

Tolerancia al fuego de *Alnus arguta* (Schl.) Spach. y *Arbutus xalepensis* Kunth, en Singuilucan, Hidalgo

David Díaz-Hernández¹, Rodrigo Rodríguez-Laguna², Dante A. Rodríguez-Trejo³, Otilio A. Acevedo-Sandoval²,
C. César Maycotte-Morales²

Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería¹, Instituto de Ciencias Agropecuarias², División de Ciencias Forestales³
Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo^{1,2}, Universidad Autónoma Chapingo³
Mineral de la Reforma, Hid.¹, Tulancingo de Bravo, Hid.², Texcoco, Mex.³; México
diazhd74@hotmail.com, [rodris71, dantearturo]@yahoo.com, [acevedo, maycotte]@uaeh.edu.mx

Abstract— Tolerance to fire of *Alnus arguta* (Schl.) Spach. and *Arbutus xalepensis* Kunth is assessed, expressed in odds of resprouting and mortality through logistic regression in treatments of prescribed burning, and wildfire in a forest temperate to Singuilucan, State Hidalgo, Mexico. With significant ($p \leq 0.01$) was determined in burning, that as the diameter and height are lower, the probability of regrowth is greater in the two species, while the fire is likely to die. The parameters obtained indicate that the species studied are fire tolerant of low intensity, to propitiate the regrowth and lower mortality of trees, while high intensities, it is the opposite.

Keyword— Forest Fire, calorific intensity, mortality, prescribed burning, regrowth, fire tolerance.

Resumen— Se evaluó la tolerancia al fuego de *Alnus arguta* (Schl.) Spach. y *Arbutus xalepensis* Kunth, expresada en probabilidades de rebrotación y mortalidad, a través de regresión logística en tratamientos de quema prescrita e incendio forestal, en un bosque templado de Singuilucan, Estado de Hidalgo, México. Con significancia ($P \leq 0.01$), se determinó en la quema, que a medida que el diámetro y la altura son menores, la probabilidad de rebrotar es mayor en las dos especies, mientras que en el incendio la probabilidad es que mueran. Los parámetros obtenidos indican que las especies de estudio son tolerantes al fuego de baja intensidad, al propiciarse el rebrote y menor mortalidad de árboles, mientras que con intensidades altas, resulta lo contrario.

Palabras claves— Incendio forestal, intensidad calorífica, mortalidad, quema prescrita, rebrote, tolerancia al fuego.

I. INTRODUCCIÓN

El fuego es una de las perturbaciones más importantes a las que están sometidos los ecosistemas terrestres del mundo [1]; actúa sobre diferentes elementos que componen dichos sistemas, pero lo hace de forma especial sobre la vegetación, ya que destruye en parte o totalmente la biomasa de las plantas a su paso, cumpliendo a su vez una función vital en el mantenimiento de muchos ecosistemas y de las comunidades que dependen de ellos [2], contribuye a la selección de especies, a la composición de las formaciones vegetales y a su estabilidad o alternancia [3]. Se puede considerar al fuego, como un factor ecológico al que las plantas se adaptan para sobrevivir y colonizar el medio [4-5].

La capacidad de rebrote, es una de las características de adaptación de la vegetación después del paso del fuego [6]. Esta capacidad difiere entre especies, y algunas se consideran más flexibles que otras al regenerarse ya sea por semilla o por rebrote [7]. El fuego elimina el follaje que produce auxinas, las cuales inhiben el desarrollo de brotes adicionales. El tejido en la base del tronco que está dañado por el fuego, desarrolla nuevas yemas latentes, que sin la presencia de auxinas y con la presencia de citocininas que se producen en la raíz, estimula nuevos brotes; con el tiempo, el árbol se recupera y produce auxinas suficientes para inhibir el rebrote nuevamente [8]. En cuanto a sus estrategias de regeneración,

habitualmente las especies arbustivas son clasificadas como rebrotadoras o no rebrotadoras en función de su capacidad de supervivencia a perturbaciones severas en su parte aérea, como son los incendios forestales, la roza o una intensa actividad herbívora [9-10-11]. Se considera tolerancia al fuego, a la capacidad de recuperación mediante rebrotación del tejido destruido o muerto por las llamas. En cambio, la resistencia al fuego consiste en mecanismos, típicamente una corteza gruesa, entre otros, que permiten al árbol sobrevivir con poco o relativamente poco daño al paso del incendio [12].

Existe investigación puntual acerca de la rebrotación de especies arbustivas, principalmente de encinos, sin embargo para las especies de *Alnus* y *Arbutus*, la información es escasa, pudiendo citar a Grau y Veblen [13], para *Alnus acuminata* en Argentina; Canadell, Lloret y López [14], Retana, Espelta, Ordoñez y Solá [15], y Lloret [16], para *Quercus ilex*, *Arbutus unedo* y *Erica arborea* en España; para México Juárez, Rodríguez y Ronald [17], reportan *Arbutus xalepensis*; mientras que *Alnus arguta* no se ha estudiado desde esta perspectiva.

El objetivo de presente trabajo, fue evaluar la tolerancia al fuego, a través de la capacidad de rebrote y de mortalidad de *Alnus arguta* y *Arbutus xalepensis* posterior a la ocurrencia de un incendio forestal y a la aplicación de una quema prescrita.

II. MATERIALES Y MÉTODOS

A. Ubicación del área de estudio

El presente estudio se realizó en el Ejido Santo Tomás, el cual cuenta con una superficie de 1,101.322 ha. Se ubica dentro del Municipio de Singuilucan, Hidalgo (Figura 1). El predio se localiza al Sur-Este de Singuilucan, colinda al Sur con la localidad Francisco I. Madero, entre los paralelos 19° 53' 55'' N a 19° 52'' 00'' N, y entre los meridianos 98° 28' 09'' O a 98° 31' 28'' O. Presenta un clima de tipo C (W1)(w) templado subhúmedo con lluvias en verano, con precipitación media anual de 752.3 mm, y una temperatura media anual de 15.2 °C [18]. Presenta un rango altitudinal entre 2,860 y 3,200 msnm; el terreno tiene una pendiente promedio que no rebasa 12 %.

B. Descripción del área de estudio

Las evaluaciones se llevaron a cabo en dos zonas, una perturbada por un incendio forestal superficial (IF) que ocurrió en el mes de marzo del año 2009 y otra, donde se aplicó una quema prescrita (QP) de baja severidad e intensidad en diciembre de 2010 (Tabla 1), ambas con vegetación dominante de *Pinus montezumae* Lamb en un estrato superior, y vegetación de árboles bajos de *Alnus arguta* y *Arbutus xalepensis* en un estrato medio.

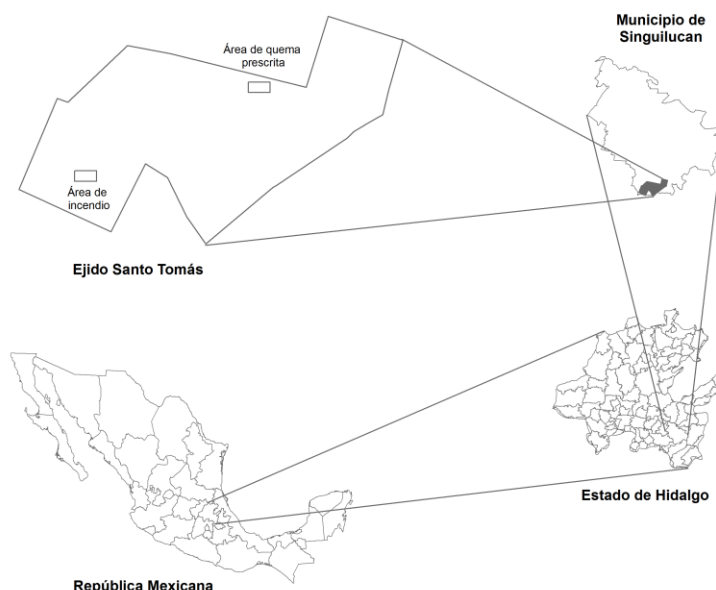


Fig. 1. Localización de la zona de estudio (Ejido Santo Tomás, Singuilucan, Hidalgo).

Tabla I. Características del comportamiento del fuego

Tratamiento	Largo de llama estimado (m)	Velocidad de avance (km/h)
Quema prescrita	0.18	4
Incendio forestal	1.81	sin registro

Dichos tratamientos presentan condiciones similares en pendiente del terreno, densidad de arbolado en monte alto y altura sobre el nivel del mar, pero diferentes en densidad de arbustos en sotobosque, exposición y fecha de ocurrencia. (Tabla 2).

Tabla II. Características dasométricas y ambientales, en tratamientos de quema prescrita e incendio forestal

Tratamiento	Densidad monte alto (árboles /ha)	Densidad sotobosque (arbustos /ha)	Pendiente (%)	Exposición	Asnm (m)	Fecha de ocurrencia o realización
Quema Prescrita (QP)	108	110	6	N	3005	dic-10
Incendio Forestal (IF)	99	27	9	NW	2990	mar-09

C. Estudio de campo

Las áreas se evaluaron mediante un muestreo sistemático, levantando 14 sitios de 500 m² por tratamiento; se consideró para el análisis de capacidad de rebrote (árbol con rebrotes si al menos había

uno de ellos) y mortalidad, el diámetro normal (cm), altura total (m) y número de rebrotes por cada individuo inventariado. En la QP se analizaron 33 árboles de *Alnus arguta* y 76 de *Arbutus xalepensis*, y en el IF 12 y 59 respectivamente, además de valorar su condición (intacto, con rebrote y muerto sin rebrote) al momento de realizar el inventario. También se midió la altura (m) de la cicatriz del fuego en los fustes de las coníferas, para estimar la intensidad calorífica (I).

D. Análisis estadístico

Se utilizaron pruebas de t para comparar el número de rebrotes por árbol por especie, el porcentaje de árboles muertos por hectárea y la intensidad calorífica entre el área de QP e IF. Para determinar la probabilidad de rebrotación o de mortalidad para las especies, se usó regresión logística, utilizando el diámetro normal y la altura total como variables independientes. El modelo logístico [19], utilizado fue:

$$P = 1 / (1 + e^{-(\alpha + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n)}) \quad (1)$$

Dónde: P= probabilidad, e = 2.7182, α = intercepto, β_1 = constante asociada a la variable independiente X1, β_2 = constante asociada con variable independiente X2, y así sucesivamente.

Para estimar la intensidad calorífica en la QP y en el IF, se estimó la longitud de la llama, a partir de la cicatriz del fuego en los fustes de los árboles, como una aproximación de ésta, la cual fue estimada a partir del modelo siguiente, tal y como refiere Rodríguez [20]:

$$L = 0.0775 (I)^{0.46} \quad (2)$$

Dónde: L=Longitud de la llama en m, I= Intensidad calorífica lineal en kW. m⁻¹.

Para todos los análisis estadísticos se utilizó el programa SAS (versión 9.0) para microcomputadoras.

III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A. Capacidad de rebrote

El número de rebrotes por hectárea de *Alnus arguta* en la QP es 2.4 veces superior que en el IF. De la misma manera, la cantidad de rebrotes encontrada en *Arbutus xalepensis* en la QP es 4.5 veces mayor que en el IF (Tabla 3). La renovación de la biomasa aérea arrasada por el fuego se lleva a cabo a través de reservas en la raíz y yemas latentes, o a través de órganos subterráneos de propagación vegetativa [12-21-22].

Tabla III. Número y condición de los árboles de los tratamientos.

Especie	Quema prescrita					Incendio forestal										
	Total árboles ha ⁻¹	Muertos ha ⁻¹		Vivos ha ⁻¹		Total árboles ha ⁻¹	Muertos ha ⁻¹		Vivos ha ⁻¹							
		No.	%	No.	%		No.	%	No.	%						
<i>Alnus arguta</i>	47	1.4	3.0	46	97.0	28	60.6	157	17	4.3	25.0	13	75.0	11	66.7	66
<i>Arbutus xalepensis</i>	101	7.1	6.6	94	93.0	64	63.0	490	84	58	69.5	26	30.5	26	30.5	108
Total	148	8.5		140		92		647	101	63		38		37		174

Por otra parte, en un bosque de pino – encino, Juárez, Rodríguez y Ronald [17], encontraron un mayor número y porcentaje de rebrotes de *Arbutus xalepensis* con 384.6 y 17.6 veces más respectivamente, en comparación con una zona sin quemar; al respecto Grau [24], refiere que los brotes

epicórmicos se presentan como respuesta a daños por incendios, heladas, insectos, etc., corroborando dichas afirmaciones con lo observado en el presente estudio.

De acuerdo con las prueba t de comparación de medias para el número de rebrotes por árbol (Tabla 4), existen diferencias en la cantidad de rebrotes de *Arbutus xalepensis* con 3.5 rebrotes más en la QP que en el IF, no siendo así con *Alnus arguta*, con 0.2 rebrotes más por árbol en el IF que en la QP; sin embargo se puede apreciar que, a nivel general, existe un importante nivel de regeneración de estas especies de hoja ancha tras el paso del fuego.

Al respecto, Juárez, Rodríguez y Ronald [17], encontraron mayor número de rebrotes en un área quemada, en comparación con un área sin quemar, siendo relevante la cantidad de rebrotes de *Arbutus* en la zona quemada, la cual fue 191 veces mayor que la zona sin quemar. Lo observado, tanto en la QP como en el IF del presente estudio, así como en la zona quemada del trabajo que se hace referencia, indica la tolerancia al fuego que tienen estas especies al rebrotar.

Tabla IV. Rebrotos por árbol y por especie en los tratamientos.

Especie	Número de rebrotes por árbol		p (prueba t)
	Quema prescrita	Incendio forestal	
<i>Alnus arguta</i>	5.5	5.7	0.749
<i>Arbutus xalepensis</i>	7.7	4.2	0.035

B. Probabilidad de rebrotación

El diámetro normal (DN) (figura 2) y la altura total (HT) (figura 3), se relacionan con la probabilidad del resurgimiento de *Arbutus xalepensis* y *Alnus arguta* en la QP, de acuerdo a los análisis de regresión logística, utilizando los siguientes modelos, mismos que se muestran gráficamente. Para *Arbutus*: $P = 1 / (1 + e - (3.5959 - 0.6063) \times DN)$, $P = 1 / (1 + e - (2.3751 - 0.4874) \times AT)$. Para *Alnus*: $P = 1 / (1 + e - (1.8465 - 0.1431) \times DN)$, $P = 1 / (1 + e - (3.0258 - 0.4112) \times HT)$

Dónde: $e = 2.7182$, DN= diámetro normal (cm), HT= altura total (m).

Para estos modelos las intersecciones fueron altamente significativas ($P \leq 0.0002$), $P \leq 0.0063$) o significativas ($P \leq 0.0144$) y ($P \leq 0.0277$); con niveles de confianza al 95 % de 0.380 a 0.782, 0.388 a 0.973, 0.758 a 0.991 y 0.479 a 0.917; la concordancia fue de 77.6 %, 67.9 %, 74.6 % y 75.8 %; y la discordancia de 15.8 %, 28.7 %, 20.8 % y 20.0 % para *Arbutus* con el DN, *Arbutus* con HT, *Alnus* con DN y *Alnus* con HT, respectivamente

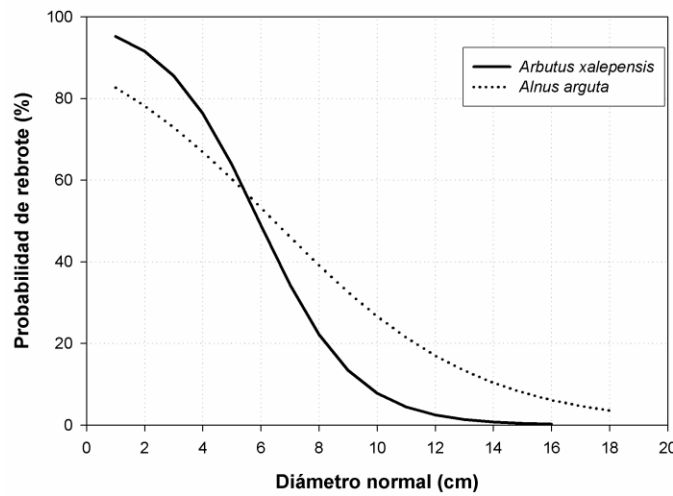


Fig. 2. Probabilidad de rebrote con relación al diámetro normal en QP

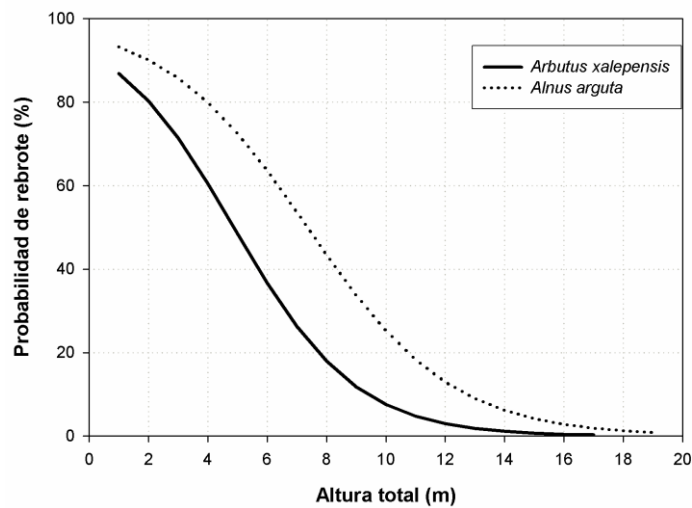


Fig. 3. Probabilidad de rebrote con relación a la altura total en QP

Se aprecia que a medida que el DN y la HT son menores, la capacidad de rebrote es mayor y viceversa. Dichos resultados son similares a los reportados por Juárez, Rodríguez y Ronald [17] en Chignahuapan, Puebla, donde variables como la altura y el diámetro se relacionan con la probabilidad de rebrote, aunque en distintas especies, considerando además que el alto índice de rebrote en *Arbutus xalapensis* está influenciado por otras variables independientes de la altura y el diámetro. Canadell, Lloret y López [14], encontraron que el tamaño de la planta determina tanto el número y biomasa de rebrotes en *Arbutus unedo* posterior a tratamientos de fuego en la Cuenca del Mediterráneo. Por otra parte en los bosques de las Yungas en el Noroeste de Argentina, incendios con intervalos de varias décadas favorecen la invasión de *Alnus acuminata* sobre los pastizales, generándose mayor nivel de rebrotación en individuos con diámetros inferiores a 20 cm [13-24].

C. Mortalidad

Existen diferencias estadísticamente significativas tanto en el número de árboles muertos (Tabla 5), como en el porcentaje de éstos (Tabla 6) por tratamiento, lo que indica la severidad del IF en relación

con la QP; especialmente se muestra tal diferencia con la especie *Arbutus xalepensis*, la cual mostró mayor mortalidad por hectárea en el IF con 50.9 árboles más que en la QP, lo que representa un 62.5 % más.

Tabla V. Número de árboles muertos por especie en tratamientos

Especie	Número de árboles muertos por ha		p (prueba t)
	Quema prescrita	Incendio forestal	
<i>Alnus arguta</i>	1.4	4.3	0.002
<i>Arbutus xalepensis</i>	7.1	58.3	< 0.0001

Tabla VI. Porcentaje de árboles muertos por especie en tratamientos

Especie	Porcentaje de árboles muertos		p (prueba t)
	Quema prescrita	Incendio forestal	
<i>Alnus arguta</i>	3	25	0.046
<i>Arbutus xalepensis</i>	6.6	69.5	< 0.0001

D. Probabilidad de mortalidad

Fueron obtenidos los siguientes modelos logísticos en *Arbutus xalepensis*. Sus representaciones gráficas son presentadas en la figura 4:

$$P = 1 / (1 + e - (2.1343 - 1.2429) \times DN)$$

$$P = 1 / (1 + e - (3.1987 - 2.3318) \times HT),$$

Para estos modelos la intersección fue altamente significativa ($P \leq 0.0001$); con niveles de confianza al 95 % de 0.152 a 0.547 y 0.032 a 0.293 y; concordancia de 95.9 % y 97.0 % y discordancia de 3.7 % y 2.8 % para las expresiones que incluyen DN y HT respectivamente.

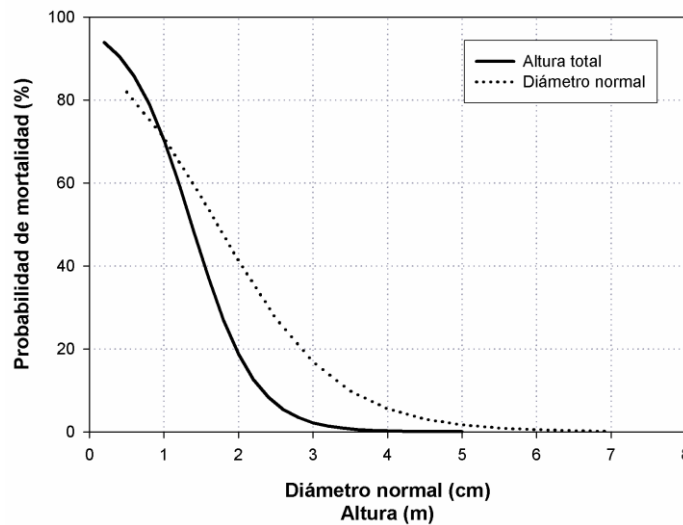


Fig. 4. Probabilidad de mortalidad de *Arbutus xalepensis* con relación al diámetro normal y altura en incendio forestal

Los efectos destructores o renovadores del fuego, dependen de factores intrínsecos que definen el régimen del incendio (por ejemplo, frecuencia, intensidad y tamaño) y otros propios de las condiciones físicas y de la vegetación afectada (clima, geomorfología, topografía, suelos, composición florística y fenología) [25]. Otros factores que pueden influir en la resistencia al calor son la edad, el diámetro y la altura del árbol [26-27].

E. Intensidad calorífica

Existen diferencias significativas ($P \leq 0.01$) en la prueba t (Tabla 7) con longitud de la llama (L) la cual resultó 10 veces mayor en IF que en QP. Consecuentemente la intensidad calorífica lineal (I) se reporta 150 veces mayor en IF que en QP.

Tabla VII. Parámetros del comportamiento del fuego

Parámetros	Tratamientos		p (prueba t)
	Quema prescrita	Incendio forestal	
Intensidad calorífica I (KW.m^{-1})	6.25	943.48	< 0.0001
Longitud de la llama L (m)	0.18	1.81	< 0.0001

De Ronde, Goldammer, Wade y Soares [28], describen niveles de (I) para auxiliar planes de QP como un límite de óptima variación de entre 17 y 60 $\text{kcal.m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$, y el máximo 165 $\text{kcal.m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$. Kauffman y Martín [29] obtuvieron valores de intensidades muy variables, desde 3.32 $\text{kcal.m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$, hasta 36.33 kcal en bosques mixtos de coníferas, mientras que en quemas experimentales en plantaciones de *Pinus radiata* en Australia [30], obtuvieron intensidades de fuego entre 4.78 y 144 $\text{kcal.m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$. De acuerdo con lo anterior y considerando las intensidades estimadas en el presente estudio, se puede asumir que éstas fueron un factor importante que definió el número y porcentaje de arbolado muerto en los tratamientos.

IV. CONCLUSIONES

Arbutus xalapensis y *Alnus arguta* son tolerantes al fuego de baja intensidad, al generarse un mayor número de brotes epicórmicos, tanto por individuo como por hectárea.

La aplicación del fuego de baja intensidad asegura una mayor probabilidad de rebrote de individuos de diámetros y alturas menores.

La intensidad calorífica, influye en el número de árboles muertos por unidad de superficie, definiendo mayor mortalidad con intensidades mayores.

Desde el punto de vista ecológico-silvícola, los efectos del fuego de baja intensidad son poco severos y generan más beneficios que afectaciones. Contrario al fuego de alta intensidad, que resulta también de elevada severidad.

Los resultados del presente trabajo, contribuyen a justificar el uso del fuego prescrito a bajas intensidad y severidad, con objetivos ecológicos y silvícolas en México.

REFERENCIAS

- [1] Bond, W. J.; Woodward, F. I.; Midgley, G. F. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist* 165. 525–538.

- [2] The Nature Conservancy (TNC). 2007. Fire, Ecosystems & People: Threats and Strategies for Global Biodiversity Conservation. Global Fire Initiative.
- [3] González M. A., Schwendenmann L, Jiménez J, 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 Ecol. Manag.* 256:161-167.
- [4] Gill, A. M.; Groves, R. H.; Noble, I. R. 1981. Fire and the Australian Biota. Canberra. Australian Academy of Science.
- [5] Lepart, J.; Escarre, J. 1983. La succession végétale, mécanismes et modèles: analyse bibliographique. *Bulletin d'Ecologie.* 14. 133-178.
- [6] Debano, L. F.; Neary, D. G.; Ffolliott, P. F. 1998. Fire's effects on ecosystems. Wiley. New York. 333 p.
- [7] Johnson P. S., Shifley S. R. y Roegers R. 2002. The Ecology and Silviculture of Oaks. CABI Publishing, Nueva York.
- [8] Bidwell, R. G. S. 1993. Fisiología Vegetal. Primera Edición en Español., AGT Editor S. A. México.
- [9] Trabaud, L. 1987a. Natural and prescribed fire: survival strategies of plants and equilibrium in Mediterranean ecosystems. In "Plant responses to stress". (Eds JD Tenhunen FM Catarino, OL Lange, W Oechel) 607. (Springer-Verlag: Berlín).
- [10] Trabaud, L. 1987b. Fire and survival traits of plants. En: Trabaud, L., (Ed.) Role of fire in ecological systems. Hague, The Netherlands: SPB Academic Publishers. 65-89.
- [11] Vesk, P.A.; Leishman, M.R.; Westoby, M. 2004. Simple traits do not predict grazing response in Australian dry shrublands and woodlands. *Journal of Applied Ecology.* 41. 22-31.
- [12] Whelan, Robert J. 1995. The ecology of fire. Cambridge University Press. Cambridge. 343 p.
- [13] Grau, H. R. y Veblen T. T. 2000. Rainfall variability, fire and vegetation dynamics in neotropical montane ecosystems in north-western Argentina. *Journal of Biogeography* 27: 1107-1121.
- [14] Canadell, J., F. Lloret, y L. López-Soria. 1991. Resprouting vigour of two mediterranean shrub species after experimental fire treatments. *Vegetation* 95: 119-126.
- [15] Retana, J., J. M. Espelta, A. Habrouk, J. L. Ordoñez y F. de Solá-Morales. 2002. Regeneration patterns of three Mediterranean pines and forests changes after a large wildfire in northeastern Spain. *Ecoscience* 9: 89-97.
- [16] Lloret, F. 2004. Régimen de incendios y regeneración. En: Valladares, F. (Eds.). Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante: 101-126. Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S. A. Madrid.
- [17] Juárez B., J. E. Rodríguez, T. D. A. y Ronald, L. M. 2012. Fire tolerance of three tree species in pine-oak forests of Chignahuapan, Puebla, Mexico. *International Journal of Wildland Fire* 21(7): 873-881.
- [18] Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 1992. Síntesis geográfica Del Estado de Hidalgo. Aguascalientes, Ags. México. 134 p.
- [19] Hosmer D. W., Lemeshow S. 2000. Applied logistic regression. (Wiley: New York).
- [20] Rodríguez, D. A. 2002. Ecología del fuego en el ecosistema de *Pinus hartwegii* Lindl. Trabajo presentado en el SINFOR II. Universidad de Pinar del Río. Cuba. 24 p.

- [21] Rodríguez T., D. A. 1996. Incendios Forestales. Universidad Autónoma de Chapingo -Mundi- Prensa. México, D.F. 630 p.
- [22] Miller, Melanie. 2000. Fire autecology. In: Brown, J. K., Smith, J. K. (Eds.). Wildland fire in ecosystems. Effects of fire on flora. USDA Forest Service. General Technical Report RMRS-GTR-42. Vol. 2. Rocky Mountain Research Station. Fort Collins, Colorado. 257 p.
- [23] López R., G. F. 2005. Ecofisiología de árboles. Universidad autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. De México. 485 p.
- [24] Grau, H. R. 2001 Regional-scale spatial patterns of fire in relation to rainfall gradients in subtropical mountains of NW Argentina. *Global Ecology and Biogeography* 9:220-231.
- [25] Navarro R. M, Hayas A, García A, Hernández C. R, Duhalde P, González L 2008. Caracterización de la situación pos incendio en el área afectada por el incendio de 2005 en el Parque Nacional de Torres del Paine (Chile) a partir de imágenes multiespectrales. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 81: 95-110.
- [26] Plumb T. R. 1980. Response of oaks to fire. Proceedings of the symposium on the Ecology, Management and Utilization of California Oaks, USDA General Technical Report SPW 44, pp. 202-215. Pacific Southwest Forest and Range Experimental Station, Claremont, California.
- [27] Haggerty P. K. 1991. Fire effects in blue oak woodland and Herdwood Rangeland Management, pp. 342-344. USDA General Technical Report PSW 126. Pacific Southwest Research Station, Berkley.
- [28] De Ronde, C; J. G. Goldammer; D. D. Wade y R. V. Soares. 1990. Prescribed fire in industrial plantation. In: Goldammer, J. G. Fire in the Tropical Biota. Ecosystem and global Challenges. Berlin: Springer – Verlag. (Ecological Studies, Vol. 84). pp. 216 – 272.
- [29] Kauffman, J. B. y R. E. Martín, 1989. Fire behavior, fuel consumption, and forest floor changes following prescribed understory fires in Sierra Nevada mixed conifer forest. *Can. J. For. Res.*, Ottawa, v19, pp. 455-462.
- [30] Burrows, N. D.; Y. C. Woods; B. G. Ward and A. D. Robinson 1989. Prescribed low intensity fire to kill wildings in *Pinus radiata* plantations in western Australia. *Australian Forestry*, v52, n. 1, pp. 45-52.