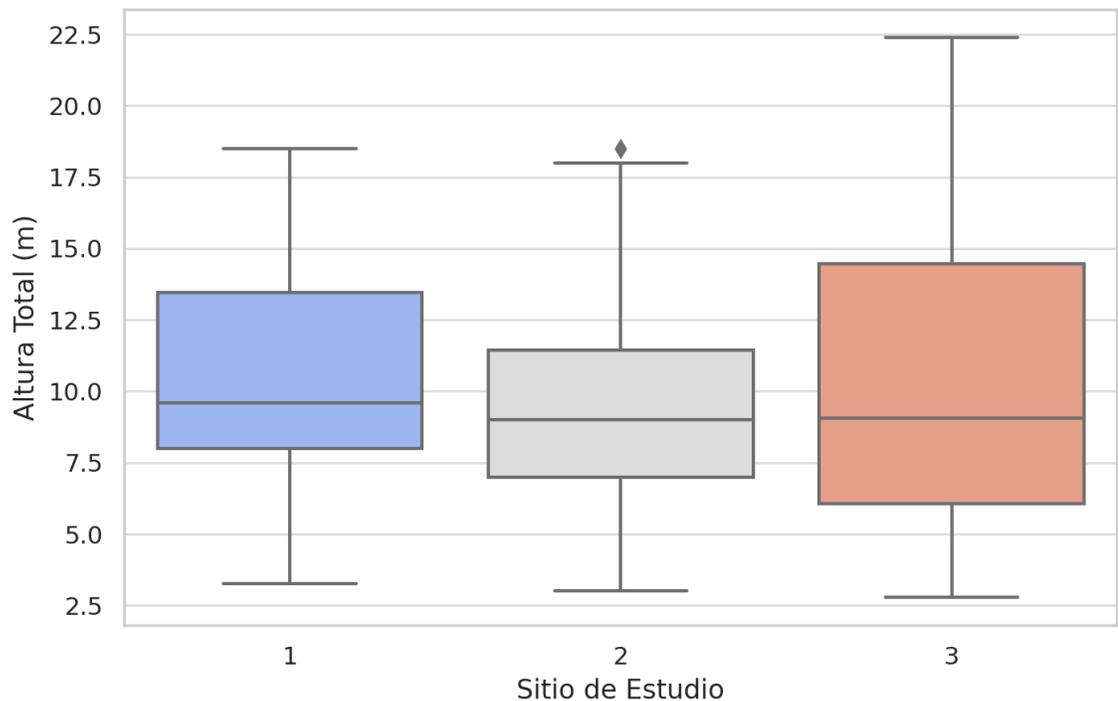


Figura 3. Distribución de la altura de los árboles en los diferentes sitios de muestreo de acuerdo al nivel de perturbación por incendio

Cada "caja" en el boxplot representa el rango donde se encuentran la mayoría de los valores de altura en un sitio, mientras que los bigotes muestran los valores más extremos que no son atípicos.

Se observa que los sitios con menos incendios tienen árboles más altos en promedio, lo que indica que han tenido menos interrupciones en su crecimiento. Por el contrario, los sitios con incendios más frecuentes tienen árboles más bajos,

lo que sugiere que la regeneración en estas áreas está dominada por individuos jóvenes en etapas iniciales de crecimiento.

Las mediciones dasométricas revelaron diferencias significativas entre parcelas (Cuadro 2):

Diámetro promedio (DAP): La parcela de media intensidad registró el mayor DAP (0.20 m), atribuible a la menor competencia intraespecífica tras incendios moderados que eliminan individuos débiles.

Área de copa: *Pinus durangensis* en la parcela de alta intensidad mostró el valor máximo (858.05 m²), respaldando su adaptación morfológica (corteza gruesa, autopoda) para resistir incendios superficiales (Rodríguez-Trejo & Fulé, 2003).

Altura total: La parcela de baja intensidad presentó la mayor altura promedio (10.12 m), indicando menor estrés post-incendio que permite un desarrollo vertical continuo.

Cuadro 2. Características dasométricas de las parcelas de estudio.

Especie	Alta			Media			Baja		
	DAP (m)	AC (m ²)	h (m)	DAP (m)	AC (m ²)	h (m)	DAP (m)	AC (m ²)	h (m)
<i>Arbutus xalapensis</i>	0.21	195.21	7.21	0.22	221.83	6.39	0.15	287.98	5.37
<i>Cupressus lindley</i>	-	-	-	-	-	-	0.11	19.10	7.45
<i>Juniperus deppeana</i>	0.08	5.06	3.25	-	-	-	-	-	-
<i>Pinus durangensis</i>	0.22	858.05	12.29	0.31	270.01	13.81	-	-	-
<i>Pinus engelmannii</i>	0	0	0	0.19	77.23	11.45	0.20	157.84	15.35
<i>Pinus leiophylla</i>	0.21	190.97	11.63	0.17	272.44	10.53	0.19	358.49	14.16
<i>Quercus durifolia</i>	0.16	31.06	6.70	0.19	376.22	8.34	0.15	304.70	8.63
<i>Quercus rugosa</i>	0.13	145.51	6.75	-	-	-	-	-	-
<i>Quercus sideroxyla</i>	0.21	671.33	10.38	0.14	94.29	8.08	0.16	268.69	9.79
Promedio	0.18	299.60	8.32	0.20	218.67	9.77	0.16	232.80	10.12

DAP = diámetro promedio a la altura del pecho (1.30m); AC= área de copa promedio en metros cuadrados; h=Altura total promedio en metros; (-)= no existen árboles de la especie.

6.3 Diversidad Alfa y Riqueza Específica

El índice de Shannon-Wiener (H') varió entre 1.47 (alta intensidad) y 1.67 (media intensidad), valores inferiores a los reportados en bosques con manejo silvícola (H' = 2.24; Jiménez-Pérez *et al.*, 2001). Esta disminución refleja una

homogenización florística en áreas quemadas, donde solo especies adaptadas al fuego persisten. Por otro lado, el índice de Margalef (D_{mg}) mostró una riqueza máxima en la parcela de alta intensidad (1.34), contrastando con estudios previos (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2010: $D_{mg} = 0.91-1.59$). Este aparente contrasentido podría explicarse por la colonización oportunista de taxones pioneros (*Arbutus xalapensis*) en áreas severamente perturbadas.

6.4 Índice de Valor de Importancia (IVI) y Dinámica Competitiva

El IVI destacó a *Pinus durangensis* (34.2) y *Quercus sideroxila* (26.2) como especies clave en la parcela de alta intensidad, mientras que en media y baja intensidad, *Quercus durifolia* (24.0 y 21.0) y *Pinus leiophylla* (22.7 y 22.0) dominaron (Cuadro 3). Estos resultados subrayan un gradiente de resiliencia:

- Alta intensidad: Dominio de *Pinus* con estrategias de resistencia al fuego (rebrote epicórmico).
- Baja intensidad: Mayor equidad entre *Quercus* y *Pinus*, indicativo de una comunidad en etapas sucesionales intermedias.

Cuadro 1. Valores de abundancia, dominancia, y frecuencia relativa e índice de valor de importancia de las áreas evaluadas.

	Alta				Media				Baja			
	A_{rel}	D_{rel}	F_{rel}	IVI	A_{rel}	D_{rel}	F_{rel}	IVI	A_{rel}	D_{rel}	F_{rel}	IVI
<i>Arbutus xalapensis</i>	9.2	9.3	19.0	12.5	13.7	16.9	20.0	16.9	18.9	20.6	18.2	19.2
<i>Cupressus lindley</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	1.4	9.1	4.03
<i>Juniperus deppeana</i>	1.1	0.2	4.8	2.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Pinus durangensis</i>	42.5	40.9	19.0	34.2	8.4	20.6	20.0	16.3	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Pinus engelmannii</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	11.6	5.9	10.0	9.2	13.9	11.3	18.2	14.5
<i>Pinus leiophylla</i>	9.2	9.1	14.3	10.9	27.4	20.8	20.0	22.7	22.1	25.7	18.2	22.0
<i>Quercus durifolia</i>	1.1	1.5	4.8	2.5	28.4	28.7	15.0	24.0	23.0	21.8	18.2	21.0
<i>Quercus rugosa</i>	9.2	6.9	19.0	11.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Quercus sideroxila</i>	27.6	32.0	19.0	26.2	10.5	7.2	15.0	10.9	20.5	19.2	18.2	19.3

A_{rel} = Abundancia relativa; D_{rel} =Dominancia relativa; F_{rel} = Frecuencia relativa; IVI =Índice de valores de importancia.

La frecuencia relativa (F_{rel}) de *Quercus sideroxila* se mantuvo constante en todas las parcelas (19.0-18.2), sugiriendo una amplia tolerancia a regímenes de incendios variables. En contraste, *Cupressus lindleyi* solo apareció en la parcela

de baja intensidad (1.6% Arel), evidenciando su susceptibilidad a perturbaciones recurrentes.

6.5 Distribución espacial

El gráfico de distribución de distancias muestra cuánto espacio hay entre los árboles en cada sitio. Esta información es clave para comprender cómo se recupera la vegetación tras un incendio y si los árboles están creciendo en patrones dispersos o agrupados (Figura 4).

- En los sitios con alta intensidad de incendios, las distancias entre árboles suelen ser mayores, lo que sugiere que la regeneración es más limitada y que los individuos nuevos aparecen en parches.
- En sitios con menor impacto de fuego, las distancias tienden a ser menores, indicando una regeneración más homogénea y una mayor densidad arbórea.

Estos patrones son consistentes con estudios previos que han demostrado que la regeneración forestal post-incendio depende de factores como la disponibilidad de semillas, la presencia de especies resistentes y las condiciones microambientales (Rodríguez-Trejo & Fulé, 2003; Nguyen & Chen, 2020).

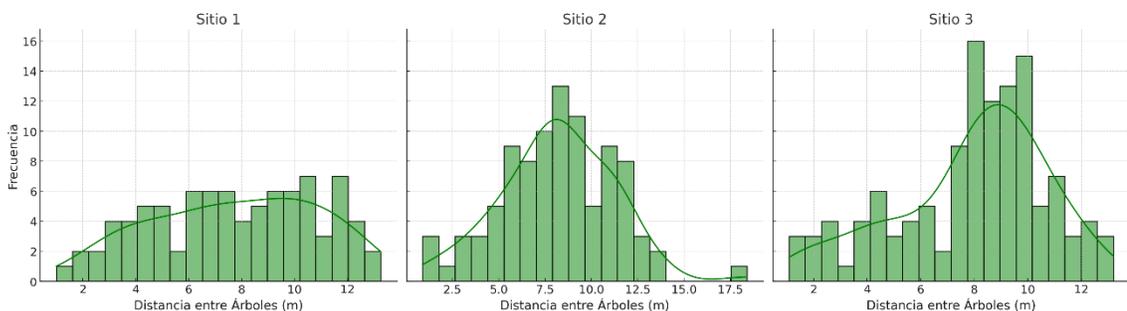


Figura 4. Distribución de distancia entre árboles en el área de estudio por sitio de muestreo.

6.6 Análisis de vecindad y estructura

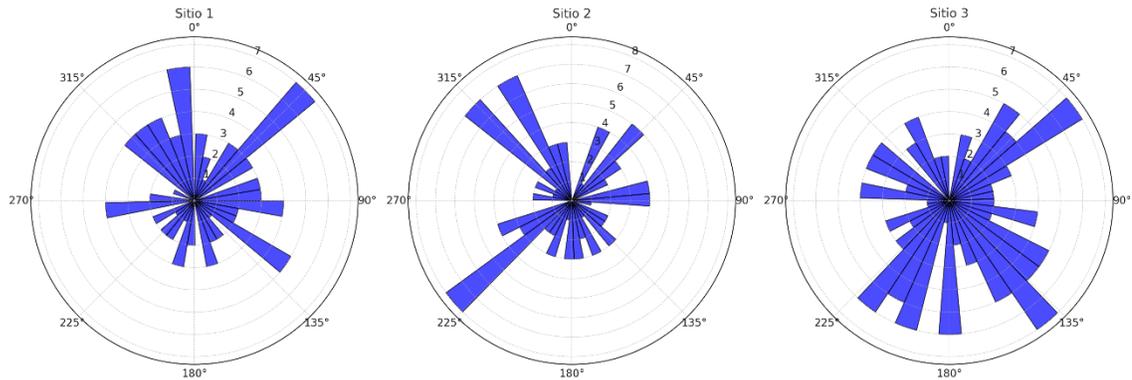


Figura 5. Distribución de azimut y distancias entre árboles en el área de estudio por sitio de muestreo.

El diagrama polar de vecindad es una representación gráfica que muestra la distribución de los árboles según su orientación azimutal (dirección) en cada sitio estudiado. Es un histograma circular que agrupa los valores del azimut (ángulo que indica la dirección de cada árbol) en intervalos para identificar patrones de orientación (Figura 5).

Cada uno de los tres gráficos corresponde a un sitio de muestreo diferente. En ellos, los valores de azimut se distribuyen en una escala de 0° a 360° , donde 0° representa el norte, 90° el este, 180° el sur y 270° el oeste. La altura de las barras indica la frecuencia de árboles en cada intervalo de dirección. Esto permite evaluar si la disposición de los árboles es homogénea o sigue patrones direccionales específicos (Figura 5).

7. Discusión

Los resultados obtenidos evidencian que los regímenes de incendios (diferenciados por intensidad y frecuencia) ejercen un impacto significativo en la diversidad estructural, composición florística y dinámica sucesional de los bosques de coníferas en Durango, México. Estos hallazgos respaldan la hipótesis inicial, donde la heterogeneidad en la configuración de las comunidades vegetales está directamente modulada por las características del fuego, en concordancia con estudios previos en ecosistemas templados (Rodríguez-Trejo & Fulé, 2003; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2010). A continuación, se discuten las implicaciones ecológicas de estos resultados en relación con la literatura existente.

7.1 Composición florística y respuestas específicas a los incendios

La reducción en la densidad arbórea en áreas de alta intensidad (544 N/ha vs. 763 N/ha en baja intensidad) y el dominio de *Pinus durangensis* (231 N/ha) reflejan un filtrado ecológico mediado por el fuego, favoreciendo especies con adaptaciones como corteza gruesa y capacidad de rebrote (Manríquez-Zapata, 2019). Este patrón coincide con lo reportado por Davis & Rodríguez (2018), quienes destacan que los pinos exhiben estrategias de resistencia al fuego, mientras que los encinos (*Quercus* spp.) dependen de la regeneración post-incendio mediante rebrotes basales. La ausencia de *Cupressus lindleyi* en parcelas de alta intensidad sugiere una alta vulnerabilidad a perturbaciones recurrentes, similar a lo observado por Patel *et al.* (2018) en especies no adaptadas al fuego. Por otro lado, la mayor riqueza específica en áreas de alta intensidad ($D_{mg} = 1.34$) contradice estudios previos (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2010), pero podría explicarse por la colonización oportunista de pioneras como *Arbutus xalapensis*, un fenómeno documentado en ecosistemas mediterráneos tras incendios severos (Rubio-Camacho *et al.*, 2017).

7.2 Dinámica dasométrica y competitividad

Las diferencias en el diámetro promedio (DAP) entre parcelas (0.18 m en alta vs. 0.20 m en media intensidad) reflejan un balance entre la reducción de

competencia intraespecífica post-incendio y el estrés hídrico. Este resultado coincide con Martínez *et al.* (2019), quienes observaron que incendios moderados eliminan individuos débiles, liberando recursos para los sobrevivientes. Sin embargo, la menor altura promedio en áreas de alta intensidad (8.32 m vs. 10.12 m en baja) sugiere un retraso en el desarrollo vertical debido al daño tisular recurrente, un efecto reportado por Chen *et al.* (2018) en bosques boreales. La dominancia de *Pinus durangensis* en áreas quemadas, con copas extensas (858.05 m²), resalta su plasticidad morfológica para captar luz en ambientes abiertos, estrategia clave en etapas tempranas de sucesión (Kim & Thompson, 2017).

7.3 Diversidad alfa y homogenización florística

Los valores bajos del índice de Shannon ($H' = 1.47-1.67$) en comparación con bosques manejados ($H' = 2.24$; Jiménez-Pérez *et al.*, 2001) indican una homogenización florística en áreas quemadas, donde solo persisten especies adaptadas al fuego. Este fenómeno ha sido ampliamente documentado en ecosistemas mediterráneos (Sánchez *et al.*, 2017) y subraya el riesgo de pérdida de diversidad funcional ante regímenes de incendios recurrentes. No obstante, la presencia de *Quercus sideroxila* en todas las parcelas ($F_{rel} = 18.2-19.0\%$) sugiere una amplia tolerancia a perturbaciones, respaldando su papel como especie clave en la resiliencia de estos bosques (Rivera & Morales, 2020). Esta dualidad entre homogenización y persistencia de taxones resilientes refleja la complejidad de las respuestas comunitarias al fuego, tal como lo discuten Rodríguez & Hernández (2023).

7.4 Implicaciones para el manejo forestal

Los resultados refuerzan la necesidad de estrategias de manejo adaptativo que consideren la heterogeneidad de los regímenes de incendios. La promoción de fuegos prescritos de baja intensidad podría mitigar la acumulación de biomasa y favorecer la regeneración de especies sucesionales tardías (*Quercus* spp.), tal como proponen López & García (2020). Además, la identificación de *Pinus durangensis* y *Quercus sideroxila* como especies clave mediante el IVI (34.2 y

26.2, respectivamente) sugiere priorizar su conservación en programas de restauración, en línea con los ODS 15 (White & Johnson, 2022).

8. Conclusiones

Los regímenes de incendios modulan la estructura y diversidad florística de los bosques de Durango. Las áreas con alta intensidad de incendios mostraron menor densidad arbórea (544 N/ha) y dominancia de especies pirofíticas como *Pinus durangensis* (231 N/ha), mientras que las zonas de baja intensidad presentaron mayor diversidad y presencia de especies sucesionales como *Quercus durifolia* (175 N/ha), evidenciando un filtrado ecológico mediado por el fuego.

La resiliencia post-incendio está asociada a adaptaciones morfológicas y fisiológicas. Especies como *Pinus durangensis* (corteza gruesa, rebrote epicórmico) y *Quercus sideroxila* (tolerancia a perturbaciones variables) actúan como clave en la recuperación del ecosistema, manteniendo su frecuencia relativa (18.2-19.0%) incluso en condiciones de alta intensidad de incendios.

La homogeneización florística es un riesgo en áreas con incendios recurrentes. Los bajos valores del índice de Shannon ($H' = 1.47$ en alta intensidad vs. 2.24 en bosques manejados) reflejan una simplificación de la comunidad vegetal, favoreciendo taxones adaptados al fuego en detrimento de especies sensibles como *Cupressus lindleyi*, ausente en zonas quemadas.

Los incendios moderados pueden optimizar la dinámica forestal. Parcelas con intensidad media registraron mayores diámetros promedio (DAP = 0.20 m) y equilibrio entre dominancia (*Pinus leiophylla*) y diversidad (*Quercus durifolia*), sugiriendo que perturbaciones controladas reducen la competencia intraespecífica y promueven la regeneración natural.

Se requieren estrategias de manejo adaptativo basadas en regímenes de incendios. La identificación de especies clave mediante el Índice de Valor de Importancia (IVI) y la integración de fuegos prescritos son fundamentales para mitigar incendios catastróficos, conservar la biodiversidad y alinearse con los Objetivos de Desarrollo Sostenible

9. Bibliografía citada

Alanís-Rodríguez, E., González-Tagle, M., & Jiménez-Pérez, J. (2010). Structural and floristic diversity of temperate forests in northern Mexico. *Forest Ecology and Management*, 259(5), 981-991.

Alcántara-Carbajal, J. L., & Reyes-Hernández, V. J. (2021). Composición, diversidad y estructura de un bosque manejado del ejido Nopalillo, Hidalgo, México. *Madera y Bosques*, 27(1), e271112. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1405-04712021000100112&script=sci_arttext.

Almeida, C., & Bravo, F. (2022). Ecological indices in forest management: A comparative analysis. *Ecological Indicators*, 137, 108715.

Armenteras, D., González, T. M., & Ramírez, W. (2020). Fire regimes and deforestation: paths of change and drivers in the Amazon. *Global Change Biology*, 26(2), 725-741.

Brenes-Chaves, F., Mora, V., & Sánchez, L. (2019). Biodiversity indices for forest monitoring: Advances and applications. *Journal of Forest Research*, 24(4), 345-358.

Chen, J., Wang, Z., & Li, Y. (2018). Post-fire forest regeneration: A review of global patterns and mechanisms. *Forests*, 9(11), 672.

Davis, P., & Rodríguez, M. (2018). Fire resilience in pine-oak forests: A case study from Mexico. *Journal of Ecology*, 106(3), 1125-1138.

De Groot, W. J., Flannigan, M. D., & Stocks, B. J. (2012). El cambio climático y los incendios forestales. *Memorias del Cuarto Simposio Internacional sobre Políticas, Planificación y Economía de Incendios Forestales: Cambio Climático e Incendios Forestales*, 1-10. Recuperado de https://www.fs.usda.gov/psw/publications/documents/psw_gtr245/es/psw_gtr245_001.pdf

García, E. (1964). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.

González-Cubas, L., Rodríguez, R., & Martínez, A. (2018). Evaluación de la diversidad ecológica en ecosistemas forestales afectados por incendios. *Revista Mexicana de Ecología*, 23(2), 187-205.

Graciano-Ávila, J., Torres, P., & Ramírez, E. (2017). Índices de diversidad y su aplicabilidad en el manejo forestal. *Ecología Aplicada*, 16(2), 45-57.

Hernández, L., & Navarro, P. (2022). Importance value index as a tool for conservation prioritization. *Conservation Biology*, 36(1), e13894.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2016). Catálogo de tipos de vegetación natural e inducida de México. INEGI. https://www.snieg.mx/Documentos/Normatividad/Vigente/cat_tem_gen_tipos_veg_oct2016.pdf

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2023). Estadísticas sobre incendios forestales en México. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2024). Carta edafológica, Serie II, escala 1:250,000. INEGI.

Jiménez-Pérez, J., González-Tagle, M., & Alanís-Rodríguez, E. (2001). Comparación de la diversidad en bosques manejados y no manejados en Durango. *Revista de Ciencias Forestales*, 19(4), 341-355.

Kim, S., & Park, Y. (2021). Ecosystem resilience after wildfires: A meta-analysis. *Environmental Research*, 196, 110372.

Kim, Y., & Thompson, J. (2017). Succession dynamics in fire-affected coniferous forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 47(6), 787-798.

López, J., & García, R. (2020). Prescribed burning as a forest management strategy: Lessons from Mexico. *Fire Ecology*, 16(1), 22.

Manríquez-Zapata, N. (2019). Fire adaptation strategies in temperate conifer forests. *Ecosphere*, 10(8), e02893.

Martínez, P., & López, H. (2021). Evaluación del índice de Simpson en ecosistemas forestales. *Revista de Biodiversidad y Ecología*, 30(2), 214-229.

Martínez, R., & Morales, J. (2019). Post-fire regeneration in pine-dominated forests: A study on species resilience. *Ecological Restoration*, 37(4), 401-412.

Nguyen, T., & Chen, X. (2020). Forest ecosystem services in the face of climate change: Challenges and solutions. *Forest Policy and Economics*, 115, 102140.

Patel, K., Singh, M., & Sharma, R. (2018). Carbon sequestration potential of temperate forests: A case study from the Sierra Madre. *Journal of Forest Carbon Research*, 14(3), 251-267.

Pérez, L., & Morales, F. (2022). Climate change and wildfires: A global review of trends and impacts. *Global Environmental Change*, 73, 102462.

Rivera, A., & Morales, L. (2020). Diversity and conservation strategies in Mexico's pine-oak forests. *Conservation Letters*, 13(5), e12786.

Rodríguez, A., & Hernández, M. (2023). Fire disturbance and forest structure: Lessons from Mexican temperate forests. *Ecosystems*, 26(1), 154-167.

Rodríguez-Pérez, J., Herrera, D., & Gómez, F. (2022). Índices de diversidad y su relación con la resiliencia ecológica. *Ecological Indicators*, 134, 108612.

Rodríguez-Trejo, D. & Fulé, P. (2003). Fire ecology of Mexican pines and its management implications. *International Journal of Wildland Fire*, 12(1), 23-37.

Rubio-Camacho, A., Torres, J., & Martínez, L. (2017). The role of pioneer species in post-fire forest recovery. *Plant Ecology*, 218(9), 1031-1045.

Smith, P., & Lee, T. (2019). Soil conservation in forest ecosystems: The role of vegetation cover. *Land Degradation & Development*, 30(5), 569-579.

Smith, R., Brown, K., & White, D. (2022). Ecosystem services and biodiversity in fire-prone landscapes. *Conservation Biology*, 36(2), 231-245.

Statista. (2023). Incidencia de incendios forestales en México. Disponible en <https://www.statista.com/>

Suárez, R., & Morales, D. (2023). Application of Margalef's index in tropical and temperate forests. *Ecological Indicators*, 142, 109332.

Sánchez, A., Morales, G., & Alvarez, D. (2017). Wildfire intensity and its ecological consequences: Evidence from Mexico. *Journal of Forest Science*, 63(7), 301-312.

Toledo, V., & Medellín, R. (1993). Biodiversity and ecological resilience in neotropical forests. *Biotropica*, 25(4), 364-378.

Torres, H., Ramírez, F., & Jiménez, R. (2023). Biodiversity monitoring and adaptive forest management. *Environmental Conservation*, 50(1), 12-24.

Valencia, S. (2004). Oak diversity and conservation in Mexico. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 146(3), 353-368.

White, J., & Johnson, B. (2022). Fire management strategies in a changing climate. *Environmental Management*, 69(2), 197-211.

10. Anexos



Figura 6. Medición de altura en parcela experimental (izquierda), condición de una de las parcelas (derecha).



Figura 7. Medición de área de copa y registro de datos en parcela.

11. Copias de los artículos publicados

Rosales-Mata et al. / Revista Latinoamericana de Recursos Naturales 17(2): 49-54, 2021

Efecto de los incendios forestales en la diversidad estructural en bosques de Durango, México

Sergio Rosales-Mata^{1*}, Marco Aurelio González-Tagle^{2*} y Eduardo Alanís-Rodríguez²

¹Centro de Investigación Regional Norte-Centro-INIFAP, Durango, Durango, México.

²Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León.

Artículo recibido el 29 de noviembre de 2021 y aceptado el 15 de diciembre de 2021

Effect of forest fires on structural diversity in forests of Durango, Mexico.

Abstract

The fire is a natural factor of disturbance that influences the conformation of forest ecosystems by modifying their structural diversity and the species that inhabit there. The alterations in the ecosystems caused by forest fires can be evaluated according to the degree of affectation that the tree structure has. In this study, changes caused by fires in the structural and species diversity in the coniferous forests of the state of Durango, Mexico, were analyzed. For this, the diversity of arboreal and shrub species was evaluated in three areas with different histories of forest fires, high, medium, and low. The richness and biological diversity were evaluated and a comparison was made through similarity indices, resulting in that ecosystems with the same environmental conditions present important differences in their floristic composition due to their history of forest fires.

Key words: forest fires, species diversity, coniferous forest, importance value index.

Resumen

El fuego es un factor natural de disturbio que influye en la conformación de los ecosistemas forestales al modificar su diversidad estructural y las especies que ahí habitan. Las alteraciones en los ecosistemas ocasionadas por incendios forestales pueden ser evaluadas de acuerdo al grado de afectación que se tenga la estructura arbórea. En este estudio se analizaron los cambios originados por incendios en la diversidad estructural y de especies en bosque de coníferas del estado de Durango, México. Para ello se evaluó la diversidad de especies arbóreas y arbustivas en tres áreas con distinto historial de incendios forestales, alto, medio y bajo. Se evaluó la riqueza, diversidad biológica y se realizó una comparación mediante índices de similitud, resultando que los ecosistemas con iguales condiciones medioambientales presentan importantes diferencias en su composición florística por su historial de incendios forestales.

Palabras claves: incendios forestales, diversidad de especies, bosque de coníferas, índice de valor de importancia.

*Autor de correspondencia

Email: rosales.sergio@inifap.gob.mx; marco.gonzalez@uanl.edu.mx

ISSN 2594-0384 (Electrónica)

DOI: <https://doi.org/10.33154/rlm.2021.02.02>

Introducción

Los ecosistemas forestales albergan un gran número de especies. Cuando una única o unas pocas especies predominan en una comunidad, estos organismos son dominantes. No siempre los dominantes en una comunidad son los organismos que tienen mayor representatividad numérica, ya que pueden ser también los que poseen mayor biomasa, los que se adelantan a acaparar la luz solar y los espacios, los que controlan o influyen sobre el resto de la comunidad. La diversidad de especies hace referencia tanto al número de especies, riqueza de especies, como a la abundancia relativa de individuos entre las especies. Para cuantificar la diversidad de estas especies se han propuesto diversos índices, el más común es el de Shannon, que mide el grado de incertidumbre, es decir, si la diversidad es elevada, es difícil predecir a que especie pertenecerá un individuo tomado al azar. Para un grupo de especies, alta dominancia significa escasa diversidad. También se encuentra el índice de valor de importancia y la frecuencia de las especies, que en conjunto ayudan a determinar la composición de un ecosistema (Brenes-Chaves *et al.*, 2019; González-Cubas *et al.*, 2018; González-Rodríguez *et al.*, 2010; Graciano-Ávila *et al.*, 2017). Una de estas modificaciones a menudo son los incendios forestales, que si bien acaban con poblaciones de plantas y animales, dan paso a la renovación de otras que desarrollan capacidades de adaptabilidad como una corteza gruesa en el caso de los árboles, y propician la aparición de especies tolerantes al fuego (Manríquez-Zapata, 2019). La intensidad de los incendios afecta la estructura de los ecosistemas forestales, ante un incendio de baja intensidad pueden sobrevivir un mayor número de individuos de una o varias especies, además que forman una capa de cenizas lista para dar cobijo a algunas semillas (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2010). Un aspecto de importancia para entender la dinámica de los ecosistemas es caracterizar la diversidad arbórea en diferentes etapas sucesionales (López-Hernández *et al.*, 2017). Ante un evento de perturbación en los bosques, como los incendios forestales, donde se abren claros que permiten la entrada de luz, facilitando de esta manera el establecimiento y la regeneración de especies. Seguido de esto empieza la competencia por los recursos bióticos, las especies que llegan a las etapas maduras en mayor número, porcentaje de

ocupación y cobertura, son las que tienden a dominar los ecosistemas, hasta que nuevamente un incendio o algún otro factor de disturbio las elimina (Odland *et al.*, 2021; Rubio-Camacho *et al.*, 2017). Dada la importancia ecológica, económica y social de estos ecosistemas, es necesario generar conocimiento sobre su diversidad, composición y caracterización estructural, que proporcione elementos básicos para la implementación de planes y programas de manejo adecuados, tanto para conservación y restauración, como para el aprovechamiento sustentable (Armenteras *et al.*, 2020).

Para el presente estudio se caracteriza la diversidad de especies en un área de bosque de pino-encino con evidencias de incendios. Se busca obtener información básica sobre las características de estos bosques que coadyuven al entendimiento de la estructura actual y de cómo esta ha sido moldeada por factores naturales y antropogénicos.

Materiales y Métodos

El estudio se realizó en el Ejido Adolfo Ruiz Cortines, se localiza en la región suroeste del estado de Durango, dentro de la Sierra Madre Occidental a 110 km de la ciudad de Durango, su acceso es a través de la carretera Durango-Mazatlán. El Ejido posee una superficie de 4,224 ha. Geográficamente se localiza en las coordenadas 23° 41' y los 23° 45' de latitud Norte y entre los 105° 14' y los 105° 19' de longitud Oeste.

La altura sobre el nivel del mar varía entre 2450 m y 2650 m. Los tipos de suelo presentes son litosol y rigosol con textura predominantemente gruesa a media (INEGI, 1984). En esta zona prevalecen climas de tipo C(W2) y C(E)(W2), la precipitación promedio media anual es de 1,200 mm y la temperatura es de 18 °C (García, 1964). Los tipos de vegetación predominantes corresponden a formaciones naturales de bosques de pino y pino-encino.

Para el muestreo del arbolado se establecieron tres parcelas permanentes. Estas parcelas se ubicaron en condiciones fisiográficas similares. El tamaño de estas parcelas de muestreo es de 1600 m² cada una. Estos rodales fueron perturbados por causas antropogénicas como pastoreo, extracción de leña y madera, e incendios forestales, de acuerdo a la cantidad de árboles con presencia de carbón en la corteza de los árboles y con daño evidente que

penetraba hasta el cambium vascular; la cual es una señal de la presencia de incendios. Tomando en cuenta lo anterior, se seleccionaron tres parcelas, con alta, media y baja intensidad de incendios (con base en la cantidad de arbolado presente con las características ya descritas).

Las parcelas permanentes de muestreo tienen una forma cuadrada de 40 x 40 m. Su orientación se ubicó con respecto a la pendiente y para el establecimiento de las parcelas se utilizó el hipsómetro láser Nikon Forestry Pro y una brújula para el rumbo. Para facilitar el muestreo y análisis de datos, se delimitaron cuadros de 20 x 20 m (subparcelas). En total se tienen 4 subparcelas para cada parcela de 40 x 40 m. de esta manera, para cada subparcela se tiene información de la vegetación. Los datos utilizados para este trabajo son el diámetro a la altura de 1.30 m (DAP), altura total y de fuste limpio, diámetro de copa y se determinó la especie de cada individuo mayor a 7.5 cm de DAP.

Para cumplir con los objetivos del trabajo, se determinaron los parámetros ecológicos de abundancia (A_{rel}), dominancia (D_{rel}) y, frecuencia (F_{rel}) de cada especie. Con dicha información se calculó el índice de valor de importancia (IVI). Para estimar la riqueza de especies se utilizó el índice de Margalef. En lo que se refiere a la diversidad se usó el índice de Shannon & Weiner (González-Rodríguez et al., 2010).

Resultados y Discusión

De acuerdo a la información recabada se registraron un total de 4 familias, 5 géneros y 10 especies, siendo las familias más abundantes *Fagaceae* y *Pinaceae*, con tres especies cada una. Los géneros más abundantes fueron *Quercus* y *Pinus*, con la presencia de las especies *Q. durifolia*, *Q. rugosa* y *Q. sidroxila*, además de *P. durangensis*, *P. engelmannii* y *P. leiophylla* (Cuadro 1). Alanís-Rodríguez et al. (2008), registraron que *Quercus* es el género más abundante en áreas afectadas post-incendio, ya que éste grupo es favorecido por los incendios forestales debido a la capacidad de rebrotar, que se estimula ante los efectos del aumento de la temperatura del suelo causada por el fuego.

En general las tres parcelas de estudio no presentaron una mayor diversidad de familias y géneros, se encontraron prácticamente las mismas

especies, en diferentes densidades únicamente. En la tabla 1, se logra apreciar el número de individuos presentes por parcela y la densidad por hectárea.

En cuanto a la comparación entre las parcelas se puede decir que la parcela con intensidad baja presenta el mayor número de árboles, 763 N/ha (Número de árboles por hectárea), sobresaliendo *Quercus durifolia* con 175 N/ha, mientras que la parcela de alta intensidad presentó la menor densidad de árboles con 544 N/ha, con los que se puede suponer que la perturbación ocasionada por los incendios disminuyó la cantidad de arbolado; sin embargo, dentro de esta parcela *Pinus durangensis* presentó la mayor densidad con 231 N/ha, superando a todas las demás especies de los diferentes tratamientos (Tabla 1).

En la tabla 2 se pueden observar las características dasométricas de las tres parcelas estudiadas. Los géneros que destacan son el *Pinus*, *Quercus* y *Arbutus*, los cuales presentan los mayores valores en todos los estimadores. La parcela de media intensidad presentó el mayor diámetro general promedio 0.20 m, mientras la mayor área de copa se presentó en la parcela de alta intensidad 299.6 m². Es de suponer que *Pinus durangensis* por sus características morfológicas, al tener una copa alta, no es afectada por los incendios forestales superficiales; además, presenta características como corteza gruesa, autopoda y regeneración de copa en árboles pequeños, que la hacen resistente a los incendios (Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003), por tal motivo presentó el mayor valor (858.05 m²), para esta variable. La mayor altura (10.12 m), se presentó en la parcela de baja intensidad.

En cuanto a la diversidad de Shannon & Weiner, el mayor valor fue en la parcela de media intensidad (1.67), seguido de la de baja con 1.65 y por último la de alta intensidad (1.47). Los valores reportados son bajos comparado con los de áreas con historial de uso silvícola y agrícola, ya que Jiménez-Pérez et al. (2001), registraron valores de diversidad de 2.24. La riqueza de especies a través del índice de Margalef muestra que la parcela con mayor riqueza es la de alta intensidad con 1.34, seguido de la media intensidad con 1.09 y por último la de baja con 1.04. Estos bosques muestran una similar riqueza que los estudiados por Alanís-Rodríguez et al. (2010), cuyos valores de fueron 0.91 y 1.59 mínimo y máximo respectivamente. Con estos resultados se considera que las parcelas de estudio presentan una riqueza de especies intermedia.

Tabla 1. Especies arbóreas y arbustivas presentes en el área de estudio

Familia	Género y Especie	Alta		Media		Baja	
		N	N/ha	N	N/ha	N	N/ha
Ericaceae	<i>Arbutus xalapensis</i>	8	50	13	81	23	144
Cupressaceae	<i>Cupressus lindleyi</i>	0	0	0	0	2	13
Cupressaceae	<i>Juniperus deppeana</i>	1	6	0	0	0	0
Pinaceae	<i>Pinus durangensis</i>	37	231	8	50	0	0
Pinaceae	<i>Pinus engelmannii</i>	0	0	11	68	17	106
Pinaceae	<i>Pinus leiophylla</i>	8	50	26	162	27	168
Fagaceae	<i>Quercus durifolia</i>	1	6	27	168	28	175
Fagaceae	<i>Quercus rigosa</i>	8	50	0	0	0	0
Fagaceae	<i>Quercus sideroxyla</i>	24	150	9	56	25	156
Total		87	544	94	588	122	763

N=número de árboles, (N/ha) número de árboles por hectárea

Tabla 2. Características dasométricas de las parcelas de estudio.

Especie	DAP (m)	Alta			Media			Baja	
		AC (m ²)	h (m)	DAP (m)	AC (m ²)	h (m)	DAP (m)	AC (m ²)	h (m)
<i>Arbutus xalapensis</i>	0.21	195.21	7.21	0.22	221.83	6.39	0.15	287.98	5.37
<i>Cupressus lindleyi</i>	-	-	-	-	-	-	0.11	19.10	7.45
<i>Juniperus deppeana</i>	0.08	5.06	3.25	-	-	-	-	-	-
<i>Pinus durangensis</i>	0.22	858.05	12.29	0.31	270.01	13.81	-	-	-
<i>Pinus engelmannii</i>	0	0	0	0.19	77.23	11.45	0.20	157.84	15.35
<i>Pinus leiophylla</i>	0.21	190.97	11.63	0.17	272.44	10.53	0.19	358.49	14.16
<i>Quercus durifolia</i>	0.16	31.06	6.70	0.19	376.22	8.34	0.15	304.70	8.63
<i>Quercus rigosa</i>	0.13	145.51	6.75	-	-	-	-	-	-
<i>Quercus sideroxyla</i>	0.21	671.33	10.38	0.14	94.29	8.08	0.16	268.69	9.79
Promedio	0.18	299.60	8.32	0.20	218.67	9.77	0.16	232.80	10.12

DAP = diámetro promedio a la altura del pecho (1.30m), AC = área de copa promedio en metros cuadrados, h = Altura total promedio en metros; (-) = no existen árboles de la especie.

Para determinar los valores de importancia de las especies se promedian los valores de A_{rel} , D_{rel} , F_{rel} , mediante los cuales se obtuvo el valor (IVI). La parcela de alta intensidad presentó a *Pinus durangensis* y *Quercus sideroxyla* con el mayor índice de valor de importancia. La parcela de media intensidad presentó a *Quercus durifolia* y *Pinus leiophylla* con el mayor índice de importancia. Mientras que en la de baja intensidad, las mismas especies presentaron el mejor índice, pero en diferente orden, en primer lugar, *Pinus leiophylla* y en segundo *Quercus durifolia* (Tabla 3).

Restaurated After-Fire Areas in the Ecological Park Chipínque, Mexico. Acta biol. Colomb 15: 309-324.
 Armenteras, D., González, T.M., Vargas Ríos, O., Meza Elizalde, M.C., Oliveras, I., Armenteras, D., González, T.M., Vargas Ríos, O., Meza Elizalde, M.C., Oliveras, I., 2020. Incendios en ecosistemas del norte de Suramérica: avances en la ecología del fuego tropical en Colombia, Ecuador y Perú. Caldasia 42, 1-16.
<https://doi.org/10.15446/CALDASIA.V42N1.77353>
 Brenes-Chaves, L., Méndez-Carlin, A.L., Sánchez-Toruño, H., Montero-Flores, W., Barquero-Elizondo, A.I., Hernández-Sánchez, L.G., Brenes-Chaves, L., Méndez-Carlin, A.L., Sánchez-Toruño, H., Montero-Flores, W., Barquero-Elizondo, A.I., Hernández-Sánchez, L.G., 2019. Análisis de la composición y estructura del bosque secundario en el Refugio Nacional de Vida Silvestre Ostional, Guanacaste,

Tabla 3. Valores de abundancia, dominancia, y frecuencia relativa e índice de valor de importancia de las áreas evaluadas.

	Alta				Media				Baja			
	A_{rel}	D_{rel}	F_{rel}	IVI	A_{rel}	D_{rel}	F_{rel}	IVI	A_{rel}	D_{rel}	F_{rel}	IVI
<i>Arbutus xalapensis</i>	9.2	9.3	19.0	12.5	13.7	16.9	20.0	16.9	18.9	20.6	18.2	19.2
<i>Cupressus lindley</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	1.4	9.1	4.03
<i>Juniperus deppeana</i>	1.1	0.2	4.8	2.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Pinus durangensis</i>	42.5	40.9	19.0	34.2	8.4	20.6	20.0	16.3	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Pinus engelmannii</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	11.6	5.9	10.0	9.2	13.9	11.3	18.2	14.5
<i>Pinus leiophylla</i>	9.2	9.1	14.3	10.9	27.4	20.8	20.0	22.7	22.1	25.7	18.2	22.0
<i>Quercus durifolia</i>	1.1	1.5	4.8	2.5	28.4	28.7	15.0	24.0	23.0	21.8	18.2	21.0
<i>Quercus rugosa</i>	9.2	6.9	19.0	11.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Quercus sideroxyla</i>	27.6	32.0	19.0	26.2	10.5	7.2	15.0	10.9	20.5	19.2	18.2	19.3

A_{rel} = Abundancia relativa; D_{rel} =Dominancia relativa; F_{rel} = Frecuencia relativa; IVI=Índice de valores de importancia.

Conclusiones

La especie de mayor importancia con base en el índice de valor de importancia (IVI), fue *Pinus Durangensis*. La especie cuenta con características que la hacen resistente al fuego, ya que superó a las demás a pesar de estar en la parcela de alta intensidad. En general las tres parcelas cuentan con una baja diversidad y una intermedia riqueza de especies.

Referencias

Alanís-Rodríguez, E., Jiménez, P.J., Aguirre, C.Ó., Treviño, G.E., Jurado, Y.E., González, T.M., 2008. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *diánet.uniroja* es XI, 56-62.
 Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Pando-Moreno, M., Aguirre-Calderón, O.A., Treviño-Garza, E.J., Canizales-Velázquez, P.A., 2010. Analysis of the Arboreal Diversity in

con miras a su restauración. *Revista Forestal Mesoamericana* Kuru 16, 33-42.
<https://doi.org/10.18845/RFMK.V16I39.4417>
 García, E., 1964. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Offset Larios, ed. Instituto de Geografía, México.
 González-Cubas, R., Treviño-Garza, E.J., González-Tagle, M.A., Duque-Montoya, A., Gómez-Cárdenas, M., 2018. Diversidad y estructura arbórea en un bosque de Abies vejarii Martínez en el sur del estado de Nuevo León. *Revista mexicana de ciencias forestales* 9, 36-65.
<https://doi.org/10.29298/RMCF.V9I45.142>
 González-Rodríguez, H., Ramírez-Lozano, R.G., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. v., Uvalle-Sauceda, J.I., 2010. Composición y estructura de la vegetación en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica* 29, 91-106.
 Graciano-Avila, G., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, O.A., González-Tagle, M.A., Treviño-Garza, E.J., Mora-Olivo, A., 2017. Caracterización estructural del arbolado en un ejido forestal del noroeste de México. *Madera y bosques* 23, 137-146. <https://doi.org/10.21829/MYB.2017.2331480>
 INEGI, 1984. Carta topográfica. Escala 1:50,000 F13-A18. El Salto, Durango, México: Inegi. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

- Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O.A., Kramer, H., 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Forest Systems* 10, 355–366.
- López-Hernández, J.A., Aguirre-Calderón, Ó.A., Alanís-Rodríguez, E., Monarez-Gonzalez, J.C., González-Tagle, M.A., Jiménez-Pérez, J., 2017. Composition and diversity of forest species in forests temperate of Puebla, Mexico. *Madera y bosques* 23, 39–51. <https://doi.org/10.21829/MYB.2017.2311518>
- Munriquez-Zapata, H.M., 2019. Especies forestales afectadas en incendios ocurridos en Amazonas: Un análisis de la información fiscal de los casos de Chachapoyas y Luya. *Arnaldoa* 26, 965–976. <https://doi.org/10.22497/ARNALDOA.263.26307>
- Odlan, M.C., Goodwin, M.J., Smithers, B. v., Hurteau, M.D., North, M.P., 2021. Plant community response to thinning and repeated fire in Sierra Nevada mixed-conifer forest understories. *Forest Ecology and Management* 495, 119361. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119361>
- Rodriguez-Trejo, D.A., Fule, P.Z., 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12, 23–37. <https://doi.org/10.1071/WF02040>
- Rubio-Camacho, E.A., González-Tagle, M.A., Himmelsbach, W., Avila-Flores, D.Y., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., 2017. Patrones de distribución espacial del arbolado en un bosque mixto de pino-encino del noreste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88, 113–121. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.01.015>

12. Resumen biográfico del tesista



Sergio Rosales Mata. Soy Maestro en Ciencias Forestales por la Universidad Autónoma de Nuevo León y cuento con créditos concluidos en el Doctorado en Ciencias con Orientación al Manejo de Recursos Naturales.

De 2012 a 2023, trabajé como Investigador Titular en el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (**INIFAP**), donde lidere proyectos en regeneración forestal, producción de especies nativas, evaluación de incendios en bosques templados y principalmente desarrolle investigación con diferentes especies de agave.

Fui Representante Legal y técnico de la empresa Desarrollo Agrícola y Forestal Cinco Raíces S.P.R. de R.L. de C.V (emprendimiento propio)., dedicada a la producción de especies forestales en vivero y el establecimiento de plantaciones, principalmente de agave.

Actualmente, soy **Gerente de Campo Mezcal en Clase Azul México**, liderando el departamento de agronomía de mezcales, en los estados de Durango, Guerrero y San Luis Potosí, promoviendo el establecimiento de plantaciones y el aprovechamiento sostenible de los diferentes agaves destinados a la producción de mezcal.

Cuenta con más de 15 artículos científicos en revistas indexadas, capítulos en libros técnicos y folletos de divulgación. He participado en congresos nacionales e internacionales y asesorado tesis de licenciatura y maestría.