
ANÁLISIS DE LA DIVERSIDAD ARBÓREA EN ÁREAS RESTAURADAS POST-INCENDIO EN EL PARQUE ECOLÓGICO CHIPINQUE, MÉXICO.

Analysis of the Arboreal Diversity in Restored After-Fire Areas in the Ecological Park Chipinque, Mexico.

EDUARDO ALANÍS-RODRÍGUEZ^{1,2}, JAVIER JIMÉNEZ-PÉREZ²,
MARISELA PANDO-MORENO², OSCAR A. AGUIRRE-CALDERÓN²,
EDUARDO J. TREVIÑO-GARZA², PAMELA A. CANIZALES-VELÁZQUEZ¹

¹ Departamento de Investigación y Manejo de Recursos Naturales del Parque Ecológico Chipinque, A. C. Ave. Ricardo Margáin Zozaya # 440 Col. Valle del Campestre, C. P. 66261 Garza García N. L. México. Tel. (81) 83 03 00 00. Ext. 124. ealanis@chipinque.org.mx

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

Presentado 4 mayo 2009, aceptado 27 enero de 2010, correcciones 18 agosto de 2010.

RESUMEN

La presente investigación evaluó la diversidad del componente arbóreo en áreas con y sin restauración ecológica, tras ser impactadas por un incendio forestal en el Parque Ecológico Chipinque (PECh), en el noreste de México. Para ello se estudiaron dos exposiciones (noreste y noroeste) de la Sierra Madre Oriental, en cada exposición se evaluaron dos áreas, una donde no se llevaron a cabo prácticas de restauración ecológica (testigo) y otra donde se llevaron a cabo dichas prácticas y, en cada una de ellas se delimitaron cuatro sitios de muestreo (16 sitios en total). Los sitios fueron de 10 m x 10 m en un ecosistema mixto pino-encino, con un rango de altura de 1.000 a 1.150 msnm. Se evaluaron todas las especies arbóreas con un diámetro $\geq 1,5$ cm y se obtuvieron los parámetros dasométricos de altura (h) y diámetro ($d_{0,10}$). Se estimó la diversidad α mediante los índices de Shannon (H') y Margalef (D_a) y se realizó un análisis de Bray-Curtis para determinar la diversidad β de acuerdo a la similitud-disimilitud. Para evaluar la distribución vertical de las especies se estimó el índice de Pretzsch. La familia Fagaceae fue el grupo predominante en las dos áreas. De acuerdo a los análisis de diversidad realizados las áreas restauradas presentaron una disminución en la riqueza y diversidad. La especie con mayor peso ecológico en ambas exposiciones y áreas fue *Quercus rysophylla*; mientras que *Pinus pseudostrobus* fue la segunda especie de mayor peso ecológico en las áreas restauradas, debido a las acciones de revegetación.

Palabras clave: biodiversidad, ecosistema mixto, exposición.

ABSTRACT

This research assessed the diversity of the arboreal component of areas, with and without ecological restoration, after being impacted by a wildfire in the Ecological Park Chipinque (PECh), in Northeastern Mexico. Two areas were analyzed, one facing Northeast and the other Northwest in the Sierra Madre Oriental, in each facing were assessed two areas, one of them where there were not practices of ecological restoration (control) and other one in which these practices were carried out. Within each area, four sites were selected. Plots were 10 m x 10 m, in a mixed ecosystem pine-oak, ranging in height from 1000 to 1150 m above sea level; all trees with a diameter equal to 0.10 m \geq 1.5 cm were assessed, and were obtained parameters of height (h) and diameter ($d_{0.10}$). The diversity α was estimated using the Shannon index (H') and Margalef (D_a) and an analysis of Bray-Curtis was used to determine the diversity β according to the similarity-dissimilarity between the ecosystems of both exposures. To evaluate the vertical distribution of species Pretzsch index was estimated, and species were distributed in different zones of altitude. The family Fagaceae was the predominant group in both areas. According to the analysis of diversity, sampled areas showed a decrease on richness and diversity. The species with the highest ecological weight in both aspects (NE and NO) and in both treatments (with and without restoration) was *Quercus rysophylla*; while *Pinus pseudostrobus* was the second specie in the restored areas due to the re-vegetation practices.

Key words: biodiversity, mixed ecosystem, exposure.

INTRODUCCIÓN

México es un país de megadiversidad, estatus que comparte con países como Brasil, Perú, Colombia, Indonesia y Madagascar, entre otros. En conjunto, los 17 países megadiversos albergan cerca del 75% de las especies de plantas y animales del mundo. En los casi dos millones de kilómetros cuadrados que abarca el territorio mexicano (1,5% de la superficie emergida del planeta) se encuentra alrededor del 10% de la diversidad biológica del mundo, destacando por su riqueza de especies los grupos de vertebrados, las plantas vasculares y algunos otros grupos taxonómicos (Mittermeier *et al.*, 1997).

En México la causa principal de pérdida de vegetación natural son los incendios forestales (SEMARNAT, 2006) y su relevancia se atribuye a las contribuciones directas a la modificación del ecosistema, cambiando la estructura y composición del componente vegetal (González *et al.*, 2007). Estas conflagraciones, aunque constituyen un elemento importante en la dinámica natural de ciertos ecosistemas, pueden afectar a otras cubiertas vegetales en las cuales su presencia no ocurre de forma natural o es poco frecuente (González *et al.*, 2008).

En las últimas décadas la frecuencia de los incendios forestales en los ecosistemas de bosques templados ha aumentado considerablemente (CONAFOR, 2009) y el Parque Ecológico Chipinque no es la excepción (González *et al.*, 2008). Al aumentar la frecuencia de los incendios forestales en bosques que evolucionaron bajo condiciones de baja incidencia de fuego, se pueden producir cambios marcados en la composición de

especies, la diversidad y estructura de dichos bosques (González, *et al.*, 2008; Alanís *et al.*, 2008). Existen múltiples factores de disturbio como orígenes distintos y efectos diferentes pero, además de su propia naturaleza, la intensidad, la extensión y la recurrencia de estos disturbios determinan si son trascendentales o no (Sánchez *et al.*, 2005). Por lo anterior es necesario la aplicación de acciones que coadyuven a la recuperación de los ecosistemas degradados. La Asociación para la Restauración Ecológica (SER) define la restauración ecológica como la actividad intencional que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema con respecto a su salud, integridad y sostenibilidad. El objetivo de este proceso es emular la estructura, el funcionamiento, la diversidad, y la dinámica de los ecosistemas (SER, 2002).

Existe abundante literatura que evalúa la recuperación de ecosistemas restaurados después de ser impactados por incendios forestales, como los estudios de Van Leeuwen, 2008; Fu *et al.*, 2006; Gallegos *et al.*, 2003; Danilin, 2009. A nivel nacional existen escasos estudios que evalúen los ecosistemas impactados por incendios forestales, los cuales se enfocan únicamente en evaluar la especie que se utilizó para la revegetación (Jiménez *et al.*, 2005; Marroquín *et al.*, 2006, Marroquín *et al.*, 2007; Mata, 2008; Alanís *et al.*, 2008), sin tomar en consideración la composición vegetal del área. Por lo tanto, es importante desarrollar investigaciones orientadas a la generación de información sobre la comunidad vegetal, para contar con elementos para la correcta toma de decisiones en futuros proyectos de restauración ecológica.

Los objetivos de la presente investigación fueron: (1) estimar la riqueza de especies vegetales ($\geq 1,5$ cm) establecidas post-incendio en dos áreas, una donde se aplicó un programa de restauración ecológica y otra donde no se aplicó dicho programa, (2) evaluar los indicadores ecológicos de abundancia (A_r), dominancia (D_r), frecuencia (F_r), e índice de valor de importancia (IVI), (3) cuantificar la diversidad α y β , y (4) comparar las densidades (N/ha) y coberturas (m²/ha) del elemento arbóreo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El Parque Ecológico Chipinque (Fig. 1) 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, en el noreste de México, dentro de la Sierra Madre Oriental (SMO). 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 los 25°33' y 25°35' de latitud norte. Se encuentra dentro de la Región hidrológica 24 denominada Río Bravo; pertenece al sistema de topomorfias Sierra Pliegue Flexionada donde los suelos dominantes son litosol y rendzina. 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 (INEGI, 1986). La vegetación del área de estudio está constituida por 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.) (Alanís, 1996; Jiménez *et al.*, 2001; Alanís *et al.*, 2008).



Figura 1. Localización del Parque Ecológico Chipinque.

En el año 2008 se evaluaron dos zonas impactadas por un incendio forestal ocurrido en abril de 1998. Debido a que la SMO está constituida por pliegues en la exposición norte se evaluaron las exposiciones noreste (NE) y noroeste (NO) para tener mayor representatividad de la recuperación de la vegetación. El incendio fue superficial y de copa, y duró seis días impactando significativamente los elementos vegetales. Como estrategia evolutiva el *Pinus pseudostrobus* tiende a resistir los incendios (Rodríguez y Fulé, 2003), pero 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); García, 2000 desarrolló un estudio en el área afectada por el incendio de 1998 donde cuantificó que *Q. rysophylla* presentó $9,2 \pm 7,12$ rebrotes y *Q. canbyi* $8,2 \pm 4,54$ rebrotes a un año de ser impactados por el incendio. La evaluación se realizó en comunidades vegetales que se encuentran en recuperación después del incendio forestal de 1998, en cada exposición (NE y NO) se evaluaron áreas con y sin tratamientos de restauración ecológica. Las áreas evaluadas presentaban la misma composición vegetal previa al incendio y presentan condiciones altitudinales (de 1.100 a 1.250 msnm) y edáficas (suelo litosol) similares. Las áreas sin restauración ecológica son comunidades vegetales donde se llevó a cabo la sucesión natural sin intervención antropogénica y en las restauradas se implementó un programa de restauración ecológica donde se realizaron prácticas silvícolas para favorecer la sucesión natural, colocando 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), reforestación con *Pinus pseudostrobus* en septiembre (época de mayor precipitación) con una densidad de 2.000 ind./ha, y se podaron los rebrotes de encino durante el periodo 1998 a 2003, dejando únicamente aquellos que presentaban las mejores características fenotípicas. Además se realizó aclareo de especies herbáceas y arbóreas contiguas a *P. pseudostrobus* durante el mismo periodo. Lo anterior con el objetivo de disminuir la cobertura foliar de especies herbáceas y arbóreas como *Quercus* sp. y con ello favorecer el crecimiento de *P. pseudostrobus* ya que es una especie con altos requerimientos lumínicos (Alanís et al., 2008). Debido a la alta densidad de individuos en cada área (restaurada y no restaurada) se establecieron cuatro sitios cuadrados de 10 m x 10 m (Corral et al., 2005; Alanís et al.,

2008), realizándose un total de 16 sitios. Para que las variables topográficas, edáficas y altitudinales fueran homogéneas en los sitios de muestreo, la distribución fue dirigida, teniendo una distancia aproximada de 20 m entre ellos. Posteriormente se elaboró una curva especie-área (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. En las dos áreas se obtuvieron los parámetros dasométricos de altura total (h) y diámetro ($d_{0.10}$) de especies del estrato arbóreo con un diámetro 1,5 cm para tener mayor representación. El diámetro se midió a 0,10 metros sobre la base del suelo debido a las bifurcaciones que presentaron los individuos.

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Para evaluar el significado de las especies se utilizó la estimación de los siguientes indicadores ecológicos: abundancia (A_i), dominancia (D_i), frecuencia (F_i) e índice de valor de importancia (IVI) como medida de valoración (Curtis y McIntosh, 1951; Magurran, 2004; Petit, 2008). La diversidad α de las áreas se estimó mediante el índice de Shannon y Wiener (Shannon, 1948) y el índice de Margalef (Clifford y Stephenson, 1975). Las relaciones entre las exposiciones y la composición florística de las áreas se exploraron mediante un análisis de ordenación Bray-Curtis (Bray-Curtis, 1957). Los resultados se representan en un dendrograma, determinando con ello la similitud-disimilitud entre las áreas de muestreo. El análisis se realizó utilizando el paquete computacional *BioDiversity Professional Version 2*.

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).

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

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 $p_{ij}=n_{i,j}/N$; donde $n_{i,j}$ = número de individuos de la misma especie (i) en la zona (j) y N = número total de individuos. Para la estimación de la distribución vertical de las especies, se definieron tres zonas de altura (Pretzsch, 1996; Jiménez *et al.*, 2001), siendo éstas: zona I: 80%-100% de la altura máxima del área; zona II: 50%-80%, y zona III: de 0 a 50%. A toma valores entre 0 y un valor máximo ($A_{max} = \ln(S*Z)$). Un valor $A=0$ significa que el rodal está constituido por una sola especie que ocurre en un solo 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 (Corral *et al.*, 2005).

RESULTADOS

En las cuatro áreas evaluadas se registraron un total de 12 familias, 12 géneros y 17 especies, la familia Fagaceae fue el grupo con mayor presencia con cinco especies, seguida de la Rosaceae con dos especies. La alta presencia de especies de la familia Fagaceae es debida 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). Las áreas no restauradas presentaron mayor riqueza específica; en la exposición NO, el área no restaurada presentó una riqueza específica (S) de nueve especies y la restaurada de seis, teniendo en común cinco especies. Mientras en la exposición NE el área no restaurada presentó una riqueza específica de 11 especies y la restaurada de ocho, teniendo en común cinco especies. En la exposición NE, el área restaurada presentó mayor densidad (6, 060 N/ha) y área basal (31,01 m²/ha) que la no restaurada, presentando una densidad de 1.580 individuos de *Pinus pseudostrobus*. El área no restaurada presentó una densidad de 3.700 N/ha y un área basal de 21,47 m²/ha, donde el género *Quercus* domina con 3.340 N/ha y 20,89 m²/ha. En esta área no se registró *Pinus pseudostrobus* (Tabla 1). El área restaurada presentó mayor densidad y área basal debido que las prácticas de retención de suelo y aclareo implementadas en el área cumplieron su función y existen mejores condiciones para el establecimiento de la vegetación.

Especies	Noroeste				Noreste			
	No restaurado		Restaurado		No restaurado		Restaurado	
	N/ha	G(m ² /ha)	N/ha	G(m ² /ha)	N/ha	G(m ² /ha)	N/ha	G(m ² /ha)
<i>Arbutus xalapensis</i>	20	0,02	40	0,06				
<i>Ceanothus coeruleus</i>	260	0,23	600	0,61				
<i>Celtis laevigata</i>					75	0,03		
<i>Carya illinoensis</i>							75	0,08
<i>Cercis canadensis</i>					75	0,25	100	0,03
<i>Chiococca pachyphylla</i>	40	0,01			25	0,04		
<i>Juglans mollis</i>	20	0,07			325	0,80		
<i>Litsea novoleontis</i>							75	0,06
<i>Pinus pseudostrobus</i>			1580	3,78	50	0,01	700	0,26
<i>Prunus mexicana</i>					100	0,60		
<i>Prunus serotina</i>	20	0,20			225	0,54		
<i>Quercus canbyi</i>	780	5,60	1100	5,96	150	0,50	125	0,35
<i>Quercus laeta</i>	800	4,65	360	2,20				
<i>Quercus laceyi</i>	280	0,64			1000	2,54	250	1,13
<i>Quercus polymorpha</i>							25	0,009
<i>Quercus rysophylla</i>	1480	10,00	2380	18,37	3250	17,78	2100	18,36
<i>Rubus trivialis</i>					25	0,00		
Suma	3700	21,47	6060	31,01	5300	23,10	3450	20,28

Tabla 1. Densidad y área basal de las comunidades evaluadas.

En la exposición NO el área no restaurada presentó una densidad de 5.300 N/ha y un área basal de 23,10 m²/ha, presentando una densidad de 50 N/ha individuos de *Pinus pseudostrobus*. El área restaurada presentó una densidad de 3,450 N/ha y un área basal de 20,28 m²/ha con 700 individuos de *P. pseudostrobus* (Tabla 1). Las áreas evaluadas en la exposición NE presentaron similitud en el área basal pero no mostraron similitud en la densidad arbórea, debido que el área no restaurada presentó altas densidades de

diversas especies de *Quercus*, así como de otras especies de carácter primario, mientras que el área restaurada debido a las prácticas de aclareo presentó menores densidades tanto de *Quercus* sp. como de especies de las primeras etapas sucesionales.

La alta presencia de *P. pseudostrobus* en las áreas restauradas se debe al éxito de las acciones de reforestación que se desarrollaron en el área, ya que reforestaciones similares en la SMO han tenido escasa sobrevivencia (<30%) al segundo año de plantación debido a múltiples factores (Jiménez *et al.*, 2005; Marroquín *et al.*, 2006; Mata, 2008). Es evidente que las acciones de reforestación incrementaron la densidad del *P. pseudostrobus*, dado que las áreas sin intervención presentaron densidades de 0 y 50 N/ha, mientras que las áreas restauradas presentaron 700 y 1.580 N/ha, lo que podría considerarse favorecedor en la aceleración de la sucesión natural (Prach y Hobbs, 2008), ya que los ecosistemas maduros en la zona poseen un densidad natural de 183 N/ha (Jiménez *et al.*, 2001; González *et al.*, 2008). *Quercus rysophylla* presentó la mayor densidad por hectárea en las cuatro áreas evaluadas, siendo el área no restaurada de la exposición NO donde mostró la densidad más baja con 1.480 N/ha (Tabla 1).

Para determinar la composición de especies en las áreas evaluadas se utilizaron como medida de valoración la abundancia (N/ha), dominancia (m²/ha), frecuencia (N_s) e índice de valor de importancia (IVI) (Tabla 2). En la exposición NO área no restaurada las especies con mayor peso ecológico fueron *Quercus rysophylla* (IVI=101,98%), *Q. canbyi* (IVI=66,43%) y *Q. laceyi* (IVI=62,55%), mientras en la restaurada fueron *Q. rysophylla* (IVI=117,05%), *P. pseudostrobus* (IVI=56,80%) y *Q. canbyi* (IVI=55,92%). La exposición NE área no restaurada presentó a *Q. rysophylla* (IVI=154,97%), *Q. laceyi* (IVI=46,51%) y *Prunus serotina* (IVI=19,09%) como las especies más representativas y el área restaurada a *Quercus rysophylla* (IVI=171,68%), *P. pseudostrobus* (IVI=43,33%) y *Q. laceyi* (IVI=28,59%). La especie con mayor peso ecológico en ambas exposiciones y áreas (con y sin tratamiento de restauración) fue *Quercus rysophylla*; ya que es la especie de *Quercus* más abundante en los bosques maduros (Jiménez *et al.*, 2001) y cuando estas comunidades se incendian esta especie tiende a rebrotar (García, 2000). El *Pinus pseudostrobus* fue la segunda especie de mayor peso ecológico en las áreas restauradas, debido a las acciones de revegetación.

DIVERSIDAD α

Las áreas de mayor diversidad fueron las no restauradas, siendo la de mayor diversidad la exposición NO ($H^2= 1,52$) de igual manera la riqueza de especies fue mayor en las áreas no restauradas, siendo la exposición NE de mayor riqueza ($D_r= 1,86$) y heterogeneidad en las abundancias de las especies (Tabla 3). Con esta información se puede aludir que existe una disminución en la riqueza y diversidad en las áreas con tratamiento de restauración ecológica. Probablemente la disminución de la riqueza y diversidad de las áreas restauradas es debida a la poda de los rebrotes del género *Quercus* para dejar aquellos con las mejores características fenotípicas, por lo tanto se modifica la estructura vertical, ya que existe incremento en la abundancia de especies en el estrato superior (I), generando árboles de mayor altura y por lo tanto las copas impiden el paso a los rayos lumínicos. Sin embargo el objetivo de las actividades de restauración ecológica es generar un ecosistema similar al de referencia (maduro) el cual está constituido predominantemente por pino (Jiménez *et al.*, 2001; Alanís *et al.*, 2008), por

Especies	Noroeste												Noreste											
	No restaurado						Restaurado						No restaurado						Restaurado					
	A _r	D _r	F _r	IVI	A _r	D _r	F _r	IVI	A _r	D _r	F _r	IVI	A _r	D _r	F _r	IVI	A _r	D _r	F _r	IVI				
<i>Arbutus xalapensis</i>	0,54	0,11	3,85	4,49	0,66	0,21	7,41	8,27																
<i>Ceanothus coeruleus</i>	7,03	1,10	11,54	19,67	9,90	1,98	18,52	30,40					1,42	0,33	8,33	10,08								
<i>Celtis laevigata</i>																	2,17	0,43	10,53	13,13				
<i>Carya illinoensis</i>													1,42	1,06	8,33	10,81								
<i>Cercis canadensis</i>													0,47	0,01	4,17	4,65								
<i>Chiococca pachyphylla</i>	1,08	0,05	7,69	8,82									6,13	3,47	8,33	17,94								
<i>Juglans mollis</i>	0,54	0,36	3,85	4,75																				
<i>Litsea novoleontis</i>																	2,17	0,33	10,53	13,03				
<i>Pinus pseudostrobus</i>					26,07	12,21	18,52	56,80					0,94	0,05	4,17	5,16	20,29	1,99	21,05	43,33				
<i>Prunus mexicana</i>													1,89	2,62	8,33	12,84								
<i>Prunus serotina</i>	0,54	0,96	3,85	5,35									4,25	2,35	12,50	19,09								
<i>Quercus canbyi</i>	21,08	26,12	19,23	66,43	18,15	19,25	18,52	55,92					2,83	2,15	8,33	13,31	3,62	1,74	5,26	10,63				
<i>Quercus laeta</i>	7,57	3,02	15,38	25,97	5,94	7,09	18,52	31,55																
<i>Quercus laeeyi</i>	21,62	21,70	19,23	62,55									18,87	10,98	16,67	46,51	7,25	5,55	15,79	28,59				
<i>Quercus polymorpha</i>																	0,72	0,04	5,26	6,03				
<i>Quercus rysophylla</i>	40,00	46,59	15,38	101,98	39,27	59,26	18,52	117,05					61,32	76,98	16,67	154,97	60,87	89,76	21,05	171,68				
<i>Rubus trivialis</i>													0,47	0,00	4,17	4,64								
Suma	100	100	100	300	100	100	100	300					100	100	100	300	100	100	100	300	100	300		

Tabla 2. Indicadores ecológicos de las áreas evaluadas. A_r=abundancia relativa, D_r=dominancia relativa, F_r=frecuencia relativa, IVI=índice de valor de importancia.

lo tanto las actividades silvícolas realizadas en las áreas disminuyen su riqueza y diversidad, pero favorecen el establecimiento de *P. pseudostrobus*, especie con mayor peso ecológico en ecosistemas maduros de este tipo (Jiménez *et al.*, 2001). Esta información concuerda con la de González *et al.*, 2007; González *et al.*, 2008; y Alanís *et al.*, 2008 donde mencionan que los ecosistemas impactados recientemente por incendios forestales presentan mayor riqueza y diversidad que los ecosistemas maduros.

Índice	Noroeste (NO)		Noreste (NE)	
	Testigo	Restaurado	Testigo	Restaurado
Riqueza específica (<i>S</i>)	9	6	11	8
Margalef (<i>D_a</i>)	1,59	0,91	1,86	1,42
Shannon (<i>H'</i>)	1,52	1,45	1,31	1,24

Tabla 3. Índices de diversidad de las comunidades evaluadas.

DIVERSIDAD β

La diversidad β se puede estimar mediante índices de similitud-disimilitud e índices de remplazo de especies (Moreno, 2001). En el presente estudio se estimó el índice de similitud-disimilitud de Bray-Curtis, 1957, para estimar la diversidad β . Los ecosistemas presentaron diferencias en la composición de especies, ya que en cada exposición se registraron especies únicas que no se encuentran distribuidas en la otra exposición, como *Arbutus xalapensis* y *Ceanothus coeruleus* que ocurren exclusivamente en la exposición NO, mientras que las especies *Celtis laevigata*, *Carya illinoensis*, *Litsea novoleontis*, *Prunus mexicana*, *Quercus polymorpha* y *Rubus trivialis*, se encuentran únicamente en la exposición NE. De acuerdo al dendrograma de Bray-Curtis (Fig. 2), las áreas de exposición NO poseen una similitud de 69,34%, mientras que las áreas en la exposición NE mostraron una similitud de 70,05%. Los ecosistemas con diferente exposición (NE y NO) pero sometidos al mismo tratamiento mostraron una similitud muy parecida de alrededor de 58% y 57%. Lo que indica que las áreas están más asociadas por los pliegues de la SMO que por los tratamientos de restauración ecológica.

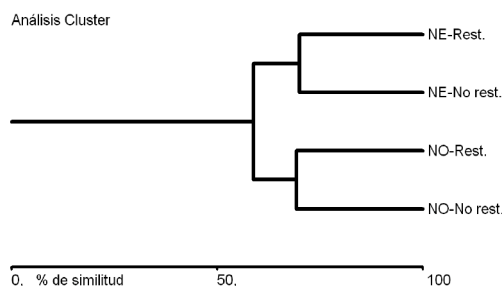


Figura 2. Dendrograma de similitud-disimilitud de Bray-Curtis.

DISTRIBUCIÓN VERTICAL

Los valores de abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia se

estiman para realizar el análisis de la distribución horizontal de las comunidades vegetales (Jiménez *et al.*, 2001). Para describir una comunidad multicohortal e incoetánea es necesario agregar una descripción de la distribución vertical de la estructura del ecosistema (Del Río *et al.*, 2003). En el siguiente análisis se dividió la estructura vertical en tres estratos (estrato I: 80%-100% de la altura máxima del área; estrato II: 50%-80%, y estrato III: de 0 a 50%).

La tabla 4 muestra las abundancias absolutas (N/ha) y relativas (A_r) de las especies presentes en cada estrato, observándose que en la exposición NO el área no restaurada se encuentra constituida por dos estratos (II, III) ya que el estrato I únicamente está constituida por el 2,7% del total de los individuos. El estrato II y III está constituido por el 54,59% y el 42,70% respectivamente. El área restaurada también está constituida predominantemente por los estratos II y III, donde *Pinus pseudostrobus* presenta una abundancia de 1,35% en el estrato II y 23,23% en el estrato III. La exposición NE presenta mayor heterogeneidad en las abundancias de los estratos, siendo los estratos II y III los que presentan mayor abundancia. El área no restaurada presenta un 12,74% de abundancia relativa en el estrato I, 41,98% en el estrato II y 45,28% en el estrato III. El área restaurada presentó una alta heterogeneidad de acuerdo a la abundancia en los tres estratos, presentando 26,09% en el estrato I, 34,06% en el estrato II y 39,86% en el estrato III.

Con respecto a la composición de los estratos en las áreas, el estrato I se encuentra conformado principalmente por *Q. rysophylla* en las áreas no restauradas y restauradas de las dos exposiciones, siendo la exposición NE la que presenta mayor densidad. El estrato II de la misma manera se constituye por *Q. rysophylla*, entre otras especies en menor proporción, sin embargo el estrato III en las áreas no restauradas se compone principalmente por *Q. rysophylla* y las áreas restauradas por *P. pseudostrobus*. Es importante mencionar que existe una mayor heterogeneidad biológica en el estrato III en todas las áreas.

De acuerdo a los valores del índice de distribución vertical de especies (A) que toma valores entre 0 y un valor máximo (A_{max}), donde $A=0$ significa que el rodal está constituido por una sola especie que ocurre en un solo estrato y el valor de A_{max} se alcanza cuando la totalidad de las especies ocurren en la misma proporción tanto en el rodal como en los diferentes estratos (Corral *et al.*, 2005); las áreas evaluadas presentan similitud en su distribución vertical, presentando valores de A entre 2,00 y 2,30 y valores de A_{max} entre 2,89 y 3,50, lo que indica que las áreas evaluadas se encuentran constituidas por dos estratos predominantemente (II y III) y que no todas las especies se encuentran en todos los estratos (Tabla 5). Los resultados de la presente investigación son similares a los obtenidos por Jiménez *et al.*, 2001, donde evaluó un ecosistema maduro de *Pinus-Quercus* en la misma zona y obtuvo valores de $A=2,07$ y $A_{max}=3,50$.

DISCUSIÓN

INDICADORES ECOLÓGICOS

De acuerdo a un estudio realizado por Jiménez *et al.*, 2001, un ecosistema maduro de *Pinus-Quercus* en la Sierra Madre Oriental, se encuentra conformado por alrededor de 340 N/ha. En el presente estudio se registró una abundancia de 3.450 a 6.060 N/ha ya

Especie	Noroeste Noreste							
	No restaurado		Restaurado		No restaurado		Restaurado	
	N/ha	%	N/ha	%	N/ha	%	N/ha	%
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>	20	0,54	61	1,01			25	0,72
<i>Quercus laceyi</i>	40	1,08			25	0,47	50	1,45
<i>Quercus rysophylla</i>	40	1,08	245	4,04	500	9,43	825	23,91
Suma	100	2,70	306	5,05	675	12,74	900	26,09
Estrato II								
<i>Ceanothus coeruleus</i>	100	2,70	20	0,33				
<i>Cercis canadensis</i>					50	0,94		
<i>Chiococca pachyphylla</i>	20	0,54						
<i>Juglans mollis</i>					100	1,89		
<i>Pinus pseudostrabus</i>			82	1,35			50	1,45
<i>Prunus mexicana</i>					75	1,42		
<i>Prunus serotina</i>	20	0,54			100	1,89		
<i>Quercus canbyi</i>	460	12,43	653	10,78	25	0,47	25	0,72
<i>Quercus laceyi</i>	420	11,35			350	6,60	100	2,90
<i>Quercus laeta</i>	120	3,24	306	5,05				
<i>Quercus polymorpha</i>							25	0,72
<i>Quercus rysophylla</i>	880	23,78	1816	29,97	1525	28,77	975	28,26
Suma	2020	54,59	2877	47,48	2225	41,98	1175	34,06
Estrato III								
<i>Arbutus xalapensis</i>	20	0,54	41	0,68				
<i>Carya illinoensis</i>							75	2,17
<i>Ceanothus coeruleus</i>	160	4,32	592	9,77				
<i>Celtis laevigata</i>					75	1,42		
<i>Cercis canadensis</i>					25	0,47	100	2,90
<i>Chiococca pachyphylla</i>	20	0,54			25	0,47		
<i>Juglans mollis</i>	20	0,54			125	2,36		
<i>Litsea novoleontis</i>							75	2,17
<i>Pinus pseudostrabus</i>			1408	23,23	50	0,94	650	18,84
<i>Prunus serotina</i>					100	1,89		
<i>Quercus canbyi</i>	300	8,11	408	6,73	100	1,89	75	2,17
<i>Quercus laceyi</i>	340	9,19			625	11,79	100	2,90
<i>Quercus laeta</i>	160	4,32	61	1,01				
<i>Quercus rysophylla</i>	560	15,14	367	6,06	1250	23,58	300	8,70
<i>Rubus trivialis</i>					25	0,47		
Suma	1580	42,70	2877	47,48	2400	45,28	1375	39,86

Tabla 4. Distribución vertical de las áreas evaluadas.

Exposición	Área	A	Amax
Noroeste	No restaurado	2,20	3,30
	Restaurado	2,01	2,89
Noreste	No restaurado	2,30	3,50
	Restaurado	2,00	3,18

Tabla 5. Valores del índice de distribución vertical de especies (A) de las áreas evaluadas.

que se trata de ecosistemas que se encuentran en etapas sucesionales tempranas, indicando con ello que existe un número alto de individuos que tienen la posibilidad de sobrevivir y establecer un ecosistema maduro mixto de *Pinus-Quercus*. En relación al área basal los mismos autores, mencionan que un ecosistema maduro posee 18,75 m²/ha, las áreas evaluadas presentaron de 20 a 30 m²/ha, lo cual muestra que poseen un área basal similar o superior que un ecosistema maduro.

En las áreas restauradas *P. pseudostrobus* presentó las densidades más altas de 1.580 y 700 N/ha; sin embargo, *Q. rysophylla* tuvo densidades mayores. En un ecosistema maduro la comunidad se encuentra conformada principalmente por *P. pseudostrobus* y en segunda instancia, por *Q. rysophylla* en una relación de 2:1 proporción que no se ha alcanzado aún en las áreas restauradas, no obstante, las altas densidades de *P. pseudostrobus* en relación con las comunidades no restauradas. El área basal que presentaron los individuos de *P. pseudostrobus* indica que se trata de individuos jóvenes, dado que el área basal es inferior a lo registrado por Jiménez *et al.*, 2001, quienes mencionan 13,53 m²/ha para individuos adultos con una edad media de 61 años.

El alto índice de importancia ecológica que presentaron las especies del género *Quercus* concuerda con los resultados de González *et al.*, 2007 y Alanís *et al.*, 2008, quienes mencionan que en las primeras etapas sucesionales este género es el que presenta mayor presencia. Mientras que *P. pseudostrobus* presentó un alto valor ecológico debido a que fue una especie altamente favorecida por las prácticas de restauración. La especie *P. pseudostrobus* a pesar de presentar una alta abundancia en las áreas restauradas presentó una dominancia muy baja ya que los individuos presentaron proporciones muy pequeñas. Sin embargo, si se quieren restablecer las condiciones existentes en el ecosistema antes del siniestro, es necesario tener constancia en las acciones de aclareo para que ingrese suficiente radiación solar, así como los animales dispersantes y, con ellos, las semillas de árboles y arbustos de las fases maduras de la sucesión (Zamora *et al.*, 2004).

DIVERSIDAD α

Los incendios forestales de copa causan modificaciones en la composición, riqueza y diversidad de especies arbóreas en los bosques de pino-encino de la Sierra Madre Oriental que, dependiendo de la duración e intensidad, pueden causar la muerte del 100% de *P. pseudostrobus*, sin embargo *Quercus* sp. tiene la capacidad de rebrotar vigorosamente después de los incendios a partir del sistema radicular, ya que éste se estimula ante los efectos del aumento de la temperatura del suelo, lo cual les confiere una ventaja competitiva en la recolonización de zonas incendiadas (Zavala, 2000; Alanís *et al.*, 2008). Debido a lo anterior se registró una alta presencia de especies de la familia Fagaceae. Las altas densidades de *Quercus* sp. se han mantenido constantes, ya que un

año después del incendio García (García, 2000) cuantificó en la misma área donde se llevó a cabo la presente investigación 2.240 N/ha y actualmente (después de 10 años) existe una densidad que oscila entre los 1.480 a los 3.250 N/ha. En el presente estudio *P. pseudostrabus* no se registró en la exposición NO y se observó en un porcentaje muy bajo en la exposición NE de las áreas que no se sometieron a prácticas de restauración. La disminución en la riqueza y diversidad de especies en las áreas restauradas en comparación con las áreas no restauradas de las dos exposiciones es resultado de las prácticas de restauración llevadas a cabo en ellas, ya que las especies de las primeras etapas sucesionales son afectadas por las acciones de aclareo. La riqueza y diversidad que presentaron las áreas no restauradas en las dos exposiciones indican que el incendio forestal contribuyó a la diversidad y heterogeneidad de los ecosistemas (González *et al.*, 2007). Durante las primeras etapas sucesionales los ecosistemas son altamente diversos debido a la presencia de especies pioneras; contrario a lo registrado en el ecosistema restaurado, en el cual el objetivo es restablecer un ecosistema en condiciones anteriores al incendio es decir un ecosistema maduro, debido a lo cual es de entenderse que la diversidad y riqueza del mismo hayan disminuido.

DIVERSIDAD β

La composición de especies en las exposiciones evaluadas (NO y NE) es diferente debido que la orientación de la exposición influye en la incidencia de energía que se irradia al ambiente, de tal manera que esto puede afectar los procesos metabólicos vitales (fotosíntesis, transpiración y respiración) de las plantas (Lambers *et al.*, 1998) y determina la presencia o ausencia de ciertas plantas en una exposición o en otra. Lo anterior fue demostrado por medio del análisis de Bray-Curtis indicando con ello que las exposiciones NE y NO son diferentes, debido a que en cada exposición se registraron especies únicas, como *Arbutus xalapensis* y *Ceanothus coeruleus* las cuales solo se presentaron en la exposición NO, mientras que *Celtis laevigata*, *Carya illinoensis*, *Litsea novoleontis*, *Prunus mexicana*, *Quercus polymorpha* y *Rubus trivialis*, se encontraron únicamente en la exposición NE. El análisis de similitud indicó que las áreas son más similares por efecto de la exposición, que por los tratamientos de restauración ecológica.

DISTRIBUCIÓN VERTICAL

Referente a la distribución vertical de las especies se tiene que las cuatro áreas evaluadas presentan similitud en su distribución vertical, presentando valores de A entre 2,00 y 2,30 y valores de A_{max} entre 2,89 y 3,50, indicando con ello que las áreas evaluadas se encuentran constituidas predominantemente por dos estratos (II y III) y que no todas las especies se encuentran en todos los estratos. Los resultados de la presente investigación son similares a los obtenidos por Jiménez *et al.* (Jiménez *et al.*, 2001) quienes evaluaron un ecosistema maduro de *Pinus-Quercus* en la misma zona y obtuvieron valores de $A=2,07$ y $A_{max}=3,50$, pero la composición es a la inversa, es decir, en un ecosistema maduro, el estrato I está constituido únicamente por *P. pseudostrabus* y esta especie tiene una alta presencia en los tres estratos, contrario a lo documentado en el presente estudio. Si se desea que las áreas restauradas mantengan la densidad de *P. pseudostrabus* es recomendable realizar prácticas silvícolas de aclareo a los árboles vecinos para crear espacios adecuados para el óptimo desarrollo de los individuos. Es indispensable la

continuidad en las prácticas silvícolas, para evitar que el género *Quercus* impida completamente el acceso de los rayos lumínicos, frenando con ello el óptimo desarrollo de *P. pseudostrubus* lo cual conllevaría en un futuro al establecimiento de un ecosistema puro de bosque de *Quercus*.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la M.C. Lillian Belle Willcockson por todas las facilidades otorgadas, a la Ing. Silvia Rivera por sus valiosos comentarios, al Dr. Glafiro Alanís Flores por el apoyo en la identificación de las especies y a la Biol. Perla Cecilia García Galindo, Biol. Erik Iván Meléndez, Biol. Daniel Espinoza y Esaú Illán Moreno por el apoyo en las actividades de campo.

BIBLIOGRAFÍA

ALANÍS E, JIMÉNEZ J, ESPINOZA D, JURADO E, AGUIRRE O, GONZÁLEZ MA. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México. Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente. 2008;14(2):113-118.

ALANÍS G, CANO G, ROVALO M. Vegetación y flora de Nuevo León. Una guía botánico-ecológica. 1a Ed. Monterrey: Impresora Monterrey, S.A. de C.V.; 1996

BRAY JR, CURTIS JT. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. Ecol Monogr. 1957;27:325-349.

CLIFFORD H, STEPHENSON W. An introduction to numerical classification. London: Academia Press; 1975.

CONAFOR. Comisión Nacional Forestal. Evaluación de áreas impactadas por incendios forestales, 2009. Zapopan:Conafor; 2009 Disponible en: URL: <http://www.conafor.gob.mx>

CORRAL J, AGUIRRE O, JIMÉNEZ J, CORRAL S. Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el Bosque Mesófilo de Montaña "El Cielo", Tamaulipas, México. Invest Agrar: Sist Recur For. 2005;14(2):217-228.

CURTIS JT, MCINTOSH RP. An upland forest continuum in the Praire Forest Border Region of Wisconsin. Ecology. 1951;32:476-496.

DANILIN I. Structural and functional organization of a larch phytocenosis in a postfire progressive succession in the north of Central Siberia. Contemporary Problems of Ecology. 2009;2(1):55-65.

DEL RÍO M, MONTES F, CAÑELLAS I, MONTERO G. Índices de diversidad estructural en masas forestales. Invest Agrar: Sist Recur For. 2003;12(1):159-176.

FU X, XIU L, DU X, HE H. Post-fire habitat restoration of sables during winter season in northern slope of the Great Xing'an Mountains. J Forest Res. 2006;17(3):231-237.

GALLEGOS V, NAVARRO RM, FERNÁNDEZ P, VALLE G. Postfire Regeneration in *Pinus pinea* L. and *Pinus pinaster* Aiton in Andalucía (Spain). Environ Manage. 2003;31(1):86-99.

GARCÍA DA. Restauración de la vegetación en los bosques de encino y pino en el Parque Ecológico Chipinque, México [tesis de licenciatura]. México: Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León; 2000.

GONZÁLEZ MA, SCHWENDENMANN L, JIMÉNEZ J, HIMMELSBACH W. Reconstrucción del Historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino-encino en la Sierra Madre Oriental. *Madera y Bosques*. 2007;13(2):51-63.

GONZÁLEZ MA, SCHWENDENMANN L, JIMÉNEZ J, SCHULZ R. Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *For Ecol Manage*. 2008;256:161-167.

INEGI, Síntesis Geográfica del Estado de Nuevo León. Nuevo León: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática; 1986.

JIMÉNEZ J, AGUIRRE O, KRAMER H. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Invest Agr Sist Recur For*. 2001;10(2):355-366.

JIMÉNEZ J, JURADO E, AGUIRRE OA, ESTRADA E. Effect of grazing on restoration of endemic dwarf pine (*Pinus culminicola* Andresen et Beaman) populations in northeastern Mexico. *Restoration Ecol*. 2005;13(1):103-107.

LAMBERS H, CHAPIN III FS, PONS TL. *Plant Physiological Ecology*. Nueva York: Springer-Verlag; 1998.

MAGURRAN A. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd. Oxford, UK: Blackwell Publishing Company; 2004.

MARROQUÍN R, JIMÉNEZ J, GARZA F, AGUIRRE O, ESTRADA E, BOURGUET R. Pruebas de regeneración artificial de *Pinus pseudostrobus* en localidades degradadas por incendios. *CIENCIA-UANL*. 2006;9(3):298-303.

MARROQUÍN RA, JIMÉNEZ J, GARZA F, AGUIRRE OA, ESTRADA E, *et al*. Regeneración natural de *Pinus pseudostrobus* en zonas degradadas por incendio. *Revista CIENCIA-UANL*. 2007;10(1):33-37.

MATA JM. Pertinencia de la siembra directa en la rehabilitación de áreas incendiadas con dos especies de pino piñonero (*Pinus cembroides* y *Pinus nelsonii*) en la Sierra Madre Oriental en el municipio de Miquihuana, Tamaulipas [tesis de maestría]. México: Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León; 2008.

MITTERMEIER RA, MITTERMEIER CG, ROBLES P. Megadiversidad, los países biológicamente más ricos del mundo. México: CEMEX; 1997. p. 501.

MORENO CE. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis. Zaragoza: SEA; 2001.

MOSTACEDO B, FREDERICKSEN TS. *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. Santa Cruz, Bolivia: Editora El País; 2000.

PETIT, J. Clasificación, estructura y Composición de los Bosques. Venezuela: Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales. Universidad de los Andes; 2008.

PRACH K, HOBBS RJ. Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Res Ecol*. 2008;16(3):363-366.

PRETZSCH H. *Strukturvielfalt als Ergebnis waldbaulichen Handels*. Jahrestagung, Nehresheim, 1996. Nehresheim: Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten. Sekt. Ertragskunde; 1996. p. 134-154.

RODRÍGUEZ DA, FULÉ PZ. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *Int J Wildland Fire*. 2003;12(1):23-37.

SÁNCHEZ O, PETERS E, MÁRQUEZ R, VEGA E, PORTALES G, *et al*. *Temas sobre restauración ecológica*. México: INE-SEMARNAT; 2005.

SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. El medio ambiente en México 2005. En: resumen, 2006. México: SEMARNAT; 2006. Disponible en: URL: <http://www.semarnat.gob.mx>

SHANNON C. The mathematical theory of communication. En: Shannon CE, Weaver W, editors. The mathematical theory of communication. Chicago and Urbana: University of Illinois Press; 1948. p. 134-154.

Society for Ecological Restoration (SER). Science & Policy Working Group. The SER Primer on Ecological Restoration. Tucson: Society for Ecological Restoration International; 2002. Disponible en: URL: <http://www.ser.org/>

VAN LEEUWEN WJ. Monitoring the Effects of Forest Restoration Treatments on Post-Fire Vegetation Recovery with MODIS Multitemporal Data. *Sensors*. 2008;8(3):2017-2042.

WHISENANT S. First steps in erosion control. Forest restoration in landscapes. New York: Springer; 2005. p. 350-356.

ZAMORA R, GARCÍA P, GÓMEZ L. Las interacciones planta-planta y planta animal en el contexto de la sucesión ecológica. En: Valladares F. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S.A.; 2004. p. 371-393.

ZAVALA F. El Fuego y la Presencia de Encinos. *Ciencia Ergo Sum*. 2000;7(3):269-276.