

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

Eduardo Alanís-Rodríguez, Oscar Aguirre-Calderón, Javier Jiménez-Pérez,
Marisela Pando-Moreno, Eduardo J. Treviño-Garza, Rafael Aranda-Ramos
y Pamela A. Canizales Velázquez

RESUMEN

Los incendios forestales son eventos naturales frecuentes en los ecosistemas de *Pinus-Quercus* en el noreste de México y su efecto sobre la regeneración de la vegetación en áreas con diferente severidad de incendio ha sido escasamente estudiado. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de la severidad del incendio forestal suscitado en 1998 en el Parque Ecológico Chipinque, México. En 2007 se evaluaron dos áreas impactadas por el incendio con diferente severidad (media y alta). Se registró un total de 31 especies leñosas, de las cuales comparten 22, siendo las más representativas en el área de severidad media *Pinus pseudostrobus* (IVI= 79,92%) *Quercus polymorpha* (IVI= 67,11%) y *Q. rysophylla* (IVI= 24,85%), mientras en el área de severidad alta fueron *Q. polymorpha* (IVI=

73,38%), *Q. rysophylla* (IVI= 62,67%) y *Cercis canadensis* (IVI= 36,58%). De acuerdo al coeficiente de similitud de Sørensen (I_s) se estimó que las áreas presentan un 81% de semejanza. El índice de diversidad de Shannon (H') para el área de severidad media fue de 2,34 mientras que fue de 2,47 en la de severidad alta, indicando que son áreas diversas en comparación a los ecosistemas maduros de *Pinus-Quercus* de la Sierra Madre Oriental, de menor diversidad ($H' \approx 1,50$). No hubo diferencias significativas ($P < 0,05$) en términos de diversidad-abundancia en base al método de t de Hutcheson, por lo que la severidad del incendio forestal no modificó la diversidad de las especies, pero de acuerdo a la prueba de t de Student sí modificó la densidad y área de copa.

Introducción

El fuego es un elemento que históricamente ha modificado y modelado los ecosistemas forestales (Navarro *et al.*, 2008). Como elemento natural, el fuego ha contribuido a la selección de especies, a la composición de las formaciones vegetales y a su estabilidad o alternancia (González *et al.*, 2008). Sus efectos, destructores o renovadores, dependen de factores intrínsecos que definen el régimen del incendio (por ejemplo, frecuencia, intensidad

y tamaño) y de otros propios de las condiciones físicas y de la vegetación afectada (clima, geomorfología, topografía, suelos, composición florística y fenología; Navarro *et al.*, 2008). A esos factores hay que añadir la competencia entre las especies, regulada por los propios incendios, que pueden facilitar la instalación de las más resistentes o mejor dotadas para regenerarse rápidamente eliminando las más sensibles al fuego (Martínez y Rodríguez, 2008).

A nivel mundial existe abundante literatura sobre la

influencia de la severidad de los incendios forestales en la regeneración del componente vegetal de diversos ecosistemas (Keeley *et al.*, 2008; Vega *et al.*, 2008; Weber *et al.*, 2008). En México existen escasos estudios que evalúen características post-incendio (Rodríguez *et al.*, 2007; Vera y Rodríguez, 2007; Martínez y Rodríguez, 2008), los cuales están dirigidos principalmente a ecosistemas templados del centro del país. En el noreste de México se han desarrollado estudios cronológicos de la fitodiversidad post-incendio

(González *et al.*, 2007, 2008) y de áreas restauradas post-incendio (Jiménez *et al.*, 2005; Marroquín *et al.*, 2006; Alanís *et al.*, 2008a, 2010).

Los objetivos de la presente investigación fueron 1) estimar la riqueza de especies leñosas con un diámetro ($d_{0,10m}$) ≥ 1 cm establecidas post-incendio en dos áreas con diferente severidad de incendio forestal (media y alta), 2) evaluar los indicadores ecológicos de densidad (A_i), dominancia (D_p), frecuencia (F_i), e índice de valor de importancia (IVI), 3) cuantificar la diversidad α y

PALABRAS CLAVE / Diversidad / Estrato Arbóreo / *Pinus* / *Quercus* / Sierra Madre Oriental /

Recibido: 08/05/2009. Modificado: 26/07/2010. Aceptado: 28/07/2010.

Eduardo Alanís-Rodríguez. Ingeniero Forestal, Maestría en Ciencias Forestales y estudiante de Doctorado en Ciencias, Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL), México. Gerente, Parque Ecológico Chipinque, México. Dirección: Departamento de Investigación y Manejo de Recursos Naturales del Parque Ecológico Chipinque A. C., Ave. Ricardo Margáin Zozaya N° 440. C.P.

66261, Garza García, N.L., México. e-mail: alanis_eduardo@yahoo.com.mx

Óscar A. Aguirre-Calderón. Ingeniero Agrónomo, Universidad Autónoma de Chapingo. Doctor en Ciencias Forestales, Universidad de Gotinga, Alemania. Profesor investigador, UANL, México.

Javier Jiménez-Pérez. Ingeniero Forestal, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro,

México. Doctor en Ciencias Forestales, Universidad de Gotinga, Alemania. Profesor investigador, UANL, México.

Marisela Pando-Moreno. Ingeniera Agrónoma, UANL, México. Maestría en Ciencias, Universidad de Adelaide, Australia. Doctorado en Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. Profesora, UANL, México.

Eduardo Javier Treviño-Garza. Biólogo, UANL, México. Doctor en Ciencias Forestales, Universidad de Gotinga, Alemania. Profesor investigador, UANL, México.

Pamela A. Canizales-Velázquez. Biólogo y estudiante de Maestría en Ciencias Forestales, UANL, México.

WILDFIRE SEVERITY EFFECT ON THE ASEXUAL REGENERATION OF WOODY SPECIES IN A MIXED (*Pinus-Quercus*) ECOSYSTEM IN THE CHIPINQUE ECOLOGICAL PARK, MÉXICO

Eduardo Alanís-Rodríguez, Oscar Aguirre-Calderón, Javier Jiménez-Pérez, Marisela Pando-Moreno, Eduardo J. Treviño-Garza, Rafael Aranda-Ramos and Pamela A. Canizales Velázquez

SUMMARY

Wildfires are natural events that occur frequently in the *Pinus-Quercus* ecosystems in northeastern Mexico and their effect on the regeneration of vegetation in areas with different wildfire severity has been poorly studied. The aim of this work was to evaluate the severity of a wildfire which occurred in 1998, in the Chipinque Ecological Park, Mexico. In 2007 two areas affected by the fire with different severities (medium and high) were evaluated. A total of 31 species were recorded, 22 of which were shared. The most representative species in the area of medium severity were *Pinus pseudostrobus* (IVI= 79.92%), *Quercus polymorpha* (IVI= 67.11%) and *Q. rysophylla* (IVI= 24.85%), while in the area of high severity were *Q. polymorpha* (IVI= 73.38%), *Q.*

rysophylla (IVI= 62.67%) and *Cercis canadensis* (IVI= 36.58%). According to the similarity coefficient of Sorensen (I_s) the two areas have an 81% similarity. According to Shannon diversity index (H') the area of medium severity had a value of 2.34, whereas in that of high severity area it was 2.47, which indicates that the two areas are diverse as compared to mature ecosystems of *Pinus-Quercus* of the Sierra Madre Oriental, which have a lower diversity ($H' \approx 1.50$). The results showed no significant differences in the diversity-abundance based method (Hutcheson t ; $P \leq 0.05$), which shows that the intensity of wildfire in this area did not modify species diversity, but according to the Student t test, density and foliar cover were modified.

EFEITO DA SEVERIDADE DO FOGO SOBRE A REGENERAÇÃO ASEXUAL DE ESPÉCIES LENHOSAS DE UM ECOSISTEMA MIXTO (*Pinus-Quercus*) NO PARQUE ECOLÓGICO CHIPINQUE, MÉXICO

Eduardo Alanís-Rodríguez, Oscar Aguirre-Calderón, Javier Jiménez-Pérez, Marisela Pando-Moreno, Eduardo J. Treviño-Garza, Rafael Aranda-Ramos e Pamela A. Canizales Velázquez

RESUMO

Os incêndios florestais são eventos naturais frequentes nos ecossistemas de *Pinus-Quercus* no noroeste do México e seu efeito sobre a regeneração da vegetação em áreas com diferente severidade de incêndio tem sido escassamente estudado. O objetivo do presente trabalho foi avaliar o efeito da severidade do incêndio florestal suscitado em 1998 no Parque Ecológico Chipinque, México. Em 2007 se avaliaram duas áreas impactadas pelo incêndio com diferente severidade (média e alta). Registrou-se um total de 31 espécies lenhosas, das quais compartilham 22, sendo as mais representativas na área de severidade média *Pinus pseudostrobus* (IVI= 79,92%) *Quercus polymorpha* (IVI= 67,11%) e *Q. rysophylla* (IVI= 24,85%), enquanto que na área de severidade alta foram *Q. polymorpha* (IVI= 73,38%), *Q. rysophylla*

(IVI= 62,67%) e *Cercis canadensis* (IVI= 36,58%). De acordo ao coeficiente de similitude de Sørensen (I_s) se estimou que as áreas apresentam 81% de semelhança. O índice de diversidade de Shannon (H') para a área de severidade média foi de 2,34 enquanto que foi de 2,47 na de severidade alta, indicando que são áreas diversas em comparação aos ecossistemas maduros de *Pinus-Quercus* da Serra Madre Oriental, de menor diversidade ($H' \approx 1,50$). Não houve diferenças significativas ($P < 0,05$) em termos de diversidade-abundância em base ao método de t de Hutcheson, pelo que a severidade do incêndio florestal não modificou a diversidade das espécies, mas de acordo à prova de t de Student sim modificou a densidade e área da copa.

3, 4) comparar las densidades y áreas de copa por medio de la prueba de t de Student, y 5) estimar el valor de t de Hutcheson para apreciar si existen diferencias significativas en términos de diversidad-abundancia entre las áreas. La hipótesis es que las áreas con diferente severidad de incendio forestal (media y alta) presentan diferencias estadísticas en diversidad-abundancia, densidad y área de copa.

Materiales y Métodos

El estudio se realizó dentro del Parque Ecológico Chipinque (PECh), el cual for-

ma parte del Área Natural Protegida Parque Nacional Cumbres de Monterrey. El parque posee una extensión de 1815ha, localizadas en los municipios de San Pedro Garza García y Monterrey, Nuevo León, México (Figura 1). Presenta alturas de 740 a 2,200msnm y se ubica situándose entre los 25°33' y 25°35'N y los 100°18' y 100°24'O (Alanís *et al.*, 2008a).

En abril de 1998 un incendio forestal de severidad media-alta tuvo lugar durante seis días, afectando significativamente una superficie de ~250ha, principalmente de

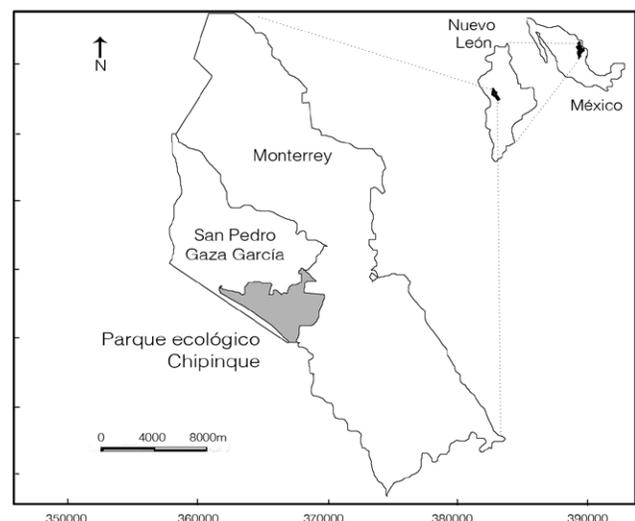


Figura 1. Localización del Parque Ecológico Chipinque.

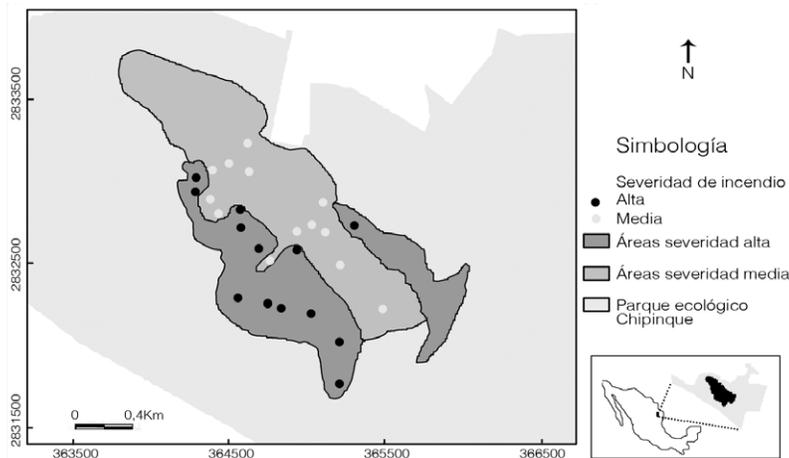


Figura 2. Área afectada por el incendio y sitios de muestreo.

bosque mixto *Pinus-Quercus* (García, 2000). De las 250ha, 100ha fueron afectadas por un incendio de tipo superficial y de copas que duró seis días, impactando significativamente los elementos vegetales (Figura 2); esta área fue clasificada como de severidad alta (Miranda, 2004; Odion *et al.*, 2004) ya que se afectó el 100% de la parte aérea de todos los elementos vegetales, causando efectos letales en las coníferas, y solo sobrevivió el sistema radical de especies de madera dura; además el suelo quedó totalmente desnudo y expuesto a la erosión (Miranda, 2004). Asimismo, 150ha fueron afectadas durante dos días consecutivos, siendo el fuego clasificado como de severidad media, donde se afectó 50-100% de la parte aérea de los elementos vegetales y se dañó el estrato arbóreo, pero no causó su muerte (Odion *et al.*, 2004; Miranda, 2004), presentándose sobrevivencia de los individuos más grandes de *Pinus pseudostrobus* Lindley, que es una especie resistente al fuego debido a su gruesa corteza y a la protección de las yemas terminales, que le permite recuperar el follaje quemado especialmente en estadíos jóvenes (Rodríguez y Fulé, 2003); allí solo hubo mortalidad de los árboles y arbustos más pequeños, dando como resultado un adelgazamiento de la masa forestal (Odion *et al.*, 2004). La diferencia en la severidad del fuego en las dos

áreas se debió principalmente a las condiciones meteorológicas imperantes el día del incendio, siendo la dirección del viento (NE-SO) el factor determinante en la severidad del mismo. En ambas áreas hubo sobrevivencia de especies del género *Quercus*, ya que éstas tienen como estrategia evolutiva regenerar asexualmente por medio de rebrotes (Zavala, 2000; Moreira *et al.*, 2008; Catry *et al.*, 2009).

En 1998, después del incendio forestal se implementó un programa de restauración ecológica donde se implementaron prácticas silvícolas para favorecer la sucesión natural, colocando barreras naturales (material arbóreo incendiado colocado de forma perpendicular a la pendiente) que sirvieron para la acumulación de suelo de arrastre. Además se plantaron 2000 brinzales/ha de *P. pseudostrobus* de 15cm de altura procedentes del vivero de la Facultad de Ciencias Forestales de la UANL en septiembre del mismo año, época de mayor precipitación. Dado que la estrategia evolutiva del género *Quercus* a los eventos post-incendio es la capacidad de rebrotar (Zavala, 2001), se podaron los rebrotes de cada individuo una vez al año durante los siguientes cinco años (1999-2004) dejando únicamente el que presentaba las mejores características fenotípicas (García, 2000) para disminuir la cobertura foliar y favorecer el crecimiento del *P. pseudostrobus*, que es una

especie heliófita (González *et al.*, 2008).

Para el presente trabajo, en julio 2007 se establecieron dos áreas donde se estudió la comunidad vegetal regenerada tras el fuego. Previo al incendio, ambas áreas estaban conformadas por un bosque mixto de *Pinus-Quercus*, donde destacaban por su densidad

(Jiménez *et al.*, 2001; González, 2005) *P. pseudostrobus* (245/ha), *Quercus rysophylla* (56/ha), *Q. canbyi* (44/ha) y *Q. laceyi* (25/ha). Las dos áreas presentan condiciones similares (ecosistema mixto de *Pinus-Quercus*, clima seco, altitud entre 1100 y 1250msnm, suelo litosol, pendiente de 30-35° y exposición noreste), pero difieren en la severidad (alta vs media) del incendio forestal de 1998, aspecto que fue el objeto de la evaluación.

Dada la alta densidad de individuos se establecieron sitios cuadrados de 100m² (Alanís *et al.*, 2008b) y se elaboró una curva especie-área (Mottacado y Fredericksen, 2000) para cada comunidad, con la finalidad de estimar el número mínimo de sitios necesarios para obtener información representativa de la diversidad de especies. Se realizaron en total 13 sitios de muestreo por área, de los cuales se obtuvieron los parámetros dasométricos de altura total (h) y área de copa (m²) de las especies arbóreas y arbustivas con un diámetro en la base ≥1cm, para tener mayor representatividad.

Con los valores obtenidos se estimaron los indicadores ecológicos relativos de densidad (A_r), dominancia (D_r), frecuencia (F_r) e Índice de Valor de Importancia (IVI), utilizando la metodología de Mueller y Ellenberg (1974). Para la estimación de la diversidad alfa se utilizó el ín-

dice de diversidad de Shannon (Shannon, 1948). Para evaluar si existe diferencia significativa en la diversidad-abundancia entre los sitios muestreados se calculó la t de Hutcheson (Magurran, 1988) dada por la Ec. 1, con los grados de libertad estimados por la Ec. 2.

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{(\text{Var}H'_1 + \text{Var}H'_2)^{1/2}} \quad (1)$$

$$df = \frac{(\text{Var}H'_1 + \text{Var}H'_2)^2}{\left[\frac{(\text{Var}H'_1)^2}{N_1} \right] + \left[\frac{(\text{Var}H'_2)^2}{N_2} \right]} \quad (2)$$

donde H_i : índice de Shannon del área i, $\text{Var} H_i$: varianza del índice de Shannon del área i, N_i : número total de individuos en i-ésima área.

La varianza se estimó a partir de la Ec. 3:

$$\text{Var}H = \frac{\sum p_i (\ln p_i)^2 - (\sum p_i \ln p_i)^2}{N} - \frac{S-1}{2N^2} \quad (3)$$

donde S: total de especies del área i, p_i : proporción de la especie i en el área i, y N: número total de individuos.

La diversidad β se evaluó con base al índice de similitud/disimilitud a partir de datos cuantitativos de Morisita-Horn, que se expresa mediante la Ec. 4 (Moreno, 2001; Magurran, 2004).

$$I_{MH} = \frac{2 \sum (a_{ni} \times b_{nj})}{(da + db)aN \times bN} \quad (4)$$

donde a_{ni} : número de individuos de la i-ésima especie en el sitio A, b_{nj} : número de individuos de la j-ésima especie en el sitio B, N: número total de individuos, y da y db están dados por las Ecs. 5 y 6:

$$da = \frac{\sum a_{ni}^2}{aN^2} \quad (5)$$

$$db = \frac{\sum b_{nj}^2}{bN^2} \quad (6)$$

Resultados y Discusión

De acuerdo a la información recabada se registraron 12 órdenes, 15 familias, 26 géneros y 31 especies. Las familias más abundantes fueron Fagaceae

TABLA I
INDICADORES ECOLÓGICOS DE LAS ÁREAS EVALUADAS

Nombre científico	Severidad media						Severidad alta					
	Densidad		Dominancia		Frec	IVI	Densidad		Dominancia		Frec	IVI
	abs	rel	abs	rel			abs	rel	abs	rel		
<i>Acacia farnesiana</i>	15	0,38	53,52	0,28	2,11	2,77	15	0,54	16,09	0,16	1,30	2,00
<i>Agave americana</i>							46	1,62	24,65	0,24	1,30	3,16
<i>Arbutus xalapensis</i>	54	1,34	26,22	0,14	4,21	5,69	23	0,81	51,10	0,50	2,60	3,90
<i>Bacharis</i> sp.	8	0,19	1,83	0,01	1,05	1,25						
<i>Bauhinia macranthera</i>	23	0,58	32,92	0,17	2,11	2,85	92	3,24	207,21	2,01	5,19	10,45
<i>Ceanothus coeruleus</i>	15	0,38	25,51	0,13	1,05	1,57	0					
<i>Cercis canadensis</i>	292	7,29	600,71	3,14	9,47	19,91	377	13,24	1469,53	14,25	9,09	36,58
<i>Cordia boissieri</i>							8	0,27	2,55	0,02	1,30	1,59
<i>Croton torreyanus</i>	300	7,49	93,98	0,49	4,21	12,19	8	0,27	17,45	0,17	1,30	1,74
<i>Dasyllirion texanum</i>	15	0,38	7,26	0,04	1,05	1,47						
<i>Decatropis bicolor</i>	23	0,58	25,04	0,13	2,11	2,81	23	0,81	53,11	0,51	1,30	2,62
<i>Ehretia anacua</i>	8	0,19	2,96	0,02	1,05	1,26	8	0,27	5,17	0,05	1,30	1,62
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	15	0,38	1,22	0,01	1,05	1,44	154	5,41	62,50	0,61	1,30	7,31
<i>Fraxinus greggii</i>	62	1,54	41,69	0,22	2,11	3,86	15	0,54	29,05	0,28	1,30	2,12
<i>Ligustrum lucidum</i>	92	2,30	167,21	0,87	4,21	7,39	54	1,89	136,52	1,32	3,90	7,11
<i>Litsea novoleontis</i>	223	5,57	325,00	1,70	6,32	13,58	254	8,92	393,20	3,81	7,79	20,52
<i>Opuntia engelmannii</i>	15	0,38	10,40	0,05	1,05	1,49	15	0,54	7,17	0,07	1,30	1,91
<i>Persea pachypoda</i>	15	0,38	9,78	0,05	2,11	2,54	46	1,62	224,48	2,18	5,19	8,99
<i>Pinus pseudostrabus</i>	469	11,71	10438,19	54,53	13,68	79,92	115	4,05	90,05	0,87	7,79	12,72
<i>Pithecellobium pallens</i>	15	0,38	17,45	0,09	1,05	1,53						
<i>Quercus canbyi</i>	8	0,19	10,21	0,05	1,05	1,30	46	1,62	112,35	1,09	2,60	5,31
<i>Quercus laceyi</i>	185	4,61	658,09	3,44	1,05	9,10	108	3,78	39,33	0,38	1,30	5,46
<i>Quercus laeta</i>	269	6,72	793,76	4,15	8,42	19,29	154	5,41	418,74	4,06	5,19	14,66
<i>Quercus polymorpha</i>	1238	30,90	4311,14	22,52	13,68	67,11	508	17,84	3987,81	38,66	16,88	73,38
<i>Quercus rysophylla</i>	485	12,09	629,38	3,29	9,47	24,85	669	23,51	2833,51	27,47	11,69	62,67
<i>Quercus virginiana</i>	123	3,07	797,64	4,17	2,11	9,34	23	0,81	9,65	0,09	1,30	2,20
<i>Sargentia greggii</i>							8	0,27	3,40	0,03	1,30	1,60
<i>Sideroxylon</i> sp.							31	1,08	7,16	0,07	2,60	3,75
<i>Sisyrinchium angustifolium</i>	8	0,19	2,17	0,01	1,05	1,26						
<i>Sophora secundiflora</i>	31	0,77	58,65	0,31	3,16	4,23	38	1,35	107,51	1,04	2,60	4,99
<i>Zanthoxylum fagara</i>							8	0,27	4,89	0,05	1,30	1,62
Suma	4008	100	19141,94	100	100	300	2846	100	10314,17	100	100	300

Abs: absoluta, rel: relativa, frec: frecuencia, e IVI: índice de valor de importancia.

y Fabaceae, con seis especies cada una. El género más abundante fue *Quercus*, con la presencia de *Q. canbyi*, *Q. laceyi*, *Q. laeta*, *Q. polymorpha*, *Q. rysophylla* y *Q. virginiana*. Estos resultados concuerdan con los de Alanís *et al.* (2008a), quienes registraron que *Quercus* es el género más abundante en áreas afectadas post-incendio en la Sierra Madre Oriental, con cuatro especies, ya que este grupo es favorecido por los incendios forestales debido a la capacidad de rebrotar, que se estimula ante los efectos del aumento de la temperatura del suelo causada por el fuego (Zavala, 2000; Fry, 2008; Moreira *et al.*, 2008; Catry *et al.*, 2009).

Indicadores ecológicos

La especie con mayor peso ecológico del área afectada

post-incendio de severidad media fue *Pinus pseudostrabus* con IVI= 79,92% (Tabla I). Ello se debe a que esta especie es la más abundante en ecosistemas maduros de referencia y a su corteza gruesa, que es un mecanismo de defensa que la hace resistente a incendios forestales de severidad baja y media (Rodríguez y Fulé, 2003), por lo cual presentó una mayor sobrevivencia en comparación con el área de severidad alta. La densidad absoluta de *P. pseudostrabus* que sobrevivió al incendio fue de 208/ha, presentando una altura promedio de 15,34 ± 3,39m y un área de copa de 9993m²/ha. De los 2000 individuos de *P. pseudostrabus* plantados en 1998 solo sobrevivieron 261/ha después de nueve años, presentando una altura promedio de

1,65 ± 0,61m y un área de copa de 444m²/ha. La sobrevivencia de 13% en el área se debió a la alta competencia interespecífica, ya que la vegetación de este ecosistema está adaptada al fuego y se regenera eficientemente; lo que resulta en especies con valores altos de densidad y área de copa, lo que limita el óptimo desarrollo de *P. pseudostrabus*, especie de alto requerimiento lumínico. Otras especies de importancia ecológica fueron *Q. polymorpha* (IVI= 67,11%; h=2,41 ± 1,40) y *Q. rysophylla* (IVI= 24,85%; h= 1,95 ± 0,80). La alta representatividad de estas dos especies se debe a que el género *Quercus* en el área previamente incendiada presentaba una alta densidad, específicamente la especie *Q. rysophylla* (Jiménez *et al.*, 2001).

El área afectada por el incendio forestal de severidad alta no presentó sobrevivencia de *P. pseudostrabus*, debido a que este tipo de incendio tiene efectos letales para las coníferas, ya que afectó el 100% del área de copa de todos los individuos; sin embargo, otros individuos como el género *Quercus* lograron permanecer debido a la sobrevivencia de su sistema radical y su capacidad de rebrote, lo que les permitió un establecimiento más rápido y efectivo. En cuanto a las acciones de reforestación, éstas lograron incrementar la densidad nula de *P. pseudostrabus* hasta 115/ha, con una altura de 1,46 ± 0,68m y un área de copa de 90,05m²/ha (Tabla I). Sin embargo, solo se logró una efectividad del 5% de sobrevivencia de *P. pseudostrabus*, ya que a pesar de

presentar mejores condiciones lumínicas que el área de sobrevivencia media (no había árboles adultos que compitieran por el recurso lumínico), los individuos tuvieron un establecimiento más lento, debido a que el sistema radical de los brinzales presenta menor área, por lo que el gasto energético para su desarrollo es mayor y presentan un crecimiento en altura más lento. Las especies con mayor peso ecológico son *Q. polymorpha* (IVI= 75,03%), *Q. rysophylla* (IVI= 60,39%) y *Cercis canadensis* (IVI= 38,22%). La alta presencia de *Quercus* es debida a que este género previo al incendio se presentaba como el segundo más abundante después de *P. pseudostrobus* (Jiménez *et al.*, 2001), y su estrategia ante los incendios forestales es regenerar asexualmente por medio del rebrote (Zavala, 2000; Fry, 2008).

Para determinar si existía diferencia significativa entre la densidad absoluta (n/ha) de los brinzales de *P. pseudostrobus* plantados en las dos áreas, se calcularon los valores promedio de los sitios de muestreo y se calculó la prueba t de Student, dando como resultado que no existe diferencia significativa ($t=0,062$; Figura 3).

El área afectada por el incendio forestal de severidad alta presentó una densidad de 2846/ha y un área de copa de 10314,17m²/ha, mientras el área afectada por el incendio forestal de severidad media los valores fueron de 4008/ha y 19141,94m²/ha, respectivamente (Tabla I). Para evaluar si existía diferencia significativa entre la densidad absoluta (n/ha) y la dominancia absoluta (m²/ha) entre las áreas evaluadas, se procedió a calcular los valores promedio de los sitios de muestreo y se calculó la prueba t de Student, obteniendo como resultado que sí existe diferencia significativa en los valores promedio de densidad ($t= 0,040$) y dominancia (área de copa; $t= 0,024$). Esta diferencia se debió a que la alta severidad

del fuego provocó una mayor mortandad de individuos, debido a que afectó el sistema radical, y por lo tanto existe una menor área de copa.

En general, las áreas evaluadas presentan buena capacidad de regeneración tras el fuego, ya que muestran altos valores de densidad y área de copa >100%. Si el objetivo del programa de restauración ecológica era aumentar las densidades de *P. pseudostrobus* para que fueran similares a las de un ecosistema maduro de referencia (245/ha; Jiménez *et al.*, 2001; González, 2005), las acciones de reforestación ejecutadas en el área de severidad media fueron eficientes, ya que además de los 208/ha que sobrevivieron se revegetaron 261/ha, sumando 469/ha en total. No obstante, faltó la implementación de diferentes acciones para el área de severidad alta, ya que solo se logró una densidad de 115/ha. Para futuras acciones de restauración post-incendio se recomienda que en los primeros años después de la plantación los individuos vecinos de las plántulas de *P. pseudostrobus* sean eliminados para disminuir la competencia interespecífica y favorecer su óptimo desarrollo.

Diversidad α

Las áreas con diferente severidad de incendio presentaron la misma riqueza de especies (S= 26). De acuerdo al índice de diversidad de Shannon (H') el área de seve-

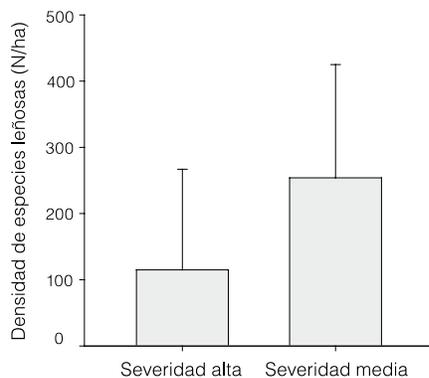


Figura 3. Valores promedio y desviación estándar de la densidad de especies leñosas (N/ha) en las áreas con diferente severidad.

ridad media presentó un valor de 2,34, mientras que en la de severidad alta fue 2,47. Esto indica que son áreas diversas en comparación a los ecosistemas maduros de *Pinus-Quercus* de la Sierra Madre Oriental, los cuales presentan una diversidad menor ($H' \approx 1,50$; Jiménez *et al.*, 2001; Alanís *et al.*, 2008a; González *et al.*, 2008). Para evaluar si existía diferencia significativa en términos de diversidad-abundancia entre las áreas evaluadas se utilizó el método de t de Hutcheson ($P \leq 0,05$), del cual se derivó que no existe diferencia significativa en la diversidad-abundancia del componente arbóreo en las áreas con diferente severidad de incendio forestal ($t= 1,77$; $gl= 811$). Una explicación sería que el índice de Shannon toma en consideración dos variables, la riqueza de especies y la proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos (la abundancia relativa de la especie i), y ambas áreas presentaron la misma riqueza de especies y las especies tuvieron una abundancia relativa similar. Sin embargo, la dominancia sí mostró diferencias significativas, como se mencionó anteriormente, lo que modifica considerablemente la estructura de las masas forestales evaluadas, ya que ahora se presenta una mayor cobertura de copa en el área de severidad media (19141,94m²/ha) y una cobertura de copa menor en la de severidad alta (10314,17m²/ha); sin embargo, *P. pseudostrobus* solo cubre 90,05m²/ha, lo cual conllevará a un desarrollo estructural diferente de la masa forestal debido al comportamiento heliófito de la especie.

Diversidad β

La diferenciación en la composición de especies entre las áreas (diversidad β) se evaluó mediante el coeficiente de similitud cuantitativo de Morisita-Horn (I_{MH}), el cual adquiere valores entre 0 (no

similar) y 1 (completamente similar; Magurran, 2004). Los resultados mostraron una similitud de 0,81, debido a que presentan 22 especies en común y este índice está fuertemente influido por la riqueza de especies y es altamente sensible a la abundancia de la especie más abundante (Magurran, 1988). Lo anterior indica que las áreas impactadas por diferente severidad de incendio forestal presentan una alta proporción de especies en común.

Conclusiones

Se demostró que áreas afectadas por diferente severidad de incendio forestal (media y alta) de un bosque de *Pinus-Quercus* del noreste de México presentan la misma riqueza de especies (S= 26) y no mostraron diferencias significativas en relación a su diversidad-abundancia ($t= 1,77$; $gl= 811$), no obstante sí modificó la presencia de las especies más abundantes, la densidad ($t= 0,040$) y área de copa ($t= 0,024$). La composición de especies entre las áreas mostró una alta similitud ($I_{MH}= 0,81$), indicando que están constituidas por un gran número de especies en común. Referente a la práctica de reforestación con brinzales de *P. pseudostrobus*, se obtuvo que las áreas presentaron bajos porcentajes de sobrevivencia (<14%) y éstos no mostraron diferencias significativas entre las dos áreas ($t= 0,062$). Es necesario realizar estudios encaminados al desarrollo de nuevos métodos que permitan una mayor sobrevivencia en las plantaciones post-incendio.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Parque Ecológico Chipinque por todas las facilidades otorgadas, a Lillian Belle Willcockson directora general del PECh por todo su apoyo, a Silvia Rivera por sus comentarios, a Raúl Pulido Pérez e Milton G. Ruiz Bautista por su participación en las actividades en campo. Al Consejo

Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada al primer autor.

REFERENCIAS

- Alanís E, Jiménez J, Espinoza D, González MA, Jurado E, Aguirre OA (2008a) Monitoreo del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque. *Rev. Chapingo Ser. Cienc. Forest. Amb. 14*: 113-118.
- Alanís E, Jiménez J, Aguirre OA, Treviño EJ, Jurado E, González MA (2008b) Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Rev. Cienc. UANL 11*: 56-62.
- Alanís E, Jiménez J, Pando M, Aguirre OA, Treviño EJ, Canizales PA (2010) Efecto de la exposición de ladera en la estructura arbórea en áreas restauradas post-incendio del Parque Ecológico Chipinque, México. *Acta Biol. Col.* (En prensa).
- Catry FX, Moreira F, Duarte I, Acácio V (2009) Factors affecting post-fire crown regeneration in cork oak (*Quercus suber* L.) trees. *Eur. J. Forest 128*: 231-240.
- Fry DL (2008) Prescribed fire effects on deciduous oak woodland stand structure, northern Diablo Range, California. *Rangeland Ecol. Manag. 61*: 294-301.
- García DA (2000) *Restauración de la Vegetación en los Bosques de Encino y Pino en el Parque Ecológico Chipinque, México*. Tesis. Universidad Autónoma de Nueva Laredo. México. 30 pp.
- González MA (2005) *Fire History and Natural Succession after Forest Fires in Pine-Oak Forest, an Investigation in the Ecological Park "Chipinque", Northeast Mexico*. Sierke. Gottinga, Alemania. 92 pp.
- González MA, Schwendenmann L, Jiménez J, Himmelsbach L (2007) Reconstrucción del historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino-encino en la Sierra Madre Oriental. *Maderas Bosques 13*: 51-63.
- González MA, 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.
- Jiménez J, Aguirre O, Kramer H (2001) Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Inv. Agrar: Sist. Rec. Forest. 10*: 355-366.
- Jiménez J, Jurado E, Aguirre O, Estrada E (2005) Effect of grazing on restoration of endemic dwarf pine (*Pinus culminicola* Andresen et Beaman) populations in northeastern Mexico. *Restor. Ecol. 13*: 103-107.
- Keeley JE, Brennan T, Pfaff AH (2008) Fire severity and ecosystem responses following crown fires in California scrublands. *Ecol. Applic. 18*: 1530-1546.
- Magurran A (1988) *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press. Princeton, NJ, EEUU. 179 pp.
- Magurran A (2004) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell. Oxford, RU. 256 pp.
- Marroquín R, Jiménez J, Garza F, Aguirre OA, Estrada E, Bourguet R (2006) Pruebas de regeneración artificial de *Pinus pseudostrubus* en localidades degradadas por incendios. *Cienc. UANL 9*: 298-303.
- Martínez HC, Rodríguez DA (2008) Species diversity alter prescribed burns at different intensities and seasons in a high altitude *Pinus hartwegii* forest. *Interciencia 33*: 337-344.
- Miranda MS (2004) Determinación de las áreas de riesgo a incendios forestales del Parque Ecológico Chipinque, Nuevo León. En Villers RL, López Blanco J (Eds.) *Incendios Forestales en México. Métodos de Evaluación*. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 164 pp.
- Moreira F, Catry FX, Duarte I, Acácio V, Silva JS (2008) A conceptual model of sprouting responses in relation to fire damage: an example with cork oak (*Quercus suber* L.) trees in Southern Portugal. En Valk A (Ed.) *Forest Ecology. Recent Advances in Plant Ecology*. Springer. Nueva York, EEUU. pp. 77-84.
- Moreno CE (2001) *Métodos para Medir la Biodiversidad. Manual y Tesis*. Vol. 1. CYTED, ORCYT, SEA. Pachuca, Hidalgo, México. 83 pp.
- Mostacedo B, Fredericksen TS (2000) *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal*. BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia. 87 pp.
- Mueller-Dombois D, Ellenberg H (1974) *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. Wiley. Nueva York, NY, EEUU. 547 pp.
- Navarro RM, Hayas A, García A, Hernández CR, 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 multispectrales. *Rev. Chil. Hist. Nat. 81*: 95-110.
- Odion DC, Frost EJ, Strittholt JR, Jiang H, Dellasala DA, Moritz MA (2004) Patterns of fire severity and forest conditions in the Western Klamath Mountains, California. *Cons. Biol. 18*: 927-936.
- Rodríguez DA, Fulé P (2003) Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *Int. J. Wildland Fire 12*: 23-37.
- Rodríguez DA, Castro UB, Zepeda M, Carr R (2007) First year survival of *Pinus hartwegii* following prescribed burns at different intensities and different seasons in Central Mexico. *Int. J. Wildland Fire 16*: 54-62.
- Shannon C (1948) The mathematical theory of communication. *Bell Syst. Tech. J. 27*: 379-423.
- Vega JA, Fernández C, Pérez P, Fonturbel T (2008) The influence of fire severity, serotiny, and post-fire management on *Pinus pinaster* Ait. recruitment in three burnt areas in Galicia (NW Spain). *Forest Ecol. Manag. 256*: 1596-1603.
- Vera V, Rodríguez DA (2007) Supervivencia y crecimiento en altura de *Pinus hartwegii* a dos años de quemas prescritas e incendios. *Agrociencia 41*: 219-230.
- Weber KT, Seefeldt SS, Norton JM, Finley C (2008) Fire severity modeling of sagebrush-steppe rangelands in Southeastern Idaho. *Gysi. Rem. Sens. 45*: 68-82.
- Zavala F (2000) El fuego y la presencia de encinos. *Ciencia Ergo Sum. 7*: 269-276.
- Zavala F (2001) *Introducción a la Ecología de la Regeneración Natural de Encinos*. Universidad autónoma de Chapingo. México. 94 pp.