

# Análisis de la regeneración post-incendio de un bosque de pino-encino bajo dos condiciones de exposición

## Analysis of post-fire regeneration of a pine-oak forest under two exposure conditions

Yulia Abigail Ortíz-Cuevas<sup>1</sup> , Eduardo Alanís-Rodríguez<sup>1</sup> , Cristian Adrian Martínez-Adriano<sup>1\*</sup> , Arturo Mora-Olivio<sup>2</sup> , Víctor Manuel Molina-Guerra<sup>3</sup> , Nelson Manzanares-Miranda<sup>4</sup> 

<sup>1</sup>Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales. Carretera Linares-Cd. Victoria km 145, Apartado Postal 41, CP. 67700. Linares, Nuevo León, México.

<sup>2</sup>Universidad Autónoma de Tamaulipas, Facultad de Ingeniería y Ciencias / Instituto de Ecología Aplicada, División del Golfo 356, CP. 87019. Ciudad Victoria, Tamaulipas, México.

<sup>3</sup>RENAC, S.A. de C.V. Departamento de Investigación y Gestión. Perlitas 127, Col. Las Glorias, CP. 67710. Linares, Nuevo León, México.

<sup>4</sup>Universidad Autónoma de Nuevo León, Centro de Investigación en Producción Agropecuaria. Carretera Linares-Cd. Victoria km 145, Apartado Postal 41, CP. 67700. Linares, Nuevo León, México.

\*Autor de correspondencia: cristian.martinez.cama@gmail.com

### Artículo científico

Recibido: 19 de junio 2025

Aceptado: 09 de noviembre 2025

**RESUMEN.** El proceso natural por el cual la vegetación se recupera, se conoce como regeneración. En las comunidades vegetales se puede estudiar después de un disturbio, como los incendios forestales. El objetivo de este estudio fue analizar la regeneración de especies arbóreas y arbustivas de un bosque después de tres años del incendio bajo dos exposiciones. La investigación se llevó a cabo en un área afectada por un incendio de copa en abril de 2021 dentro del "Bosque Escuela" de la Universidad Autónoma de Nuevo León, en Iturbide, Nuevo León. Se establecieron 60 parcelas de 10 x 10 m distribuidas en dos exposiciones, en sitios incendiados y no incendiados (15 por combinación). Para cada especie arbórea y arbustiva se registró la altura y el diámetro de copa. Para cada condición se calcularon los parámetros ecológicos de abundancia absoluta, área de copa e índice de valor de importancia. Se compararon los parámetros ecológicos entre condiciones con la prueba de Kruskal-Wallis y la prueba post hoc de Dunn. Se calcularon la riqueza de especies y el índice de especies efectivas (1D). Se calculó el índice de similitud de Bray-Curtis entre las comunidades vegetales. Los resultados nos indican que la combinación norte-no incendiado tuvo la mayor cobertura, abundancia y diversidad, mientras que la combinación sur-incendiado, presentó los valores más bajos de las variables ecológicas. Además, la exposición limitó mayormente la distribución de las comunidades vegetales con respecto al disturbio causado por el incendio.

**Palabras clave:** Cobertura vegetal, comunidad vegetal, ecología del fuego, exposición de ladera, Sierra Madre Oriental.

**ABSTRACT.** The natural process by which vegetation recovers is known as regeneration and in plant communities, it can be studied after a disturbance such as forest fires. The objective of this study was to analyze the regeneration of tree and shrub species in a forest three years after a crown fire comparing two slope exposures. The study was developed in an area affected by a crown fire in April 2021 within the "Bosque Escuela" (School Forest) belonging to the Universidad Autónoma de Nuevo Leon, in Iturbide, Nuevo Leon. Sixty 10 x 10 m plots were established, distributed in two exposures in burned and non-burned sites (15 per combination). For each tree and shrub species, crown height and diameter were recorded. For each combination, the ecological parameters of absolute abundance, crown area, and importance value index were calculated. Ecological parameters were compared among conditions using the Kruskal-Wallis and Dunn's post hoc tests. Species richness and the effective species index (ESI) were calculated. Bray-Curtis similarity index was calculated among plant communities. The results indicate that the northern-unburned vegetation combination had the highest cover, abundance, and diversity, while the southern-burned vegetation combination had the lowest values for the ecological parameters. Furthermore, exposure largely limited the distribution of plant communities with respect to the disturbance condition caused by the fire.

**Keywords:** Fire ecology, plant community, plant cover, Sierra Madre Oriental, slope exposure.

Como citar: Ortíz-Cuevas YA, Alanís-Rodríguez E, Martínez-Adriano CA, Mora-Olivio A, Molina-Guerra VM, Manzanares-Miranda N (2025) Análisis de la regeneración post-incendio de un bosque de pino-encino bajo dos condiciones de exposición. Ecosistemas y Recursos Agropecuarios Núm. Esp. V: e4643. DOI: 10.19136/era.a12nV.4643.

## INTRODUCCIÓN

Las comunidades vegetales se encuentran en constante cambio debido a la renovación permanente, especialmente después de perturbaciones naturales o antropogénicas (Sáenz-Pedroza 2018). El proceso natural por el que la vegetación y en general los ecosistemas se recuperan, se conoce como regeneración (Chazdon y Guariguata 2016). Así mismo, la regeneración natural de una comunidad vegetal puede definirse como el flujo constante de pérdidas y ganancias que permiten la renovación de los componentes de dicha comunidad (Martínez-Ramos 1994). La regeneración natural implica que la naturaleza se recupere sin intervención humana (FAO 2019).

En términos generales, la regeneración natural es una estrategia fundamental para el mantenimiento a largo plazo de las comunidades leñosas ante los incendios o cualquier otro causal de la eliminación de la cobertura vegetal (Pérez-López *et al.* 2013). Aunque es de vital interés conocer con detalle el proceso de regeneración natural en zonas boscosas que han sido incendiadas, los estudios sobre el tema aún son escasos en México (Alanís-Rodríguez *et al.* 2008; Flores-Rodríguez *et al.* 2021). Entre los trabajos que se han publicado sobre regeneración natural en bosques templados en el país, destacan los de la Sierra Madre Occidental (Flores-Garnica y Moreno-González 2005, Sánchez-Durán *et al.* 2014, Flores-Rodríguez *et al.* 2021). Por otro lado, en la Sierra Madre Oriental también se han llevado a cabo algunos estudios al respecto, como los de Alanís-Rodríguez *et al.* (2008) y (2012) o los de Rubio-Camacho *et al.* (2017).

El fuego es el principal agente de perturbación de los ecosistemas forestales a escala global (Li *et al.* 2013). Particularmente en México se queman anualmente en promedio más de 400 mil hectáreas de vegetación natural, lo cual afecta tanto al medio ambiente como a la sociedad en general (Neger *et al.* 2022). En un estudio realizado en la Sierra Madre Oriental en Nuevo León, se enfatizó la importancia de relacionar la historia de los incendios forestales con la estructura de los bosques mixtos de pino-encino con el propósito de futuros trabajos de restauración ecológica (González-Tagle *et al.* 2007). Una de las zonas serranas de Nuevo León que ha sido afectada por los incendios forestales en los últimos años es el Bosque Escuela, que se localiza en el municipio de Iturbide (Manzanares-Miranda *et al.* 2024). En este lugar se presentan cuatro comunidades vegetales, de las cuales la que ocupa una mayor superficie es el bosque de pino-encino. En el Bosque Escuela se han llevado investigaciones sobre estructura y composición de especies, además de la distribución espacial del arbolado de los bosques mixtos (Rubio-Camacho *et al.* 2015, 2017); sin embargo, no se conocen con exactitud otros indicadores ecológicos y su relación con la regeneración de plantas leñosas en la zona.

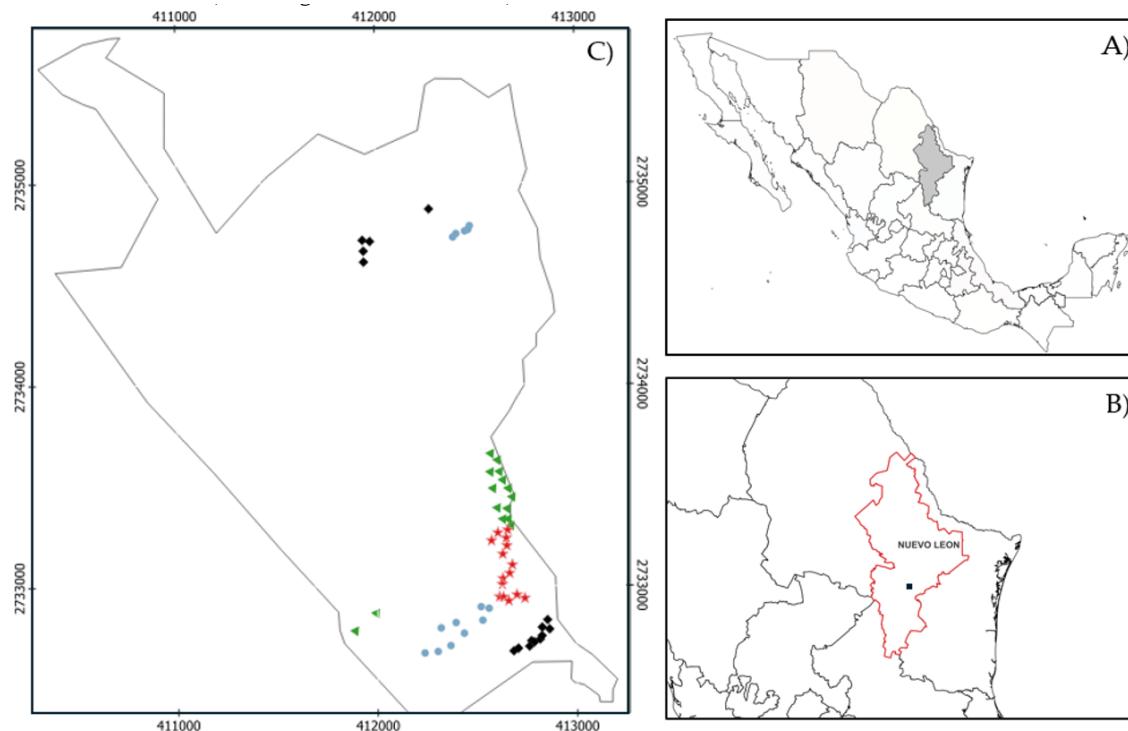
Contar con información sobre la vegetación y su diversidad (alfa y beta) en diferentes exposiciones de ladera después de un incendio, permitirá planificar mejor las labores de restauración forestal en zonas degradadas, ya que las condiciones ecológicas son distintas (Gómez-Sánchez *et al.* 2019). En México, los trabajos sobre el efecto de la exposición en comunidades vegetales se han enfocado principalmente a matorrales xerófilos, dejando de lado a los bosques templados (Alanís-Rodríguez *et al.* 2024). Hasta ahora, el único antecedente sobre esta temática en Nuevo León, se realizó en bosques mixtos dentro del Parque Ecológico Chipinque, donde se demostró que la diversidad y la composición florística de la vegetación difiere de acuerdo con la orientación de ladera (Alanís-Rodríguez *et al.* 2012).

El presente estudio tuvo como objetivo general analizar la regeneración de especies arbóreas y arbustivas de un bosque con diferentes exposiciones y bajo condiciones post-incendio. Para lo cual se plantearon los objetivos específicos: 1) describir y comparar los indicadores ecológicos de abundancia, área de copa e índice de valor de importancia entre exposiciones y áreas con regeneración post-incendio y sin incendio; 2) describir la diversidad  $\alpha$  entre exposiciones y áreas con regeneración post-incendio y sin incendio; y 3) determinar la similitud (diversidad  $\beta$ ) entre las comunidades evaluadas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El estudio se desarrolló en el campus ecológico “Bosque Escuela” de la Universidad Autónoma de Nuevo León ubicado en la Sierra Madre Oriental en el municipio de Iturbide, Nuevo León (Figura 1). Durante abril de 2021 esta área fue afectada por un incendio de copa durante cuatro días, lo que modificó la vegetación del área (la cual es mayormente dominada por pino-encino) (Manzanares-Miranda *et al.* 2024). La zona de estudio posee una altitud de 1 250 a 1 925 msnm, con pendientes de 30 a 70% y suelos ricos en carbonatos de tipo castañozem y leptosoles, afectados por procesos de erosión (Cantú y González 2002). El clima varía con la altitud, es frío en las zonas altas, pero su temperatura media anual es de 14°C.



**Figura 1:** Localización del área de estudio. A) localización del estado de Nuevo León. B) Localización del bosque escuela en el estado de Nuevo León. C) Ubicación de los sitios de muestreo (Verde: Norte-Incendiado, Negro: Norte-No incendiado, Rojo: Sur-Incendiado, Azul: Sur-No incendiado).

## Diseño experimental

Para el inventario de las comunidades vegetales se consideraron dos exposiciones de ladera: norte (NO-NE) y sur (SE-SO). Las áreas evaluadas corresponden a comunidades vegetales sin incendiado y a comunidades vegetales regeneradas después del incendio forestal de copa que ocurrió en abril de 2021. Con ello se establecieron cuatro condiciones de la vegetación: exposición norte incendiado (NorI), exposición norte no-incendiado (NorNI), exposición sur incendiado (SurI) y exposición sur no-incendiado (SurNI). Estas áreas cuentan con condiciones de pendiente y altitudinales homogéneas (todas las parcelas se establecieron entre 1 100 y 1 250 m s.n.m.). En cada exposición se establecieron 15 parcelas cuadradas de 10 x 10 m (en total 60 parcelas) con una distancia entre ellas de al menos 20 m (Alanís-Rodríguez *et al.* 2020). Dentro de cada parcela se registraron todos los individuos de árboles y arbustos, tanto plántulas como individuos en crecimiento con alturas iguales o superiores a 10 cm y hasta aquellos ubicados por debajo del dosel dominante. Para cada individuo se registraron los datos dasométricos de altura (h) y el diámetro de copa (NS-EO) de acuerdo con los métodos estándar de medición forestal (Hernández y Reyna 2015, Alanís-Rodríguez *et al.* 2020).

## Cálculo de parámetros ecológicos

Para evaluar los parámetros ecológicos se determinó la abundancia con la siguiente ecuación:

$$A_i = \frac{n_i}{s}$$

Donde:  $A_i$  es la abundancia,  $n_i$  es el número de individuos de la especie y  $s$  es el área del sitio de muestreo ( $m^2$ ).

El área de copa se estimó utilizando la ecuación  $AC = \pi \frac{D_1 * D_2}{4}$ , la cual también se emplea para el cálculo de la dominancia relativa, necesaria para estimar el índice de valor de importancia (Avery y Burkhart 2015). Donde:  $AC$  es el área de copa, el  $D_1$  es el diámetro de copa de (N-S) y el  $D_2$  es el diámetro de copa de (E-O).

El índice de valor de importancia (IVI) se calculó de la siguiente manera  $IVI = Ar + Dr + Rr$ . Donde:  $IVI$  es el índice de valor de importancia;  $Ar$  es la abundancia relativa,  $Dr$  la dominancia relativa y  $Rr$  es la riqueza relativa.

## Índices de diversidad (alfa y beta)

Con la identidad y abundancias de las especies vegetales encontradas se calculó el índice de Shannon  $H' = -\sum_{i=1}^s p_i \log_e p_i$ . Donde:  $S$  es el número de especies, y  $p_i$  es la proporción de individuos de la especie  $i$  con relación al número total de individuos (Shannon 1948). Con los valores de  $H'$  por condición de vegetación, se estimó el número de especies efectivas ( $\text{_1D}$ ), basado en el exponencial del índice de Shannon ( $\exp(H')$ ) (Jost 2006, Moreno *et al.* 2011, Cultid-Medina y Escobar 2019).

Para estimar la similitud entre las condiciones de vegetación, se calculó el índice de similitud de Bray-Curtis (Bray y Curtis 1957) dentro del software PAST ver. 3.24 (Hammer *et al.* 2001). El análisis se calculó con el algoritmo UPGMA y 9 999 permutaciones. Este procedimiento da soporte a cada rama del árbol de agrupación resultante.

## Comparación de variables entre condiciones de vegetación

Se compararon las variables de riqueza de especies (considerado como el número de especies), abundancia y área de copa entre las cuatro condiciones de vegetación mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (debido a que no cumplió con los supuestos para pruebas paramétricas). Se utilizó la prueba de post-hoc de Dunn para identificar las diferencias entre los pares de condiciones de vegetación. Las pruebas estadísticas se hicieron utilizando el software PAST ver. 3.24 (Hammer *et al.* 2001). Adicionalmente se elaboraron gráficos de violín con el paquete ggplot2 ver. 3.3.5 (Wickham 2016) en el software R ver. 4.0.2 (R Core Team 2020).

## RESULTADOS

Se registraron 39 especies de árboles y arbustos pertenecientes a 32 géneros y 20 familias. Las familias mejor representadas fueron Fabaceae (10 especies), Pinaceae (3 especies) y Rhamnaceae (3 especies) (Tabla 1). Los géneros más representativos fueron *Quercus* (3 especies), *Agave* (3 especies) y *Pinus* (3 especies) (Tabla 1). Las especies que se observaron en las cuatro condiciones de vegetación evaluadas fueron *Rhus pachyrrhachis*, *Cercis canadensis*, *Arbutus xalapensis*, *Croton fruticulosus*, *Vachelia farnesiana* y *Quercus canbyi* (Tabla 1). Particularmente *Rhus pachyrrhachis* mostró una dominancia alta en todas las condiciones de vegetación (Tabla 1). Por otro lado, se observaron especies con distribución exclusiva de alguna condición vegetal (Tabla 1). Por ejemplo, algunas de las especies con distribución exclusiva del norte-incendiado fueron *Symphyotrichum carnerosanum*, *Ceanothus caeruleus* y *Smilax bona-nox*; mientras que *Eryngium venustum*, *Painteria elachistophylla* y *Berberis gracilis* fueron exclusivas del norte-no incendiado. Por otro lado, el área sur-incendiado albergó exclusivamente especies como *Agave americana* y *Roldana aschenborniana*; mientras que en el área sur-no incendiado se registraron especies como *Abies religiosa*, *Condalia hookeri*, *Karwinskia humboldtiana* y *Helietta parvifolia* (Tabla 1).

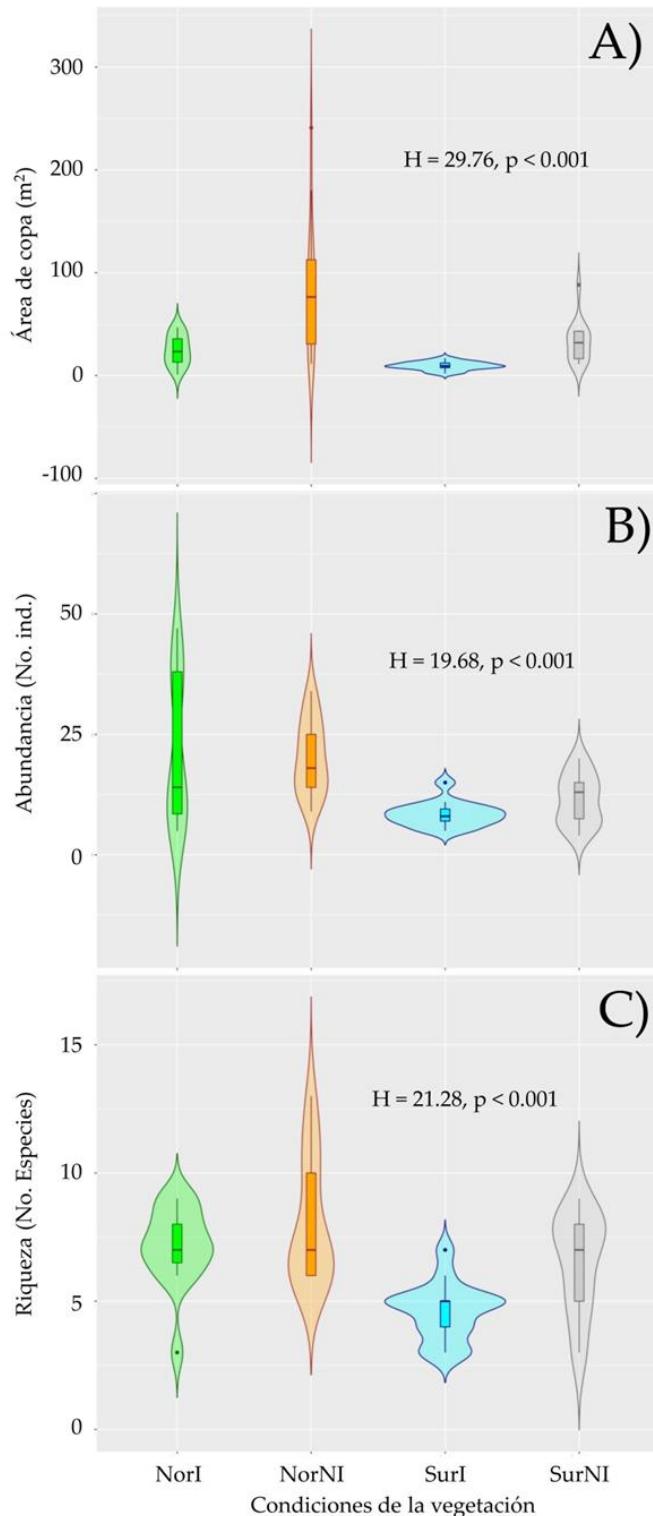
Se observó que la condición con mayor cobertura de copa fue la Norte-No incendiado ( $128\ 370.51\ m^2\ ha^{-1}$ ), seguida de Sur-No incendiado ( $39\ 462.14\ m^2\ ha^{-1}$ ), Norte-incendiado ( $30\ 073.26\ m^2\ ha^{-1}$ ) y finalmente el Sur-Incendiado ( $14\ 111.26\ m^2\ ha^{-1}$ ) (Figura 2A). Para la abundancia los mayores valores de número de árboles fue la condición Norte-No incendiado ( $37\ 200\ N\ ha^{-1}$ ), seguida por Norte-Incendiado ( $29\ 400\ N\ ha^{-1}$ ), Sur-No incendiado ( $17\ 900\ N\ ha^{-1}$ ) y finalmente la condición que tuvo la menor abundancia fue el Sur-Incendiado con  $12\ 400\ N\ ha^{-1}$  (Figura 2B).

### Diversidad $\alpha$

Para la riqueza de especies la condición de la vegetación que tuvo mayor número de especies fue Norte-No incendiado (26 especies), seguido de Sur-No incendiado (24 especies), el Norte-Incendiado (17 especies) y la condición con menos especies fue Sur-Incendiado (14 especies) (Figura 2-C). Mientras que el índice de especies efectivas ( $^1D$ ) fue más alto en las comunidades vegetales de Norte-Incendiado (16.12) y Sur-No incendiado (15.89), seguido por Norte-No incendiado (12.88) y el menor valor se observó en la condición Sur-Incendiado (6.10).

**Tabla 1.** Valores de los parámetros ecológicos de cada especie vegetal encontrada por cada condición de vegetación. Abundancia (Abu), área de copa (AC) e índice de valor de importancia (IVI). La nomenclatura se basó en World Flora Online (WFO 2025).

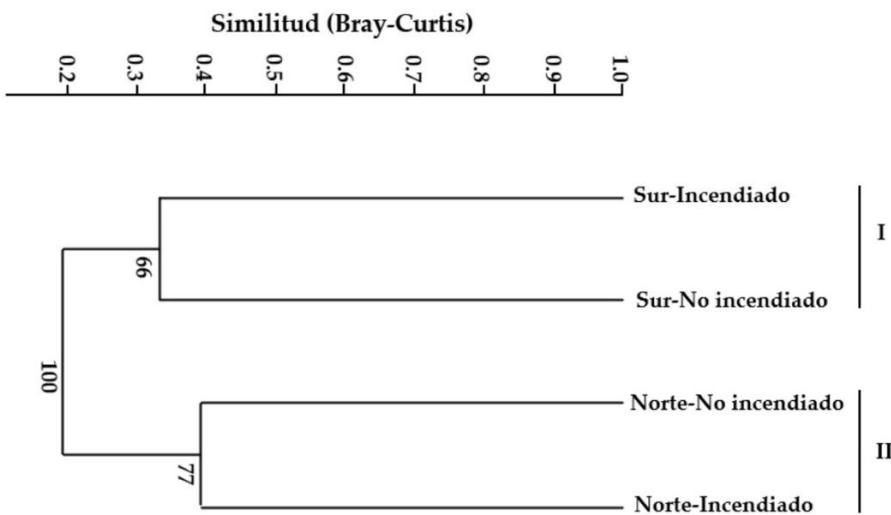
Familia	Especies	Norte-incendiado			Norte-no incendiado			Sur-incendiado			Sur-no incendiado		
		Abu	AC	IVI	Abu	AC	IVI	Abu	AC	IVI	Abu	AC	IVI
Anacardiaceae	<i>Rhus pachyrrhachis</i> Hemsl.	500	1128.42	12.64	5300	11532.40	37.82	2500	4480.1	39.42	3000	2177.72	22.89
Apiaceae	<i>Eryngium venustum</i> Bartlett	0	0	0	400	374.09	2.76	0	0	0	0	0	0
Asparagaceae	<i>Agave americana</i> L.	0	0	0	0	0	0	700	689.5	10.15	700	433.65	10.55
Asparagaceae	<i>Agave aserrima</i> Jacobi	1400	916.64	15.5	1300	825.76	14.9	0	0	0	500	854.46	8.2
Asparagaceae	<i>Agave funkiana</i> K.Koch & C.D.Bouché	100	74.43	2.39	0	0	0	0	0	0	300	309.96	7.4
Asteraceae	<i>Nahuatlea hypoleuca</i> (D.C.) V.A. Funk	300	170.13	7.1	0	0	0	0	0	0	900	2406.19	12.28
Asteraceae	<i>Roldana aschenborniana</i> (S. Schauer) H. Rob. & Brettell	0	0	0	0	0	0	500	522.43	7	1800	1764.3	15.82
Asteraceae	<i>Sympyotrichum carnerosanum</i> (S. Watson) G. L. Nesom	3800	791.12	22.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Berberidaceae	<i>Berberis gracilis</i> Hartw. ex Benth.	0	0	0	400	369.90	7.21	0	0	0	0	0	0
Cactaceae	<i>Opuntia engelmannii</i> Salm-Dyck ex Engelm	100	97.64	2.41	300	25.65	4.7	0	0	0	300	51.05	5.06
Cupressaceae	<i>Juniperus saltillensis</i> M. T. Hall	0	0	0	2000	32752.38	30.95	0	0	0	900	4950.84	14.01
Ericaceae	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	400	686.47	5.47	300	177.63	4.82	200	201.26	5.45	100	153.94	2.5
Euphorbiaceae	<i>Croton fruticulosus</i> Lag.	10500	8364.87	44.92	2900	670.57	14.4	1600	781.42	26.08	1900	1042.78	17.7
Fabaceae	<i>Acaciella angustissima</i> (Mill.) Brongniartia magnibracteata Schiltl.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	400	723.84	7.94
Fabaceae	<i>Cercis canadensis</i> L.	800	1325.34	10.90	1900	3881.26	20.9	1800	1966	27.18	1000	3827.48	17.8
Fabaceae	<i>Eysenhardtia texana</i> Scheele	200	94.31	4.73	400	482.93	5.01	0	0	0	0	0	0
Fabaceae	<i>Painteria elachistophylla</i> (A. Gray ex S. Watson) Britton & Rose	200	114	2.53	1500	728.73	10.74	0	0	0	0	0	0
Fabaceae	<i>Senegalia berlandieri</i> (Benth.) Britton & Rose	0	0	0	0	0	0	0	0	0	400	317.50	9.88
Fabaceae	<i>Senegalia greggii</i> (A. Gray) Britton & Rose	0	0	0	100	113.1	2.36	0	0	0	0	0	0
Fabaceae	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.	2300	3736.81	30.1	6500	4116.1	28.27	900	1371.8	18.95	400	235.79	9.83
Fabaceae	<i>Vachellia rigidula</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	400	636.42	5.43	600	342.34	7.42	0	0	0	0	0	0
Fabaceae	<i>Leucaena leucocephala</i> Lam.	0	0	0	300	152.69	2.59	0	0	0	0	0	0
Fagaceae	<i>Quercus canbyi</i> (Trel.)	3900	8488.81	40.50	2500	11237.99	32.43	4300	4041.7	49.81	1200	6487.24	20.09
Fagaceae	<i>Quercus polymorpha</i> (Schiltl. & Cham.)	1000	1228.55	11.02	1100	8891.81	16.92	0	0	0	0	0	0
Fagaceae	<i>Quercus ryosphylla</i> Weath.	0	0	0	300	3306.47	5.66	0	0	0	0	0	0
Juglandaceae	<i>Juglans mollis</i> Engelm.	5400	2579.27	27.84	500	4055.61	10.52	0	0	0	200	231.69	2.77
Oleáceas	<i>Fraxinus greggii</i> A. Gray	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	660.52	2.87
Pinaceae	<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schiltl.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1400	8534.04	28.54
Pinaceae	<i>Pinus cembroides</i> Zucc.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	300	2900.45	7.00
Pinaceae	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	200	6038.55	10.07	1000	39723.96	29.48	0	0	0	600	8818.31	13.84
Rhamnaceae	<i>Ceanothus caeruleus</i> Lag.	800	305.64	9.98	0	00	0	0	0	0	0	0	0
Rhamnaceae	<i>Condalia hookeri</i> M.C. Johnst.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	300	327.88	5.25
Rhamnaceae	<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	63.62	2.46
Rosaceae	<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	100	298.65	2.59	0	0	0	100	56.75	2.62	0	0	0
Rubiaceae	<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.) Schiltl.	0	0	0	200	28.95	4.67	0	0	0	0	0	0
Rutaceae	<i>Heliocarpa parvifolia</i> (A. Gray ex Hemsl.) Benth.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	300	1681.59	6.17
Sapotaceae	<i>Sideroxylon lanuginosum</i> Michx.	0	0	0	300	959	5.03	0	0	0	0	0	0
Smilacaceae	<i>Smilax bona-nox</i> L.	200	27.1	2.45	0	0	0	0	0	0	0	0	0



**Figura 2.** Comparación de las variables ecológicas de las cuatro condiciones vegetales evaluadas. A) Área de copa, B) Abundancia y C) Riqueza de especies. NorI = orientación norte incendiado; NorNI = orientación norte no incendiado; SurI = orientación sur incendiado; SurNI = orientación sur no incendiado.

## Diversidad $\beta$

Para la similitud de especies entre las condiciones de vegetación, se observaron dos grupos bien definidos. El primero formado por las condiciones Sur-Incendiado y Sur-No incendiado y el segundo grupo por las condiciones Norte-incendiado y Norte-no incendiado (Figura 3). La mayor similitud se observó entre las comunidades Norte-Incendiado y Norte-No incendiado (0.391), seguida por Sur-Incendiado y Sur-No incendiado (0.329) (Figura 3, Tabla 2).



**Figura 3.** Similitud de Bray-Curtis entre las cuatro condiciones de vegetación evaluadas. I y II representan los grupos formados por el dendrograma (Correlación cofenética = 0.80). Los números junto a cada rama son el porcentaje de permutaciones que cada nodo es soportado en la agrupación del dendrograma final (ver Hammer *et al.* 2001).

**Tabla 2.** Matriz de similitud de las comunidades vegetales. Los valores de similitud más altos se encuentran subrayados.

	Norte-Incendiado	Norte-No incendiado	Sur-Incendiado	Sur-No incendiado
Norte-Incendiado	1	0.391	0.150	0.197
Norte-No incendiado	0.391	1	0.116	0.308
Sur-Incendiado	0.150	0.116	1	0.329
Sur-No incendiado	0.1971	0.3080	0.3299	1

## DISCUSIÓN

### Composición vegetal

En este estudio se presentaron 39 especies de árboles y arbustos, lo cual representa poco menos del 50% de especies de leñosas reportadas por Ruiz-González *et al.* (2022) en bosques maduros. Destacan estudios florísticos en bosques de *Pinus-Quercus* realizados por Holguín-Estrada *et al.* (2021), Manzanilla-Quijada *et al.* (2021), Ruiz-González *et al.* (2022) y Ramos-Hernández *et al.* (2024), los cuales coinciden en que la familia Pinaceae y las especies del género *Quercus* son de las más abundantes en estos ecosistemas. Así mismo en el presente estudio se observó a Fabaceae como la

familia mayor representación en las cuatro condiciones evaluadas coincidiendo que la presencia de esta familia en sitios degradados ha sido reportada en numerosos estudios en diferentes ecosistemas forestales. Esta familia se caracteriza por poseer especies de rápido crecimiento, con una capacidad de adaptación a medios degradados y su capacidad de fijar nitrógeno (Ruiz-González *et al.* 2022). Su presencia como especies pioneras (sobre todo en sitios degradados) generalmente se asocia a un mejoramiento de las características físicas y químicas del suelo, lo que beneficia el establecimiento de otras especies (Alanís-Rodríguez *et al.* 2012, Aquino-López *et al.* 2024) y a su vez favorece la sucesión ecológica (Pérez-Ramos *et al.* 2014).

Respecto a la distribución de especies, *Quercus canbyi* destaca en las cuatro comunidades evaluadas, lo cual pone en evidencia su amplia tolerancia ecológica y capacidad para regenerarse en condiciones contrastantes de perturbación y exposición. Este patrón concuerda con lo reportado por Jiménez-Pérez *et al.* (2001) y Alanís-Rodríguez *et al.* (2012), quienes resaltan la prevalencia de especies del género *Quercus* en bosques templados sujetos a disturbios. En especial *Rhus pachyrrhachis* se observó y dominó en todas las comunidades evaluadas del presente estudio, lo cual es similar con lo que reportan González-Rodríguez *et al.* (2019) quienes aseveran que el género *Rhus* se caracteriza por poseer especies pioneras asociadas a áreas perturbadas, esto debido a su tolerancia al estrés y la capacidad de rebrote. Por otro lado, algunas especies del género *Agave* del presente estudio fueron observadas en al menos 3 condiciones de vegetación, estas especies destacaron en los sitios con exposición sur y en áreas incendiadas, lo que demuestra su adaptabilidad a condiciones de mayor radiación solar y menor cobertura vegetal. Este comportamiento también ha sido observado por Farfán-Gutiérrez *et al.* (2024) quienes reportan que especies de *Agave* presentan rasgos funcionales xeromórficos y mecanismos de tolerancia al estrés hídrico.

Por otro lado, se identificaron especies con presencia exclusiva en una sola condición vegetal, lo que sugiere que estas especies tienen una afinidad ecológica restringida o más especialista (Chazdon 2003). Por ejemplo, *Symphyotrichum carnerosanum* y *Ceanothus caeruleus* fueron exclusivas del norte incendiado, asociadas probablemente a ambientes abiertos y recientemente perturbados. En la condición norte no incendiado se encontraron únicamente especies como *Eryngium venustum*, *Painteria elachistophylla* y *Berberis gracilis*, que podrían vincularse a ambientes más estables y sombreados. El sur incendiado albergó exclusivamente a *Agave americana* y *Roldana aschenborniana*, especies adaptadas a condiciones de mayor radiación solar y menor cobertura vegetal (Farfán-Gutiérrez *et al.* 2024). En el sur no incendiado se registraron especies típicas de ambientes más conservados (López-Gómez *et al.* 2012), como *Abies religiosa*, *Condalia hookeri*, *Karwinskia humboldtiana* y *Helietta parvifolia*. Asimismo, se reconocieron especies compartidas entre dos o tres condiciones, como *Croton fruticulosus*, *Agave asperrima*, *Vachellia farnesiana* y *Quercus polymorpha*, las cuales mostraron cierta plasticidad ecológica al establecerse en contextos variables de exposición y perturbación (Quero *et al.* 2008, Ramírez-Tobías *et al.* 2014). Esta flexibilidad funcional las posiciona como especies útiles para acciones de restauración en sitios con condiciones intermedias. Especies como *Rhus pachyrrhachis* y *Quercus canbyi* pueden ser recomendadas como especies estructurales en programas de restauración en áreas perturbadas. Mientras que especies especialistas como *Abies religiosa* o *Symphyotrichum carnerosanum* podrían incorporarse para reforzar la diversidad funcional

y estructural en sitios maduros o altamente perturbados (respectivamente) (Zepeda-Gómez *et al.* 2023).

### Indicadores ecológicos

La condición norte-no incendiado registró los valores más altos en términos de cobertura vegetal lo cual sugiere una mayor madurez estructural y menor nivel de perturbación, coincidiendo con lo observado por Cuevas-Guzmán *et al.* (2023), quienes reportan que exposiciones norte favorecen la retención de humedad, condiciones microclimáticas más estables y, por tanto, una mayor acumulación de biomasa aérea. En contraste con esta tendencia, las comunidades incendiadas presentaron una reducción marcada en la cobertura de copa y de abundancia de especies, aunque destacó la dominancia de *Rhus pachyrrhachis*, *Croton fruticulosus* y *Quercus canbyi* patrones consistentes observados por Rodríguez-Trejo y Fulé (2003) y González-Rodríguez *et al.* (2019) destacando que los incendios favorecen el brote de estas especies pioneras reconocidas por su alta tolerancia al estrés. El análisis entre las comunidades vegetales reveló diferencias notables entre las condiciones de exposición e historial de incendios. En áreas no afectadas por el fuego, especialmente en la exposición norte, se registraron los valores más altos de cobertura vegetal y la mayor abundancia.

### Diversidad $\alpha$

Las comunidades vegetales de Norte-No incendiado y Sur-No incendiado registraron una mayor riqueza específica, respaldando la tendencia de diversos estudios que han señalado que la diversidad florística en ecosistemas de *Pinus-Quercus* depende en gran medida del historial de disturbios y las condiciones ambientales locales (Rubio-Camacho *et al.* 2015, Crisp *et al.* 2018). Esta elevada riqueza observada podría atribuirse a una menor alteración de las condiciones edáficas y microclimáticas del sitio, las cuales favorecen la persistencia de especies sensibles al disturbio (Flores-Rodríguez *et al.* 2021, Aguirre-Calderón *et al.* 2022). En contraste, las condiciones Sur-Incendiado y Norte-Incendiado registraron una menor riqueza florística (14 y 17 especies respectivamente), lo cual coincide con lo reportado por Quintero-Gradilla *et al.* (2019), quienes señalaron que los incendios generan una disminución inicial de la diversidad vegetal, aunque ésta puede recuperarse progresivamente con el tiempo.

En cuanto al índice de especies efectivas se encontró que la condición Norte-Incendiado presentó valores superiores al Norte-No incendiado, lo cual contrasta con lo reportado por Quintero-Gradilla *et al.* (2019), quienes documentaron una disminución de la diversidad efectiva tras incendios en comunidades similares. Esta discrepancia podría atribuirse a diferencias en la intensidad del disturbio, el tiempo transcurrido desde el incendio o la capacidad regenerativa de las especies presentes. Además, los resultados del presente estudio coinciden parcialmente con lo encontrado por Aguirre-Calderón *et al.* (2022), quienes reportaron mayores valores de diversidad efectiva en sitios con exposición norte en comparación con los de exposición sur, atribuyéndolo a condiciones más favorables como mayor humedad edáfica y menor estrés térmico, factores que pueden favorecer una distribución más equitativa de las especies. Este comportamiento puede explicarse por un proceso de recolonización rápida de especies pioneras con estrategias de tolerancia al fuego, que reducen la dominancia de unas pocas especies competitivas, aumentando

la equidad en la distribución de abundancias y con ello permitiendo una recuperación más balanceada de la diversidad.

### Diversidad $\beta$

El análisis mostró dos grupos bien definidos: Sur-Incendiado y Sur-No incendiado, por un lado y Norte-Incendiado y Norte-No incendiado por el otro, indicando que la exposición geográfica (norte-sur) tiene una mayor influencia que la perturbación por incendios en la estructura de la comunidad. Este patrón coincide con los resultados obtenidos por Alanís-Rodríguez *et al.* (2012), quienes encontraron que la orientación geográfica afecta la recuperación y composición en bosques de *Pinus-Quercus*. La alta similitud entre Norte-Incendiado y Norte-No incendiado sugiere que condiciones más favorables, como mayor humedad y menor radiación solar, favorecen la recuperación, lo cual también fue observado por Alanís-Rodríguez *et al.* (2012) y Díaz-Hernández *et al.* (2021) en bosques post-incendio. En cambio, la baja similitud entre Norte-No incendiado y Sur-Incendiado refleja que el estrés hídrico y la radiación solar intensa en el sur, sumado al fuego, generan comunidades más divergentes señalado por Farzam y Ejtehadi (2017) y Blanco-Rodríguez *et al.* (2023), quienes identificaron que la mayor exposición solar y las condiciones de sequía limitan la recuperación de especies sensibles, favoreciendo solo a las más tolerantes al estrés térmico. Los resultados indican que la exposición y el historial de incendios interactúan, pero que la exposición tiene un efecto más sobresaliente sobre la composición de especies. Las zonas con orientación norte, incluso tras disturbios, tuvieron una recuperación vegetal más consistente, mientras que las condiciones más áridas de la exposición sur amplifican los efectos del fuego, dificultando el desarrollo de especies sensibles.

## CONCLUSIONES

Las variables estudiadas en un bosque de *Pinus-Quercus* tres años después del incendio permitieron observar que la combinación norte-no incendiado tuvo la mayor cobertura, abundancia y diversidad, mientras que la combinación sur-incendiado, presentó los valores más bajos de las variables ecológicas. Sin embargo, la distribución de las plantas en regeneración (composición y abundancia) está más fuertemente influenciada por la orientación geográfica que por el disturbio por el fuego. Los resultados resaltan la importancia de considerar las condiciones ambientales locales en los planes de restauración, para lo cual se recomienda priorizar las áreas con mejor microclima para facilitar la recuperación natural; mientras que para las exposiciones sur utilizar especies con alta tolerancia al calor y a la sequía. Incorporar estos elementos en las estrategias de manejo permitirá aumentar la resiliencia de los ecosistemas y asegurar una regeneración más estable y funcional a largo plazo.

## AGRADECIMIENTOS

YAOC agradece al Centro de Investigación en Producción Agropecuaria (CIPA-UANL) por las facilidades prestadas para el desarrollo de este estudio dentro del Bosque Escuela. CAMA agradece

a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por la asignación de su estancia posdoctoral. Los autores dedican este manuscrito en memoria del Dr. Víctor Manuel Molina Guerra. Los autores agradecen a los dos revisores anónimos y a los editores por su contribución a la mejora del presente artículo.

## CONFLICTO DE INTERÉS

Los autores declaran que no tienen conflictos de interés.

## LITERATURA CITADA

- Aguirre-Calderón OA, Silva-García JE, Alanís-Rodríguez E, Jurado-Ybarra E, Jiménez-Pérez J, Vargas-Larreta B, Corral Rivas JJ (2022) Influencia de la altitud y exposición en la estructura y composición de un bosque templado en Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 13(70). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v13i70.1163>
- Alanís-Rodríguez E, Casas-González DL, Mora-Olivo A, Sigala-Rodríguez JA, Molina-Guerra VM, Patiño-Flores AM (2024) Effect of slope exposure on the structure and diversity of a submontane scrub in Northeast Mexico. *Gayana Botánica* 81(1): 32-42. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432024000100032>
- Alanís-Rodríguez E, Jiménez-Pérez J, Espinoza-Vizcarra D, Jurado-Ybarra E, Aguirre-Calderón OA, González-Tagle MA (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. <https://doaj.org/article/071ac64d24f84e84b42e875f0050e188>
- Alanís-Rodríguez E, Jiménez-Pérez J, Valdecantos-Dema A, González-Tagle MA, Aguirre-Calderón OA, Treviño-Garza EJ (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. <https://doi.org/10.7550/rmb.29708>
- Alanís-Rodríguez E, Mora-Olivo A, Marroquín de la Fuente JS (2020) Muestreo ecológico de la vegetación. Editorial Universitaria de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México. 204p.
- Aquino-López R, Castañeda-Hidalgo E, Rodríguez-Ortiz G, Santiago-Martínez GM, Bustamante González Á, Lozano-Trejo S (2024) Análisis de la regeneración y piso forestal dos años después en rodal incendiado del sur de México. *Bosque* 45(1): 43-53. <https://dx.doi.org/10.4067/s0717-92002024000100043>
- Avery TE, Burkhardt HE (2015) Forest measurements. Waveland Press. USA. 456p.
- Blanco-Rodríguez MÁ, Ameztegui A, Gelabert P, Rodrigues M, Coll L. (2023) Short-term recovery of post-fire vegetation is primarily limited by drought in Mediterranean forest ecosystems. *Fire Ecology* 19: 68. <https://doi.org/10.1186/s42408-023-00228-w>
- Bray JR, Curtis JT (1957) An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27(4): 325-349. <https://doi.org/10.2307/1942268>
- Cantú I, González H (2002) Propiedades hidrológicas del dosel de los bosques de pino-encino en el noreste de México. *Ciencia UANL* 5(1): 72-78. <http://eprints.uanl.mx/972/>
- Chazdon RL (2003) Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6(1-2): 51-71. <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00042>
- Chazdon RL, Guariguata MR (2016) Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica* 48: 716-730. <https://doi.org/10.1111/btp.12381>

- Crisp MD, Cook LG, Bowman DMJS, Cosgrove M, Isagi Y, Sakaguchi S (2018) Turnover of southern cypresses in the post-Gondwanan world: extinction, transoceanic dispersal, adaptation and rediversification. *New Phytologist* 221(4): 2308-2319. <https://doi.org/10.1111/nph.15561>
- Cuevas-Guzmán R, Canales-Piña S, Sánchez-Rodríguez EV, Morales-Arias JG, Hernández LG, Núñez-López NM (2023) Structural attributes and habitat of *Juniperus jaliscana* in Talpa de Allende, Jalisco, Mexico. *Botanical Sciences* 101(3): 670-684. <https://doi.org/10.17129/botsci.3235>
- Cultid-Medina C, Escobar F (2019) Pautas para la estimación y comparación estadística de la diversidad biológica (qD). In: Moreno CE (ed) La biodiversidad en un mundo cambiante: fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex. Ciudad de México. pp. 175-202.
- Díaz-Hernández D, Rodríguez-Laguna R, Rodríguez-Trejo DA, Acevedo-Sandoval A, Maycotte-Morales CC (2021) *Pinus montezumae* regeneration dynamics after a forest fire and a prescribed burn. *Botanical Sciences* 99(1): 58-66. <https://doi.org/10.17129/botsci.2634>
- FAO (2019) Restoring forest landscapes through assisted natural regeneration (ANR) – A practical manual. Bangkok. 52p.
- Farfán-Gutiérrez M, Vargas-Rodríguez L, Godbert Y (2024) Barreras vivas de nopal y agave: un escudo natural contra incendios forestales. *Revista Digital Universitaria* 25(4): 1-5. <http://doi.org/10.22201/ceide.16076079e.2024.25.4.10>
- Farzam M, Ejtehadi H (2017) Effects of drought and slope aspect on canopy facilitation in a mountainous rangeland. *Journal of Plant Ecology* 10(4): 626-633. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw070>
- Flores-Garnica JG, Moreno-González DA (2005) Modelaje espacial de la influencia de combustibles forestales sobre la regeneración natural de un bosque perturbado. *Agrociencia* 39(3): 339- 349.
- Flores-Rodríguez AG, Flores-Garnica JG, González-Eguiarte DR, Gallegos-Rodríguez A, Zarazúa Villaseñor P, Mena-Munguía S, Lomelí-Zavala ME, Ruíz-Guzmán E (2021) Regeneración natural de pino y encino bajo diferentes niveles de perturbación por incendios forestales. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 12(65): 3-25. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i65.776>
- González-Rodríguez H, López-Hernández JM, Ramírez-Lozano RQ, Gómez-Meza MV, Cantú-Silva I, Sarquis-Ramírez JI, Mora-Olivo A (2019) Litterfall deposition and nutrient return in pine-oak forests and scrublands in northeastern Mexico. *Madera y bosques* 25(3): e2531514. <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2531514>
- Gómez-Sánchez ME, Lucas-Borja ME, Plaza-Álvarez PA, González-Romero J, Sagra J, Moya D, De las Heras J (2019) Efecto de los trabajos de restauración forestal en ladera después de incendio sobre la recuperación de la vegetación. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 45(1): 25-34. <https://doi.org/10.31167/csecfv.0i45.19503>
- González-Tagle MA, Schwendenmann L, Jiménez-Pérez J, Himmelsbach W (2007) Reconstrucción del historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino-encino en la Sierra Madre Oriental. *Madera y Bosques* 13(2): 51-63.
- Hammer Ø, HarperDAT, Ryan PD (2001) PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica* 4(1): 1-9.
- Hernández L, Reyna C (2015) Manual de campo para el establecimiento y remediación de parcelas permanentes de muestreo forestal en el Parque Nacional Machalilla. Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí. Manabí, Ecuador. 50p.
- Holguín-Estrada VA, Alanís-Rodríguez E, Aguirre-Calderón OA, Yerena-Yamallel J, Pequeño-Ledezma I, Ángel M (2021) Estructura y composición florística de un bosque de galería en un gradiente altitudinal en el noroeste de México. *Madera y Bosques* 27(2). <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2722123>

- Jiménez-Pérez J, Aguirre-Calderón OA, Kramer H (2001) Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multcohortal de pino-encino en el norte de México. *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales* 10(2): 355-366.
- Jost L (2006) Entropy and diversity. *Oikos* 113(2): 363-375. [10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x](https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x)
- Li F, Levis S, Ward DS (2013) Quantifying the role of fire in the Earth system – Part 1: Improved global fire modeling in the Community Earth System Model (CESM1). *Biogeosciences* 10: 2293-2314. <https://doi.org/10.5194/bg-10-2293-2013>
- López-Gómez V, Zedillo-Avelleyra P, Anaya-Hong S, González-Lozada E, Cano-Santana Z (2012) Efecto de la orientación de la ladera sobre la estructura poblacional y ecomorfología de *Neobuxbaumia tetetzo* (Cactaceae). *Botanical Sciences* 90(4): 453-457.
- Martínez-Ramos M (1994) Regeneración natural y diversidad de especies arbóreas en selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 54: 179-224. <https://doi.org/10.17129/botsci.1431>
- Manzanares-Miranda N, Molina-Guerra VM, Mora-Olivo A, Alanís-Rodríguez E, Marín-Solís JD, González-Rodríguez H (2024) Flora y Fauna del Bosque Escuela UANL. Editorial Universitaria UANL. Monterrey. 222p.
- Manzanilla-Quijada GE, Mata Balderas JM, Treviño Garza EJ, Aguirre Calderón OA, Alanís Rodríguez E, Yerena Yamallel JI (2020) Diversidad, estructura y composición florística de bosques templados del sur de Nuevo León. *Revista mexicana de ciencias forestales* 11(61): 94-123. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i61.70>
- Moreno CE, Barragán F, Pineda E, Pavón NP (2011) Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82(4): 1249-1261. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>
- Neger C, Manzano-Delgado L, Galicia-Sarmiento L (2022) La investigación geográfica de los incendios forestales en México: una perspectiva bibliométrica y territorial. *Investigaciones Geográficas* 108: e60488. <https://doi.org/10.14350/ig.60488>
- Pérez-López P, López-Barrera F, García Oliva F, Cuevas-Reyes P, González-Rodríguez A (2013) Procesos de regeneración natural en bosques de encinos: factores facilitadores y limitantes. *Biológicas. Publicación Especial* 1: 18-24.
- Pérez-Ramos IM, Villar R, Marañón T (2014) El fascinante mundo de los *Quercus*: desde la biología molecular hasta la ecología de comunidades. *Ecosistemas* 23(2): 1-4. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2014.23-2.01>
- Quero JL, Villar R, Marañón T, Murillo A, Zamora R (2008) Respuesta plástica a la luz y al agua en cuatro especies mediterráneas del género *Quercus* (Fagaceae). *Revista Chilena de Historia Natural* 81(3): 373-385. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2008000300006>
- Quintero-Gradilla SD, Jardel-Peláez EJ, Cuevas-Guzmán R, García-Oliva F, Martínez-Yrizar A, Mena-Munguía S (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(2). <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2531888>
- Ramírez-Tobías HM, Peña-Valdivia CB, Aguirre JR (2014) Respuestas bioquímico-fisiológicas de especies de *Agave* a la restricción de humedad. *Botanical Sciences* 92(1): 131-139.
- Ramos-Hernández CG, López-Hernández JM, Cantú-Silva I, Gómez-Meza MV, González-Rodríguez H (2024) Estructura y diversidad en tres ecosistemas forestales del Noreste de México. *Polibotánica* 57: 45-61. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.57.3>
- R Core Team (2020) R: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org>.
- Rodríguez-Trejo DA, Fulé PZ (2003) Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12(1): 23-37.

- Rubio-Camacho EA, González MA, Alanís-Rodríguez E, Chávez-D ÁA, Aguirre-Calderón OA (2015) Analysis of the structure and diameter distribution in temperate forests under the perspective of the potential fire regime. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente 21: 28-294. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2014.10.053>
- Rubio-Camacho EA, González-Tagle MA, Himmelsbach W, Ávila-Flores DY, 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>
- Ruiz-González MÁ, Campos-Ángeles GV, Reyes-Hernández VJ, Rodríguez-Ortiz G, Enríquez del Valle JR (2022) Estructura y diversidad vegetal en un bosque de pino encino con disturbios en diferentes consecuencias. Madera y Bosques 28(1): <https://doi.org/10.21829/myb.2022.2812245>
- Sáenz-Pedroza I (2018) Renovarse o morir: el proceso de regeneración de la vegetación. Desde el Herbario CICY 10: 11-16.
- Sánchez-Durán MA, Gallegos Rodríguez GA, González Cuevas, Castañeda González JC, y Cabrera Orozco RG (2014) Efecto del fuego en la regeneración de *Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 5(24): 126-143.
- Shannon CE (1948) A mathematical theory of communication. The Bell System Technical Journal 27(3): 379-423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
- Wickham H (2016) ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag, New York. 260 p.
- WFO (2025) World Flora Online. <http://www.worldfloraonline.org>. Fecha de consulta: 04 de mayo de 2025.
- Zepeda-Gómez C, Estrada-Zuñiga ME, Burrola-Aguilar C, Manjarrez J, White-Olascoaga L (2023) Diversidad, estructura y regeneración del bosque de *Abies religiosa* en una zona de hibernación de la mariposa monarca del centro de México. Madera y Bosques 29(2): e2922488. <https://doi.org/10.21829/myb.2023.2922488>