

Evaluación post-incendio de un bosque mixto de *Pinus-Quercus* en Zaragoza, Nuevo León

Post-fire evaluation of a mixed *Pinus-Quercus* forest in Zaragoza, Nuevo León

José Isidro Uvalle Saucedá
Juan Francisco Cerda Moreno*
Andrés Eduardo Estrada Castellón
Cesar Martín Cantú Ayala
Nelly Anahy Leal Elizondo

Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Nacional Linares-Cd. Victoria Km. 145. Apartado Postal 41. CP 67700, Linares, Nuevo León, México.

*Autor para correspondencia: cuerpoacademico.mcb@gmail.com

Resumen

El fuego ha sido un impulsor de la biodiversidad, la sucesión y dinámica de la vegetación, al promover una amplia gama de respuestas adaptativas a regímenes de fuego particulares. El objetivo de este estudio fue estimar la recuperación de la vegetación y determinar si el fuego tuvo una influencia significativa en la riqueza, diversidad y distribución de las especies, después de 21 años de su impacto. Se muestrearon 40 parcelas de 20 x 20 m, distribuidas equitativamente en áreas con incendio, exposición noreste (NE) y suroeste (SO) y sin incendio, exposición NE y SO, se evaluó la diversidad de vegetación y se estimaron las variables físicas. Se determinó el Índice de Valor de Importancia (IVI). Se realizó un ANOVA para comparar riqueza y diversidad y un análisis multivariado para determinar los factores más relevantes en la distribución de las especies. En las áreas incendiadas, *Quercus intricata* fue más importante y *Pinus cembroides* en áreas sin incendio. El ANOVA mostró una diferencia significativa ($P \leq 0.05$) de riqueza y diversidad y la prueba de Tukey mostró que el área incendiada con exposición SO presentó mayor riqueza que el resto de las áreas evaluadas. Los factores más relevantes en la distribución de las especies fueron el fuego, la altitud y la exposición. La apertura del dosel genera condiciones favorables para algunas especies arbustivas que están oprimidas por los árboles.

Palabras clave: Ecología del fuego, Riqueza de especies, Diversidad de especies, Análisis de Correspondencia Canónica, pino piñonero.

Abstract

Fire has been a driver of biodiversity, succession, and vegetation dynamics by promoting a wide range of adaptive responses to particular fire regimes. The objective of this study was to estimate the recovery of the vegetation and determine if the fire had a significant influence on the richness, diversity and distribution of the species, after 21 years of its impact. Forty 20 x 20 m plots were sampled, equally distributed in areas with fire, northeast (NE) and southwest (SW) exposure, and without fire, NE and SW exposure, vegetation was evaluated, and physical variables were estimated. The Importance Value Index was determined. An ANOVA was performed to compare richness and diversity and a multivariate analysis to determine the most relevant factors in the distribution of the species. In the burned areas, *Quercus intricata* was more important and *Pinus cembroides* in the areas without fire. ANOVA showed a significant difference ($P \leq 0.05$) in richness and diversity, and Tukey's test showed that the burned area with SO exposure presented greater richness than the rest of the evaluated areas. The most relevant factors in the distribution of the species were fire, altitude and exposure. The opening of the canopy generates favorable conditions for some shrubby species that are oppressed by the trees.

Keywords: Fire ecology, Species richness, Species diversity, Canonical Correspondence Analysis, pinyon pine.

Introducción

El fuego ha sido un impulsor de la biodiversidad, la sucesión y dinámica de la vegetación al promover una amplia gama de respuestas adaptativas a regímenes de fuego particulares (He *et al.*, 2019; Lamont *et al.*, 2019). Algunos estudios muestran que la topografía, el clima y los combustibles son factores que determinan la severidad y tamaño de los incendios (Fang *et al.*, 2015; Estes *et al.*, 2017). Se ha comprobado que la regeneración después de un incendio depende de la resiliencia de las especies, básicamente de las estrategias de reproducción y dispersión (Choung y Choung, 2019) y de factores del micrositio como humedad y temperatura (Wooten *et al.*, 2022).

En un escenario climático futuro, estudios recientes han advertido que, aunque muchas comunidades seguirán siendo resistentes a la modificación en los regímenes de incendios a corto plazo, es probable que se produzcan cambios a largo plazo en la estructura de la vegetación, la demografía y la composición de especies (Nolan *et al.*, 2021; Davis *et al.*, 2020). Debido a la variación en la respuesta al fuego, entre especies (Giddey *et al.*, 2022). En este contexto, Kelly *et al.* (2020) sugiere que la conservación de la biodiversidad del mundo solo se logrará reconociendo el rol del fuego en los ecosistemas, ya que más de 4 300 especies en el mundo se encuentran amenazadas a consecuencia de regímenes de incendios inadecuados.

Algunos estudios realizados en bosques templados de coníferas han constatado que el éxito de la regeneración está estrechamente influenciado por la distancia a la fuente de semillas, la elevación, la exposición, la pendiente, la competencia con especies rebrotadoras y el clima (Stevens y Morgan, 2019; Singleton *et al.*, 2021). Además, los bosques de coníferas, generalmente se convierten en matorrales, después de la alteración de los regímenes de incendios (Guiterman *et al.*, 2022). De esta manera, favoreciendo o restringiendo la dominancia de ciertas especies (Sáenz y Pérez, 2019). En estudios previos se ha demostrado que, en los bosques templados, las especies que se regeneran con mayor rapidez después del incendio son las del género *Quercus* y otras especies de latifoliadas, en comparación con el género *Pinus* (González-Tagle *et al.*, 2008; Alanís *et al.*, 2012; Nakhoul *et al.*, 2020).

Algunos estudios señalan que el sotobosque es favorecido por el fuego ya que contribuye en un aumento de la diversidad (Strand *et al.*, 2019; Hammond *et al.*, 2019).

Es de gran importancia conocer la recuperación de la vegetación y la respuesta al fuego de los bosques templados y en especial de los bosques de pinos piñoneros ya que no son especies adaptadas al fuego y necesitan de la fauna silvestre para dispersar sus semillas (Keeley, 2012), lo que los hace vulnerables a regímenes de incendios alterados. Los estudios que se han realizado en México, que abordan estos temas, generalmente se han concentrado en los bosques mixtos y de pino de importancia maderable (Ramos *et al.*, 2017; López *et al.*, 2017; Astudillo-Sánchez *et al.*, 2017; Cortés *et al.*, 2018; Quintero *et al.*, 2019) y en menor medida en los de pinos piñoneros (Arévalo *et al.*, 2017). Sin embargo, hacen falta estudios que evalúen la vegetación post-incendio de los bosques donde se distribuye el *P. cembroides*, ya que es necesario conocer con mayor precisión la respuesta de las especies, para comprender los efectos del fuego en estas comunidades vegetales, además, la información generada es una herramienta indispensable para la toma de decisiones en el manejo sustentable. El objetivo de este estudio fue estimar la recuperación de la vegetación y determinar si el fuego tuvo una influencia significativa en la riqueza, diversidad y distribución de las especies, después de 21 años de su impacto.

Materiales y métodos

Descripción del área de estudio

El área de estudio se encuentra dentro de la provincia fisiográfica de la sierra madre oriental, en la subprovincia de la gran sierra plegada (INEGI, 2001). En el municipio de Gral. Zaragoza, Nuevo León, entre las coordenadas 23°49'14''; 23°47'23'' N y 99°47'02''; 99°45'25''W, en un rango de altitud de 2200-2600 m y con una superficie de 402.55 ha⁻¹, de la cuales 170 ha⁻¹ son de vegetación sin incendio de exposición NE, 80 ha⁻¹ de exposición SO, 84.95 ha⁻¹ de vegetación incendiada exposición NE y 67.6 ha⁻¹ de exposición SO (Figura 1), las áreas quemadas fueron impactadas en 1998.

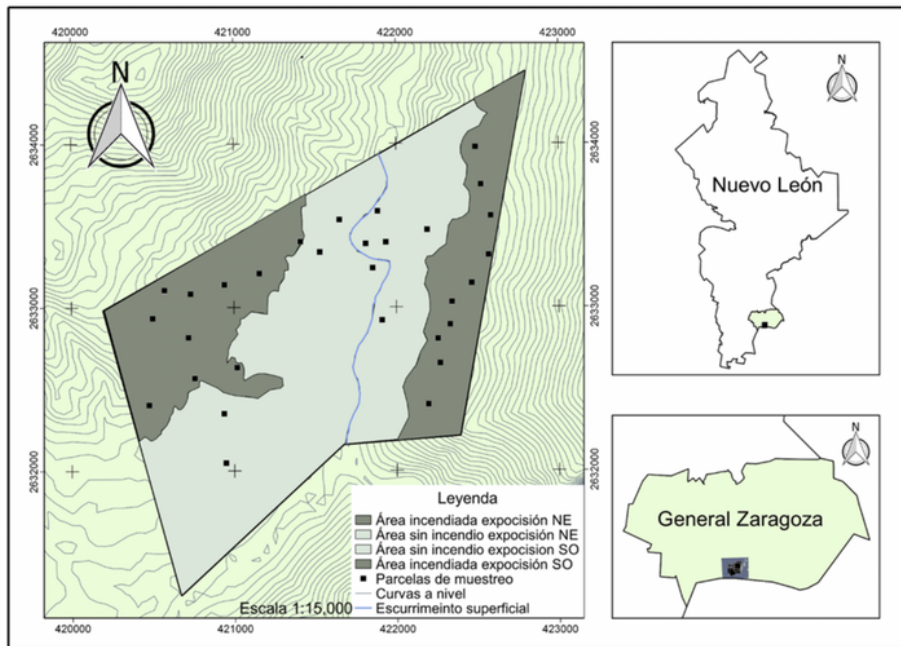


Figura 1. Ubicación de las áreas de estudio.

El clima es templado subhúmedo con lluvias en verano C (w2) (INEGI, 2008). Presenta una temperatura promedio anual de 16.6 °C y una precipitación promedio anual de 534.9 mm y un pico de precipitación en el mes de septiembre, de acuerdo con la estación climatológica de General Zaragoza, Nuevo León. La vegetación natural registrada es de bosque mixto de pino-encino (INEGI, 2017).

Diseño experimental

Se implementaron 40 parcelas compuestas para medir la vegetación y el suelo (10 en cada área) (Figura 2). La muestra de suelo fue de aproximadamente de 1 kg y a

de 2019. Para comparar la estructura y la composición de la vegetación en áreas sin incendio e incendiadas se determinó el Índice de Valor de Importancia (IVI) mediante los valores relativos de Abundancia (*Ar*), Dominancia (*Dr*) y Frecuencia (*Fr*). La (*Ar*) se calculó dividiendo el número de individuos de cada especie (*n*) entre el número total de individuos (*N*). Para (*Dr*) se utilizó el área de copa, al dividir la superficie ocupada de cada especie entre la superficie ocupada por todas las especies. La (*Fr*) se estimó por división de la frecuencia de cada especie (*f*) entre la sumatoria de frecuencias de todas las especies (*F*). Cada parámetro se multiplicó por 100 para obtener los valores relativos. El IVI de cada especie se obtuvo a partir de la suma de

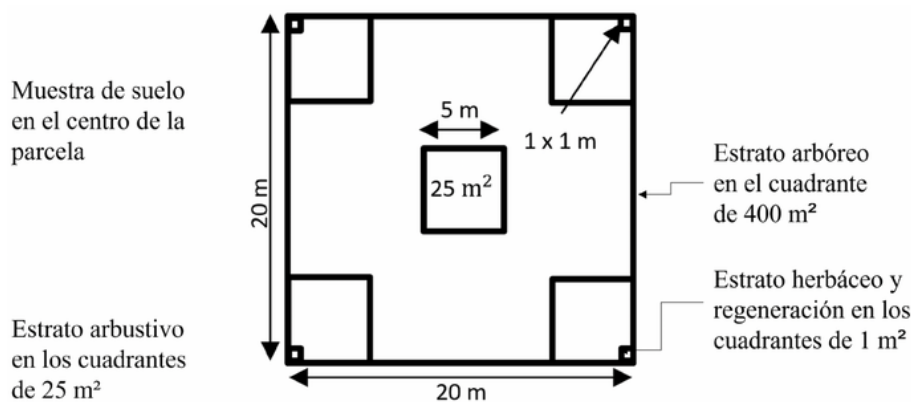


Figura 2. Diseño experimental

una profundidad de 30 cm, basado en la metodología utilizada por Arévalo *et al.*, (2017) y modificada al área de estudio. El muestreo en campo se realizó en noviembre

los tres indicadores relativos (Mueller y Ellenberg, 1974).

Para conocer la riqueza de especies se utilizó el índice de Margalef (1958).

$$D_{Mg} = \frac{S-1}{\ln N}$$

Donde:

S = número de especies,

N = número total de individuos.

Para medir la diversidad se utilizó el Índice de Shannon-Wiener.

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i)$$

Donde:

S = Número de especies, $\sum ni = N$

N = Número total de individuos de todas las especies,

$p_i = ni/N$ proporción de individuos de la especie respecto al total de individuos,

ni = Número de individuos de la especie .

Para determinar la similitud de los sitios se utilizó el índice de Sorensen (Magurran, 2004).

$$IS_s = \frac{2c}{A+B}$$

Donde:

IS_s = semejanza,

c = No. De especies en común, A el total de especies del sitio A y B las especies del sitio B .

Se comparó la riqueza y diversidad de especies de las áreas naturales e incendiadas mediante un análisis de varianza (ANOVA), utilizando el paquete estadístico SPSS versión 22, de acceso libre.

Por otro lado, se utilizaron los datos de cobertura relativa de cada sitio para hacer la ordenación ya que explica mejor el comportamiento de las especies con respecto a las variables ambientales (Palmer, 1993), para las especies arbóreas y arbustivas.

$$cr_i = \left[\frac{c_i}{\sum c_i} \right] * 100$$

Donde:

CR_i = cobertura relativa,

C_i = cobertura total de una especie por parcela.

La cobertura del estrato bajo (herbáceas y regeneración) se estimó utilizando una escala del uno al nueve (1, sin cobertura; 2, > 1 % de cobertura; 3, 1-2 %; 4, 2-5 %; 5, 5-10 %; 6, 10-25 %; 7, 25-50 %; 8, 50-75 %; 9, > 75 %) (Arévalo *et al.*, 2017). Se probaron 14 variables físicas, el porcentaje de materia orgánica, pedregosidad, suelo desnudo y exposición de la roca madre utilizando la misma escala y una parcela de 1 m² que se utilizó para

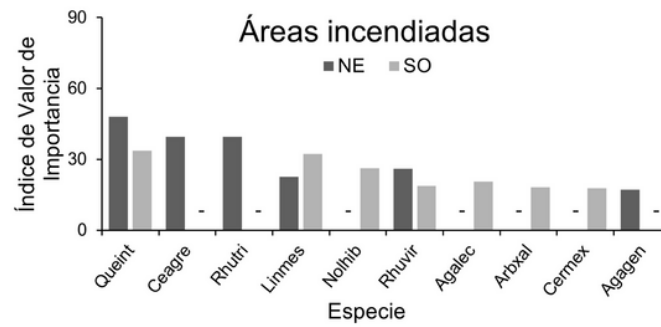
medir la vegetación.

Además, se registró la altitud (msnm) con ayuda de un GPS marca Garmin®, modelo eTrex 10x, la pendiente y la presencia de incendio de manera visual y la exposición con una brújula que también incluye el GPS. Con la muestra de suelo se determinó el porcentaje de arena, limo y arcilla, mediante la prueba al tacto utilizando un tamiz de 2 mm, la conductividad eléctrica a través de una suspensión suelo-agua 1:5 y el pH mediante el método AS-23 relación suelo-Ca CL (SEMARNAT, 2000). Se analizaron las coberturas relativas de las especies y las variables físicas para determinar los factores que determinan su distribución. Se realizó un análisis de gradiente directo mediante un Análisis de Correspondencia Canónica, con el programa CANOCO versión 4.5 para Windows, de libre acceso. La representación gráfica se obtuvo utilizando del programa Cano Draw versión 4.14, versión libre.

Resultados

En las 40 parcelas evaluadas se encontraron un total de 40 especies distribuidas en 31 géneros y 14 familias, de las cuales 33 estuvieron presentes en el área incendiada con exposición SO, 26 en el área sin incendio con la misma exposición, 25 en el área sin incendio exposición NE y 21 en el área incendiada exposición NE. En las áreas incendiadas, las especies más importantes fueron *Q. intricata* (IVI= 48.04 %, NE; 33.74 %, SO), *Ceanothus greggii* (IVI= 39.57 %, NE) y *Rhus trilobata* (IVI= 29.54 %, NE), estas dos últimas no tuvieron relevancia en la exposición SO (Figura 3).

En las áreas sin incendio las especies más relevantes fueron *P. cembroides* (IVI= 88.45 %, NE; 62.62 %, SO), *Q. intricata* (IVI= 39.75 %, NE; 59.10 % SO) y *R. trilobata* (IVI= 41.84 %, NE; 18.47 % SO) (Figura 4). Las áreas incendiadas exposición NE y SE tuvieron densidades de 5,101 y 7,584. 5 ind.ha⁻¹ y coberturas de 5,063.69 y 9,682.67 m².ha⁻¹, respectivamente. De igual forma, las áreas sin incendio exposición noreste y suroeste presentaron densidades de 5,786 y 5,399 ind.ha⁻¹ y coberturas de 11,053.67 y 11,7010. 42 m². ha⁻¹, respectivamente. El área que presentó valores más altos de los índices de Shannon-Wiener y Margalef, fue la incendiada exposición SO con 4.661 y 2.746, respectivamente. De igual manera, el índice de Sorensen mostró una



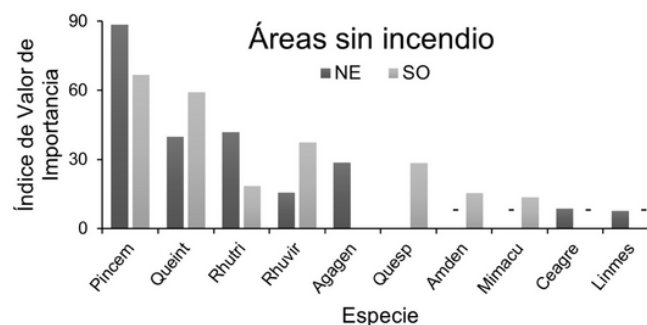
Clave de especies: Queint= *Quercus intricata*, Ceagre= *Ceanothus greggii*, Rhutri= *Rhus trilobata*, Linmes= *Lindleya mespiloides*, Nolhib= *Nolina hibernica*, Rhuvir= *Rhus virens*, Agalec= *Agave lechuguilla*, Arbxal= *Arbutus xalapensis*, Cermex= *Cercocarpus mexicana*, Agagen= *Agave gentryi*.

Figura 3. Índice de valor de importancia de las especies más relevantes de las áreas incendiadas.

similitud entre las áreas incendiadas y sin incendio del 71.4 %, entre áreas sin incendio exposición NE y SO de 74.5 % y entre áreas incendiadas NE y SO de 74.1 %. El ANOVA mostró diferencias significativas en la riqueza y diversidad de especies de flora en áreas sin incendio e incendiadas ($P \leq 0.05$). Al realizar la prueba de Tukey, mostró que el área incendiada exposición SO es estadísticamente diferente (mayor riqueza y diversidad) a las demás áreas ($P \leq 0.05$), esta misma área fue estadísticamente diferente al área sin incendio con exposición SO ($P \leq 0.05$). Es decir, el área incendiada es la más diversa y la sin incendio con exposición SO, la menos diversa.

En otro orden de ideas, las 14 variables que se probaron, solo la presencia de incendio, exposición suroeste, pendiente, altitud, materia orgánica, exposición noreste y porcentaje de arena en el suelo fueron significativas ($P \leq 0.02$), después de realizar la

la distribución de las especies para el eje uno fueron la presencia de incendio, exposición SO y altitud. Para el eje dos la pendiente. Las variables que más se correlacionan positivamente entre si fueron la altitud y la presencia de incendio y las que más se correlacionaron negativamente fueron las exposiciones NE y SO. Las especies más importantes para el eje uno fueron *Cercocarpus macrophyllus* y *Coryphantha georgii* y para el eje dos *Berberis trifoliolata* y *Opuntia robusta*. Se formaron tres asociaciones vegetales (Figura 5), la primera está definida por especies arbóreas como *P. cembroides*, *Quercus* sp., *P. pseudostrobus* y cactáceas como *Thelocactus conothelos* y *Mammillaria heyderi*, lo definen factores como la ausencia de incendio, alto contenido de materia orgánica, exposición NE, altitud baja y menor pendiente. La segunda asociación está conformada mayormente por especies suculentas

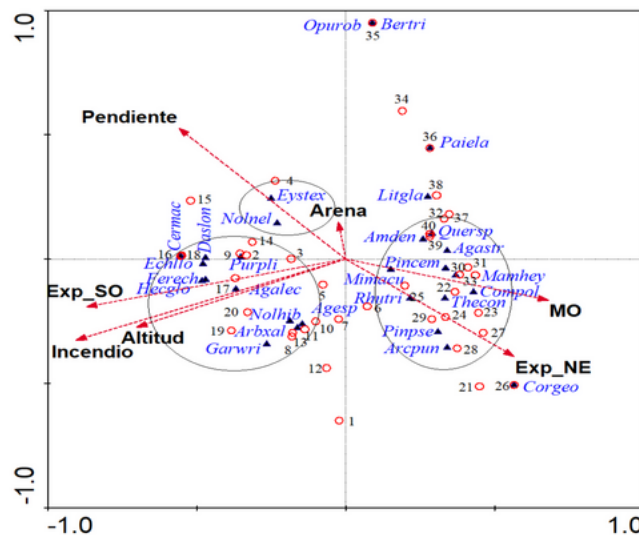


Clave de especies: Pincem= *Pinus cembroides*, Queint= *Quercus intricata*, Rhutri= *Rhus trilobata*, Rhuvir= *Rhus virens*, Agagen= *Agave gentryi*, Quesp= *Quercus* sp., Mimacu= *Mimosa aculeaticarpa*, Ceagre= *Ceanothus greggii*, Linmes= *Lindleya mespiloides*.

Figura 4. Índice de valor de importancia de las especies más relevantes de las áreas sin incendio

prueba de Monte Carlo a 499 permutaciones. Se obtuvo una inercia total de 9.137, esto demuestra que es estadísticamente heterogénea y se pueden obtener resultados referentes a la preferencia de hábitat de las especies analizadas. Las variables más importantes en

como *Hechtia glomerata*, *Echinofossulocactus lloydii*, *Ferocactus echidne*, *Agave lechuguilla* y otras especies como *Cercocarpus macrophyllus*, a esta asociación la definen factores como la presencia de incendio, exposición SO, mayor altitud, escasa materia



Claves: Exp_SO = Exposición suroeste, Exp_NE = Exposición noreste, MO = Materia orgánica, Agalec = *Agave lechuguilla*, Agastr = *Agave striata*, Agesp = *Ageratina* sp., Amden = *Amelanchier denticulata*, Arbxal = *Arbutus xalapensis*, Arcpun = *Arctostaphylos pungens*, Bertri = *Berberis trifoliolata*, Cermac = *Cercocarpus macrophyllus*, Compol = *Comarostaphylis polifolia*, Corgeo = *Coryphantha georgii*, Daslon = *Dasyllirion longissimum*, Echllo = *Echinofossulocactus lloydii*, Eystex = *Eysenthartia texana*, Ferech = *Ferocactus echidne*, Garwri = *Garrya wrightii*, Hecglo = *Hechtia glomerata*, Litgla = *Litsea glaucescens*, Mamhey = *Mammillaria heyderi*, Mimacu = *Mimosa aculeaticarpa*, Nolhib = *Nolina hibernica*, Nolnel = *Nolina nelsonii*, Opurob = *Opuntia robusta*, Paiela = *Painteria elachistophylla*, Pincem = *Pinus cembroides*, Pinpse = *Pinus pseudostrobus*, Purpli = *Purshia plicata*, Quersp = *Quercus* sp., Rhutri = *Rhus trilobata*, Thecon = *Thelocactus conothelos*.

Figura 5. Resultado del Análisis de Correspondencia Canónica.

orgánica y pendientes pronunciadas. La tercera está conformada solo por *Nolina nelsonii* y *Eysenthartia texana* y está definida por la pendiente y alto contenido de arena en el suelo.

En campo se observaron individuos vivos con sus fustes chamuscados en *Nolina* spp., *Dasyllirion longissimum* y *P. pseudostrobus*. En cambio, todos los individuos que se encontraron de *P. cembroides* fueron jóvenes, producto de la regeneración natural, en mayor medida cerca del borde del incendio.

Discusiones

La riqueza específica es superior a la que reportan González-Tagle *et al.* (2008), Alanís *et al.* (2012) para bosques mixtos post-incendio de Nuevo León, debido a que son comunidades vegetales distintas. La densidad de las áreas incendiadas es casi el doble a lo que encontraron Alanís *et al.* (2011) en áreas incendiadas a 9 años después del incendio con 2,876 ind. ha⁻¹, probablemente porque en el área de estudio ha transcurrido mucho más tiempo, lo que ha permitido la germinación de semillas y la reproducción vegetativa de algunas especies arbustivas. Sin embargo, la cobertura fue menor a lo que obtuvieron estos autores 12,526.4 m². ha⁻¹. Debido a que en el presente trabajo las especies que se

regeneraron primero son arbustivas con una cobertura de copa muy pequeña. Los índices de Margalef y Shannon-Wiener se comportaron de forma similar a lo que reportan López *et al.* (2017), quienes mencionan que incrementaron los valores respecto a las áreas sin incendio, en bosques mixtos del noreste de México, 19 años post-incendio. De igual forma, en el presente estudio se encontraron diferencias significativas, de riqueza y diversidad entre áreas impactadas y sin impacto, que coincide con los resultados de Alanís *et al.* (2008), lo que comprueba que la apertura del dosel causada por el fuego genera condiciones favorables para el establecimiento de las especies arbustivas que están oprimidas por los árboles.

En otro enfoque, Quintero *et al.* (2019), mencionan que en un bosque de *P. douglasiana*, parcelas de 28 años post-incendio compartieron 50 % de las especies con parcelas de 60 años post-incendio. En el presente estudio, el índice de similitud mostró que las áreas sin incendio e incendiadas compartieron 71 % de las especies, esto demuestra que el establecimiento de la mayoría de las especies ha sido rápido y exitoso, inclusive algunas especies solo se encontraron en las áreas incendiadas.

En otro contexto, se encontró que el fuego fue el

fuego fue el factor más importante en la distribución de las especies, lo que coincide con lo que reportan Magadzire *et al.* (2019) quienes mencionan que el intervalo de retorno del fuego tiene una importante influencia en la distribución y que las especies que solo se reproducen por semilla son las más sensibles a la variación de este. En éste estudio, el *P. cembroides* fue la especie más afectada por el fuego, porque se reproduce por semillas y necesita la fauna silvestre para su distribución, esto podría responder lo que afirman Sáenz y Pérez, (2019), que la alteración del régimen del fuego puede modificar el patrón de regeneración.

El *P. cembroides*, estuvo casi ausente después del incendio, evidenciando que es una especie intolerante al fuego, tal como lo afirma Keeley (2012), en comparación con otras especies de *Pinus* que mantuvieron su dominancia después del incendio (López *et al.*, 2017; Quintero *et al.*, 2019).

En una investigación desarrollada por Molinari *et al.* (2020), demuestran que las especies intolerantes al fuego pueden desaparecer localmente por lapsos cortos después del incendio. Tal es el caso del *P. cembroides* que después de 21 años, solo se encontró en las áreas quemadas, más cercanas al borde donde se encuentra el banco de germoplasma, esto coincide con lo que encontraron Dawe *et al.* (2020) y Stevents y Morgan (2019) quienes refieren, que el éxito de la regeneración de *Pinus spp.* está estrechamente relacionado con la distancia a las fuentes de semillas.

Otros factores que influyen en la regeneración post-incendio de los bosques de coníferas son la elevación, la exposición, la pendiente, la competencia con especies rebrotadoras y el clima (Stevens y Morgan, 2019; Singleton *et al.*, 2021). En este caso, la altitud, exposición y pendiente fueron de las variables físicas que más explicaron la distribución de las especies, no solo de las coníferas y los arbustos prácticamente desplazaron al *P. cembroides*. Asimismo, esta especie se correlacionó positivamente con el porcentaje de materia orgánica, la ausencia de fuego, baja altitud y la exposición noreste, esto coincide con lo que encontraron Rosas-Chavoya *et al.* (2016), quienes mencionan que los factores que más influyeron en la distribución del *P. cembroides*, fueron la materia orgánica, la pendiente y la altitud. En nuestra investigación, se relacionó negativamente con la altitud porque el incendio ocurrió en las áreas con mayor altitud y su regeneración ha sido muy lenta.

En otro orden de ideas, las arbustivas se regeneraron rápidamente formando parches densos con gran diversidad, esto coincide con lo que encontraron Strand *et al.* (2019), Hammond *et al.* (2019) quienes mencionan que el sotobosque no se vio afectado por el fuego, de lo contrario contribuyó en una mayor diversidad. Por su parte, Guiterman *et al.* (2022) encontraron que los bosques de coníferas, generalmente se convierten en matorrales después de la alteración del régimen de incendio (principalmente la frecuencia y severidad). Aunque no se tienen antecedentes del régimen del fuego en el área de estudio, sucedió lo que mencionan estos autores. En este contexto, tiene sentido lo que refieren Choung y Choung (2019), que la composición de especies después de un incendio forestal está determinada por la proporción pre-incendio, de especies que utilizan algún tipo de estrategia de reproducción vegetativa. En este trabajo, gran parte de las especies arbustivas tienen la capacidad de regenerarse vegetativamente como lo son *Q. intricata* y *C. greggii*, ambas se pueden considerar como las más importantes después del incendio, por lo tanto, pudiéndose afirmar que fueron las especies con mayor resiliencia que colonizaron los espacios abiertos.

Además, se encontraron individuos vivos de *Dasyliiron longissimum* y *Nolina spp.* con los tallos chamuscados, esto coincide con lo que reportan Rodríguez-Trejo *et al.* (2019), quienes encontraron que *D. lucidum* y *Agave potatorum* tuvieron alta sobrevivencia después de quemarse, lo que demuestra que estas especies tienen gran resistencia al fuego, en comparación con las especies leñosas de corteza delgada.

Conclusiones

Después de los resultados obtenidos se puede concluir que el fuego favorece la regeneración temprana de las especies arbustivas (propiciando la regeneración vegetativa) y en menor medida del *P. cembroides* e influye en la eliminación de la cobertura para proveer indirectamente mayor cantidad de luz a estas especies arbustivas que en áreas sin incendio están oprimidas por *P. cembroides*. La presencia de fuego, la altitud y la exposición son las variables que determinan la riqueza, diversidad, densidad y distribución de las especies en esta comunidad vegetal.

Literatura citada

- Alanís, E., Jiménez-Pérez, J., Espinoza-Vizcarra, D., Jurado-Ybarra, E., Aguirre-Calderón, O. A. y González-Tagle, M. A. (2008). Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 14(2): 113-118.
- Alanís, E., Jiménez-Pérez, J., Valdecantos-Dema, A., González-Tagle, M. A., Aguirre-Calderón, O. A. y Treviño-Garza, E. J. (2012). Composición y diversidad de la regeneración natural en comunidades de Pinus-Quercus sometidas a una alta recurrencia de incendios en el noreste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(4): 1208-1214.
- Alanís, E., Jiménez-Pérez, J., Valdecantos-Dema, A., Pando-Moreno, M., Aguirre-Calderón, O., y Treviño-Garza, E. J. (2011). Caracterización de regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(1): 31-39.
- Arévalo, J. R., Estrada, C. A. E., Encina, J. A., Villarreal, Q. J. A., Escobedo, J. R., Morales, Y. y Uvalle, S. I. (2017). Fire response of the endangered Pinus culminicola stands after 18 years in Cerro El Potosí, northeast Mexico. *Forest Systems*, 26 (3): 4.
- Astudillo-Sánchez, C. C., Villanueva-Díaz, J., Endara-Agramont, A. R., Nava-Bernal, G. E. y Gómez-Albores, M. Á. (2017). Influencia climática en el reclutamiento de Pinus hartwegii Lindl. del ecotono bosque-pastizal alpino en Monte Tlaloc, México. *Agrociencia*, 51(1): 105-118.
- Cortés, C. H. E., Jurado, E., Pompa-García, M., Aguirre-Calderón, O. A., Pando-Moreno, M. y González-Tagle, M. A. (2018). Effect of fire and elevation on the regeneration of Pinus hartwegii Lindl. in northeastern Mexico. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 24(2): 197-205.
- Choung, Y. y Choung, M. S. (2019). Biodiversity of burned forests is controlled by the sprouting ability of prefire species in Pinus densiflora forests. *Ecological Engineering*, 127: 356-362.
- Dawe, D. A., Peters, V. S. y Flannigan, M. D. (2020). Post-fire regeneration of endangered limber pine (*Pinus flexilis*) at the northern extent of its range. *Forest Ecology and Management*, 457, 117725.
- Davis, K. T., Higuera, P. E., Dobrowski, S. Z., Parks, S. A., Abatzoglou, J. T., Rother, M. T. y Veblen, T. T. (2020). Fire-catalyzed vegetation shifts in ponderosa pine and Douglas-fir forests of the western United States. *Environmental Research Letters*, 15(10), 1040b8.
- Estes, B. L., Knapp, E. E., Skinner, C. N., Miller, J. D. y Preisler, H. K. (2017). Factors influencing fire severity under moderate burning conditions in the Klamath Mountains, northern California, USA. *Ecosphere*, 8(5), e01794.
- Fang, L., Yang, J., Zu, J., Li, G. y Zhang, J. (2015). Quantifying influences and relative importance of fire weather, topography, and vegetation on fire size and fire severity in a Chinese boreal forest landscape. *Forest Ecology and Management*, 356: 2-12.
- Giddey, B. L., Baard, J. A. y Kraaij, T. (2022). Fire severity and tree size affect post-fire survival of Afrotropical forest trees. *Fire Ecology*, 18(1): 1-13.
- González-Tagle, M., Schwendenmann, L., Jimenez, P. J. y Schulz, R. (2008). Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *Forest Ecology and Management*, 256(1-2): 161-167.
- Guiterman, C. H., Gregg, R. M., Marshall, L. A., Beckmann, J. J., van Mantgem, P. J., Falk, D. A. y Stevens, J. T. (2022). Vegetation type conversion in the US Southwest: frontline observations and management responses. *Fire Ecology*, 18(1): 1-16.
- Hammond, D. H., Strand, E. K., Hudak, A. T. y Newingham, B. A. (2019). Boreal forest vegetation and fuel conditions 12 years after the 2004 Taylor Complex fires in Alaska, USA. *Fire Ecology*, 15(1): 1-19.
- He, T., Lamont, B. B. y Pausas, J. G. (2019). Fire as a key driver of Earth's biodiversity. *Biological Reviews*, 94(6), 1983-2010.
- INEGI. (2008). *Conjunto de datos vectoriales. Unidades climáticas. Continuo Nacional. Escala 1:1 000 000*. México.
- INEGI. (2017). *Conjunto de datos vectoriales de vegetación y uso de suelo. Continuo Nacional. Escala 1:1 000 000. Serie VI*. México.

- INEGI. (2001). *Conjunto de datos vectoriales fisiográficos. Continuo Nacional. Escala 1:1 000 000. Serie I.* México.
- Keeley, J. E. (2012). Ecology and evolution of pine life histories. *Annals of Forest Science*, 69(4): 445-453.
- Kelly, L. T., Giljohann, K. M., Duane, A., Aquilué, N., Archibald, S., Batllori, E., ... y Brotons, L. (2020). Fire and biodiversity in the Anthropocene. *Science*, 370(6519), eabb0355.
- Lamont, B. B., He, T. y Yan, Z. (2019). Fire as a preemptive evolutionary trigger among seed plants. Perspectives in Plant Ecology. *Evolution and Systematics*, 36: 13-23.
- López, M. J. I., Treviño-Garza, E. J., Aguirre-Calderón, O. A., Buendía-Rodríguez, E. y Ramos Reyes, J. C. (2017). Recuperación del estrato arbóreo de un ecosistema de alta montaña impactado por el fuego. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8(41): 164-182.
- Magadzire, N., De Klerk, H. M., Esler, K. J. y Slingsby, J. A. (2019). Fire and life history affect the distribution of plant species in a biodiversity hotspot. *Diversity and Distributions*, 25(7): 1012-1023.
- Magurran, A. E. (2004). Measuring biological diversity. *African Journal of Aquatic Science*, 29(2): 285-286.
- Margalef, R. (1958). Information theory in ecology. *General Systematics*, 3: 36-71.
- Molinari, C., Carcaillet, C., Bradshaw, R. H., Hannon, G. E. y Lehsten, V. (2020). Fire-vegetation interactions during the last 11,000 years in boreal and cold temperate forests of Fennoscandia. *Quaternary Science Reviews*, 241, 106408.
- Mueller, D. y Ellenberg, D. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley. New York, USA. 547 pp.
- Nolan, R. H., Collins, L., Leigh, A., Ooi, M. K., Curran, T. J., Fairman, T. A. y Bradstock, R. (2021). Limits to post-fire vegetation recovery under climate change. *Plant, cell and environment*, 44(11): 3471-3489.
- Palmer, M. W. (1993). Putting things in even better order: the advantages of Canonical Correspondence Analysis. *Ecology*, 74(8): 2215-2230.
- Quintero, G. S. D., Jardel-Peláez, E. J., Cuevas-Guzmán, R., García-Oliva, F. y Martínez-Yrizar, A. (2019). Cambio postincendio en la estructura y composición del estrato arbóreo y carga de combustibles en un bosque de *Pinus douglasiana* de México. *Madera y bosques*, 25(3).
- Ramos, R. J. C., Treviño-Garza, E., Buendía, R. E., Aguirre-Calderón, O. A. y López, M. J. I. (2017). Análisis de la estructura y distribuciones diamétricas en bosques templados bajo la perspectiva del régimen potencial de fuego. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8(13): 164-182.
- Rodríguez-Trejo, D. A., Pausas, J. G. y Miranda-Moreno, A. G. (2019). Plant responses to fire in a Mexican arid shrubland. *Fire Ecology*, 15(1): 1-9.
- Rosas-Chavoya, M., Granados Sánchez, D., Granados Victorino, R. L. y Esparza, G. S. (2016). Clasificación y ordenación de bosques de pino piñonero del estado de Querétaro. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 7(33): 52-73.
- Sáenz, C. J. E. y Pérez, S. D. R. (2019). The role of fire in the regeneration of conifer forests. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 25(1): 123-139.
- SEMARNAT. (2000). Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México D.F. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=717582&fecha=31/12/2002#gsc.tab=0. Consulta 5 de enero de 2020.
- Singleton, M. P., Thode, A. E., Sanchez Meador, A. J. y Iniguez, J. M. (2021). Moisture and vegetation cover limit ponderosa pine regeneration in high-severity burn patches in the southwestern US. *Fire Ecology*, 17(1): 1-15.
- Stevens, R. C. S., y Morgan, P. (2019). Tree regeneration following wildfires in the western US: a review. *Fire Ecology* 15, 15.
- Strand, E. K., Satterberg, K. L., Hudak, A. T., Byrne, J., Khalyani, A. H. y Smith, A. (2019). Does burn severity affect plant community diversity and composition in mixed conifer forests of the United States Intermountain West one decade post fire?. *Fire Ecology*, 15(1): 1-22.
- Wooten, J. T., Stevens-Rumann, C. S., Schapira, Z. H. y Rocca, M. E. (2022). Microenvironment characteristics and early regeneration after the 2018 Spring Creek Wildfire and post-fire logging in Colorado, USA. *Fire Ecology*, 18(1): 1-16.