

Efecto de la restauración ecológica post-incendio en la diversidad arbórea del Parque Ecológico Chipinque, México

Effect of post-fire ecological restoration on the arboreal diversity of the Chipinque Ecological Park, Mexico

Eduardo Alanís-Rodríguez^{1,2}, Javier Jiménez-Pérez²,
Marisela Pando-Moreno², Óscar A. Aguirre-Calderón²,
Eduardo J. Treviño-Garza² y Perla C. García-Galindo¹

RESUMEN

Los bosques templados del Parque Ecológico Chipinque (PECh) son de gran importancia debido a los servicios ambientales que proveen al Área Metropolitana de Monterrey. En el año de 1998 se suscitó un incendio forestal que afectó una tercera parte del PECh. En el área post-incendio se realizó un programa de restauración ecológica. En el año 2008 (10 años después) se realizó un análisis comparativo de la diversidad del elemento arbóreo del área restaurada y otra regenerada naturalmente. El objetivo fue determinar si existen diferencias estadísticas en la diversidad arbórea (número, densidad de especies y estructura vertical y horizontal) entre las dos áreas. Mediante una curva especies-superficie se determinó el establecimiento de cuatro unidades de muestreo de 100 m² en cada área. Se registraron ocho familias, 10 géneros y 14 especies. El género con mayor presencia en ambas áreas fue *Quercus*. El área restaurada presentó como segunda especie más importante a *Pinus pseudostrobus*. De acuerdo al análisis vertical del estrato arbóreo se determinó que ambas áreas son multicohortales. Referente a la diversidad β las áreas evaluadas presentaron una similitud media-alta. El área restaurada y regenerada no presentaron diferencias estadísticas significativas en la diversidad-abundancia ($t=0,55$, $g.l.=1269,63$, $p>0,05$), abundancia ($t=0,16$) y dominancia ($t=0,26$). Con esta investigación se generó información cuantitativa que indica que las prácticas silvícolas empleadas para la restauración ecológica incrementaron la densidad de *P. pseudostrobus*, sin alterar la diversidad, abundancia y dominancia del elemento arbóreo.

PALABRAS CLAVE:
Restauración ecológica, diversidad.

ABSTRACT

The temperate forests of Chipinque Ecological Park (PECh) are of great importance due to environmental services they provided to the Metropolitan Area of Monterrey. In 1998 was raised a forest fire that affected the third part of the PECh. In the area post-fire was performed an ecological restoration program. In 2008 (ten years after) was conducted a comparative analysis of the diversity of the arboreal component of the restored area and naturally regenerated. The objective was to determine whether there are statistical differences in tree diversity (number and species density, and vertical and

1 Departamento de Investigación y Manejo de Recursos Naturales, Parque Ecológico Chipinque, A. C. Av. Ricardo Margáin Zozaya No. 440 Col. Valle del Campestre, C. P. 66261 Garza García N. L. México Tel. (81) 83 03 00 00. Ext. 124 E-mail: alanis_eduardo@yahoo.com.mx

2 Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Linares-Cd. Victoria Km 145. Apartado Postal 41. C. P. 67700 Linares, Nuevo León, México. E-mail: jjimenez@fcf.uanl.mx

horizontal structure) between the two areas. By means of species-area curve was determined the establishment of four sampling units of 100 m² in each area. Were 8 families, 10 genera and 14 species. The genus with more presence in both areas was *Quercus*. The second species more important in restored area was *Pinus pseudostrobus*. According to vertical analysis of arboreal layer was concluded that both areas are multico-horts. Referring to β diversity the evaluated areas presented a medium-high similarity. The restored area and regenerated not present statistical differences in the diversity-abundance ($t=0,55$, $g.I.=1269,63$, $p<0,05$), abundance ($t=0,16$) and dominance ($t=0,26$). This research generated quantitative information that indicates that the silvicultural practices employed for ecological restoration increased the density of *P. pseudostrobus*, without altering the diversity, abundance and dominance of the trees.

KEYWORDS:

Ecological restoration, diversity.

INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas más significativos que impactan los ecosistemas forestales son los incendios forestales (Minnich *et al.*, 2000; González *et al.*, 2005; Kodandapani *et al.*, 2009). Estos eventos modifican la estructura, composición y diversidad del elemento arbóreo (Alanís *et al.*, 2008; González *et al.*, 2008). En el Parque Ecológico Chipinque (PECh) se suscitó un incendio en el año 1998 que impactó más de 500 ha de bosques templados (Alanís *et al.*, 2008). Ante este acontecimiento un grupo multidisciplinario conformado por personal del PECh y la Universidad Autónoma de Nuevo León generaron un proyecto de restauración ecológica, que con fondos empresariales, gubernamentales y de la sociedad civil se implementó eficientemente.

En la zona de estudio se han desarrollado investigaciones sobre el historial de incendios forestales (González *et al.*, 2007; González *et al.*, 2008),

diversidad de especies herbáceas en las primeras etapas sucesionales (Alanís, 1999 y Romero, 2009), y referentes a la biodiversidad del elemento arbóreo de ecosistemas impactados post-incendio (Alanís *et al.*, 2008 y Calderón, 2008). Pero referente a la diversidad de la estructura horizontal y vertical del estrato arbóreo de los ecosistemas restaurados post-incendio se han realizado escasos estudios. Por lo tanto, es necesario desarrollar investigaciones referentes a la caracterización de la diversidad estructural del estrato arbóreo (Aguirre *et al.*, 2003, Solís *et al.*, 2006; Feroz *et al.*, 2006; Felfili *et al.*, 2007; Giménez *et al.*, 2007), ya que la información generada es un elemento indispensable en la toma de decisiones sobre el manejo sustentable de los ecosistemas resultantes post-incendio (González *et al.*, 2007; González *et al.*, 2008; Alanís *et al.*, 2010).

OBJETIVOS

Los objetivos de la presente investigación fueron: 1) estimar la riqueza y diversidad (α) de las especies arbóreas ($\geq 1\text{cm}$) establecidas post-incendio en dos áreas; una regenerada naturalmente y otra restaurada, 2) evaluar los indicadores ecológicos de abundancia (A_i), dominancia (D_i), frecuencia (F_i), e índice de valor de importancia (IVI), 3) cuantificar la similitud/disimilitud (diversidad β) de las áreas, 4) comparar la abundancia y dominancia de las áreas y 5) evaluar si la diversidad-abundancia difiere entre las áreas. La hipótesis es que las dos áreas presentan diferencias estadísticas significativas en la diversidad, abundancia y dominancia.

METODOLOGÍA

El estudio se realizó en el Parque Ecológico Chipinque (Figura 1) el cual forma

parte del Área Natural Protegida (ANP) Parque Nacional Cumbres de Monterrey (PNCM), y posee una extensión territorial de 1,815 ha, localizadas en los municipios de San Pedro Garza García y Monterrey, Nuevo León (noreste de México). Presenta altitudes que varían de los 750 a los 2,200 msnm, situándose entre las coordenadas geográficas 100°18' y 100°24' de longitud oeste y 25°33' y 25°35' de latitud norte. El PECh se ubica en la Región Hidrológica 24 denominada Río Bravo; pertenece al sistema de topomorfas Sierra Pliegue Flexionada donde los suelos dominantes son litosol y rendzina (INEGI, 1986).

La precipitación varía de 300 a 600 mm anuales y el clima es semiseco, con lluvias marcadas en verano con una temperatura media anual de 21,3°C. La temperatura media mensual más cálida está entre 30 y 31°C y se presenta en los meses de junio, julio y agosto; y la menor se registra en los meses de enero y

diciembre con un valor de 13 a 14°C. (INEGI, 1986). La vegetación del área de estudio está constituida por un bosque mixto conformado por especies de *Pinus* y *Quercus*, entre las que destacan *Pinus pseudostrobus* (Lindl.), *P. teocote* (Schiede. ex Schltdl. & Cham) y del género *Quercus*: *Q. rysophylla* (Weath), *Q. laeta* (Liemb), *Q. polymorpha* (Schltdl. & Cham), *Q. laceyi* (Small) y *Q. canbyi* (Trel.) (Jiménez *et al.*, 2001; Alanís *et al.*, 2008).

Para lograr los objetivos trazados en esta investigación, en el año 2008 se evaluó una zona impactada por un incendio forestal ocurrido en abril de 1998, el incendio fue superficial y de copa y duró seis días impactando significativamente los elementos vegetales. Como resultado del incendio, los elementos arbóreos sufrieron un daño total de la parte aérea. Como estrategia evolutiva *Pinus pseudostrobus* tiende a resistir los incendios (Rodríguez y Fulé, 2003), pero



Figura 1. Localización del Parque Ecológico Chipinque.

debido a la intensidad y duración del incendio no hubo sobrevivencia de esta especie en el área. En cambio, las especies del género *Quercus* tienen como estrategia evolutiva la capacidad de rebrotar (Zavala, 2000; Moreira *et al.*, 2008; Catry *et al.*, 2009); García (2000) desarrolló un estudio post-incendio en un área contigua a la de esta investigación, donde cuantificó el número de rebrotos de la base del tronco incendiado de *Quercus rysophylla* (9.2 ± 7.12) y *Q. canbyi* (8.2 ± 4.54) a un año de ser impactados por el incendio.

En el año 2008, diez años después del incendio forestal, se muestrearon dos áreas post-incendio, una restaurada y otra regenerada naturalmente. Ambas áreas habían sido afectadas por incendios en los años de 1972, 1984 y 1998 (González *et al.*, 2007). La comunidad arbórea previa al incendio de 1998 era una comunidad en regeneración del incendio de 1984. Las dos áreas presentan condiciones ecológicas similares (ecosistema mixto de pino-encino, clima seco, altitud entre 1,100 y 1,150 m, suelo litosol, pendiente entre 30 y 35° y exposición noreste).

La única diferencia que presentaban las áreas, es que una se regeneró naturalmente sin intervención humana y en la otra se implementó un programa de restauración ecológica, donde se realizaron prácticas silvícolas para favorecer la sucesión natural. En 1998 se colocó material arbóreo incendiado de forma perpendicular a la pendiente (barreras naturales), el cual sirvió de forma natural para la acumulación de suelo de arrastre (Whisenant, 2005), en el mismo año se realizó una reforestación con *Pinus pseudostrobus* en el mes de septiembre (época de mayor precipitación) con una densidad de 2000 ind./ha y se sustituyeron las plántulas muertas durante los siguientes cinco años (1999 al 2003). Debido a que las especies del género

Quercus presentaron numerosos rebrotos en la base del tronco, durante los años 1998 al 2003 se podaron los rebrotos dejando únicamente el que presentaba las mejores características diamétricas (García, 2000), con el objetivo de disminuir la cobertura foliar de estas especies y favorecer el crecimiento del *P. pseudostrobus* ya que es una especie con altos requerimientos lumínicos (Alanís *et al.*, 2008).

Dada la alta densidad de individuos se establecieron sitios cuadrados de 100m² (Corral *et al.*, 2005; Alanís *et al.*, 2008) con una equidistancia de 20 metros para evitar variaciones edáficas y altitudinales. Después se elaboró una curva especie-superficie (Mostacedo y Fredericksen, 2000) para cada área, con la finalidad de estimar el número mínimo de sitios necesarios para obtener información representativa de la diversidad de especies, realizando en total cuatro sitios por área. En los sitios de muestreo se obtuvieron los parámetros dasométricos de altura total (*h*) y diámetro (*d_{0.10}*) de las especies arbóreas con un diámetro ≥ 1 cm, debido a que se consideran individuos autosuficientes que han superado una de las etapas más críticas de sobrevivencia (Xi *et al.*, 2008). La medición del diámetro se efectuó a 0.10 metros sobre la base del suelo debido a que algunos individuos presentaban bifurcaciones a mayor altura (Alanís *et al.*, 2008).

Indicadores ecológicos

Para evaluar el papel relativo de las especies arbóreas se utilizaron los indicadores ecológicos: abundancia (*A_i*), dominancia (*D_i*), frecuencia (*F_i*), posición sociológica (*PS_i*), regeneración natural (*RN_i*), índice de valor de importancia (*IVI*) e índice de valor de importancia ampliado (*IVIA*) como medida de valoración (Curtis y McIntosh, 1951; Magurran, 2004; Petit, 2008). Además de los siguientes indicadores:

Diversidad alfa (α)

Para estimar la diversidad α se utilizó el índice de Shannon & Weiner (H') (Shannon, 1948) y el de equidad de Pielou (J') (Magurran, 2004), mediante las ecuaciones:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i) \quad [1]$$

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}} \quad [2]$$

$$H'_{\max} = \ln S \quad [3]$$

Donde S es el número de especies presentes, \ln es logaritmo natural y p_i es la proporción de las especies $p_i = n_i/N$; donde n_i es el número de individuos de la especie i , N es el número total de individuos y H'_{\max} es el máximo valor posible de diversidad. Para realizar la comparación entre las áreas se usó la prueba de hipótesis sobre la similitud o diferencia en la diversidad-abundancia de t de Huteson (Magurran, 1988) dada por la ecuación 4 y con grados de libertad estimados mediante la ecuación 5.

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{(\text{Var}H'_1 + \text{Var}H'_2)^{1/2}} \quad [4]$$

$$df = \frac{(\text{Var}H'_1 + \text{Var}H'_2)^2}{\left[\frac{(\text{Var}H'_1)^2}{N_1} \right] \left[\frac{(\text{Var}H'_2)^2}{N_2} \right]} - \quad [5]$$

Donde:

= diversidad del sitio n

Var = varianza del sitio n

Para la estimación de la varianza se utilizó la fórmula (Magurran, 1988):

$$\text{Var}H' = \frac{\sum p_i(\ln p_i)^2 - (\sum \ln p_i)^2}{N} = \frac{S-1}{2N^2} \quad [6]$$

Diversidad beta (β)

La similitud entre los sitios de muestreo se determinó mediante el método de Sorensen cuantitativo y de Morisita-Horn (Magurran, 1988). El primero está basado en la relación presencia-ausencia entre el número de especies compartidas o no, en cada sistema y el número total de especies de los dos sitios en comparación, mientras que el segundo considera los valores de abundancia de las especies, compartidas o no, entre los dos sitios en comparación. El coeficiente de similitud de Sorensen para datos cuantitativos se expresa (Magurran, 1988):

$$I_S = \frac{2pN}{aN + bN} \quad [7]$$

Donde:

aN = número total de individuos en el sitio A

bN = número total de individuos en el sitio B

pN = sumatoria de la abundancia más baja de cada una de las especies compartidas entre ambos sitios

Y el de Morisita-Horn:

$$I_{\text{Mor}} = \frac{2 \sum (an_i * bn_j)}{(da + db)aN * bN} \quad [8]$$

Donde: an_i = número de individuos de la i -ésima especie en el sitio A; bn_j = número de individuos de la j -ésima especie en el sitio B y da y db se describen a continuación:

$$da = \sum \frac{an_i^2}{aN^2} \quad db = \sum \frac{bn_j^2}{bN^2} \quad [9,10]$$

Índice de distribución vertical de especies (A)

Para la caracterización de la estructura vertical de las especies se utilizó el índice de distribución vertical de especies (A) (Pretzsch, 1996; Del Río *et al.*, 2003). A indica valores entre 0 y un valor máximo (A_{max}). Un valor A= 0 significa que el rodal está constituido por una sola especie que ocurre en un sólo estrato. A_{max} se alcanza cuando la totalidad de las especies ocurren en la misma proporción tanto en el rodal como en los diferentes estratos (Pretzsch, 1996; Corral *et al.*, 2005). A_{max} se obtiene mediante la ecuación 12. Para la estimación de distribución vertical de las especies, se definieron tres zonas de altura (Pretzsch, 1996; Jiménez *et al.*, 2001), siendo estos: zona I: 80%-100% de la altura máxima del área; zona II: 50%-80%, y zona III: de 0 a 50%. El índice se estima mediante la fórmula:

$$A = - \sum_{i=1}^s \sum_{j=1}^z p_{ij} * \ln(p_{ij}) \quad [11]$$

Donde S= número de especies presentes; Z= número de estratos de altura; p_{ij} = porcentaje de especies en cada zona, y se estima mediante la siguiente ecuación $p_{ij}=n_{ij}/N$; donde n_{ij} = número de individuos de la misma especie (i) en la zona (j) y N= número total de individuos.

$$A_{max} = \ln (S*Z) \quad [12]$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Relación número de especies-superficie

Mediante la curva especie-superficie (Mostacedo y Fredericksen, 2000) se determinó la superficie mínima de muestreo para cada área, la cual fue definida como la superficie muestral donde el incremento inicial de la curva especie-superficie observa la asintonía, llegando a ser horizontal. Las curvas presentaron su asintonía cuando se muestreó una superficie de 400 m², lo cual corrobora lo estimado por Alanís *et al.* (2008), en una investigación similar en la Sierra Madre Oriental.

Indicadores ecológicos

Tomando en consideración las dos áreas evaluadas, se registraron ocho familias, 10 géneros y 14 especies, la familia Fagaceae fue el grupo con mayor presencia con cuatro especies, seguida de la Rosaceae con tres especies. La alta presencia de especies de la familia Fagaceae es debido a que se caracterizan por su estrategia adaptativa de rebrotar, que se estimula ante los efectos del aumento de la temperatura del suelo causada por los incendios forestales (Zavala, 2000; Alanís *et al.*, 2008). El área regenerada naturalmente presentó una riqueza específica de 11 especies y la restaurada de ocho, teniendo en común cinco especies.

La densidad arbórea ≥ 1 cm ($d_{0,10}$) del área regenerada es de 5300 ind./ha con un área basal de 23,10 m²/ha, y está conformada predominantemente por *Quercus rysophylla* (3250 ind./ha) y *Q. laceyi* (700 ind./ha). *Pinus pseudostrobus* presenta una densidad de 50 ind./ha. El área restaurada presenta una densidad arbórea ≥ 1 cm ($d_{0,10}$) de 3450 ind./ha con área basal de 20,28 m²/ha, las dos especies con mayor densidad son

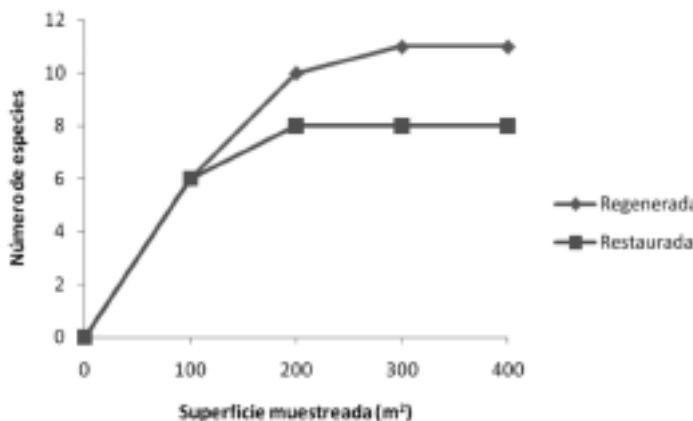


Figura 2. Curva especie-superficie de las áreas evaluadas.

Q. rysophylla (2100 ind./ha) y *P. pseudostrobus* (700 ind./ha).

La alta presencia de *P. pseudostrobus* en el área restaurada es debido al éxito de las acciones de reforestación que se desarrollaron, ya que reforestaciones similares en la Sierra Madre Oriental han tenido escasa sobrevivencia debido a múltiples factores (Jiménez *et al.*, 2005; Marroquín *et al.*, 2006). Resulta evidente que las acciones de reforestación presentaron un incremento en la densidad del *P. pseudostrobus*, de 50 ind./ha en el área regenerada a 700 ind./ha en el área restaurada, lo que podría considerarse favorecedor, ya que uno de los objetivos de la restauración ecológica era incrementar las densidades de esta especie, ya que es clave en ecosistemas maduros (Jiménez *et al.*, 2001; González *et al.*, 2008).

En el área regenerada la especie ecológicamente más importante y representativa es *Quercus rysophylla* con un valor de $IVI= 51,65\%$, siendo la especie más abundante, frecuente y dominante,

seguida por *Quercus laceyi* con un valor de 15,50%. Cabe mencionar que las restantes 9 especies suman 32,84% del índice de valor de importancia.

Referente al área restaurada, la especie ecológicamente más importante y representativa es *Quercus rysophylla* con un valor de $IVI= 57,43\%$, siendo la especie más abundante, frecuente y dominante, seguida por *Pinus pseudostrobus* y *Quercus laceyi* con valores de 14,21% y 9,54% respectivamente. *P. pseudostrobus* presenta una alta abundancia (20,29%) y frecuencia (21,05%) pero una baja dominancia (1,99%) debido a que presenta bajos valores diamétricos ($d_{0.10}=6,1\text{cm} \pm 3,1\text{cm}$).

Para evaluar si existe diferencia significativa entre la abundancia absoluta (número de árboles por hectárea) y la dominancia absoluta (área basal ($d_{0.10}$)) de las especies arbóreas con un diámetro $\geq 1\text{ cm}$) entre las áreas evaluadas, se procedió a calcular los valores promedios de los sitios de muestreo. Para el análisis estadístico

Tabla 1. Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies arbóreas de las áreas evaluadas.

Especies	Área regenerada naturalmente				Área restaurada			
	Abundancia (N/ha)	Dominancia (m ² /ha)	Abundancia (N/ha)	Dominancia (m ² /ha)	Abundancia (N/ha)	Dominancia (m ² /ha)	Abundancia (N/ha)	Dominancia (m ² /ha)
<i>Carya illinoensis</i>	-	-	-	-	-	-	75	2,17
<i>Celtis laevigata</i>	75	1,42	0,03	0,33	8,33	3,35		
<i>Cercis canadensis</i>	75	1,42	0,25	1,06	8,33	3,60	100	2,90
<i>Chiococca pachyphylla</i>	25	0,47	0,04	0,01	4,17	1,54		
<i>Juglans mollis</i>	325	6,13	0,80	3,47	8,33	5,97		
<i>Litsea novoleontis</i>					75	2,17	0,06	0,33
<i>Pinus pseudostrobus</i>	50	0,94	0,01	0,05	4,17	1,72	700	20,29
<i>Prunus mexicana</i>	100	1,89	0,60	2,62	8,33	4,27		
<i>Prunus serotina</i>	225	4,25	0,54	2,35	12,50	6,36		
<i>Quercus canbyi</i>	150	2,83	0,50	2,15	8,33	4,43	125	3,62
<i>Quercus laceyi</i>	1000	18,87	2,54	10,98	16,67	15,50	250	7,25
<i>Quercus polymorpha</i>							25	0,72
<i>Quercus rysophylla</i>	3250	61,32	17,78	76,98	16,67	51,65	2100	60,87
<i>Rubus trivialis</i>	25	0,47	0,00	0,00	4,17	1,54		
Total	5300	100	23,10	100	100	3450	100	20,28
							100	100
								100

Donde: Abs.=absoluta; Rel.=relativa; F_r = Frecuencia relativa; IVI = Índice de valor de importancia.

se utilizó la prueba de t de Student, la cual no mostró diferencias significativas en la abundancia ($t= 0,16$) y dominancia ($t= 0,26$). Estos resultados denotan que las prácticas silvícolas realizadas en el área restaurada no modifican la abundancia y dominancia de las especies arbóreas.

Diversidad alfa

El área regenerada naturalmente presenta una riqueza específica (S) del estrato arbóreo de 11 especies, con un índice de diversidad H' de 1,31 y una equidad de Pielou (J') de 0,55, con un coeficiente de mezcla (CM) que indica que aparece una nueva especie por cada 20 individuos evaluados. El área restaurada presentó una riqueza específica menor ($S=8$), con un índice de diversidad H' de 1,24 y una equidad de Pielou (J') de 0,60, con un coeficiente de mezcla (CM) que indica que aparece una nueva especie por cada 18 individuos evaluados.

Los valores del índice de Shannon ($H'=1,24$ y $H'=1,31$) resultaron ser significativamente iguales aplicando la prueba de t de Hutcheson con $\alpha = 5\%$ ($t= 0,55$, $g.l.=1269,63$, $p<0,05$). Una interpretación de la igualdad estadística sería que las actividades silvícolas aplicadas en el área restaurada como la

reforestación con *Pinus pseudostrobus* y las podas a los renuevos de ejemplares de *Quercus* sp. no modifican significativamente la proporción y abundancia de las especies arbóreas.

Diversidad beta

De acuerdo al coeficiente de similitud de Sorensen (I_S) las áreas evaluadas presentan una similitud de 59,42%, lo que indica una similitud media, una posible razón podría ser que presentan en común 5 de las 14 especies y una de ellas (*Quercus rysophylla*) tiene una alta abundancia en ambas áreas. El índice de Morisita-Horn (I_{MH}) resultó 93,03% de similitud, este porcentaje difiere del de similitud de Sorensen debido a que el índice de Morisita-Horn está fuertemente influido por la riqueza de especies y es altamente sensible a la presencia de la especie más abundante (Magurran, 1988). En este sentido, *Quercus rysophylla* es la especie con mayor abundancia en ambas áreas ($A_r > 60\%$). Con estos resultados se puede aludir que las áreas evaluadas (regenerada y restaurada) presentan una similitud media-alta, ya que las prácticas silvícolas realizadas no producen cambios notables en la presencia y abundancia de las especies arbóreas.

Tabla 2. Riqueza y diversidad del elemento arbóreo de las áreas evaluadas.

	S	H'	H'_{max}	J'	CM
Área regenerada naturalmente	11	1,31	2,40	0,55	1/20
Área restaurada	8	1,24	2,08	0,60	1/18

Donde: S : Riqueza específica; H' : Índice de diversidad de Shannon; H'_{max} : Máximo valor posible de diversidad; J' : Equidad de Pielou; CM : Coeficiente de mezcla.

Estructura vertical

Para describir una comunidad multicotrial e incoetánea es necesario determinar y conocer la distribución vertical de la estructura del ecosistema (Jiménez *et al.*, 2001). Lamprecht (1990) indica que el análisis de especies arbóreas se debe realizar mediante el estudio de los estratos en las copas de los mismos. En el siguiente análisis se distribuyen las especies en tres estratos fitosociológicos según la altura de los árboles: zona I: 80%-100% de la altura máxima del área; zona II: 50%-80%, y zona III: de 0 a 50% (Pretzsch, 1996).

El área regenerada naturalmente presenta predominantemente dos estratos, ya que el estrato I tan sólo representa 12,67% de los individuos, mientras que los estratos II y III presentan 41,78% y 45,53%, respectivamente. De acuerdo a los valores de $A=3,41$ y $A_{max}=3,49$ se corrobora la existencia de dos estratos. El área restaurada presenta una abundancia relativa homogénea en los tres estratos, con 26,08% en el estrato I, 34,05% en el estrato II y 39,85% en el estrato III. Esta abundancia relativa homogénea es debido a las acciones silvícolas de podas y reforestación, ya que por una parte se estimuló el crecimiento del porte arbóreo de *Quercus* sp. y por otra se incrementó la abundancia del *Pinus pseudostrobus*. Los valores de $A=2,58$ y $A_{max}=3,17$, confirmán que la abundancia arbórea es similar en los tres estratos.

El área regenerada naturalmente presenta como especie dominante en los tres estratos a *Q. rysophylla*, con 9,43% en el estrato I, 28,77% en el estrato II, y 23,58% en el estrato III. Especies con baja abundancia pero presencia en los tres estratos fueron

Prunus serotina y *Juglans mollis*. De manera natural *Pinus pseudostrobus* tiene poca presencia, ya que sólo se presentó en el estrato III con 0,94% de abundancia. Referente al área restaurada el estrato superior está conformado únicamente por especies del género *Quercus*, *Q. rysophylla* presenta una abundancia relativa de 23,91%, *Q. laceyi* 1,45% y *Q. canbyi* 0,72% respectivamente. El estrato intermedio está constituido por especies del género *Quercus* (34,05%) y *Pinus pseudostrobus* ($A_r=1,45\%$). Debido a las acciones de restauración el estrato inferior está compuesto principalmente por *P. pseudostrobus* ($A_r=18,84\%$) seguido por *Q. rysophylla* ($A_r=8,70\%$).

Una explicación probable de la alta presencia del género *Quercus* en los estratos I y II del área restaurada y I, II y III del área regenerada naturalmente, sería que las especies están adaptadas a los incendios forestales y otras perturbaciones y juegan un papel importante en la sucesión secundaria de los ecosistemas forestales (González *et al.*, 2006; Bonfil, 2006; Guzmán y Williams, 2006). Específicamente en el área de estudio, los individuos de este género tienen la capacidad de rebrotar como estrategia evolutiva (Zavala, 2000; Moreira *et al.*, 2008; Catry *et al.*, 2009) y después de estos eventos poseen un sistema radical de individuo adulto y reservas energéticas, por lo que su potencial de crecimiento es superior en relación a las demás especies que no presentan esta estrategia evolutiva. La alta abundancia de *Q. rysophylla* en la actualidad, se debe a que es la segunda especie con mayor abundancia en un ecosistema adulto solo por debajo del *P. pseudostrobus* (Jiménez *et al.*, 2001; Alanís *et al.*, 2008).

Tabla 3. Abundancia absoluta (N/ha) y relativa (Ar) de las especies arbóreas de las áreas evaluadas.

Especie	Área regenerada naturalmente		Área restaurada	
	N/ha	Ar _r	N/ha	Ar _r
Estrato I				
<i>Juglans mollis</i>	100	1,89	-	-
<i>Prunus mexicana</i>	25	0,47	-	-
<i>Prunus serotina</i>	25	0,47	-	-
<i>Quercus canbyi</i>	-	-	25	0,72
<i>Quercus laceyi</i>	25	0,47	50	1,45
<i>Quercus rysophylla</i>	500	9,43	825	23,91
Suma	675	12,74	900	26,09
Estrato II				
<i>Cercis canadensis</i>	50	0,94	-	-
<i>Juglans mollis</i>	100	1,89	-	-
<i>Pinus pseudostrobus</i>	-	-	50	1,45
<i>Prunus mexicana</i>	75	1,42	-	-
<i>Prunus serotina</i>	100	1,89	-	-
<i>Quercus canbyi</i>	25	0,47	25	0,72
<i>Quercus laceyi</i>	350	6,60	100	2,90
<i>Quercus polymorpha</i>	-	-	25	0,72
<i>Quercus rysophylla</i>	1525	28,77	975	28,26
Suma	2225	41,98	1175	34,06
Estrato III				
<i>Carya illinoensis</i>	-	-	75	2,17
<i>Celtis laevigata</i>	75	1,42	-	-
<i>Cercis canadensis</i>	25	0,47	100	2,90
<i>Chiococca pachyphylla</i>	25	0,47	-	-
<i>Juglans mollis</i>	125	2,36	-	-
<i>Litsea novoleontis</i>	-	-	75	2,17
<i>Pinus pseudostrobus</i>	50	0,94	650	18,84
<i>Prunus serotina</i>	100	1,89	-	-
<i>Quercus canbyi</i>	100	1,89	75	2,17
<i>Quercus laceyi</i>	625	11,79	100	2,90
<i>Quercus rysophylla</i>	1250	23,58	300	8,70
<i>Rubus trivialis</i>	25	0,47	-	-
Suma	2400	45,28	1375	39,86

Índice de valor de importancia ampliado

El índice de valor de importancia ampliado (IVIA) propuesto por Finol (1975), se obtiene a partir de la estructura horizontal conformado por el IVI más la estructura vertical por medio de la regeneración (R_n) y la posición sociológica (P_s), lo que permite sintetizar la contribución fitosociológica de cada especie en la estructura horizontal y vertical de cada comunidad (Petit, 2008). La suma total de estos porcentajes da un valor de 500.

De acuerdo al IVIA la estructura horizontal está definida por dos estratos, el estrato alto ocupado por individuos mayores de 3 m de altura y

10 cm de diámetro ($d_{0,10}$) y el bajo ocupado por individuos menores de 2,99 m de altura con diámetro ($d_{0,10}$) inferior a 9,99 cm. En el área regenerada naturalmente las especies con valores más altos de IVIA son *Quercus rysophylla* (267,76%) y *Q. laceyi* (86,97%), presentando los valores mayores de posición sociológica y regeneración natural. *Pinus pseudostrobus* tiene un valor de 2,82% de regeneración natural y 0,00% de posición sociológica.

El área restaurada presenta en el estrato alto a *Quercus rysophylla* como la especie con mayor presencia (84,44%); este estrato está constituido por un 96,67% de individuos pertenecientes al género *Quercus* y el restante 3,33% por

Tabla 4. Índice de Valor de Importancia Ampliado (IVIA) de las especies arbóreas de las áreas evaluadas.

Especie	Área regenerada naturalmente				Área restaurada			
	IVI	P_s	R_n	IVIA	IVI	P_s	R_n	IVIA
<i>Carya illinoensis</i>	-	-	-	-	13,13	-	6,12	19,25
<i>Celtis laevigata</i>	10,08	-	4,23	14,30	-	-	-	-
<i>Cercis canadensis</i>	10,81	1,44	1,41	13,66	13,58	-	8,16	21,75
<i>Chiococca pachyphylla</i>	4,65	-	1,41	6,05	-	-	-	-
<i>Juglans mollis</i>	17,94	5,04	8,45	31,42	-	-	-	-
<i>Litsea novoleontis</i>	-	-	-	-	13,03	-	6,12	19,15
<i>Pinus pseudostrobus</i>	5,16	-	2,82	7,98	43,33	3,33	51,02	97,68
<i>Prunus mexicana</i>	12,84	2,88	-	15,72	-	-	-	-
<i>Prunus serotina</i>	19,09	2,88	7,04	29,01	-	-	-	-
<i>Quercus canbyi</i>	13,31	0,72	7,04	21,07	10,63	4,44	2,04	17,11
<i>Quercus laceyi</i>	46,51	15,11	25,35	86,97	28,59	6,67	8,16	43,42
<i>Quercus polymorpha</i>	-	-	-	-	6,03	1,11	-	7,14
<i>Quercus rysophylla</i>	154,97	71,94	40,85	267,76	171,68	84,44	18,37	274,49
<i>Rubus trivialis</i>	4,64	-	1,41	6,05	-	-	-	-
Total	300	100	100	500	300	100	100	500

Donde: IVI = Índice de valor de importancia; P_s =Posición sociológica; R_n =Regeneración natural; IVIA = Índice de valor de importancia ampliado.

Pinus pseudostrobus. Referente al estrato bajo *Pinus pseudostrobus* es la especie con mayor valor (51,02%) debido a las actividades de reforestación que se realizaron. Resulta notorio que de manera natural *Pinus pseudostrobus* presenta valores bajos de regeneración natural (2,82%), pero mediante técnicas de reforestación se incrementa eficazmente su presencia (51,02%).

CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados de la presente investigación, se concluye que los ecosistemas de *Pinus-Quercus* impactados post-incendio del noreste de México están constituidos predominantemente por especies del género *Quercus* sp. El área restaurada presenta como segunda especie más importante a *Pinus pseudostrobus*, debido a las acciones de reforestación implementadas para incrementar la presencia de la especie, ya que es un elemento clave en los ecosistemas maduros del área de estudio (Jiménez *et al.*, 2001; González *et al.*, 2008). De acuerdo al análisis vertical del estrato arbóreo se determinó que ambas áreas son multicohortales. Referente a la diversidad β las áreas evaluadas presentaron una similitud media-alta. De acuerdo a la hipótesis de partida, las áreas regenerada y restaurada no presentan diferencias estadísticas significativas en la diversidad, abundancia y dominancia. Con base en los resultados de esta investigación se recomiendan las prácticas silvícolas de reforestación y eliminación de renuevos de *Quercus* sp. como técnicas de restauración ecológica, ya que incrementan la densidad del *P. pseudostrobus*, sin alterar la diversidad, abundancia y dominancia del elemento arbóreo.

RECONOCIMIENTOS

Los autores agradecen a la Lic. Lillian Belle Willcockson, directora general del Parque Ecológico Chipinque por todas las facilidades otorgadas, a la Ing. Silvia Rivera por sus valiosos comentarios y al Dr. Glafiro Alanís Flores por el apoyo en la identificación de las especies. La M.C. Judith Petit apoyó con el análisis de datos. También se agradece la participación de la M.C. Pamela Canizales Velázquez por sus comentarios y generación del mapa y al M.C. Erik Iván Meléndez y Biól. Esaú Illán Moreno por el apoyo en las actividades de campo.

REFERENCIAS

- Aguirre, O.A., G. Hui, K. Gadow and J. Jiménez. 2003. An analysis of spatial forest structure using neighbourhood-based variables. *Forest Ecology and Management* 183:137-145.
- Alanís, E., J.Jiménez, D .Espinoza, E. Jurado, O.A. Aguirre y M.A. González. 2008. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14(2):113-118.
- Alanís, E., J. Jiménez Pando, O.A. Aguirre, E.J. Treviño y P.A. Canizales. 2010. Efecto de la exposición de ladera en la estructura arbórea en áreas restauradas post-incendio del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Acta Biológica Colombiana*. En prensa.
- Alanís, G. 1999. Flora emergente o pionera en el Parque Ecológico Chipinque. *Revista de divulgación Científica Ambiente Chipinque* (3):44-51.

- Bonfil, C. 2006. Regeneration and population dynamics of *Quercus rugosa* at the Ajusco Volcano, Mexico. Ecological Studies. M. Kappelle (Ed.) Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests 185:155-163.
- Calderón, A. 2008. Efecto de los incendios forestales en la composición de especies arbóreas y arbustivas del Parque Ecológico Chipinque. Tesis de Licenciatura. FCB, UANL.
- Catry, F.X., F. Moreira, I. Duarte y V. Acácio. 2009. Factors affecting post-fire crown regeneration in cork oak (*Quercus suber* L.) trees. European Journal of Forest Research 128(3):231-240.
- Corral, J., O. Aguirre, J. Jiménez y S. Corral. 2005. Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el Bosque Mesófilo de Montaña "El Cielo", Tamaulipas, México. Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales. 14(2):217-228.
- Curtis, J.T. and R.P. McIntosh. 1951. An upland forest continuum in the Praire Forest Border Region of Wisconsin. Ecology 32:476-496.
- Del Río, M., F. Montes, I. Cañellas y G. Montero. 2003. Índices de diversidad estructural en masas forestales. Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales. 12(1):159-176.
- Felfili, J., A.R. Terra, C. William and E.M. Meirelles. 2007. Floristic composition and community structure of a seasonally deciduous forest on limestone outcrops in Central Brazil. Rev. Bras. Bot. 30(4):611-621.
- Feroz, S.M., A. Hagiwara and M. Yokota. 2006. Stand structure and woody species diversity in relation to stand stratification in a subtropical evergreen broadleaf forest, Okinawa Island. Journal of Plant Research 119(4):293-301.
- Finol, H. 1975. La silvicultura en la Orinoquia Venezolana. Revista Forestal Venezolana 18:37-112.
- García, D.A. 2000. Restauración de la vegetación en los bosques de encino y pino en el Parque Ecológico Chipinque, México. Tesis de licenciatura. FCF, UANL.
- Giménez, A.M., P. Hernández, R. Gerez, y N.A. Ríos. 2007. Diversidad vegetal en siete unidades demostrativas del chaco semiárido argentino. Maderas y Bosques 13(1):61-78.
- González, M.A., W. Himmelsbach, J. Jiménez and B. Müller. 2005. Reconstruction of fire history in pine-oak forests in the Sierra Madre Oriental, Mexico. Forestarchiv 76:138-143.
- González, M.A., L. Schwendenmann, J. Jiménez y L. Himmelsbach. 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.
- González, M.A., L. Schwendenmann, J. Jiménez and R. Schulz. 2008. Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. Forest Ecology and Management 256:161-167.
- González, M., N. Ramírez and L. Galindo. 2006. Secondary Succession in

- Montane Pine-Oak Forests of Chiapas, Mexico. *Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests* (185):209-221.
- Guzmán, J. and G. Williams. 2006. Edge Effect on Acorn Removal and Oak Seedling Survival in Mexican Lower Montane Forest Fragments. *New Forest* 31(3):487-495.
- INEGI, Síntesis Geográfica del Estado de Nuevo León. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 1986. 170 p.
- Jiménez, J., O.A. Aguirre y H. Kramer. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales*. 10(2):355-366.
- Jiménez, J., E. Jurado, O.A. Aguirre and E. Estrada. 2005. Effect of grazing on restoration of endemic dwarf pine (*Pinus culminicola* Andresen et Beaman) populations in northeastern Mexico. *Restoration Ecology* 13(1):103-107.
- Kodandapani, N., M.A. Cochrane and R. Sukumar. 2009. Forest fire regimes and their ecological effects in seasonally dry tropical ecosystems in the Western Ghats, India. In: M.A. Cochrane, ed. *Tropical Fire Ecology*. Springer. Pp. 335-354.
- Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura en los trópicos: los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas, posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido*. Instituto de Silvicultura de la Universidad de Gottingen, Alemania.
- Magurran, A. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. New Jersey. 179 p.
- Magurran, A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd. Blackwell Publishing Company. Oxford, UK. 256 pp.
- Marroquín, R., J. Jiménez, F. Garza, O.A. Aguirre, E. Estrada y R. Bourguet. 2006. Pruebas de regeneración artificial de *Pinus pseudostrobus* en localidades degradadas por incendios. *Ciencia UANL*, (9):298-303.
- Minnich, R.A., M.G. Barbour, J.H. Burk and R.J. Sosa. 2000. Californian mixed-conifer forests under unmanaged fire regimes in the Sierra San Pedro Martir, Baja California, Mexico. *Journal of Biogeography*, 27:105-129.
- Moreira, F., F.X. Catry, I. Duarte, V. Acácio and J.S. Silva, 2008. A conceptual model of sprouting responses in relation to fire damage: an example with cork oak (*Quercus suber* L.) trees in Southern Portugal. In: Valk, A. ed. *Forest Ecology, Recent Advances in Plant Ecology*. Springer. p. 77-84.
- Mostacedo, B. y T.S. Fredericksen. 2000. *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia. 87 pp.
- Petit, J. 2008. *Clasificación, Estructura y Composición de los Bosques*. Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales. Universidad de los Andes, Venezuela.
- Prach, K. and R.J. Hobbs. 2008. Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of

- Disturbed Sites. *Restoration Ecology* 16(3):363-366.
- Pretzsch, H. 1996. Strukturvielfalt als Ergebnis waldbaulichen Handels. Deutscher Verband Forestlicher Forschungsanstalten. Sekt. Ertragskunde. Nehresheim, 134-154.
- Rodríguez, D.A. and P.Z. Fulé. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12(1):23-37.
- Romero, J.L. 2009. Evaluación de la flora emergente en áreas impactadas por el fuego el 15 de junio del 2006 en el Parque Ecológico Chipinque. Tesis de Licenciatura. FCB, UANL.
- Shannon, C. 1948. The mathematical theory of communication. En C. E. Shannon, W. Weaver (Ed). Univ. of Illinois. Press. Pp. 134-154.
- Solís, R., O.A. Aguirre, E.J. Treviño, J. Jiménez, E. Jurado y J. Corral. 2006. Efecto de dos tratamientos silvícolas en la estructura de ecosistemas forestales en Durango, México. *Madera y Bosques* 12(2):49-64.
- Whisenant, S. 2005. First steps in erosion control. *Forest restoration in landscapes*. Springer New York. Pp. 350-356.
- Xi, W., R.K. Peet and D.L. Urban. 2008. Changes in forest structure, species diversity and spatial pattern following hurricane disturbance in a Piedmont North Carolina forest, USA. *Journal of Plant Ecology* (1):43-57.
- Zavala, F. 2000. El fuego y la presencia de encinos. *Ciencia Ergo Sum* 7(3):269-276.

Manuscrito recibido el 20 de mayo de 2009
Aceptado el 5 de agosto de 2010

Este documento se debe citar como:

Alanís-Rodríguez, E., J. Jiménez-Pérez, M. Pando-Moreno, O.A. Aguirre-Calderón, E.J. Treviño-Garza y P.C. García-Galindo. 2010. Efecto de la restauración ecológica post-incendio en la diversidad arbórea del Parque Ecológico Chipinque, México. *Madera y Bosques* 16(4):39-54.