



Abanico Boletín Técnico. Enero-Diciembre, 2025. 4:1-14.
Artículo Original. e2024-45.

Evaluación de rebrotes como respuesta de restauración de un bosque de encino-pino impactado por incendios forestales

Evaluation of resprouts as a restoration response in an oak-pine forest impacted by forest fires

Flores-Garnica José ^{*1} , Atondo-Bueno Edel² , Flores-Rodríguez Ana ^{**1} ,
Orozco-Gutiérrez Gabriela³ 

¹Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Centro Altos de Jalisco. Av. Biodiversidad 2470. C. P. 44660. Tepatitlán de Morelos, Jalisco, México. ²Universidad de Guadalajara. Departamento de Botánica y Zoología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Camino Ramón Padilla Sánchez No. 2100, Nextipac 45200, Zapopan, Jalisco, México. ³Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Tecomán, Colima. *Autor responsable: Flores-Garnica, José G. **Autor de correspondencia: Flores-Rodríguez Ana G. E-mail: flores.german@inifap.gob.mx, edel.atondo@gmail.com, anaflores1386@gmail.com, orozco.gabriela@inifap.gob.mx

RESUMEN

En México, los bosques templados enfrentan una alta incidencia de incendios, cuya resiliencia se basa en diferentes estrategias de regeneración, como los rebrotes que han sido poco estudiados bajo este contexto. De acuerdo a lo anterior, este estudio analiza la respuesta de los rebrotes de especies arbóreas dominantes en un bosque de encino-pino impactado por incendios de alta severidad, en el Área de Protección de Flora y Fauna La Primavera, Jalisco. Se generaron modelos para estimar la cantidad de rebrotes en relación a variables ambientales, topográficas (ladera y plana) y de la estructura del arbolado. Para obtener esta información, se evaluaron 12 sitios afectados por incendios, ocurridos en los años 2012 y 2019. Se determinó que dentro de las especies dominantes capaces de rebrotar se incluyen a *Pinus oocarpa*, *Quercus resinosa* y *Q. viminea*. La probabilidad (0.034 - <0.001) de rebrote de *P. oocarpa* se vio influenciada positivamente por la densidad de árboles carbonizados, el número de tocones y los pinos carbonizados. En el caso de las dos especies de *Quercus*, el rebrote dependió (0.036 - <0.001) de la presencia de árboles carbonizados y el número de ramas. Estos resultados aportan bases para orientar la toma de decisiones en las acciones de conservación y la restauración ecológica de los bosques de encino-pino afectados por incendios de alta severidad.

Palabras clave: *Pinus oocarpa*, *Quercus resinosa*, *Quercus viminea*, restauración pasiva, severidad del incendio.

ABSTRACT

In Mexico, temperate forests face a high incidence of fires that compromise their resilience. This study examines the resprouting response of dominant tree species in oak-pine forests following high-severity fires in the "La Primavera" Flora and Fauna Protection Area, Jalisco. Resprouting and assessments of environmental, topographic, and vegetation structural variables were conducted at 12 sites affected by fires in 2012 and 2019, across flat and slope topographies. Dominant resprouting species include *Pinus oocarpa*,



Quercus resinosa, and *Q. viminea*. The probability of resprouting in *P. oocarpa* was positively influenced by the density of charred trees, the number of stumps, and charred pines. For the two *Quercus* species, resprouting depended on the presence of charred trees and the number of branches. These findings provide a basis for guiding decision-making in conservation and ecological restoration actions for oak-pine forests affected by high-severity fires.

Keywords: *Pinus oocarpa*, *Quercus resinosa*, *Quercus viminea*, passive restoration, fire severity.

INTRODUCCIÓN

En México, los bosques templados enfrentan una alta incidencia de incendios que comprometen su resiliencia (Cadena-Zamudio *et al.*, 2021; Montoya *et al.*, 2023). La mayoría de estos bosques son propensos/dependientes del fuego, ya que las especies han desarrollado rasgos de resistencia, tolerancia o evasión del fuego, como corteza gruesa, serotinia, y capacidad de rebrote, entre otras (Rodríguez-Trejo & Fulé, 2003; Hardesty *et al.* 2005; Rodríguez-Trejo & Myers, 2010; Keeley *et al.*, 2011; Clarke *et al.*, 2013; Rodríguez-Trejo, 2014; Pausas, 2015). Estos rasgos favorecen la persistencia de los bosques al permitir que las especies completen sus ciclos biológicos tras los incendios (Keeley, 2009). No obstante, la persistencia de las especies depende de la conservación de los regímenes naturales de incendios (frecuencia, extensión, intensidad) (Bond & Keeley, 2005). Sin embargo, los regímenes están siendo alterados por actividades humanas (e.g., agricultura, construcción, políticas de supresión de incendios) y el cambio climático (Bilbao *et al.*, 2020; Ponce-Calderón *et al.*, 2021), aumentando la frecuencia y severidad de los incendios (efectos del fuego en el ecosistema). Estos cambios pueden alterar significativamente la regeneración de las especies (Boucher *et al.*, 2020; Stevens-Rumann & Morgan, 2019), ya que, por un lado, incendios severos impactan la disponibilidad y viabilidad de las semillas, lo que limita la capacidad de regeneración sexual de muchas especies, y por otra lado, el fuego puede favorecer las especies que rebrotan (Del Tredici, 2001; Pausas *et al.*, 2016; Promis *et al.*, 2019). Estos rebrotes se generan a partir los bancos de yemas subterráneas o laterales latentes, los cuales últimas utilizan reservas almacenadas de nutrientes y carbohidratos (Clarke *et al.*, 2013). Sin embargo, la severidad del incendio puede influir en la disponibilidad de estos recursos y, por lo tanto, en la capacidad de rebrote (Huerta *et al.*, 2021; Vesik & Westoby, 2004). Más aún, las condiciones micro-ambientales post-incendio, como la disponibilidad de nutrientes, temperatura y humedad en el suelo, intensidad lumínica, y competencia interespecífica, también afectan el crecimiento y establecimiento de los rebrotes (Stevens-Rumann *et al.*, 2017; Magaña-Hernández *et al.*, 2020; Wooten *et al.*, 2022). El conocimiento de la capacidad de un ecosistema a regenerarse a través de brotes es esencial para definir acciones de restauración asistida, para acelerar, o iniciar, la recuperación de los bosques afectados por incendios (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2015), que, a la vez, sean viables económicamente (Meli *et al.*, 2017; Crouzeilles *et al.*, 2017).



Sin embargo, las investigaciones se han centrado en analizar cambios en la composición y estructura de la vegetación afectada por incendios forestales, con relación a cambios de regímenes de incendios (Fulé & Covington 1997, 1998; González-Tagle *et al.*, 2008; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020; Souza-Alonso *et al.*, 2022). Por lo tanto, es crucial estudiar la capacidad de rebrote de las especies para evaluar el potencial de regeneración de los ecosistemas forestales, considerando variaciones entre especies y escenarios de perturbación (Vesk & Westoby, 2004). Además, se debe considerar un proceso de monitoreo para determinar los impactos a largo plazo y utilizar cronosecuencias para analizar el potencial de rebrote de las especies (Prach & Walker, 2011). Con base a lo cual se puede planificar estrategias de conservación y restauración (Arias-Menaut, 2017). De acuerdo a lo anterior, este estudio analiza la respuesta temporal de los rebrotes de especies arbóreas dominantes en un bosque de encino-pino, tras la ocurrencia de incendios de alta severidad, en relación a una serie de factores que influyen en su presencia (densidad). Para esto se establecen los siguientes objetivos: 1) identificar y cuantificar el número de rebrotes de las especies arbóreas; y 2) modelar el potencial de rebrote, en función de las variables ambientales, topográficas y de estructura de la vegetación. Con los resultados generados se pretende apoyar el entendimiento del proceso de resiliencia de este ecosistema, y con esto, dar soporte a la toma de decisiones en el establecimiento de estrategias para su restauración después de ser impactado por incendios forestales.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el Área de Protección de Flora y Fauna La Primavera (APFFLP, 30,500 ha, Figura 1), localizada en la región serrana de Jalisco, México, con una variación altitudinal entre los 1,400-2,200 msnm (SEMARNAT, 2000). Más del 90% del suelo es regosol, recubierto con poca materia orgánica, con una dureza desfavorable para la germinación de muchas especies y susceptible a la erosión hídrica (Dye, 2012). El clima es templado subhúmedo con una estación seca de siete meses, con una temperatura media anual de 18.7 °C, y un rango de precipitación desde 800-1,000 mm (SEMARNAT, 2000). El dosel está dominado por: *Quercus resinosa* Liebm., *Q. viminea* Trel., *Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl., y *Clethra rosei* Britton (Atondo-Bueno *et al.*, 2024). En el área se han presentado dos incendios (2012 y 2019) cuya periodicidad coincide con el régimen actual de incendios forestales, que se caracteriza por la ocurrencia de incendios a gran escala en periodos cortos de 7 años (Gallegos *et al.*, 2014).

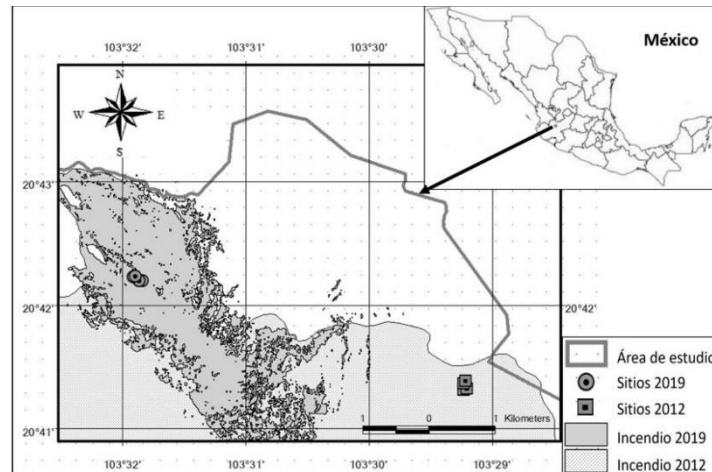


Figura 1. Área de Protección de Flora y Fauna La Primavera, Jalisco, México

Selección de áreas quemadas. Las áreas quemadas se identificaron usando el Sistema Nacional de Predicción de Peligro de Incendios Forestales de México (Vega-Nieva *et al.*, 2020). La severidad se determinó mediante el diferencial del índice normalizado de área quemada (dNBR) (Key & Benson, 2006), calculado a partir de imágenes satelitales Landsat, tomadas antes y después de cada incendio (Silva-Cardoza *et al.*, 2021). Se seleccionaron dos polígonos con incendios de alta severidad ($dNBR > 378$) ocurridos en 2012 y 2019. Esta información se validó mediante una evaluación visual del sofiamado de copa ($< 90\%$ de la copa del arbolado [Silva-Cardoza *et al.*, 2021]).

Diseño de muestreo. Para cada incendio (2012 y 2019), se seleccionaron 6 sitios bajo dos condiciones topográficas: a) tres sitios planos ($< 20\%$ pendiente); y b) tres de ladera (20-95% pendiente, NE). En cada sitio, se delimitó una parcela de 60×48 m, subdividida en 20 cuadrantes (12×12 m), de los cuales, para el muestreo, se seleccionaron al azar 10 cuadrantes (modificado de Vázquez-García & Givnish, 1998). En cada cuadrante, se establecieron parcelas circulares de 100 m^2 (radio = 5.64 m), sumando un total de $1,000 \text{ m}^2$ (0.1 ha) por sitio. En cada parcela, se registraron 16 variables: siete ambientales, dos topográficas y siete estructurales (Tabla 1). Para la estructura de la vegetación, se incluyeron tanto árboles carbonizados, como no quemados, con un diámetro a la altura del pecho (DAP) de 1.30 m. La densidad de herbáceas se obtuvo a partir de cuatro subparcelas de 1 m^2 , dentro de cada parcela circular (100 m^2). El número de rebrotes (≤ 2.5 cm DAP) se registró de tocones, o raíz, de las especies más frecuentes. Todas las variables se extrapolaron a hectáreas (ha).

Análisis estadísticos. Para identificar las variables que influyen en el rebrote, se relacionó el número de rebrotes con variables ambientales, topográficas y de estructura de la vegetación (Tabla 1), excluyendo aquellas con colinealidad (método Spearman). Dado que las variables no tienen una varianza constante, ni distribución normal, se



utilizaron modelos lineales generalizados (GLM) (Crawley, 2013). Para la selección de variables en cada modelo se empleó el contraste de modelos mediante el procedimiento de backward (hacia atrás), donde se inició con un modelo completo (todas las variables no colineales) y se fueron eliminando aquellas que no afectarían significativamente el modelo. La selección del modelo se realizó mediante el parámetro de información de Akaike (AIC), eligiendo el modelo con menor valor AIC. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el software R Studio 2022.02.2 (R Core Team, 2022).

Tabla 1. Variables evaluadas en cada parcela circular de muestreo, para la estimación del número de rebrotes tras un incendio forestal

Criterio	Indicador	Variable	Unidad
Ambientales	Cobertura	1. Arbolado 2. Arbustos 3. Hojarasca 4. Suelo 5. Pedregosidad	%
	Perturbación	6. Excretas 7. Tocones	Número
Topográficas		8. Elevación 9. Pendiente	msnm %
Estructura de la vegetación	Arbolado no quemado	10. Densidad	Densidad/ha
		11. Ramas por spp.	Número/ha
		12. Densidad por spp.	Densidad/ha
	Arbolado carbonizado	13. Área basal por spp.	m ² /ha
	Herbáceas	14. Densidad	Densidad/ha
		15. Densidad por spp.	Densidad/ha
		16. Densidad	Densidad/ha

RESULTADOS

Del total de individuos en los sitios de estudio, el 16% presentó rebrotes, de los cuales el 71% eran individuos carbonizados. Entre los individuos que rebrotaron, el 42% correspondió a *Pinus oocarpa* y el 20% a *Quercus resinosa* (Tabla 2). *Pinus oocarpa* fue la especie con mayor número de rebrotes (59%), seguido de *Q. resinosa* y *C. rosei* con el 10% (Tabla 2, Figura 2). *Quercus viminea* presentó el 5%. Para los análisis, las dos especies de *Quercus* se consideraron como un solo grupo.

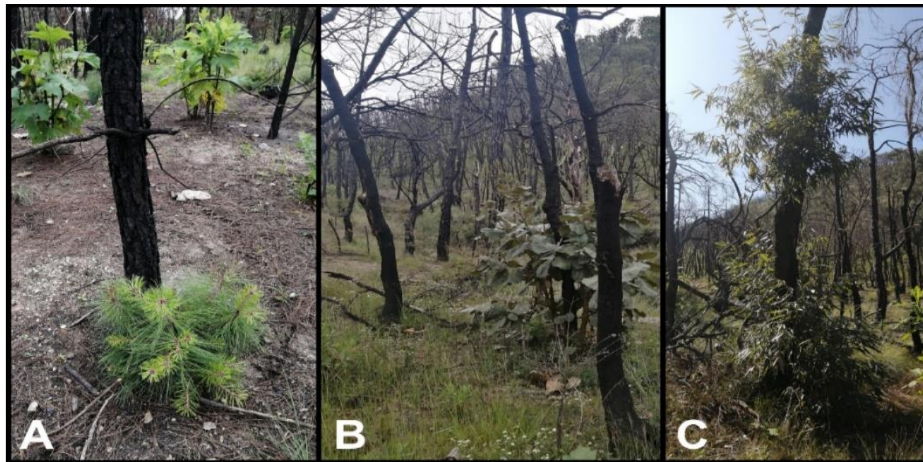


Figura 2. Rebrotos en un bosque de pino-encino, impactado por incendio: A) *Pinus oocarpa*, B) *Quercus resinosa*, y C) *Quercus viminea*

Tabla 2. Número de individuos y rebrotos total por especie, tras incendios ocurridos en 2012 y 2019, en el Área de Protección de Flora y Fauna La Primavera, Jalisco, México

Familia	Especie	Individuos			Rebrotos total
		con rebrotos	2019	2012	
Asteraceae	<i>Eremosis foliosa</i> (Benth.) Gleason	1	-	5	5
	<i>Verbesina robinsonii</i> (Klatt) Fernald ex B.L. Rob. & Greenm	1	-	5	5
	<i>Verbesina fastigiata</i> B.L. Rob. & Greenm	11	-	34	34
Clethraceae	<i>Clethra rosei</i> Britton	60	3	360	363
Ericaceae	<i>Vaccinium stenophyllum</i> Steud.	53	-	278	278
	<i>Agarista mexicana</i> (Hemsl.) Judd	26	53	137	190
Fabaceae	<i>Lysiloma</i> sp.	2	-	28	28
	<i>Calliandra houstoniana</i> var. <i>anomala</i> (Kunth) Barneby	2	-	8	8
Fagaceae	<i>Quercus resinosa</i> Liebm	99	126	226	352
	<i>Quercus viminea</i> Trel.	32	73	118	191
Pinaceae	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede ex Schldl.	209	86	2029	2115

Para el caso de *P. oocarpa*, varios factores mostraron una influencia positiva en el número de rebrotos, incluyendo la densidad de árboles carbonizados (ha), el número de tocones, pinos carbonizados, y de pinos quemados y no quemados (Tabla 3). Por el contrario, el área basal de pinos quemados y no quemados, tuvieron un efecto negativo. El número de rebrotos de *Quercus* estuvo relacionado positivamente con el número de *Quercus* carbonizados, *Quercus* quemados y no quemados, y la presencia de ramas de estos árboles (Tabla 3).



Tabla 3. Modelo Lineal Generalizado del efecto de las variables ambientales sobre el número de rebrotes de *Pinus oocarpa*, y *Quercus* (*Q. resinosa* y *Q. viminea*) en áreas afectadas por incendios de alta severidad ocurridos en 2012 y 2019 en un bosque de encino-pino en el Área de Protección de Flora y Fauna La Primavera, Jalisco, México

Variable respuesta	Covariable	Estimado	± SE	t valor	p valor
Núm. de rebrotes de <i>Pinus oocarpa</i>	Intercepto	-2.33E+00	7.91E-01	-2.941	0.004
	Árboles carbonizados	0.001372	0.0004744	2.891	0.005
	Tocones	0.012630	0.00406	3.11	0.002
	Pinos carbonizados	0.003863	0.0008979	4.303	< 0.001
	Pinos no quemados	-0.005581	0.00119	4.691	< 0.001
	Área basal pino	-39.20000	18.25	-2.148	0.034
Núm. de rebrotes de <i>Quercus</i>	Intercepto	-3.24E-01	1.61E+00	-0.201	0.841
	<i>Quercus</i> carbonizados	2.42E-02	2.83E-03	8.574	< 0.001
	<i>Quercus</i> no quemados	7.89E-03	3.71E-03	2.128	0.036
	Ramas de <i>Quercus</i>	3.27E+00	5.78E-01	5.653	< 0.001

Solo se muestran los modelos con términos significativos.

DISCUSIÓN

La severidad de los incendios y las condiciones ambientales resultantes son determinantes en la capacidad de las especies para persistir tras un incendio. En este estudio, se observó que, tras incendios de alta severidad, varias especies leñosas del bosque de encino-pino son capaces de rebrotar. Principalmente de individuos carbonizados, registrándose un aumento en el número de los rebrotes con el paso del tiempo. *Pinus oocarpa* fue la especie con mayor número de rebrotes, seguido de *Quercus resinosa*. En el caso de *Pinus*, se ha registrado que después de ocurrido un incendio, la regeneración de *P. oocarpa* fue principalmente por rebrotes (83%) (Sánchez-Durán *et al.*, 2014). Sin embargo, esto contrasta con estudios previos, donde se reporta que la capacidad de rebrotar de *P. oocarpa* tiende a disminuir con el tiempo (Juárez-Martínez & Rodríguez-Trejo, 2007). Por el contrario, los rebrotes de *Quercus* tienden a ser más exitosos tras perturbación de su biomasa aérea, por lo que la recuperación de estas especies suele ser mayor que la de los pinos (Barton & Poulos (2018). No obstante que la capacidad de rebrotar es más común en angiospermas (Del Tredici, 2001), también es común en especies de pino (p.e. *P. oocarpa*), las cuales, además de rebrotar, cuenta con otras estrategias que favorecen su persistencia después de un incendio, como la presencia de conos serotinosos, corteza gruesa y la autopoda (Rodríguez-Trejo & Fulé, 2003). En cuanto a *Quercus*, diversos estudios han señalado que su persistencia en comunidades post-incendio se debe a su habilidad para rebrotar y colonizar áreas abiertas (Fulé & Covington, 1998; Rodríguez-Trejo & Myers, 2010; Moctezuma *et al.*, 2015). De acuerdo con esto, en este estudio se esperaría una mayor proporción de



Quercus en lugar de *Pinus*, no obstante, parece haber otros factores/variables subyacentes que están modulando la respuesta de los rebrotes.

Aunque en este estudio no se identificaron variables ambientales o topográficas con influencia significativa en el número de rebrotes de *P. oocarpa*, se observó una fuerte asociación con la densidad de árboles carbonizados, tocones, pinos carbonizados, y de pinos en general (quemados y no quemados). Además, el área basal de los pinos mostró un efecto negativo sobre la cantidad de rebrotes. Estudios previos han asociado la capacidad de *P. oocarpa* para regenerarse con la presencia de árboles progenitores, y características del sitio como, el historial del sitio y su estado (Sánchez-Durán *et al.*, 2014). El establecimiento de la regeneración natural de pinos (0-3 m de altura) está modulada por la cobertura del suelo, del sotobosque y el relieve (Flores-Rodríguez *et al.*, 2022).

En el caso de *Quercus*, se observó que la cantidad de rebrotes está relacionada con: a) el número de individuos de *Quercus* carbonizados; b) *Quercus* en general (quemados y no quemados); y c) el número de ramas de estos árboles. Esto también se ha observado, en estudios similares, en *Q. resinosa*, el cual presenta más rebrotes en individuos carbonizados, que, en los no quemados, donde la mayor probabilidad de rebrotar está asociada principalmente a las clases diamétricas intermedias (2.5 a 7.5 cm) (Arias-Menaut, 2017). Esto sugiere que un incendio de alta severidad elimina a los individuos más jóvenes (de menor diámetro), lo cual minimiza sus posibilidades de alcanzar la altura y diámetro suficiente para rebrotar.

Desde la perspectiva de manejo, se debe considerar la capacidad de rebrotar como una ventaja crucial mantener la continuidad (supervivencia) de muchas especies, bajo condiciones adversas (incendios, escasez de humedad, baja en nutrientes, etc.). Por lo que, la prevalencia de rebrotes, especialmente de especies como *Pinus* y *Quercus*, puede garantizar su persistencia en el ecosistema a largo plazo, incluso tras incendios de alta severidad. Esto se logra al mantener una reserva de individuos con la habilidad para rebrotar, lo cual proporciona ventajas y compensaciones respecto a la regeneración sexual (Huerta *et al.*, 2021). Sin embargo, faltan estudios que evalúen el desarrollo de los rebrotes a largo plazo, ya que la regeneración natural podría no ser suficiente para mantener al ecosistema resiliente ante futuros disturbios.

CONCLUSIONES

Pinus oocarpa presenta un significativo potencial de regeneración a través del rebrote. Esto es especialmente relevante en el contexto de incendios de alta severidad, donde la persistencia de las especies está fuertemente relacionada a su capacidad regenerarse a través de rebrotes.



En el caso de *Quercus*, la respuesta de rebrote es menos prominente, lo que sugiere que los esfuerzos de restauración podrían reforzarse con plantaciones, como medida de asistencia para acelerar el establecimiento de la regeneración. Desde una perspectiva de manejo, las especies con capacidad de rebrotar favorecen su supervivencia después de ser perturbadas por un incendio forestal y, potencialmente, incrementan la capacidad de resiliencia del ecosistema.

LITERATURA CITADA

Alanís-Rodríguez E, Sánchez-Castillo L, Méndez-Osorio C, Canizales-Velázquez PA, Mora-Olivo A, Rubio-Camacho EA. 2020. Structure and diversity of trees on post-fire regenerated areas in Sierra de Guerrero, Mexico. *Botanical Sciences*. 98:210-218. <https://doi.org/10.17129/botsci.2220>

Alanís-Rodríguez E, Valdecantos-Dema A, Jiménez-Pérez J, Rubio-Camacho EA, Yerena-Yamallel JI, González-Tagle MA. 2015. Post-fire ecological restoration of a mixed Pinus-Quercus forest in northeastern Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 21(2):157-170. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2014.07.031>

Arias-Menaut JA. 2017. Restauración pasiva post-incendio de un encinar del occidente de México. Tesis de Maestría. Universidad de Guadalajara. Autlán de Navarro, Jalisco, México. <https://www.riudg.udg.mx/handle/20.500.12104/85241>

Atondo-Bueno EJ, Zuloaga-Aguilar S, Muñiz-Castro MA, Cuevas-Guzmán R, López-Barrera F, Alanís-Rodríguez E. 2024. Post-fire regeneration of oak-pine forest across a chronosequence in western Mexico: key species for forest restoration. *Botanical Sciences*. 102(3):713-745. <https://doi.org/10.17129/botsci.3440>

Barton AM, Poulos HM. 2018. Pine vs. oaks revisited: Conversion of Madrean pine-oak forest to oak shrubland after high-severity wildfire in the Sky Islands of Arizona. *Forest Ecology and Management*. 414:28-40. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.011>

Bilbao B, Steil L, Urbieta IR, Anderson L, Pinto C, Gonzalez MC, Millán A, Falleiro RM, Morici E, Ibarregaray V, Perez-Salicrup DR, Pereira JM, Moreno JM. 2020. "Incendios forestales". En: Moreno JM, Laguna-Defior C, Barros V, Calvo EB, Marengo JA, Oswald US, *Adaptación frente a los riesgos del cambio climático en los países iberoamericanos – Informe RIOCCADAPT*. Madrid, España: McGraw Hill. Pp. 435-496. ISBN: 9788448621643.



Bond WJ, Keeley JE. 2005. Fire as a global “herbivore”: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in ecology & evolution*. 20:387-94. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>

Boucher D, Gauthier S, Thiffault N, Marchand W, Girardin M, Urli M. 2020. How climate change might affect tree regeneration following fire at northern latitudes: a review. *New Forests*. 51:543-571. <https://doi.org/10.1007/s11056-019-09745-6>

Cadena-Zamudio DA, Flores-Garnica JG, Lomelí-Zavala ME, Flores-Rodríguez AG. 2022. Does the severity of a forest fire modify the composition, diversity and structure of temperate forests in Jalisco? *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 28:3-20. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2020.12.076>

Clarke PJ, Lawes MJ, Midgley JJ, Lamont BB, Ojeda F, Burrows GE, Enright NJ, Knox KJE. 2013. Resprouting as a key functional trait: how buds, protection and resources drive persistence after fire. *New Phytologist*. 197:19-35. <https://doi.org/10.1111/nph.12001>

Crawley MJ. 2013. The R book. John Wiley & Sons. ISBN 978-0-470-97392-9. Pp. 975.

Crouzeilles R, Ferreira MS, Chazdon RL, Lindenmayer DB, Sansevero JBB, Monteiro L, Iribarrem A, Latawiec AE, Strassburg BBN. 2017. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Science Advances*. 3:1-8. <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1701345>

Del Tredici P. 2001. Sprouting in temperate trees: A morphological and ecological review. *The Botanical Review*. 67:121-140. <https://doi.org/10.1007/BF02858075>

Dye B. 2012. *La apasionante geología del Área de Protección de Flora y Fauna La Primavera. Bosque La Primavera, Bosque para siempre*. Pp. 70. Guadalajara, México: Área de Protección de Flora y Fauna La Primavera. <http://www.saudicaves.com/mx/geobook/primgeobk.pdf>

Flores-Rodríguez AG, Flores-Garnica JG, González-Eguiarte DR, Gallegos-Rodríguez A, Zarazúa-Villaseñor P, Mena-Munguía S, Lomelí-Zavala ME, Cadena-Zamudio DA. 2022. Variables ambientales que determinan la regeneración natural de pinos en ecosistemas alterados por incendios. *Ecología Aplicada*. 21:25-33. <https://doi.org/10.21704/rea.v21i1.1872>



Fulé PZ, Covington WW. 1997. Fire regimes and forest structure in the Sierra Madre Occidental, Durango, Mexico. *Acta Botanica Mexicana*. 41:43-79.

<https://doi.org/10.21829/abm41.1997.791>

Fulé PZ, Covington WW. 1998. Spatial patterns of Mexican pine-oak forests under different recent fire regimes. *Plant Ecology*. 134:197-209.

<https://doi.org/10.1023/A:1009789018557>

Gallegos-Rodríguez A, González-Cueva GA, Cabrera-Orozco RG, Marcelli-Sánchez C, Hernández-Álvarez E. 2014. Efecto de la recurrencia de incendios forestales en la diversidad arbórea. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 5:110-125.

https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-11322014000400010

González-Tagle MA, Schwendenmann L, Pérez JJ, Schulz R. 2008. Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *Forest Ecology and Management*. 256: 161-167.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.021>

Hardesty J, Myers R, Fulks W. 2005. Fire, ecosystems and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *Fire Management*. 22:78-87.

Huerta S, Fernández-García V, Marcos E, Suárez-Seoane S, Calvo L. 2021. Physiological and regenerative plant traits explain vegetation regeneration under different severity levels in Mediterranean fire-prone ecosystems. *Forests*. 12:149.

<https://doi.org/10.3390/f12020149>

Juárez-Martínez A, Rodríguez-Trejo DA. 2007. Efecto de los incendios forestales en la regeneración de *Pinus oocarpa* var. *ochoteranae*. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 9(2):125-130.

<https://www.redalyc.org/pdf/629/62913142003.pdf>

Keeley JE. 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*. 18(1):116-126.

<https://doi.org/10.1071/WF07049>



Keeley JE, Pausas JG, Rundel PW, Bond WJ, Bradstock RA. 2011. Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in Plant Science*. 16:406-411. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2011.04.002>

Key CH, Benson NC. 2006. "Landscape Assessment (LA) sampling and analysis methods". En: Lutes DC, Keane RE, Caratti JF, Key CH, Benson NC, Sutherland S, Gangi LJ *FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system*. General Technical Report RMRS-GTR-164-CD. Fort Collins, United States: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Pp. 51. https://www.researchgate.net/publication/241687027_Landscape_Assessment_Ground_measure_of_severity_the_Composite_Burn_Index_and_Remote_sensing_of_severity_the_Normalized_Burn_Ratio

Magaña-Hernández E, Zuloaga-Aguilar S, Cuevas-Guzmán R, Pausas JG. 2020. Variation in plant belowground resource allocation across heterogeneous landscapes: implications for post-fire resprouting. *American Journal of Botany*. 107:1114-1121. <https://doi.org/10.1002/ajb2.1521>

Meli P, Holl KD, Benayas JMR, Jones HP, Jones PC, Montoya D, Mateos DM. 2017. A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *PLoS ONE*. 12:1-17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171368>

Moctezuma MAL, Trejo DAR, Cortés FS, Chávez VAS, Sánchez DG. 2015. Tolerancia al fuego en *Quercus magnoliifolia*. *Revista Arvore*. 39:523-533. <https://doi.org/10.1590/0100-67622015000300013>

Montoya LE, Corona-Núñez RO, Campo JE. 2023. Fires and their key drivers in Mexico. *International Journal of Wildland Fire*. 32:651-664. <https://doi.org/10.1071/WF22154>

Pausas JG. 2015. Bark thickness and fire regime. *Functional Ecology*. 29:315-327. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12372>

Pausas JG, Pratt RB, Keeley JE, Jacobsen AL, Ramirez AR, Vilagrosa A, Paula S, Kaneakua-Pia IN, Davis SD. 2016. Towards understanding resprouting at the global scale. *New Phytologist*. 209:945-954. <https://doi.org/10.1111/nph.13644>

Ponce-Calderón LP, Rodríguez-Trejo DA, Villanueva-Díaz J, Bilbao BA, Álvarez-Gordillo GDC, Vera-Cortés G. 2021. Historical fire ecology and its effect on vegetation dynamics



of the Lagunas de Montebello National Park, Chiapas, Mexico. *iForest*. 14:548-559.
<https://doi.org/10.3832/ifor3682-014>

Prach K, Walker LR. 2011. Four opportunities for studies of ecological succession. *Trends in Ecology & Evolution*. 26:119-123. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.12.007>

Promis A, Olivares S, Acuña S, Cruz G. 2019. Respuesta temprana de la regeneración de plantas leñosas después del incendio forestal denominado “Las Máquinas” en la Región del Maule, Chile. *Gayana Botánica*. 76:257-262. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432019000200257>

RStudioTeam. 2022. RStudio: Integrated Development for R. Boston, United States.
<http://www.rstudio.com>

Rodríguez-Trejo DA (2008) Fire Regimes, Fire Ecology, and Fire Management in Mexico. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*. 37:548-556. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-37.7.548>

Rodríguez-Trejo DA, Fulé PZ. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire*. 12:23. <https://doi.org/10.1071/WF02040>

Rodríguez-Trejo DA, Myers RL. 2010. Using oak characteristics to guide fire regime restoration in Mexican Pine-Oak and oak forests. *Ecological Restoration*. 28:304-323.
<https://doi.org/10.3368/er.28.3.304>

Rodríguez-Trejo DA. 2014. *Incendios de vegetación, su ecología, manejo e historia*. México: Biblioteca Básica de Agricultura. ISBN: 9-786077-152378.

Sánchez-Durán M, Gallegos-Rodríguez A, González-Cueva GA, Castañeda-González JC, Cabrera-Orozco RG. 2014. Efecto del fuego en la regeneración de *Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 5:126-143.
https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-11322014000400011

SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2000. Programa de Manejo Área de Protección de Flora y Fauna La Primavera. México: SEMARNAT, Comisión Nacional de Áreas Protegidas.
https://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/pdf/programas_manejo/primavera.pdf



Silva-Cardoza A, Vega-Nieva DJ, López-Serrano P., Corral-Rivas JJ, Briseño-Reyes J, Briones-Herrera CI, Loera-Medina JC, Parra-Aguirre E, Rodríguez-Trejo DA, Jardel-Peláez E. 2021. *Metodología para la evaluación de la severidad de incendios forestales en campo, en ecosistemas de bosque templado de México*. México: Fondo Sectorial para la Investigación, el Desarrollo y la Innovación Tecnológica y Forestal CONAFOR-CONACYT, proyecto CONAFOR-CONACYT-2018-C02-B-S131553.

http://forestales.ujed.mx/incendios2/php/publicaciones_documentos/7_3_Silva%20et%20al%2020211201_Metodologia_severidad_v1.pdf

Souza-Alonso P, Saiz G, García RA, Pauchard A, Ferreira A, Merino A. 2022. Post-fire ecological restoration in Latin American forest ecosystems: Insights and lessons from the last two decades. *Forest Ecology and Management*. 509: 120083.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120083>

Stevens-Rumann CS, Morgan P. 2019. Tree regeneration following wildfires in the western US: a review. *Fire Ecology*. 15:15. <https://doi.org/10.1186/s42408-019-0032-1>

Vazquez-García JA, Givnish TJ. 1998. Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manantlan. *Journal of Ecology*. 86:999-1020.

<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.00325.x>

Vega-Nieva DJ, Briseño-Reyes J, Briones-Herrera C. 2020. Manual de usuario del Sistema de Predicción de Peligro de Incendios Forestales (SPPIF) de México.

<http://forestales.ujed.mx/incendios2>

Vesk PA, Westoby M. 2004. Sprouting ability across diverse disturbances and vegetation types worldwide. *Journal of Ecology*. 92:310-320. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00871.x>

Wooten JT, Stevens-Rumann CS, Schapira ZH, Rocca ME. 2022. Microenvironment characteristics and early regeneration after the 2018 Spring Creek Wildfire and post-fire logging in Colorado, USA. *Fire Ecology*. 18:10. <https://doi.org/10.1186/s42408-022-00133-8>