

REGENERACIÓN NATURAL EN ÁREAS IMPACTADAS POR INCENDIOS EN EL PREDIO LAS BAYAS, DURANGO

NATURAL REGENERATION IN FIRE-IMPACTED AREAS IN LAS BAYAS, DURANGO

¹Arnulfo Meléndez Soto , ^{1§}Héctor Manuel Loera Gallegos , ²Jorge Armando Chávez Simental , ¹Pedro Antonio Domínguez Calleros , ¹Jaime Briseño Reyes , ¹Manuel Antonio Díaz Vásquez 

¹Universidad Juárez del Estado de Durango (UJED). Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales. Durango, Dgo. México. ²Universidad Juárez del Estado de Durango (UJED). Instituto de Silvicultura e Industria de la Madera, Durango, Durango, Dgo. México. [§]Autor de correspondencia: (hm.gallegos@ujed.mx).

RESUMEN

En el año 2011 un incendio forestal afectó al 41.3 % del predio “Las Bayas” de la Universidad Juárez del Estado de Durango (UJED). A pesar de esto se ha presentado una regeneración natural de la cubierta vegetal en diferente magnitud, lo que ha contribuido a la rehabilitación del ecosistema. Se evaluó la influencia de aspectos fisiográficos y la relación del grado de calcinación en la regeneración natural mediante el comportamiento de indicadores ecológicos en esta zona. Dentro de nueve exposiciones geográficas, se establecieron cuatro subparcelas de 25 m² cada una, donde se registraron las especies vegetales presentes y su densidad. Se realizó un análisis de regresión lineal múltiple de Mínimos Cuadrados Ordinarios (MCO) para explorar la relación entre las variables de estudio con base en los indicadores ecológicos evaluados. Ocho de nueve especies vegetales presentes, se observaron en el biotipo arbóreo y una arbustiva (*Arctostaphylos pungens*). Esta especie se encontró en todas las exposiciones geográficas, siendo la noroeste la que presentó una regeneración más favorable. Las especies arbóreas no alcanzaron la abundancia esperada, ya que los valores en los indicadores ecológicos fueron bajos. La intensidad del fuego no resultó significativa en el proceso de regeneración natural, siendo la pendiente y la exposición los indicadores más relevantes en este proceso. La presencia de *A. pungens* puede ser determinante en el proceso de regeneración al contribuir en la rehabilitación post-incendio del suelo, incorporando materia

orgánica e incrementando la retención de humedad.

Palabras clave: Estadística espacial, Índice de Calcinación Normalizado, Índice de Valor de Importancia, Mínimos Cuadrados Ordinarios, variables fisiográficas.

ABSTRACT

In 2011 a forest fire affected 41.3 % of the “Las Bayas” property of the Universidad Juárez del Estado de Durango (UJED). Despite this, there has been a natural regeneration of the vegetation cover in different magnitudes, which has contributed to the rehabilitation of the ecosystem. The influence of physiographic aspects and the relationship of the degree of calcination on natural regeneration was evaluated through the behavior of ecological indicators in this area. Within nine geographic exposures, four subplots of 25 m² each were established, where the plant species present and their density were recorded. An Ordinary Least Squares (OLS) multiple linear regression analysis was performed to explore the relationship between the study variables based on the ecological indicators evaluated. Eight of nine plant species present were observed in the arboreal biotype and one shrub (*Arctostaphylos pungens*). This species was found in all geographic exposures, being the northwest the one with the most favorable regeneration. Tree species did not reach the expected abundance, since the values in the ecological indicators were low. Fire intensity was not significant in the natural regeneration process,

being slope and exposure the most relevant indicators in this process. The presence of *A. pungens* can be determinant in the regeneration process by contributing to the post-fire rehabilitation of the soil, incorporating organic matter and increasing moisture retention.

Index words: Spatial statistics, Normalized Calcination Index, Importance Value Index, Ordinary Least Squares, physiographic variables.

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales son un fenómeno común que se presentan a nivel mundial (Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003). Existen especies forestales que han logrado adaptarse a este tipo de siniestros, lo que les permite su permanencia en los sitios evaluados. En contraparte, la vegetación arbustiva y las herbáceas son más vulnerables debido a que sus tejidos son más frágiles (Pellegrini et al., 2017).

El Centro Nacional de Prevención de Desastres Naturales indica que, en los bosques mexicanos se ha incrementado la ocurrencia de incendios en los últimos años (CENAPRED, 2019). El aumento de la ocurrencia de incendios forestales, puede incurrir en la disminución de la productividad de los bosques debido a la pérdida de fauna silvestre, vegetación y degradación del suelo (Schröter et al., 2005).

En década 2011-2020 la Comisión Nacional Forestal registró 76 546 incendios en México, afectando bosques de pino-encino, pastizales, especies arbustivas y herbáceas con un promedio de 494 758 ha por año. Destacó el año 2011 por la superficie afectada, registrando un total de 956 405 ha siniestradas en 12 113 incendios reportados. Durante ese año, en el estado de Durango la superficie afectada ascendió a 42 005 ha (CONAFOR, 2021). En el predio “Las Bayas” de la UJED un incendio se presentó en poco más del 41 % de su superficie (Giglio et al., 2015).

Después de un incendio las coníferas presentan una mortalidad elevada, aunque es

común observar una regeneración natural en diferente intensidad con contrastes de densidad y calidad vegetativa, este proceso es habitualmente suficiente para mantener la especie en el sitio (Vega et al., 2010). La regeneración natural se refiere a un proceso de repoblación vegetal con la capacidad de reproducirse a través de renuevos o rebrotes o de semillas; esto promueve la aparición de nuevas plantas sin la intervención humana, lo cual forma parte de la dinámica propia del bosque y permite la permanencia y continuidad de las especies en condiciones normales (Godínez et al., 2016; Meneses-Tovar, 2011; Zavala, 2001). Otras investigaciones se han dedicado a entender los procesos de regeneración natural de diferentes ecosistemas después de haber sido impactados por un incendio. Sin embargo, se han orientado en estudiar la relación entre variables ecológicas, dasométricas, climáticas y especies vegetales asociadas (Méndez et al., 2014; Crotteau et al., 2013; Alanís-Rodríguez et al., 2012; Marzano et al., 2012; Martínez y Rodríguez, 2008; González et al., 2007).

Otro factor que influye de manera importante en la regeneración de la cubierta vegetal es la exposición solar o la orientación de las laderas, la cual afecta principalmente la evapotranspiración potencial, el contenido de humedad del suelo y la fotosíntesis en función al microclima que genera (Van De Water et al., 2002). Estas características fisiográficas pueden determinar el potencial de la regeneración por el efecto de la variación ambiental (Alanís-Rodríguez et al., 2010a).

Bajo la hipótesis de que las variables fisiográficas (exposición y pendiente) y el grado de calcinación (*dNBR*) influyen significativamente en la regeneración natural de la cubierta vegetal, condicionando la respuesta de los indicadores ecológicos en el predio “Las Bayas” de la UJED, Durango, México.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la influencia de las variables fisiográficas (exposición y pendiente), y la relación del grado de calcinación

(*dNBR*), en la regeneración natural de la cubierta vegetal mediante el comportamiento de sus indicadores ecológicos en una zona del predio “Las Bayas” de la UJED en el municipio de Pueblo Nuevo, Durango, México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en el predio “Las Bayas” de la UJED (**Figura I**), entre los paralelos 23° 22' 15" y 23° 29' 50" LN y los meridianos 104° 48' 45" y 104° 53' 00" LO. Presenta una temperatura media anual entre 12 y 18 °C, bajas de -3 a 18 °C

y altas de ≤ 22 °C; con una precipitación media anual entre 200 y 1 800 mm (CONABIO, 2000). Destacan los suelos de tipo Leptosol y Luvisol, localizados en zonas montañosas con más de 40 % de pendiente. La vegetación se integra por bosques de pino-encino, predominando *Pinus teocote* Schiede ex Schltdl. & Cham, *P. leiophylla* Schiede ex Schltdl. & Cham, *P. cooperi* C.E. Blanco, *P. durangensis* Martínez, *P. engelmannii* Carr, *P. herrerae* Martínez y *P. strobiformis* Engelmann así como *Quercus sideroxyla* Bonp, *Q. durifolia* Seemen ex Loes, *Q. rugosa* Née, *Q. candicans* Née y *Q. crassifolia* Bonp (CONABIO, 2000).

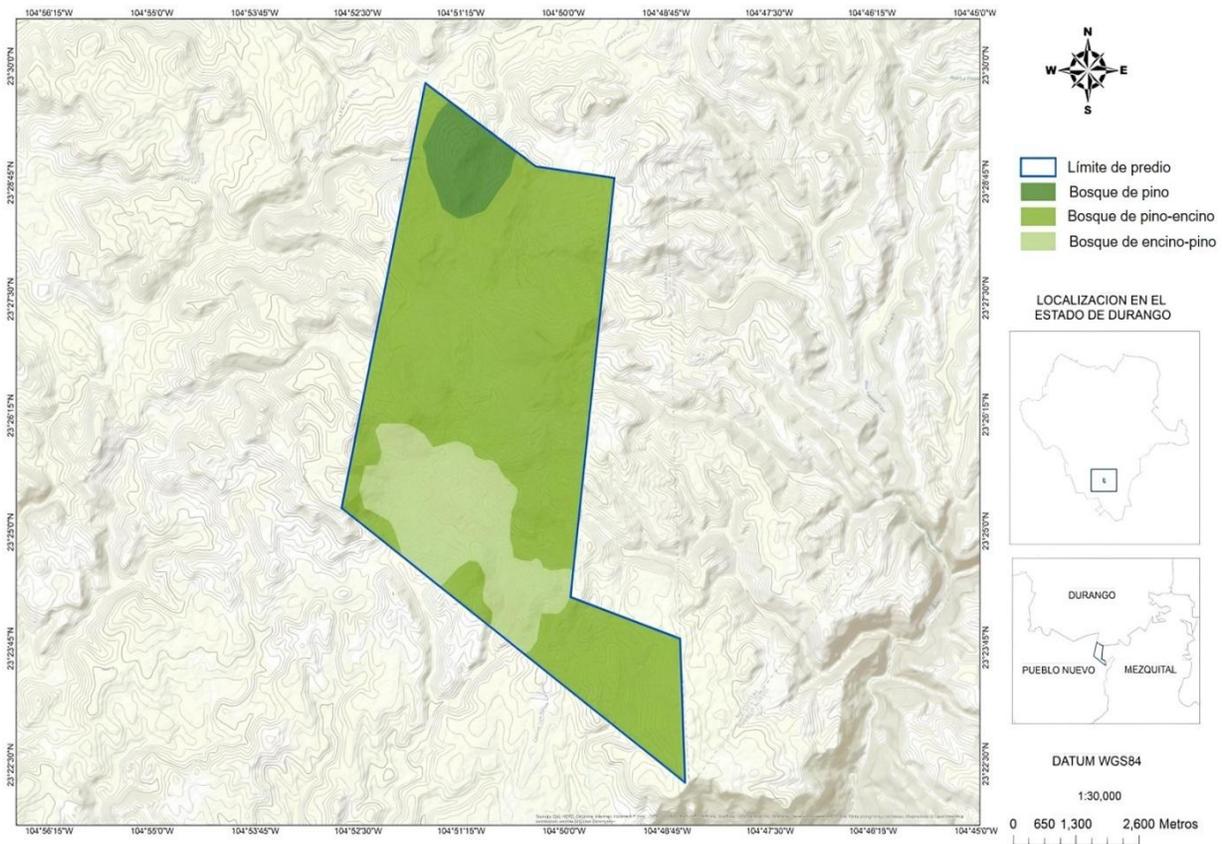


Figura I. Localización y límite territorial del predio Las Bayas, Pueblo Nuevo, Dgo. México.

Metodología

Para el estudio se emplearon imágenes satelitales Landsat 5 TM+, de 30 m de resolución, previas (marzo de 2011) y posteriores (mayo 2011) al incendio, obtenidas del sitio web del USGS Earth Explorer (<http://earthexplorer.usgs.gov/>), las cuales se procesaron en la plataforma web de geomática Google Earth Engine (<https://earthengine.google.com/>).

La identificación de las áreas siniestradas, se realizó mediante el Índice de Calcinación Normalizado (NBR), calculando este mediante la ecuación (Chuvienco, 2019):

$$NBR = (R_{NIR} - R_{SWIR}) / (R_{NIR} + R_{SWIR})$$

Donde: R_{NIR} es la reflectividad en la banda del infrarrojo cercano (NIR), y R_{SWIR} es la reflectividad en la banda del infrarrojo de onda corta ($SWIR$).

Los valores del NBR obtenidos antes (Pre) y después (Post) del incendio se conocen comúnmente como Índice Diferencial de Calcinación Normalizado ($dNBR$), el cual indica el grado de la severidad del daño (Lutes et al. 2006), se calculó mediante la ecuación:

$$dNBR = NBR_{PRE} - NBR_{POST}$$

Para categorizar los niveles ordinales de gravedad e intervalo de $dNBR$ (escalado por 10^3), se considera que los intervalos de valores son flexibles y dependen del par de escenas anterior y posterior al incendio. Existen cuatro categorías $dNBR$: baja (100-269), moderada-baja (270-439), moderada-alta (440-659) y alta (660-1300); rangos inferiores se consideran áreas no quemadas (Lutes et al., 2006). Las áreas con valores negativos de $dNBR$ pueden indicar un nuevo crecimiento después de un incendio (Keeley et al., 2009; Arellano et al., 2017).

Las variables fisiográficas de Exposición y Pendiente se generaron mediante un Modelo Digital de Elevación (MDE) de 15 m de

resolución de la zona, del Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 de INEGI (2021), con el software ArcGis 10.3.

La intensidad de muestreo fue del 2 % basada en la metodología descrita por Chauchard et al. (2002). Se establecieron un total de 36 parcelas de forma cuadrada (5×5 m), cuatro en cada exposición donde se registró la especie, altura, diámetro basal y DAP. Estos datos fueron utilizados para obtener indicadores ecológicos.

Para evaluar el papel relativo de las especies vegetales, se utilizaron los indicadores ecológicos siguientes:

a) Abundancia relativa (Ar) (Magurran, 1988):

$$Ar = \frac{A_i}{A_t} \times 100$$

Donde:

Ar = abundancia relativa;
 A_i = abundancia absoluta;
 A_t = abundancia total.

a. Dominancia relativa (Dor) (Matteucci y Colma, 1982):

$$Dor = \frac{D_a}{D_t} \times 100$$

Donde: Dor = dominancia relativa; D_a = dominancia absoluta de la especie; D_t = dominancia absoluta de todas las especies.

b) Frecuencia relativa (Fr) (Matteucci y Colma, 1982):

$$Fr = \frac{F_i}{\sum f} \times 100$$

Donde: Fr = frecuencia relativa; F_i = frecuencia absoluta de la especie i ; $\sum f$ = frecuencia absoluta de todas las especies de la parcela.

c) Índice de Valor de Importancia (IVI) (Curtis y McIntosh, 1951):

$$IVI = \frac{\sum_{i=1}^n (Ar + Fr + Dor)}{3}$$

Donde: IVI = Índice de Valor de Importancia; Ar = abundancia relativa; Fr = frecuencia relativa; Dor = dominancia relativa.

- d) Índice de Riqueza de Especies (Margalef, 1969):

$$R_1 = \frac{S - 1}{\ln(n)}$$

Donde: R_1 = Índice de Riqueza de Especies de Margalef; S = número total de especies; n = número total de individuos observados.

- e) Índice de diversidad de Shannon (Shannon, 1948):

$$H' = \sum_{i=1}^S (P_i \log_2 P_i)$$

Donde: H' = índice de diversidad de Shannon; S = número de especies; P_i = proporción de individuos de la especie (i) respecto al total (abundancia relativa de la especie i): $i = \frac{n_i}{N}$; n_i = número de individuos de la especie, N = número de todos los individuos de todas las especies.

- f) Índice de diversidad de Simpson (Simpson, 1949):

$$D_{si} = \sum_{i=1}^S P_i^2$$

Donde: D_{si} = índice de diversidad; P_i = abundancia proporcional de la i -ésima especie, $P_i = \frac{n_i}{N}$; n_i = número de individuos de la especie i ; N = número total de individuos para todas las S especies en la comunidad.

- g) Índice de dominancia de Simpson (Magurran, 1988):

$$\lambda = \sum P_i^2$$

Donde: λ = índice de dominancia de Simpson; P_i = abundancia proporcional de la especie i .

Se utilizó el método de regresión lineal múltiple de Mínimos Cuadrados Ordinarios (*MCO*), frecuentemente aplicado en el estudio de los recursos forestales (Santiago et al., 2021; Tamarit-Urias et al., 2020; Comeau et al., 2010), empleando la herramienta de estadística de modelación de relaciones espaciales *Ordinary Least Squares (OLS)* del software ArcGis 10.3. Este proceso analiza el efecto sobre una variable dependiente en respuesta al cambio en una o más variables independientes (Erfanian, 2016). Se basa en el uso de una sola ecuación para explorar la relación entre las variables, asumiendo que la relación es consistente en toda el área de estudio (Soto, 2013). Aplicando el método *MCO*, se obtienen estimadores que minimizan la suma de cuadrados de las distancias verticales entre los valores observados de la respuesta y los predichos por el modelo (Boca et al., 2020).

La expresión general de un modelo de regresión para un total de k variables explicativas es:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_k X_k + \epsilon$$

Donde: (Y) variable dependiente; (X_k) variables explicativas; (β) coeficientes; (ϵ) residuales.

La herramienta OLS en ArcGIS (Scott & Janikas, 2009), evalúa los problemas asociados con la no estacionariedad (variación regional) y calcula los valores del error estándar sólido, enumerando los resultados de las verificaciones del diagnóstico, empleando los siguientes diagnósticos: a) el factor de inflación de la varianza (*VIF*), que verifica la redundancia de las variables explicativas, eliminando las que presenten un valor > 7.5 (alta multicolinealidad), que puede afectar la precisión de los coeficientes. b) Criterio de Akaike (*AICc*), para determinar cuál modelo es el más eficiente. c) Prueba Joint F. y Joint Wald: Si ambas muestran un valor p bajo, confirma que el modelo es significativo y que al menos una de las variables independientes es relevante

d) Prueba de Koenker, el cual se utilizó en este estudio como prueba analítica para la verificación de supuestos, en el que si se tiene una variación regional estadísticamente significativa (<0.05), se consultan las probabilidades sólidas para determinar si una variable explicativa es estadísticamente significativa. e) La estadística Jarque-Bera evalúa la normalidad de los residuos del modelo, si $p < 0.05$, indica que no son distribuidos normalmente, por lo que el modelo es tendencioso.

Se tomó como variable dependiente el número de individuos de cada una de las especies registradas en los sitios. Se utilizaron como factores

explicativos variables cuantitativas continuas de índice de calcinación ($dNBR$), el grado de exposición y pendiente de cada celda a partir del modelo de elevación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con las imágenes mencionadas anteriormente y a través del índice de calcinación normalizado ($dNBR$) se detectaron tres niveles de severidad Moderada, Moderada-alta y Alta (Tabla I), con un total de 45 ha del predio (Figura 2).

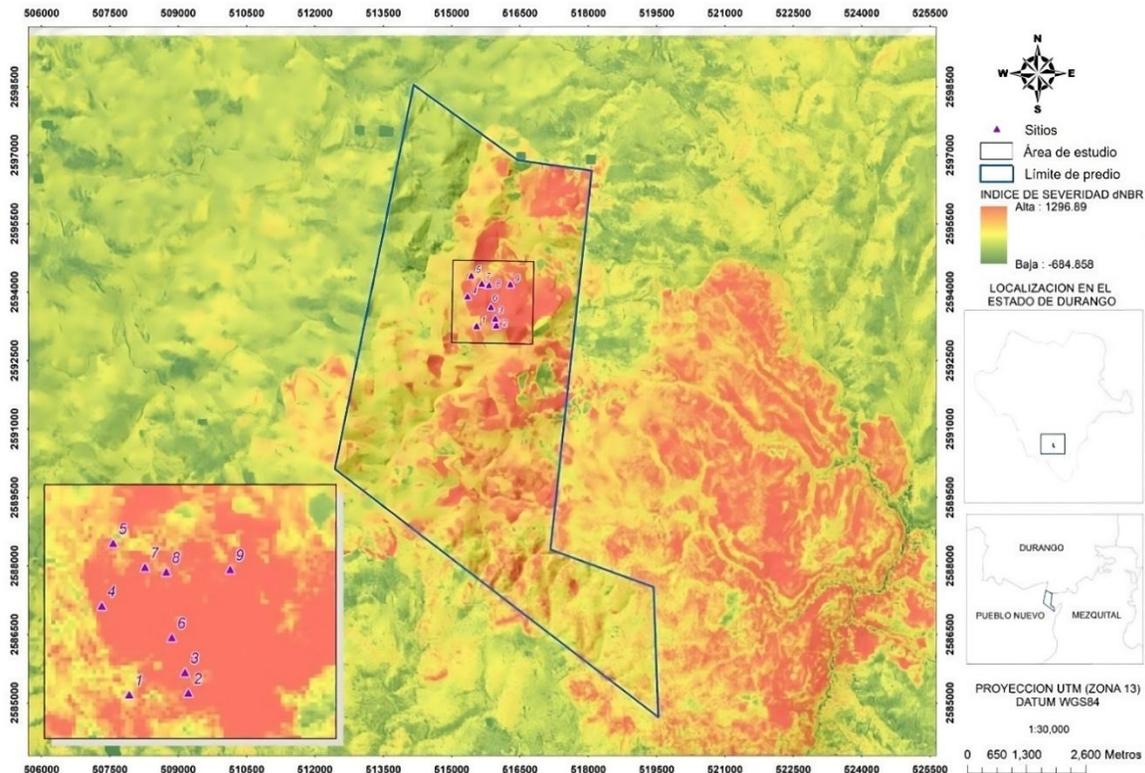


Figura 2. Afectación del incendio del 2011 ($dNBR$) en el predio Las Bayas, Pueblo Nuevo, Dgo.

Tabla 1. Características de severidad del incendio en las diferentes condiciones fisiográficas de los sitios de muestreo

#	UTM		dNBR	Sev*	Exposición		Pendiente (%)
	X	Y			Tipo	Grado	
1	515550	2593259	290.092	M	Z	-1.000	0.000
2	515982	2593272	492.357	MA	O	269.380	40.744
3	515958	2593422	431.193	MA	S	178.134	46.312
4	515349	2593907	775.173	A	SO	239.215	39.402
5	515432	2594365	427.230	MA	E	97.433	9.518
6	515861	2593676	688.074	A	SE	131.932	21.745
7	515665	2594190	380.719	M	NE	62.415	27.650
8	515821	2594155	348.431	M	N	93.772	45.481
9	516289	2594173	519.425	MA	NO	315.000	27.644

dNBR = grado de calcinación, *Sev = severidad M = moderada; MA = moderada alta; A = alta; Z = zenital; O = oeste; S = sur; SO = suroeste; E = este; SE = sureste; NE = noreste; N = norte; NO = noroeste

Botella-Martínez y Fernández-Manzo (2017) señalan que contar con la información sobre los diferentes grados de severidad de un incendio forestal, contribuye positivamente en la toma de decisiones por parte de las autoridades competentes sobre la conservación y restauración de áreas afectadas. Se registraron siete géneros y nueve especies vegetales, siendo la de mayor presencia *Arctostaphylos pungens* perteneciente al estrato arbustivo, sobresaliendo en la exposición noroeste (NO) (Tabla 2). Generalmente esta especie es de rápido crecimiento y desarrollo, presentando más abundancia cuando los incendios

son intensos (Márquez-Linares et al., 2005). Otra de las especies con fuerte presencia fue *Quercus sideroxylla* en dos exposiciones: este (E) y noreste (NE). En la exposición norte (N), se registró *Arbutus xalapensis*, lo que concuerda con Díaz et al. (2014), quienes aseguran que esta especie es tolerante a incendios de baja intensidad generando un mayor número de brotes. En la exposición sur (S), se registró *Pinus durangensis*, coincidiendo con lo encontrado en el estudio desarrollado por Márquez-Linares et al. (2005), quienes señalan la existencia de los géneros *Quercus* y *Pinus* (Tabla 2).

Tabla 2. Número de individuos presentes por especie y exposición.

Nombre científico	Exposición									Total
	Z	O	S	SO	E	SE	NE	N	NO	
<i>Arctostaphylos pungens</i> H. B. K.	21	30	6	33	20	25	5	2	78	220
<i>Pinus teocote</i> Schiede ex Schltdl. & Cham	1	5	2	1	3	3	3	1	2	21
<i>Pinus durangensis</i> Martínez	0	0	11	0	0	7	0	0	0	18
<i>Pinus cooperi</i>	0	3	1	4	1	0	2	3	0	14
<i>Quercus sideroxylla</i> Bonp	15	27	6	8	13	11	26	13	3	122
<i>Juniperus deppeana</i> Steud	6	3	0	1	5	0	0	2	0	17
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	1	0	4	6	9	7	6	21	3	57
<i>Alnus</i> spp.	0	2	0	0	0	0	4	0	0	6
<i>Abies</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
Total de especies	5	6	6	6	6	5	6	7	4	9
Total de individuos	44	70	30	53	51	53	46	44	86	477

Z = cenital, O = oeste, S = sur, SO = suroeste, E = este, SE = sur este, NE = noreste, N = norte, NO = noroeste.

Alanís-Rodríguez et al. (2012) no encontraron diferencia significativa en la densidad y dominancia en el estrato arbóreo, pero sí en su diversidad y composición en las exposiciones N y NO. Sus resultados coinciden con los del presente trabajo, ya que la exposición NO resultó ser la más diversa. Argumentan que la ausencia de diferencias, en cuanto a indicadores ecológicos y dasométricos, debido a que la regeneración de la vegetación estudiada no es afectada por variaciones microclimáticas asociadas a los cambios en orientación tras el fuego, lo que puede sugerir una resiliencia al efecto de la variación climática a pesar de las diferencias en orientación entre ellas.

Para el caso de abundancia relativa (*Ar*), destacan tres especies: en orden de importancia, *Arctostaphylos pungens*, *Quercus sideroxyla* y *Arbutus xalapensis*. Según estudios de Alanís-Rodríguez et al. (2011), el género *Quercus* es uno de los de mayor presencia después de un incendio. La frecuencia relativa (*Fr*), indica que se sigue manifestando, en las parcelas de manera continua *Arctostaphylos pungens*, *Quercus sideroxyla* y *Arbutus xalapensis*; aunque en abundancia (*Ar*) y dominancia (*Dor*) *Pinus teocote* no presentó valores altos, existe una frecuencia con un valor

igual a *Arctostaphylos pungens* y *Quercus sideroxyla*, ya que está presente en todas las exposiciones, pero en baja escala. En cuanto a dominancia relativa (*Dor*) fueron tres especies de mayor presencia en el área de interés en orden de importancia: *Arctostaphylos pungens*, *Quercus sideroxyla* y *Arbutus xalapensis*. El Índice de Valor de Importancia (*IVI*) arrojó que las especies de mayor valor ecológico fueron: *Arctostaphylos pungens*, *Quercus sideroxyla*, y *Arbutus xalapensis*, seguido de *Pinus teocote* y *P. cooperi* (Tabla 3). Estudios similares encontraron que los géneros *Quercus* y *Arbutus* son los de mayor presencia después de un incendio (Alanís-Rodríguez et al., 2011; Alanís-Rodríguez et al., 2012).

Respecto a la Diversidad o riqueza específica de especies y dominancia, se observó que no existe alta diversidad o riqueza de especies forestales respecto a las exposiciones (Tabla 4). Las exposiciones N y S, son las de mayor diversidad. La especie dominante en las exposiciones mencionadas, es *Arbutus xalapensis*, en las exposiciones NE, E y SO se encontraron 6 de las 9 especies, donde el índice de riqueza no excede o llega al valor de 2, lo cual hace referencia a lugares con baja diversidad (Margalef, 1969).

Tabla 3. Indicadores ecológicos relativos por especie (%).

Nombre científico	Abundancia (<i>Ar</i>)	Frecuencia (<i>Fr</i>)	Dominancia (<i>Dor</i>)	<i>IVI</i>
<i>Arctostaphylos pungens</i> H. B. K.	46.12	17.64	45.25	36.34
<i>Pinus teocote</i> Schiede ex Schltdl. & Cham	4.40	17.64	4.18	8.74
<i>Pinus durangensis</i> Martínez	3.77	3.92	5.37	4.35
<i>Pinus cooperi</i> C.E. Blanco	2.93	11.76	2.8	5.85
<i>Quercus sideroxyla</i> Bonp	25.5	17.64	25.30	22.84
<i>Juniperus deppeana</i> Steud	3.56	9.80	3.52	5.63
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	11.94	15.68	11.82	13.15
<i>Alnus</i> spp.	1.25	3.92	1.24	2.14
<i>Abies</i> spp.	0.41	1.96	0.41	0.93

Tabla 4. Índices de riqueza, diversidad y dominancia por exposición.

Exposición	Índice de riqueza de	Índice de diversidad		Índice de dominancia
	especies Margalef	Shannon	Simpson	Simpson
Z	1.057	0.505	0.636	0.363
O	1.170	0.560	0.657	0.342
S	1.470	0.683	0.762	0.237
SO	1.259	0.508	0.570	0.429
E	1.271	0.648	0.736	0.263
SE	1.007	0.598	0.696	0.303
NE	1.305	0.588	0.637	0.362
N	1.585	0.548	0.673	0.326
NO	0.673	0.178	0.174	0.825
Intervalo	2-3	2-3	2-3	0-1

Las exposiciones S y E presentaron los valores más altos en los índices de diversidad de Shannon (H'), sin embargo, no llegan al valor inferior de referencia propuesto (2-3). Los valores en orden descendente se presentaron en las exposiciones SE y NE. Lo anterior indica que este ecosistema presenta una diversidad por debajo de lo normal (Graciano et al., 2017). El índice de diversidad de Simpson mostró un valor bajo en la exposición S. Al igual que el índice de Shannon, presentó valores similares con una diferencia mínima y constantes en el resto de las exposiciones.

El índice de dominancia de Simpson presentó valores diversos, destacando una de las nueve exposiciones. En la exposición NO se encontraron 78 individuos de *Arctostaphylos pungens*, de un total de 86, seguido de la exposición SO con 53 individuos de los cuales 33 pertenecen a la especie mencionada. Se observó que esta es la especie dominante ya que se encontró en seis de las nueve exposiciones evaluadas, a pesar de esto existe un estancamiento en los procesos de sucesión en el bosque después del impacto de incendio, lo que incide en menor diversidad y mayor dominancia (Hernández et al., 2007). De acuerdo con Magurran (1988), valores cercanos a cero en este indicador refleja una mejor diversidad en el hábitat. En el caso inverso, las exposiciones S y E fueron las de menor índice de dominancia. Otros autores han usado estos indicadores ecológicos

para evaluar y describir la diversidad y estructura de la vegetación donde se lograron identificar las especies de mayor importancia ecológica en un bosque de galería (Sampayo-Maldonado et al., 2021; Canizalez-Velázquez et al., 2021; Aguilar-Luna et al., 2018).

Clasificación de la regeneración

La presencia de regeneración por especie en las diferentes exposiciones, registró un porcentaje de 65.5, 9.0 y 6.5 %, para las especies *Arctostaphylos pungens*, *Quercus sideroxylla* y *Arbutus xalapensis*, respectivamente. Lo anterior se clasificó de acuerdo con los parámetros de la CONAFOR (2012), donde se señala que la etapa brinzal corresponde a plantas de 0.30 m a 1.50 m de altura.

Referente a las especies arbóreas, estos resultados coinciden con los reportados por Alanís-Rodríguez et al. (2012), quienes mencionan al género *Quercus* como clave por su abundancia post-incendio. Estos autores aseguran que incendios de mediana-alta intensidad de manera frecuente pueden ocasionar la pérdida local de especies adaptadas al fuego como *Pinus pseudostrobus*. En este trabajo, *Q. sideroxylla* fue la segunda especie en la etapa de Brinzal, *Pinus teocote* se encontró en todas las exposiciones muestreadas, coincidiendo con lo reportado por Capulín-Grande et al. (2010), quienes mencionan

que las especies presentes después de un incendio fueron algunas especies del género *Quercus* y plántulas de *Pinus patula* y *P. teocote*.

Desempeño de las regresiones MCO

En el análisis del rendimiento de MCO realizados a todas las variables, destaca la importancia de *Arctostaphylos pungens* en la regeneración natural debido a su presencia en todos los sitios. La densidad de esta especie presentó alta correlación con el grado de exposición.

Por el contrario, el rendimiento del modelo en las especies arbóreas resultó con R^2 baja en forma grupal; de forma individual, *Alnus* spp., *Pinus teocote*, *P. durangensis* y *Quercus sideroxyla*, obtuvieron rendimientos más altos, sin embargo, en esta investigación no se observaron otros factores que pudieran explicar la regeneración de estas especies (Tabla 5).

Tabla 5. Rendimiento de las regresiones Mínimos Cuadrados Ordinarios (MCO).

Estrato	Variable dependiente (regeneración)	Rendimiento del modelo (R^2)
Arbustivo	<i>Arctostaphylos pungens</i> H. B. K.	0.797152
	<i>Pinus cooperi</i> C.E. Blanco	0.147882
Arbóreo	<i>Picea chihuahuana</i> Martínez	0.115499
	<i>Pinus teocote</i> Schiede ex Schltdl. & Cham	ns
	<i>Pinus durangensis</i> Martínez	ns
	<i>Quercus sideroxyla</i> Bonp	ns
	<i>Juniperus deppeana</i> Steud	0.200079
	<i>Arbutus</i> spp.	0.003123
	<i>Alnus</i> spp.	ns
Total Arbóreo		0.169694

ns = parámetros no significativos para $p < 0.05$.

En el **Tabla 6** se observa que la regresión MCO del estrato arbustivo, donde el coeficiente de la variable pendiente indica que es estadísticamente significativa, lo cual explica el modelo con una relación negativa. El coeficiente de la variable exposición, muestra una relación positiva; ambas variables presentaron una relación estadísticamente

significativa ($p < 0.01$). La severidad del incendio (*dNBR*) no mostró significancia ni relación estadística con la regeneración. En ambos casos el factor de inflación de la varianza, no presentó redundancia entre las variables explicativas ($VIF < 7.5$).

Tabla 6. Variables explicativas en el modelo Mínimos Cuadrados Ordinarios (MCO).

Estrato	Variable	Coefficiente	Pr.	Pr. Robusta	VIF
Arbustivo	Intercept	21.524386	0.158680	0.025658*	-----
	dNBR	-0.012817	0.675197	0.435805	1.519054
	Exposición	0.257694	0.004194*	0.004175*	2.011114
	Pendiente	-1.060626	0.011640*	0.005946*	1.429232
Arbóreo	Intercept	31.679830	0.055006	0.006584*+	-----
	dNBR	-0.008233	0.783155	0.631106	1.519054
	Exposición	-0.076434	0.183929	0.111242	2.011114
	Pendiente	0.439766	0.163263	0.046682	1.429232

dNBR = grado de calcinación. * Estadísticamente significativo ($p \leq 0.01$), VIF = Factor de Inflación de la Varianza

Independientemente de la severidad del incendio, la regeneración natural de las especies arbustivas se dará en mayor proporción en la exposición NO (Tabla 6). Esto resulta acorde con Alanís-Rodríguez et al. (2010b), quienes determinaron en su estudio que la severidad del incendio forestal no modifica la diversidad de las especies, pero sí modifica la densidad y área de copa. Por otra parte, Giorgis et al. (2013) indican que factores como las características geomorfológicas condicionan la recuperación post-incendio, y de forma similar Alanís-Rodríguez et al. (2010a), señalan que las áreas de regeneración están más asociadas con la exposición de ladera que con los tratamientos de restauración ecológica. Por su parte Peña y Martínez (2019), mencionan que la distribución espacial de la severidad y recuperación de la vegetación incendiada, muestra una relación con variables bióticas (e.g., tipo de comunidad vegetal) y abióticas (e.g., pendiente, altitud y exposición del terreno).

En el estudio de Viana et al. (2017) se menciona que a partir de los modelos de regresión lineal múltiple (MCO), la capacidad explicativa de las variables ambientales de la topografía (elevación y pendiente) y el clima post-incendio (anomalías en precipitación) en la recuperación de la vegetación tras el incendio ha sido verificada/comprobada.

En el **Tabla 7** se aprecia que no existe diferencia del modelo para los estratos arbóreo y arbustivo en el criterio Akaike. Se observa para el estrato arbustivo una significancia estadística ($p < 0.01$), en la evaluación de la importancia global del modelo, (Joint F. = 0.011117, Joint Wald = 0.000000). Para el arbóreo se encuentra esta significancia en el estadístico de Joint Wald (0.001813).

En el estadístico de Koenker (BP), la estacionariedad resultó no significativa con un valor de 0.092042 y 0.272083 para los estratos arbustivo y arbóreo respectivamente. Las variables explicativas del modelo tienen una relación consistente con la regeneración, tanto en el espacio geográfico como en el espacio de datos, por lo que no hay heterocedasticidad en el modelo. Contrario al estudio desarrollado por Viana et al. (2017) donde evaluaron la regeneración post-incendio en especies arbóreas, se utilizó MCO, sin embargo, los resultados fueron significativos en el estadístico de Koenker, por lo que realizaron el procedimiento de regresión ponderada geográficamente (GWR por sus siglas en inglés) para ajustar el modelo. Finalmente, en este trabajo los resultados del índice estadístico de Jarque-Bera para ambos estratos, muestran que los residuales son distribuidos normalmente ($p > 0.01$), por lo que las predicciones del modelo no están sesgadas (Tabla 7).

Tabla 7. Diagnóstico Mínimos Cuadrados Ordinarios (MCO).

Estrato	Índice estadístico				
	Akaike (AICc)	Joint F. (>F), 3.5 g.l.	Joint Wald (> χ^2), 3 g.l.	Koenker (BP) (> χ^2), 3 g.l.	Jarque-Bera (> χ^2), 2 g.l.
Arbustivo	92.546831	0.011117*	0.000000*	0.092042	0.786736
Arbóreo	92.212172	0.312361	0.001813*	0.272083	0.272083

g.l.= grados de libertad; * Estadísticamente significativo ($p \leq 0.01$).

CONCLUSIONES

El efecto de la intensidad del fuego no resultó significativo en el proceso de regeneración natural, por su parte la pendiente y la exposición fueron los indicadores más relevantes en este proceso. La regeneración que se ha venido desarrollando en el predio a 10 años de haber sido impactado por incendio, mostró que las especies de importancia comercial (pinos y encinos) presentaron valores bajos en los indicadores ecológicos evaluados. Las variables pendiente y exposición tienen una fuerte relación con la regeneración en el espacio geográfico y de datos, por lo que no hay heterocedasticidad en el modelo. La alta presencia de *Arctostaphylos pungens* parece indicar que es determinante en el proceso natural de regeneración, ya que contribuye en la rehabilitación post-incendio del suelo, al incorporar materia orgánica e incrementar la permeabilidad para la retención de humedad, lo que eventualmente permitirá que las especies de importancia forestal tengan los elementos adecuados para poder regenerarse.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Programa para el Desarrollo Profesional Docente (PRODEP) por el apoyo otorgado para la realización de la presente investigación, derivado del proyecto "Paleoincendios y su relación con la regeneración del bosque." RNPTC2019 (18529) (20189). Gracias a Norberto Domínguez Amaya por sus acertadas observaciones y la revisión del ABSTRACT.

REFERENCIAS

- Aguilar-Luna, J. M. A., Loeza-Corte, J. M., García-Villanueva, E. y Hernández-Fernández, L. A. (2018). Arboreal vegetation structure and diversity in the gallery forest of the Xaltatempa river, Puebla, Mexico. *Madera y Bosques*, 24(3), 1-II. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.243I6I6>
- Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Pando-Moreno, M., Aguirre-Calderón, O.A., Treviño-Garza, E.J. y García-Galindo, P.C. (2010a). Efecto de la restauración ecológica post-incendio en la diversidad arbórea del Parque Ecológico Chipinque, México. *Madera y Bosques*, 16(4), 39-54. <https://doi.org/10.21829/myb.2010.164I159>
- Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, O.A., Jiménez-Pérez, J., Pando-Moreno, M., Treviño-Garza, E.J., Aranda-Ramos, R. y Canizales V. P.A. (2010b). Efecto de la severidad del fuego sobre la regeneración asexual de especies leñosas de un ecosistema mixto (*Pinus-Quercus*) en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Interciencia*, 35(9), 690-695.
- Alanís-Rodríguez, 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. <https://doi.org/10.7550/rmb.29708>
- Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Valdecantos-Dema, A., Pando-Moreno, M., Aguirre-Calderón, O.A. 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. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.05.032>
- Arellano, S., Vega, J.A., Rodríguez, F., Fernández, C., Vega-Nieva, D.J., Álvarez-González, J.G. & Ruiz-González, A.D. (2017). Validation of the remote sensing indices dNBR and RdNBR to assess fire severity in the Oia-O Rosal (Pontevedra) wildfire in 2013. *Teledetección*, 49, 49-61. <https://doi.org/10.4995/raet.2017.7137>
- Boca, R.T., Pérez, A. y Perelman, S.B. (2020). Variables explicativas que no pueden controlarse ni fijarse: ¿Funciona la regresión? *Ecología Austral*, 30(3), 344-353. <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.3.0.1066>

- Botella-Martínez, M.A. y Fernández-Manzo, A. (2017). Estudio de la severidad postincendio en la comunidad valenciana comparando los índices dNBR, RdNBR y RBR a partir de imágenes Landsat 8. *Revista de Teledetección*, 49, 33-47. <https://doi.org/10.4995/raet.2017.7095>
- Capulín-Grande, J., Mohedano-Caballero, L. y Razo-Zarate, R. (2010). Cambios en el suelo y vegetación de un bosque de pino afectado por incendio. *Terra Latinoamericana*, 28(1), 79-87.
- Canizalez-Velázquez, P.A., Alanís-Rodríguez, E., García-García, S.A., Olguín-Estrada, V.A. y Chávez-Costa, A. (2021). Estructura y diversidad arbórea de un bosque de galería urbano en el río Camachito, noreste de México. *Polibotánica*, 51(1), 91-105. <https://10.18387/polibotanica.51.6>
- CENAPRED (Centro Nacional de Prevención de Desastres). (2019). Incendios forestales. México. Consultado 25 de noviembre 2020. Disponible en <http://www.cenapred.gob.mx/es/Publicaciones/archivos/115.pdf>
- Chauchard, L.M., Maresca, L. y González-Peñalba, M. (2002). Método para evaluar el estado regenerativo de un rodal y su aplicación al manejo del bosque mixto de *Nothofagus Quebracho*. *Revista de Ciencias Forestales*, 9, 29-42.
- Chuvieco, E. (2019). *Teledetección Ambiental: La observación de la tierra desde el espacio*. Ed Digital Reasons. Barcelona, España. 595 p.
- Comeau, P.G., White, M., Kerr, G. & Hale, S.E. (2010). Maximum density-size relationships for Sitka spruce and coastal Douglas-fir in Britain and Canada. *Forestry*, 83(5), 461-468. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpq028>
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). (2000). Regiones Terrestres Prioritarias de México: Pueblo Nuevo, Durango. Fecha de consulta: 23 de agosto 2020 Disponible en http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rtp_056.pdf
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). (2014). Inventario Nacional Forestal y de suelos. Manual y procedimientos para el muestreo de campo. Zapopan Jal., México. 143 p. Disponible en <https://www.conafor.gob.mx/apoyos/docs/exte>
- [rmos/2022/DocumentosMetodologicos/2014/Anexo_procedimientos_muestreo_2014.pdf](https://www.conafor.gob.mx/apoyos/docs/exte)
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). (2021). Reporte semanal nacional de incendios forestales. Coordinación General de Conservación y Restauración. Gerencia del Manejo del Fuego. Disponible en <https://www.gob.mx/conafor/documentos/reporte-semanal-de-incendios>
- Crotteau, J.S., Varner, J.M. & Ritchie, M.W. (2013). Post-fire regeneration across a fire severity gradient in the southern Cascades. *Forest Ecology and Management*, 287, 103-112. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.022>
- Curtis, J.T. & McIntosh, R.P. (1951), An upland forest continuum in the Prairie-Forest border region of Wisconsin. *Ecology*. 32(3), 476-496. <https://doi.org/10.2307/1931725>
- Díaz-Hernández, D., Rodríguez-Laguna, R., Rodríguez-Trejo, D.A., Acevedo-Sandoval, O.A y Maycotte-Morales, C.C. (2014). Tolerancia al fuego de *Alnus arguta* (Schl.) Spach. y *Arbutus xalapensis* Kunth, en Singuilucan, Hidalgo. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 1, 103-112.
- Erfanian, M. (2016). Modeling the effects of land use on water quality parameters using OLS and GWR multivariate regression methods in fars province watersheds. *Journal of Environmental Studies*, 42, 353-373. <https://doi.org/10.22059/jes.2016.58738>
- Giglio, L., Justicia, C., Boschetti, L. y Roy, D. (2015). MCD64A1 MODIS / Terra + Aqua Área quemada Mensual L3 Global 500m SIN Grid V006 [Conjunto de datos]. Procesos terrestres EOSDIS de la NASA DAAC. Consultado el 27 de julio de 2020 desde <https://doi.org/10.5067/MODIS/MCD64A1.006>
- Giorgis, M.A., Cingolani, A.M. y Cabido, M. (2013). El efecto del fuego y las características topográficas sobre la vegetación y las propiedades del suelo en la zona de transición entre bosques y pastizales de las sierras de Córdoba, Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 48(3-4), 493-513.

- <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v48.n3-4.7555>
- Godínez, M., Rodríguez, F.S., López, N.P. y Camposeco, J. (2016). Evaluación de la regeneración natural de tres especies coníferas en áreas de distribución natural en el altiplano occidental de Guatemala. *Ciencia, Tecnología y Salud*, 3, 2409-3459. <https://doi.org/10.36829/63CTS.v3i1.I19>
- González, M.A., Schwendenmann, L., Jiménez, J. y Himmelsbach, L. (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. <https://doi.org/10.21829/myb.2007.1321228>
- Graciano-Ávila, G., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, O.A., González-Tagle, M.A., Treviño-Garza, E.J. y Mora-Olivo, A. (2017). Caracterización estructural del arbolado en un ejido forestal del noroeste de México. *Madera y Bosques*, 23(3), 137-146. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2331480>
- Hernández-Clemente, R.H., Navarro-Cerrillo, R.M.N., Hernández-Bermejo, J.E., Escuin-Royo, S., García-Ferrer, A. y Sánchez de la O.M. (2007). Regeneración y cambios de diversidad en grandes incendios a partir de imágenes satélite Landsat TM y ETM+. *Cuadernos de Investigación Geográfica/Geographical Research Letters*. 33, 85-100.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2021). Continuo de Elevaciones Mexicano. Consultado 2 oct. 2020. Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacione smex/>
- Keeley, J.E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18, 116-126. <https://doi.org/10.1071/WF07049>
- Lutes, D.C., Keane, R.E., Caratti, J.F., Key, C.H., Benson, N.C., Sutherland, S. & Gangi, L.J. (2006). *FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. I CD, I64.
- Magurran, A.E. (1988). Diversity indices and species abundance models. *Ecological diversity and its measurement*. Springer, Dordrecht. pp. 7-45 https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0_2
- Margalef, R. (1969). El ecosistema pelágico del Mar Caribe. *Memoria de la Sociedad de Ciencias Naturales. La Salle*, 29, 5-36.
- Márquez-Linares, M.A., Jurado, E. y López-González, C. (2005). Efecto del fuego en el establecimiento de *Arctostaphylos pungens* Hbk., en ecosistemas templados semihúmedos de Durango, México. *Madera y Bosques*, 11(2), 35-48. <https://doi.org/10.21829/myb.2005.1121255>
- Martínez, H.C. & Rodríguez, D.A. (2008). Species diversity after prescribed burns at different intensities and seasons in a highaltitude *Pinus hartwegii* forest. *Interciencia*, 33(5), 337-344.
- Marzano, R., Lingua, E. & Garbarino, M. (2012). Post-fire effects and short-term regeneration dynamics following high-severity crown fires in a Mediterranean forest. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 5(3), 93-100. <https://doi.org/10.3832/ifor0612-005>
- Matteucci, S.D. y Colma, A. (1982). *Metodología para el estudio de la vegetación* (Vol. 22). Washington, DC: Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Disponible en: <https://aprobioma.wordpress.com/wp-content/uploads/2011/03/metodologia-para-el-estudio-de-la-vegetacion-archivo1.pdf>
- Méndez, O.C., Alanís, R.E., Jiménez, P.J., Aguirre, C.O.A. y Treviño, G.E.J. (2014). Análisis de la regeneración post-incendio en un bosque de pino-encino de la Sierra de Guerrero, México. *Ciencia UANL*, 17(69), 63-70.
- Meneses-Tovar, C.L. (2011). El índice normalizado diferencial de la vegetación como indicador de la degradación del bosque. *Unasylva*, 62(238), 39-46.
- Pellegrini, A.F.A., Anderegg, W.R.L., Paine, C.E.T., Hoffmann, W.A., Kartzinel, T., Rabin, S.S., et al. (2017). Convergence of bark investment according to fire and climate structures ecosystem vulnerability to future change. *Ecology Letters*,

- 20(3), 307–316. <https://doi.org/10.1111/ele.12725>
- Peña, M.A. y Martínez, G. (2019). Evaluación del impacto del incendio Nilahue-Barahona mediante índices espectrales ex-antes y ex-post. *Revista Geográfica de Chile Terra Australis*, 55(1), 1–11. https://doi.org/10.23854/07199562.2019551_Pena1
- Rodríguez-Trejo, D.A. y Fulé, P.Z. (2003). Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire*, 12(1), 23-37. <https://doi.org/10.1071/WF02040>
- Sampayo-Maldonado, S., Moreno-Aldaco, J.D., Lara-Ponce, E. y Piña-Ruíz, H.H. (2021). Diversidad y estructura del bosque de galería del río Fuerte, Sinaloa, México: Diversidad del Bosque del río Fuerte. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 8(2), 1-13. <https://doi.org/10.19136/era.a8n2.3046>
- Santiago, D.M., Cruz, P.C., Hernández, E.F., Trinidad, A.G., Barrios, R.O., Santiago, O.L.C., Aparicio C.I., Sandoval G.C. (2021). Guía de densidad para el manejo de rodales naturales de *Pinus rudis* Endl. en Oaxaca. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12(64), 23-44. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i64.822>
- Schröter, D., Cramer, W., Leemans, R., Prentice, I.C., Araújo, M.B., Arnell, N.W., Bondeau, A., Bugmann, H., Carter, T.R., Gracia, C.A., Erhard, M., Ewert, F., Glendining, M., House, J.I., Kankaanpää, S., Klein, R.J., Lavorel, S., Linder, M., Metzger, M.J... Zierl B. (2005). Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science*, 310(5752), 1333-1337. <https://doi.org/10.1126/science.1115233>
- Scott L. M., y Janikas M. V. (2009). *Spatial statistics in ArcGIS. Handbook of applied spatial analysis. Software tools, methods and applications*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg Spatial statistics in ArcGIS.
- Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27, 397-423 and 623-656.
- Simpson, E.H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688-688. <https://doi.org/10.1038/163688a0>
- Soto E.E. (2013). Regresión ponderada geográficamente para el estudio de la temperatura superficial en Medellín, Colombia. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales, Investigación, Desarrollo y Práctica*, 6(3), 42-53.
- Tamarit-Urias, J.C., Quiñonez-Barraza, G. y Hernández-Ramos, J. (2020). Aspectos metodológicos para generar diagramas de manejo de la densidad de rodales con base en el índice de Reineke. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11(61), 4-26. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i61.728>
- Van De Water, P.K., Leavitt, S.W. & Betancourt, J.L. (2002). Leaf $\delta^{13}C$ variability with elevation, slope aspect, and precipitation in the southwest United States. *Oecologia*, 132, 332-343. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-0973-x>
- Vega, J.A., Fernández, C., Pérez-Gorostiaga, P. y Fonturbel, T. (2010). Respuesta del reclutamiento de pino marítimo (*Pinus pinaster* Ait.) a la severidad del fuego y manejo post-incendio en una zona costera quemada en Galicia. *Ecología Vegetal*, 206, 51-63.
- Viana-Soto, A., Aguado, I. y Martínez, S. (2017). Assessment of post-fire vegetation recovery using fire severity and geographical data in the mediterranean region (Spain). *Environments*, 4(4), 90. <https://doi.org/10.3390/environments4040090>
- Zavala C. F. (2001). *Introducción a la ecología de la regeneración natural de encinos*. Universidad autónoma de Chapingo. Texcoco México. 94 p.