



Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente

ISSN: 2007-3828

rforest@correo.chapingo.mx

Universidad Autónoma Chapingo
México

Hernández-Salas, Javier; Aguirre-Calderón, Óscar A.; Alanís-Rodríguez, Eduardo; Jiménez-Pérez, Javier; Treviño-Garza, Eduardo J.; González-Tagle, Marco A.; Luján-Álvarez, Concepción; Olivas-García, Jesús M.; Domínguez-Pereda, L. Alfonso

EFFECTO DEL MANEJO FORESTAL EN LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN ARBÓREA DE UN BOSQUE TEMPLADO DEL NOROESTE DE MÉXICO

Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, vol. 19, núm. 2, mayo-agosto, 2013, pp. 189-199

Universidad Autónoma Chapingo
Chapingo, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=62927563001>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

EFFECTO DEL MANEJO FORESTAL EN LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN ARBÓREA DE UN BOSQUE TEMPLADO DEL NOROESTE DE MÉXICO

FOREST MANAGMENT EFFECT IN DIVERSITY AND TREE COMPOSITION OF A TEMPERATE FOREST IN NORTHWESTERN MEXICO

Javier Hernández-Salas^{1,2*}; Óscar A. Aguirre-Calderón¹;
Eduardo Alanís-Rodríguez¹; Javier Jiménez-Pérez¹;
Eduardo J. Treviño-Garza¹; Marco A. González-Tagle¹;
Concepción Luján-Álvarez²; Jesús M. Olivas-García²;
L. Alfonso Domínguez-Pereda³.

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. km 145 Carretera Linares-Cd. Victoria. Linares, Nuevo León, MÉXICO. C. P. 67700.

Correo-e: jhernans@uach.mx (*Autor para correspondencia).

²Facultad de Ciencias Agrícolas y Forestales, Universidad Autónoma de Chihuahua. km 2.5 Carretera Delicias-Rosales. Cd. Delicias, Chihuahua, MÉXICO. C. P. 33000.

³Dirección Técnica Forestal, Ejido El Largo y Anexos. Cd. Madera, Chih. MÉXICO.

RESUMEN

En la presente investigación se evaluó el efecto de las prácticas silvícolas en la diversidad y composición de especies arbóreas de un bosque templado del noroeste de México. Para ello, 46 parcelas fueron evaluadas cada 10 años: 1986, 1996 y 2006. Se estimaron los índices de diversidad alfa y beta de la comunidad arbórea, y la abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia de cada especie (IVI). Los resultados muestran que el aprovechamiento forestal modifica la diversidad y composición del estrato arbóreo. La comunidad arbórea mantuvo el número de especies pero disminuyó en los índices de Margalef y Shannon-Wiener de diversidad alfa. La composición (diversidad beta) se modificó en 16 %. El género *Pinus* aumentó los valores relativos de abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia, mientras que el género *Quercus* decreció. Las especies de mayor importancia ecológica fueron *P. arizonica* y *P. durangensis*.

PALABRAS CLAVE: Indicadores ecológicos, *Pinus arizonica*, ejido El Largo, bosque de pino, aprovechamiento forestal, monitoreo de la calidad ecológica.

ABSTRACT

In the present study, the effect of silvicultural practices in diversity and composition of tree species in a temperate forest in northwestern Mexico was evaluated. Forty six plots were evaluated every 10 years (1986, 1996 and 2006). Indices of alpha and beta diversity of the community of trees, abundance, dominance, frequency and importance value index (IVI) of each species were estimated. The results show that logging changes the diversity and composition of the tree strata. The tree community maintains the number of species, but decreases the Margalef and Shannon-Wiener indices of alpha diversity, and composition was changed in 16 % (beta diversity). *Pinus* increases its relative abundance, dominance, frequency and IVI, meanwhile *Quercus* declines. *Pinus arizonica* and *P. durangensis* are the species of greater ecological importance.

KEYWORDS: Ecological indicators, *Pinus arizonica*, ejido El Largo, pine forest, forest harvesting, ecological quality monitoring.



Recibido: 29 de agosto de 2012
Aceptado: 06 de junio de 2013
doi: 10.5154/r.chscfa.2012.08.052
<http://www.chapingo.mx/revistas>

INTRODUCCIÓN

En el manejo sustentable de masas forestales es primordial conservar la biodiversidad, mantener la composición forestal, sus valores asociados y el paisaje del ecosistema. La estructura de un ecosistema es un buen indicador de la biodiversidad del sistema, y las prácticas silvícolas y regímenes de manejo forestal modifican o deterioran el hábitat (Corral, Aguirre, Jiménez, & Corral, 2005; Del Río, Montes, Cañellas, & Montero, 2003). Estos cambios en la estructura y diversidad del bosque pueden ser generados por un aprovechamiento selectivo (Corral et al., 2005). Las prácticas silvícolas habituales y simples tienden a favorecer un número reducido de especies; la tarea silvícola es compleja si se pretende armonizar los criterios de sustentabilidad que implican conservar la biodiversidad (Gavilán & Rubio, 2005).

La evaluación de los ecosistemas con los indicadores de diversidad como la abundancia, dominancia y frecuencia de las especies, se utiliza para analizar la relación entre especies de una población (Jiménez, Aguirre, & Kramer, 2001). Los indicadores se pueden determinar para estratos diferentes del sistema forestal (Gavilán & Rubio, 2005). Los índices de estructura y diversidad alfa (dentro del hábitat) pueden usarse para evaluar el efecto del aprovechamiento forestal sobre las especies arbóreas del bosque (Aguirre, Hui, Gadow, & Jiménez, 2003; Corral et al., 2005); medir diferencias en tiempo y espacio (Magurran, 2004); controlar los cambios provocados por los tratamientos silvícolas (Corral et al., 2005) o para definir las prácticas que conduzcan a alcanzar un manejo forestal sustentable (Aguirre, Corral, Vargas, & Jiménez, 2008).

En diversos países se han realizado investigaciones que evalúan los efectos del manejo forestal en la biodiversidad de especies (Khanina, Bobrovsky, Komarov, & Mikhajlov, 2007). En México, escasos estudios han evaluado los efectos del manejo forestal en la composición y diversidad del elemento arbóreo (Castellanos-Bolaños et al., 2008; Leyva, Velázquez, & Ángeles, 2010; Nívar & González, 2009; Solís et al., 2006), y los realizados, no han considerado varios ciclos de corta. Los bosques del noroeste de México son los de mayor importancia maderable; entre éstos, destacan los de Chihuahua que aportan el 29.3 % del valor de la producción nacional (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2011). Los bosques como el de este estudio se han aprovechado por más de 80 años, inicialmente con cortas de selección y desde 1978 como bosques regulares. Pese a esto, no se han desarrollado investigaciones que evalúen la diversidad y composición arbórea a mediano plazo. En tal contexto, los objetivos de esta investigación fueron 1) estimar los índices de diversidad alfa y beta del estrato arbóreo, y los indicadores ecológicos de abundancia, dominancia, frecuencia, e índice de valor de importancia de las especies de un bosque templado frío y 2) analizar dichas variables para conocer el efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad y composición arbórea en el periodo de 1986 a 2006.

INTRODUCTION

Preserving the biodiversity, maintaining the forest composition, its associated values and the ecosystem landscape is essential in the sustainable management. The structure of an ecosystem is a good indicator of a system biodiversity; silvicultural practices and forest management regimes change or damage the habitat (Corral, Aguirre, Jiménez, & Corral, 2005; Del Río, Montes, Cañellas, & Montero, 2003). These changes in forest structure and diversity can be generated by selective forest harvesting (Corral et al., 2005). Usual and simple silvicultural practices tend to favor a small number of species; silvicultural practices are not easy if it is intended to harmonize the sustainability criteria, which involves to preserve the biodiversity (Gavilán & Rubio, 2005).

Assessing ecosystems with diversity indicators such as abundance, dominance and frequency of the species is used to analyze the relationship between species of a population (Jiménez, Aguirre, & Kramer, 2001). The indicators for different strata of the forest system can be determined (Gavilán & Rubio, 2005). The alpha diversity and structure indices (within the habitat) can be used to evaluate the effect of logging on forest tree species (Aguirre, Hui, Gadow, & Jiménez, 2003; Corral et al., 2005); to measure differences in time and space (Magurran, 2004), monitor changes caused by silvicultural treatments (Corral et al., 2005) or define practices that lead to achieve sustainable forest management (Aguirre, Corral, Vargas, & Jiménez, 2008).

Several countries have conducted research evaluating the effects of forest management on biodiversity of species (Khanina, Bobrovsky, Komarov, & Mikhajlov, 2007). In Mexico, few studies have evaluated the effects of forest management on composition and diversity of the tree element (Castellanos-Bolaños et al., 2008; Leyva, Velázquez, & Ángeles, 2010; Nívar & González, 2009; Solís et al., 2006), and those studies have not considered several cutting cycles. The forests in northwestern Mexico are the most important because of their timber; among these we found, the forest of Chihuahua contributing 29.3 % of the value of domestic production (Ministry of Environment and Natural Resources [SEMARNAT], 2011). Forests such as those used for this study have been used by more than 80 years, initially with logging of selection and since 1978 as regular forest. Despite this, no research has been developed to assess tree diversity and composition in the medium term. In this context, the aims of this research were 1) to estimate the alpha and beta diversity indices of the tree strata, and ecological indicators of abundance, dominance, frequency, and importance value index of species of a cold temperate forest and 2) analyze these variables to determine the effect of logging on tree diversity and composition from 1986 to 2006.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La investigación se desarrolló en un bosque templado frío, en el área de corta "Moctezuma" de la zona norte del ejido El Largo y Anexos, Madera, Chihuahua, México. El sitio de estudio se encuentra entre las coordenadas 29° 49' 41" a 29° 55' 34" latitud norte y 108° 13' 28" a 108° 18' 34" longitud oeste. El ecosistema es un bosque made-rable de *Pinus arizonica* con presencia de *P. durangensis*, *P. engelmannii*, *P. leiophylla*, *Quercus sideroxyla* y *Q. fulva* (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 1984). El clima es tipo semifrío subhúmedo con verano fresco largo (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO], 1998) y precipitación media anual de 700 mm (INEGI, 1983). La altitud promedio es de 2,450 m.

Análisis de la vegetación

Como parte del proyecto de Inventario Forestal Continuo, iniciado por la Unidad de Administración Forestal El Largo-Madera, se evaluó cada 10 años (1986, 1996 y 2006) el elemento arbóreo de 46 parcelas circulares permanentes de 0.1 ha. La evaluación se realizó antes de la intervención silvícola. Las parcelas se establecieron en 1986 con una distribución sistemática por conglomerados y una intensidad de muestreo de 0.2 %. En estas parcelas se inventarió e identificó la especie arbórea de todos los individuos con diámetro a la altura de pecho ≥ 7.6 cm.

Análisis de la información

Para cada especie arbórea se determinaron los valores relativos de abundancia (AR), considerando el número de individuos; dominancia (DR), en función del área basal; frecuencia (FR), atendiendo la presencia o ausencia en las parcelas muestreadas; y el índice de valor de importancia (IVI), con el promedio de los indicadores ecológicos previos en valores porcentuales de 0 a 100 (Alanís-Rodríguez et al., 2011; Magurran, 2004).

La diversidad alfa se determinó con la riqueza de especies, el índice de Margalef y el índice de diversidad de especies de Shannon-Wiener (H') (Leyva et al., 2010; Moreno, 2001). La hipótesis nula de que las diversidades medidas con el índice H' son iguales en los tres monito-reos se probó con el procedimiento de Hutcheson (1970), descrito por Moreno (2001) y Alanís-Rodríguez et al. (2010). En este procedimiento se calcula un índice de diversidad ponderado (H_p) para cada comunidad (año de medición). El nivel de significancia utilizado fue $P \leq 0.1$. La diversidad beta o grado de reemplazamiento de especies se determinó con el índice de similitud de Sørensen para datos cuantitativos (Moreno, 2001), el cual permite comparar la composición de especies entre comunidades arbóreas (año de medición).

MATERIALS AND METHODS

Study area

This research took place in a cool temperate forest, in the cutting area known as "Moctezuma" ejido El Largo y Anexos, Madera, Chihuahua, Mexico. The study site is located between the coordinate 29° 49' 41" to 29° 55' 34" N and 108° 13' 28" to 108° 18' 34" W. The ecosystem is a forest of *Pinus arizonica* timber with presence of *P. durangensis*, *P. engelmannii*, *P. leiophylla*, *Quercus sideroxyla* and *Q. fulva* species (National Institute of Statistics and Geography [INEGI], 1984). The climate is semicold subhumid with long cold summer (National Commission for the Knowledge and Use of Biodiversity [Conabio], 1998) and average annual rainfall of 700 mm (INEGI, 1983). Average altitude of 2,450 m.

Analysis of vegetation

As part of the project Inventario Forestal Continuo, initiated by the Forest Management Unit El Largo-Madera, the arboreal element of 46 permanent circular plots of 0.1 ha was assessed every 10 years (1986, 1996 and 2006). The evaluation was performed before silviculture practices were conducted. The plots were established in 1986 using a systematic distribution by cluster samples and sampling intensity of 0.2 %. The arboreal species of all individuals with a diameter at breast height ≥ 7.6 cm were inventoried and identified in these plots.

Data analysis

Relative abundance values (RA), regarding the number of individuals; dominance (RD), depending on the basal area; frequency (RF), based on the presence or absence in the plots sampled, and importance value index (IVI), using the average of ecological indicators in percentages from 0 to 100, were evaluated for each arboreal species (Alanís-Rodríguez et al., 2011; Magurran, 2004).

Alpha diversity was determined using species richness, Margalef index and species diversity index of Shannon-Wiener (H') (Leyva et al., 2010; Moreno, 2001). The null hypothesis that shows that diversities measured with the H' index are equal in the three monitoring was tested using the procedure Hutcheson (1970), described by Moreno (2001) and Alanís-Rodríguez et al. (2010). This procedure calculates a weighted diversity index (H_p) for each community (measurement year). $P \leq 0.1$ was the significance level used. Beta diversity or degree of replacement of species was determined using the Sørensen similarity index for quantitative data (Moreno, 2001), which allows comparison of species composition between tree communities (measurement year).

Prior to the density and basal area statistical analysis, the normal distribution and homoscedasticity of data were tested to use the ANOVA of a factor or, failing this, an equivalent, the nonparametric Kruskal-Wallis test (Wheat-

Previo al análisis estadístico de la densidad y área basal, se comprobó la distribución normal y homocedasticidad de los datos para usar el ANOVA de un factor o, en su defecto, su equivalente, la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Wheater & Cook, 2005), bajo la hipótesis nula de igualdad de medias o medianas, respectivamente. Las diferencias significativas se analizaron con las comparaciones múltiples de medias de Tukey y de rangos de Nemenyi (Wheater & Cook, 2005). El nivel de significancia fue $P \leq 0.05$ y se empleó el programa Minitab 15.

er & Cook, 2005), under the null hypothesis of equality of means or medians, respectively. Significant differences were analyzed using Multiple comparison of means of Tukey and Nemenyi ranges (Wheater & Cook, 2005). $P \leq 0.05$ was the level of significance and Minitab 15 was the software used.

RESULTS AND DISCUSSION

We recorded three families, three genus and seven arboreal species (Table 1). The Pinaceae family is the most important

CUADRO 1. Especies registradas en un bosque templado frío, en el área de corta "Moctezuma" del ejido El Largo y Anexos, Madera, Chihuahua, México.

Nombre científico	Nombre común	Familia
<i>Pinus engelmannii</i> Carr.	Pino real	Pinaceae
<i>Pinus durangensis</i> Mtz.	Pino colorado	Pinaceae
<i>Pinus arizonica</i> Engelm.	Pino prieto	Pinaceae
<i>Pinus leiophylla</i> Schl. & Cham.	Pino cheguis	Pinaceae
<i>Pinus strobiformis</i> Engelm.*	Pino huiyoco	Pinaceae
<i>Quercus</i> spp.	Encino	Fagaceae
<i>Juniperus</i> sp.	Táscate	Cupressaceae

*Sinonimia: *Pinus ayacahuite brachyptera* Shaw

TABLE 1. Species recorded in a cold temperate forest in the logging area known as "Moctezuma" of the ejido El Largo y Anexos, Madera, Chihuahua, Mexico.

Scientific name	Common name	Family
<i>Pinus engelmannii</i> Carr.	Pino real	Pinaceae
<i>Pinus durangensis</i> Mtz.	Pino colorado	Pinaceae
<i>Pinus arizonica</i> Engelm.	Pino prieto	Pinaceae
<i>Pinus leiophylla</i> Schl. & Cham.	Pino cheguis	Pinaceae
<i>Pinus strobiformis</i> Engelm.*	Pino huiyoco	Pinaceae
<i>Quercus</i> spp.	Encino	Fagaceae
<i>Juniperus</i> sp.	Táscate	Cupressaceae

* Synonymy: *Pinus ayacahuite brachyptera* Shaw

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se registraron tres familias, tres géneros y siete especies arbóreas (Cuadro 1). La familia Pinaceae es la más importante por su riqueza con cinco especies de *Pinus*, las mismas del bosque de pino de esta región, registradas por el INEGI (1984).

Abundancia

La densidad total mostró una tendencia descendente entre 1986 y 2006 (Cuadro 2), pero sin diferencias estadísticas significativas ($F = 2.865$, d.f. = 2, $P = 0.060$). El género más abundante fue *Pinus*, cuya densidad en 1986 (845.8 árboles·ha⁻¹) representó el 89.9 % del total, pero decreció para 1996 y aún más para el 2006 (688.7 árboles·ha⁻¹) sin presentar diferencias significativas ($X^2 = 2.06$, g.l. = 2, $P = 0.356$); su AR se incrementó alcanzando el 96.1 % (Figura 1a). La especie con

due to its wealth with five species of *Pinus*, the same species of the pine forest in this region, recorded by the INEGI (1984).

Abundance

Total density showed a downward trend between 1986 and 2006 (Table 2), but without statistically significant differences ($F = 2.865$, d.f. = 2, $P = 0.060$). *Pinus* was the most abundant genus, density in 1986 (845.8 trees·ha⁻¹) accounted for 89.9 % of the total but decreased in 1996 and decreased even more in 2006 (688.7 trees·ha⁻¹) without showing significant differences ($X^2 = 2.06$, d.f. = 2, $P = 0.356$); its RA increased 96.1 % (Figure 1a). *P. arizonica* was the species with the highest density, which gradually decreased the number of trees·ha⁻¹ in the measurements (Table 2), but no significant difference ($X^2 = 1.70$, d.f. = 2, $P = 0.428$) were shown, maintaining a stable RA exceeding 68 %. This proportion is

mayor densidad fue *P. arizonica*, que disminuyó gradualmente el número de árboles-ha⁻¹ en las mediciones (Cuadro 2), pero sin diferencia significativa ($\chi^2 = 1.70$, g.l. = 2, $P = 0.428$), manteniendo una AR estable superior al 68 %. Esta proporción es muy inferior a la reportada por Nívar y González (2009) para *P. cooperi*, la especie más abundante (97 %) en un bosque templado de Durango. El género *Quercus* redujo significativamente su densidad ($\chi^2 = 6.92$, g.l. = 2, $P = 0.031$) y su AR decreció 5.7 % en el periodo de 20 años. El género con menor AR fue *Juniperus*; su densidad no mostró diferencias significativas ($\chi^2 = 0.30$, g.l. = 2, $P = 0.861$) (Cuadro 2, Figura 1a) en las tres evaluaciones.

Las posiciones de abundancia de las especies se ajustan a un modelo exponencial negativo con $R^2_{adj} = 0.978$ (Figura 1b) que

much lower than that reported by Nívar and González (2009) for *P. cooperi*, the most abundant species (97 %) in a temperate forest of the state of Durango. *Quercus* significantly reduced its density ($\chi^2 = 6.92$, d.f. = 2, $P = 0.031$) and its RA decreased 5.7 % in a period of 20 years. *Juniperus* had the lowest RA, its density showed no significant differences ($\chi^2 = 0.30$, d.f. = 2, $P = 0.861$) (Table 2, Figure 1a) in the three evaluations.

The positions of abundance of species fits a negative exponential model with $R^2_{adj} = 0.978$ (Figure 1b) that is preserved although the positions of RA change, species of high abundance are few and decrease progressively, and those poorly represented are those with greater proportion. This behavior is characteristic of both mature ecosystems and those in process of succession (Alanís-Rodríguez et al., 2011).

CUADRO 2. Indicadores ecológicos de las especies arbóreas registradas de los géneros *Pinus*, *Quercus* y *Juniperus*, previos al aprovechamiento, por año de medición.

Especie	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI
	árboles-ha ⁻¹	AR (%)	AB (m ² ·ha ⁻¹)	DR (%)	Fabs	FR (%)	(%)
1986							
<i>P. engelmannii</i>	5.97	0.64	0.15	0.77	15.22	6.03	2.48
<i>P. durangensis</i>	175.21	18.63	3.03	15.50	36.96	14.66	16.26
<i>P. arizonica</i>	660.87	70.26	13.12	67.02	86.96	34.48	57.25
<i>P. leiophylla</i>	0.21	0.02	0.00	0.05	2.17	0.86	0.31
<i>P. strobiformis</i>	3.58	0.38	0.04	0.24	13.04	5.17	1.93
<i>Quercus</i> spp.	81.30	8.64	2.96	15.12	67.39	26.72	16.83
<i>Juniperus</i> sp.	13.47	1.43	0.25	1.29	30.43	12.07	4.93
Total	940.65	100.00	19.58	100.00	252.17	100.00	100.00
1996							
<i>P. engelmannii</i>	3.26	0.36	0.12	0.53	17.39	6.45	2.45
<i>P. durangensis</i>	200.54	22.39	4.71	19.89	41.30	15.32	19.20
<i>P. arizonica</i>	614.67	68.63	16.20	68.36	89.13	33.06	56.69
<i>P. leiophylla</i>	0.21	0.02	0.01	0.06	2.17	0.81	0.30
<i>P. strobiformis</i>	6.08	0.68	0.10	0.42	19.57	7.26	2.79
<i>Quercus</i> spp.	57.60	6.43	2.17	9.19	67.39	25.00	13.54
<i>Juniperus</i> sp.	13.26	1.48	0.36	1.55	32.61	12.10	5.04
Total	895.65	100.00	23.70	100.00	269.57	100.00	100.00
2006							
<i>P. engelmannii</i>	3.26	0.46	0.12	0.57	13.04	5.00	2.01
<i>P. durangensis</i>	184.56	25.77	5.17	23.33	43.48	16.67	21.92
<i>P. arizonica</i>	489.78	68.38	15.21	68.61	89.13	34.17	57.05
<i>P. leiophylla</i>	0.21	0.03	0.00	0.01	2.17	0.83	0.29
<i>P. strobiformis</i>	10.87	1.52	0.18	0.84	23.91	9.17	3.84
<i>Quercus</i> spp.	20.87	2.91	1.19	5.41	60.87	23.33	10.55
<i>Juniperus</i> sp.	6.73	0.94	0.27	1.22	28.26	10.83	4.33
Total	716.30	100.00	22.16	100.00	260.87	100.00	100.00

AR: Abundancia relativa, AB: Área basal, DR: Dominancia relativa, Fabs: Frecuencia absoluta, FR: Frecuencia relativa, IVI: Índice de valor de importancia.

TABLE 2. Ecological indicators of *Pinus*, *Quercus* and *Juniperus* tree species recorded prior to logging, per measurement year.

Species	Abundance		Dominance		Frequency		IVI
	trees·ha ⁻¹	RA (%)	BA (m ² ·ha ⁻¹)	RD (%)	AF	RF (%)	(%)
1986							
<i>P. engelmannii</i>	5.97	0.64	0.15	0.77	15.22	6.03	2.48
<i>P. durangensis</i>	175.21	18.63	3.03	15.50	36.96	14.66	16.26
<i>P. arizonica</i>	660.87	70.26	13.12	67.02	86.96	34.48	57.25
<i>P. leiophylla</i>	0.21	0.02	0.00	0.05	2.17	0.86	0.31
<i>P. strobiformis</i>	3.58	0.38	0.04	0.24	13.04	5.17	1.93
<i>Quercus</i> spp.	81.30	8.64	2.96	15.12	67.39	26.72	16.83
<i>Juniperus</i> sp.	13.47	1.43	0.25	1.29	30.43	12.07	4.93
Total	940.65	100.00	19.58	100.00	252.17	100.00	100.00
1996							
<i>P. engelmannii</i>	3.26	0.36	0.12	0.53	17.39	6.45	2.45
<i>P. durangensis</i>	200.54	22.39	4.71	19.89	41.30	15.32	19.20
<i>P. arizonica</i>	614.67	68.63	16.20	68.36	89.13	33.06	56.69
<i>P. leiophylla</i>	0.21	0.02	0.01	0.06	2.17	0.81	0.30
<i>P. strobiformis</i>	6.08	0.68	0.10	0.42	19.57	7.26	2.79
<i>Quercus</i> spp.	57.60	6.43	2.17	9.19	67.39	25.00	13.54
<i>Juniperus</i> sp.	13.26	1.48	0.36	1.55	32.61	12.10	5.04
Total	895.65	100.00	23.70	100.00	269.57	100.00	100.00
2006							
<i>P. engelmannii</i>	3.26	0.46	0.12	0.57	13.04	5.00	2.01
<i>P. durangensis</i>	184.56	25.77	5.17	23.33	43.48	16.67	21.92
<i>P. arizonica</i>	489.78	68.38	15.21	68.61	89.13	34.17	57.05
<i>P. leiophylla</i>	0.21	0.03	0.00	0.01	2.17	0.83	0.29
<i>P. strobiformis</i>	10.87	1.52	0.18	0.84	23.91	9.17	3.84
<i>Quercus</i> spp.	20.87	2.91	1.19	5.41	60.87	23.33	10.55
<i>Juniperus</i> sp.	6.73	0.94	0.27	1.22	28.26	10.83	4.33
Total	716.30	100.00	22.16	100.00	260.87	100.00	100.00

RA: Relative abundance, BA: Basal area, RD: Relative dominance, AF: Absolute frequency, RF: Relative frequency, IVI: Importance value index.

se mantiene aunque las posiciones de AR cambien; las especies de elevada abundancia son pocas y disminuyen progresivamente, y las escasamente representadas son las de mayor proporción. Este comportamiento es propio tanto de ecosistemas maduros como de aquellos en proceso de sucesión (Alanís-Rodríguez et al., 2011).

Dominancia

El género *Pinus* fue el de mayor dominancia relativa (DR) en las tres evaluaciones, mostrando una tendencia creciente; inició con 83.6 %, luego 89.3 % y finalizó con 93.4 % (Cuadro 2, Figura 2). Éste género presentó diferencias significativas ($F = 5.719$, g.l. = 2, $P = 0.004$) en el área basal; en el periodo de 1986 a 1996 manifestó un incremento (4.8 m²·ha⁻¹) significativo ($P = 0.007$) y en el lapso 1996 a 2006 mostró

Dominance

Pinus had the highest relative dominance (RD) in the three evaluations, showing a growing trend, starting with 83.6 %, then 89.3 % and ended with 93.4 % (Table 2, Figure 2). *Pinus* had significant differences ($F = 5.719$, d.f. = 2, $P = 0.004$) in the basal area; in the period 1986-1996 it showed a significantly increase (4.8 m²·ha⁻¹) ($P = 0.007$) and in the period 1996-2006 it showed a non-significant decrease (-0.5 m²·ha⁻¹) ($P = 0.954$). *P. arizonica* was the dominant species, which remained as such throughout the period; its basal area followed the same pattern of *Pinus*. The second species in RD was *P. durangensis*, which steadily increased its basal area and, consequently its dominance increased to 23.3 % in 2006, being the species with the highest increase. *Quercus* reduced its RD from 15.1 % in 1986 to 5.4 % in 2006

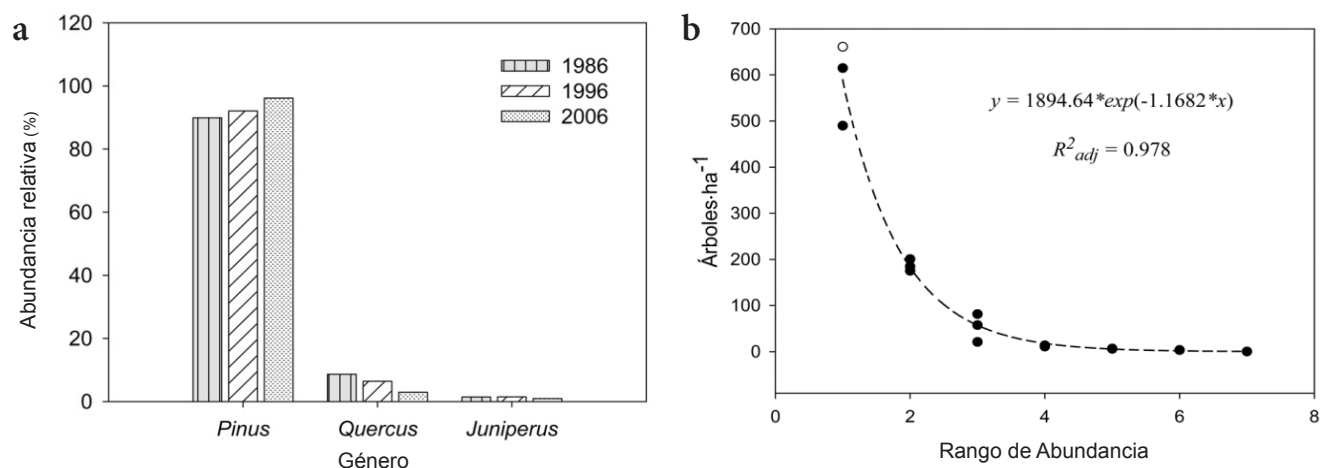


FIGURA 1. a) Abundancia relativa por género y año, b) Comportamiento de la abundancia de siete especies (*Pinus engelmannii*, *P. durangensis*, *P. arizonica*, *P. leiophylla*, *P. strobiformis*, *Quercus* spp. y *Juniperus* sp.) en un bosque templado frío, en el área de corta “Moctezuma” del ejido El Largo y Anexos, Madera, Chihuahua, México.

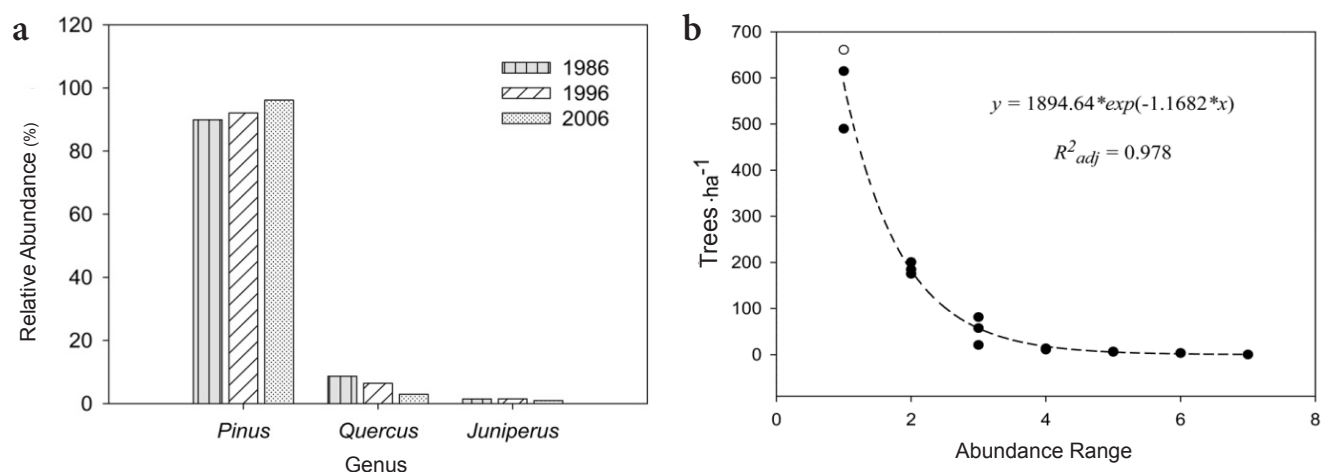


FIGURE 1. a) Relative abundance per genus and year, b) Behavior of the abundance of seven species (*Pinus engelmannii*, *P. durangensis*, *P. arizonica*, *P. leiophylla*, *P. strobiformis*, *Quercus* spp. y *Juniperus* sp.) in a cold temperate forest in the logging area of “Montezuma” ejido El Largo y Anexos, Madera, Chihuahua, Mexico.

un decremento ($-0.5 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) no significativo ($P = 0.954$). La especie dominante fue *P. arizonica*, que se mantuvo como tal durante todo el periodo; su área basal siguió el mismo patrón del género *Pinus*. La segunda especie en DR fue *P. durangensis*, que incrementó su área basal en forma sostenida y, en consecuencia, su dominancia aumentó a 23.3 % en 2006, siendo la especie con mayor incremento. El género *Quercus* redujo su DR de 15.1 % en 1986 a 5.4 % en 2006 (Cuadro 2, Figura 2), pero su área basal no mostró diferencias significativas ($X^2 = 5.94$, g.l. = 2, $P = 0.051$). Esta reducción se debe a las intervenciones silvícolas que favorecen el desarrollo del género *Pinus* por su importancia maderable.

Frecuencia de especies

En frecuencia absoluta, *P. arizonica* mantuvo su presencia estable (89.1 %) seguida por el género *Quercus*, el cual decreció (6.5 %) en 2006. La especie menos frecuente fue *P. leiophylla* (2.2 %) mientras que *P. strobiformis* incrementó 10.9 % de 1986 al 2006 (Cuadro 2). A nivel de género, *Pinus*

(Table 2, Figure 2), but its basal area showed no significant difference ($X^2 = 5.94$, d.f. = 2, $P = 0.051$). This reduction is due to silvicultural practices that favor the development of *Pinus* due to its timber importance.

Species frequency

In the case of absolute frequency, *P. arizonica* maintained its presence stable (89.1 %), followed by *Quercus*, which declined (6.5 %) in 2006. *P. leiophylla* was the less common species (2.2 %) meanwhile *P. strobiformis* increased 10.9 % from 1986 to 2006 (Table 2). At the genus level, *Pinus* was present in all plots; 30.4 % consisted only of *Pinus* in 2006, showing an increasing trend in the RF, meanwhile *Quercus* was decreasing. *Juniperus* maintained its presence in 1996, but decreased slightly in 2006 (Figure 3), being present in 28 % of the plots (Table 2). The three genera shared 19.6 % of the plots in 2006. This RF behavior is due to the differential intensity of silvicultural practices on the various genera and species.

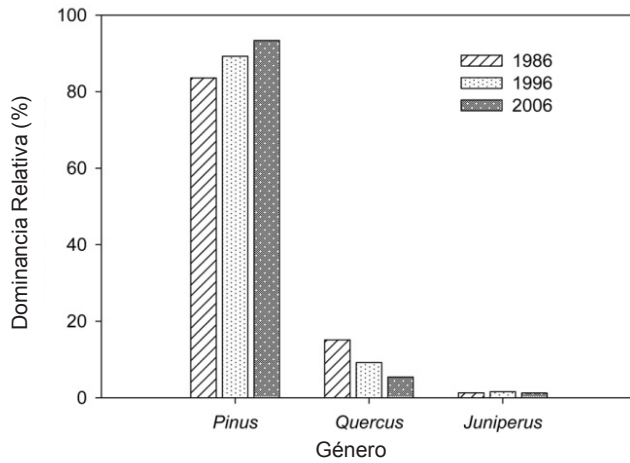


FIGURA 2. Dominancia relativa por género arbóreo y año en un bosque templado frío, en el área de corta "Moctezuma" del ejido El Largo y Anexos, Madera, Chihuahua, México.

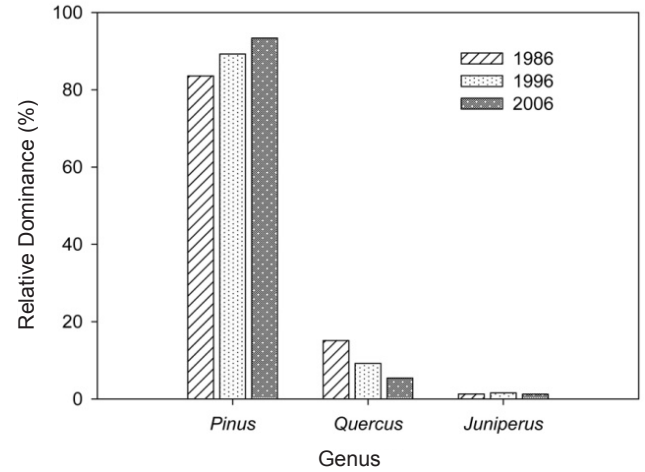


FIGURE 2. Relative dominance per genus and year in a cold temperate forest in the logging area of "Moctezuma" ejido El Largo y Anexos, Madera, Chihuahua, Mexico.

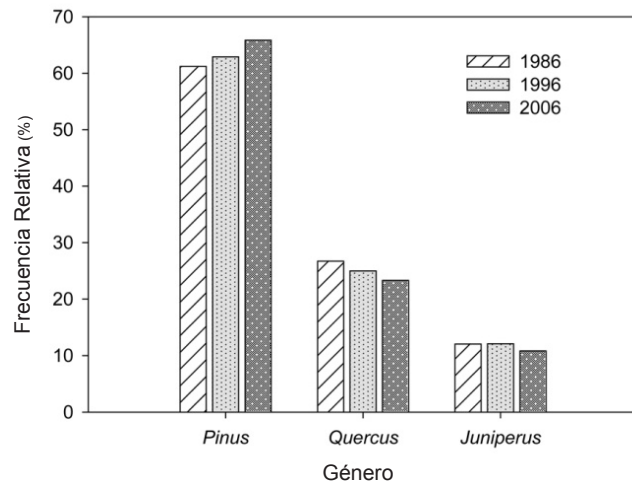


FIGURA 3. Frecuencia relativa por género arbóreo y año en un bosque templado frío, en el área de corta "Moctezuma" del ejido El Largo y Anexos, Madera, Chihuahua, México.

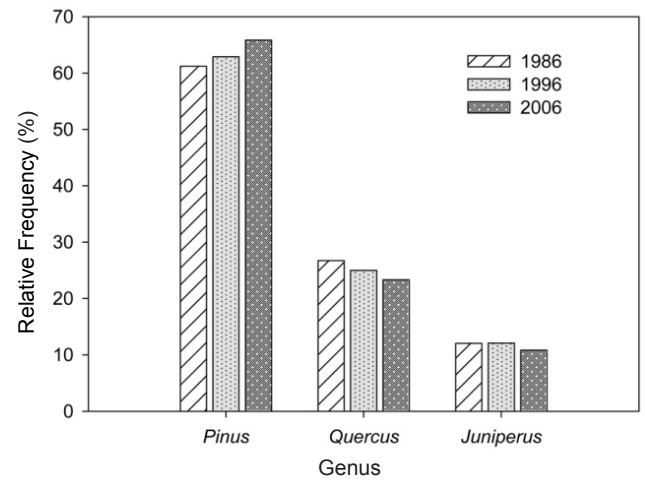


FIGURE 3. Relative frequency per genus and year in a cold temperate forest in the logging area of "Moctezuma" ejido El Largo y Anexos, Madera, Chihuahua, Mexico.

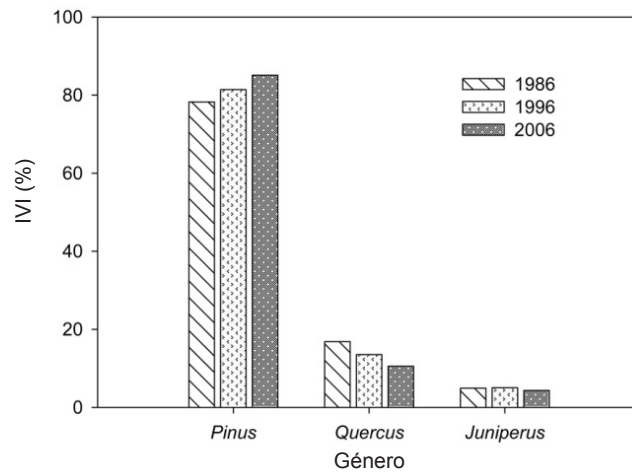


FIGURA 4. Índices de valor de importancia (IVI) por género arbóreo y año en un bosque templado frío, en el área de corta "Moctezuma" del ejido El Largo y Anexos, Madera, Chihuahua, México.

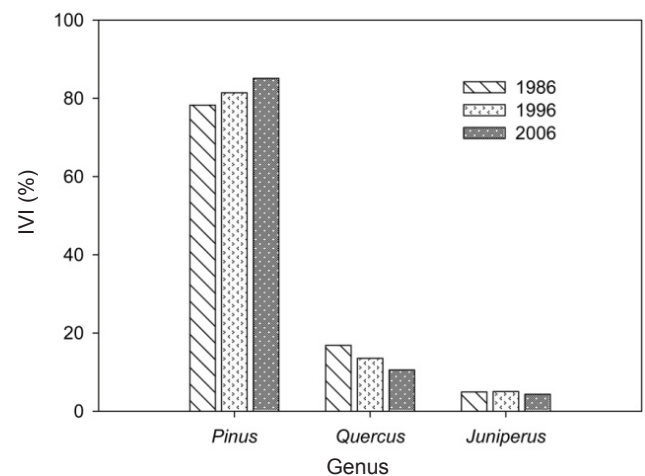


FIGURE 4. Importance Value Index (IVI) per genus and year in a cold temperate forest in the logging area of "Moctezuma" ejido El Largo y Anexos, Madera, Chihuahua, Mexico.

estuvo presente en todas las parcelas; 30.4 % estaban constituidas sólo por éste en el 2006, mostrando una tendencia creciente en la FR, mientras que en *Quercus* fue decreciente. *Juniperus* mantuvo su presencia en 1996, pero decreció ligeramente en 2006 (Figura 3), estando presente en el 28 % de las parcelas (Cuadro 2). Los tres géneros compartieron el 19.6 % de las parcelas en 2006. Este comportamiento de la FR se debe a la intensidad diferenciada de las intervenciones silvícolas sobre los distintos géneros y especies.

Índice de valor de importancia

El género *Pinus* obtuvo el 85.1 % del IVI en 2006 y registró un incremento de 7.1 %, respecto de 1986 (Figura 4). La especie *P. arizonica* fue la de mayor importancia ecológica (IVI = 57.05 %), coincidiendo con el INEGI (1984) que tipifica esta área como bosque de *P. arizonica* de uso maderable y con menor presencia de *Quercus* sp. La fisiografía, clima y suelos del área de estudio son los preferidos por *P. arizonica* en esta región que, siendo la especie de mayor aprovechamiento maderable, ha mantenido su IVI estable en el periodo analizado (Cuadro 2). Según Moreno (2001), el análisis del IVI permite monitorear el efecto de las perturbaciones para emitir recomendaciones y alertar de cambios como procesos empobrecedores.

Diversidad alfa

Existe una riqueza específica de siete especies, cantidad similar al promedio de los valores reportados por Nívar y González (2009) para bosques templados de Durango y por Leyva et al. (2010) para un bosque de pino en Oaxaca.

El índice de riqueza de especies de Margalef (D_{Mg}) no muestra diferencias significativas ($F = 0.270$, g.l. = 2, $P = 0.764$) a través del tiempo (Cuadro 3). Los valores son ligeramente inferiores al promedio (1.04) reportado por Nívar y González (2009) para bosques con intensidad de corta del 30 % y superiores al promedio (0.77) de los cortados al 100 %.

En las tres evaluaciones, los promedios del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') (Cuadro 3) fueron inferiores al promedio (1.23) registrado por Nívar y González (2009) en bosques templados de Durango para una intensidad de

Importance value index

Pinus won 85.1 % of the IVI in 2006 and an increase 7.1 % compared to 1986 (Figure 4). *P. arizonica* had the highest ecological importance (IVI = 57.05 %), coinciding with INEGI (1984), which defines this area as *P. arizonica* forest for timber use and with less presence of *Quercus* sp. Physiography, climate and soils of the study area are preferred by *P. arizonica* in this region that being the species with largest timber harvesting, has remained its IVI stable over the period analyzed (Table 2). According to Moreno (2001), the analysis of IVI allows monitoring the effect of disturbances to make recommendations and alert for changes such as impoverishing processes.

Alpha diversity

There is a specific richness of seven species, similar amount to the average of the values reported by Nívar and González (2009) for temperate forests in Durango and by Leyva et al. (2010) for a pine forest in Oaxaca.

Margalef's richness index (D_{Mg}) shows no significant differences ($F = 0.270$, d.f. = 2, $P = 0.764$) over time (Table 3). The values are slightly below average (1.04) reported by Nívar and González (2009) for forests with logging intensity of 30 % and above average (0.77) of those cut at 100 %.

Three evaluations showed the average diversity index of Shannon-Wiener (H') (Table 3) were below average (1.23) recorded by Nívar and González (2009) in temperate forests in Durango for logging intensity of 30 %, and even lower than the average (0.57) for intensity of 100 %. The averages were also less than the value (0.72) determined by Solís et al. (2006) for a temperate forest with regular handling in Durango, which is the type of management used in forest of this study. Hutcheson test revealed statistically significant differences ($P \leq 0.1$) for species diversity, measured using H' , between 1996 and 2006 ($t = 1.944$, $t_{(\alpha = 0.1, 7085)} = 1.645$) and between 1986 and 2006 ($t = 1.952$, $t_{(\alpha = 0.1, 7199)} = 1.645$). This indicates that tree diversity in 2006 differs with the one that existed 20 to 10 years ago, so we reject the hypothesis of equality of tree diversity at the three assessments.

CUADRO 3. Parámetros estadísticos del número de árboles e índices de riqueza y diversidad precorta, por año de medición.

Parámetro	Árboles en 0.1 ha			Índice de Margalef (D_{Mg})			Índice de Shannon-Wiener (H')		
	1986	1996	2006	1986	1996	2006	1986	1996	2006
Promedio	94.1a*	89.6a	71.6a	0.812a	0.905a	0.900a	0.400a	0.401a	0.347b
E. E.	7.4	7.4	6.1	0.100	0.097	0.105	0.058	0.055	0.048
D. E.	50.4	50.3	41.4	0.678	0.655	0.714	0.392	0.373	0.327
Mínimo	40.0	34.0	24.0	0.000	0.000	0.000	1.442	1.332	1.094
Máximo	248.0	286.0	237.5	2.974	2.392	2.367	0.000	0.000	0.000

E.E.: Error estándar, D.E.: Desviación estándar. *Medias con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo a la prueba de Tukey a una $P \leq 0.05$ (t de Hutcheson para H' ; $P \leq 0.1$).

TABLE 3. Statistical parameters of the number of trees and richness and diversity indices prior to logging, per measurement year.

Parameter	Trees in 0.1 ha			Margalef Index (D_{Mg})			Shannon-Weiner Index (H')		
	1986	1996	2006	1986	1996	2006	1986	1996	2006
Mean	94.1a*	89.6a	71.6a	0.812a	0.905a	0.900a	0.400a	0.401a	0.347b
S. E.	7.4	7.4	6.1	0.100	0.097	0.105	0.058	0.055	0.048
S. D.	50.4	50.3	41.4	0.678	0.655	0.714	0.392	0.373	0.327
Minimum	40.0	34.0	24.0	0.000	0.000	0.000	1.442	1.332	1.094
Maximum	248.0	286.0	237.5	2.974	2.392	2.367	0.000	0.000	0.000

S.E.: standard error, S.D: standard deviation. * Means with different letters indicate significant differences according to Tukey's test at $P \leq 0.05$ (t of Hutcheson for H' ; $P \leq 0.1$).

corta del 30 %, e inclusive menores al promedio (0.57) para una intensidad del 100 %. Los promedios también fueron inferiores al valor (0.72) determinado por Solís et al. (2006) para un bosque templado con manejo regular en Durango, que es el tipo de manejo utilizado en las masas objeto del presente estudio. La prueba de Hutcheson revela diferencias estadísticas significativas ($P \leq 0.1$) para la diversidad de especies, medida con H' , entre 1996 y 2006 ($t = 1.944$, $t_{(\alpha=0.1, 7085)} = 1.645$) y entre 1986 y 2006 ($t = 1.952$, $t_{(\alpha=0.1, 7199)} = 1.645$). Lo anterior indica que la diversidad arbórea de 2006 difiere con la que existió 20 y 10 años atrás; así, se rechaza la hipótesis de igualdad de diversidad arbórea en las tres evaluaciones.

Los índices de riqueza (D_{Mg}) y diversidad (H') tienen su mayor valor cuando el área basal es máxima (Cuadro 2 y 3), tal como lo reportan Nívar y González (2009).

Diversidad beta

De acuerdo con la diversidad beta, la proporción de especies que comparten los monitoreos decrece: 0.94 entre 1986 y 1996; 0.88 entre 1996 y 2006; y 0.84 entre 1986 y 2006. Esto indica que hubo disimilitud en la composición de especies (0.06) entre 1986 y 1996, y que esa disimilitud fue mayor (0.12) entre 1996 y 2006. El cambio de composición de la comunidad arbórea en los 20 años evaluados es de 0.16 (16 %). Lo anterior revela, que conforme la masa forestal se desarrolla, se comparte un número menor de especies, pero la riqueza específica del bosque se mantiene. Esto puede deberse a las intervenciones silvícolas selectivas, dirigidas a reducir especies de menor valor comercial y a favorecer al género *Pinus* (Solís et al., 2006).

CONCLUSIONES

El aprovechamiento forestal modificó la diversidad y composición del estrato arbóreo en un bosque templado de segundo crecimiento. La comunidad arbórea en su diversidad alfa mantuvo la riqueza de especies pero disminuyó en los índices de Margalef y Shannon-Wiener y modificó la composición (diversidad beta) en 16 %. A nivel de género, *Pinus* aumentó los valores relativos de abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia, mientras *Quercus* decreció y *Juniperus* se mantuvo estable. Las especies de mayor importancia ecológica son *P. arizonica* y *P. durangensis*.

The richness (D_{Mg}) and diversity (H') indices have their greatest value when the basal area is maximal (Tables 2 and 3), as that reported by Nívar and González (2009).

Beta diversity

According to beta diversity, the proportion of species that share the monitoring decreases: 0.94 between 1986 and 1996; 0.88 between 1996 and 2006 and 0.84 between 1986 and 2006. This indicates that there was dissimilarity in species composition (0.06) between 1986 and 1996, and that dissimilarity was higher (0.12) between 1996 and 2006. The change in composition of the tree community in the 20 years evaluated is 0.16 (16 %). This reveals, that as the forest stand develops, a lower number of species is shared, but the species richness of the forest is maintained. This may be due to selective silvicultural practices aimed at reducing species of lower commercial value and favor the genus *Pinus* (Solís et al., 2006).

CONCLUSIONS

Forest harvesting changed diversity and composition of the tree strata in second-growth temperate forest. The community tree in alpha diversity remained in species richness but decreased the indices of Margalef and Shannon-Wiener and changed the composition (beta diversity) in 16 %. *Pinus* increased the relative values of abundance, dominance, frequency and importance value index, meanwhile *Quercus* decreased and *Juniperus* remained stable. *P. arizonica* and *P. durangensis* are the species with greater ecological importance. The density decreased in all genera and basal area increased only in *Pinus*. This is a normal behavior in regular, young and developing stands treated with practices focused on timber production.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the Universidad Autónoma de Chihuahua and the improving teacher program for the scholarship granted (PROMEP/103.5/09/4421) to the first author of the present study. We also thank the authorities, head in chief and managers of forestry services of the ejido El Largo y Anexos for providing the information used in the present study. And we also thank Ing. Santos Gregorio Rodríguez García.

End of English Version

sis. La densidad disminuyó en todos los géneros y el área basal se incrementó sólo en *Pinus*. Este comportamiento es normal en masas regulares, jóvenes y en desarrollo, tratadas con prácticas enfocadas a la producción maderable.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma de Chihuahua y al programa de mejoramiento del profesorado por la beca otorgada (PRO-MEP/103.5/09/4421) al primer autor. A las autoridades ejidales, director y personal de los servicios técnicos forestales del ejido El Largo y Anexos por facilitar la información utilizada en este trabajo, especialmente al Ing. Santos Gregorio Rodríguez García.

REFERENCIAS

- Aguirre, O., Corral, J. J., Vargas, B., & Jiménez, J. (2008). Evaluación de modelos de diversidad-abundancia del estrato arbóreo en un bosque de niebla. *Revista Fitotecnica Mexicana*, 31(3), 281–289. Obtenido de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=61031312>
- Aguirre, O., Hui, G., Gadow, K., & Jiménez, J. (2003). An analysis of spatial forest structure using neighbourhood-based variables. *Forest Ecology and Management*, 183(1-3), 137–145. doi: 10.1016/S0378-1127(03)00102-6
- Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Pando-Moreno, M., Aguirre-Calderón, Ó. A., Treviño-Garza, E. J., & García-Galindo, P. C. (2010). Efecto de la restauración ecológica post-incendio en la diversidad arbórea del Parque Ecológico Chipinque, México. *Madera y Bosques*, 16(4), 39–54. Obtenido de <http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=61718402003>
- Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Valdecantos-Dema, A., Pando-Moreno, M., Aguirre-Calderón, O. A., & Treviño-Garza, E. J. (2011). Caracterización de la regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del parque ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(1), 31–39. doi: 10.5154/r.rchscfa.2010.05032
- Castellanos-Bolaños, J. F., Treviño-Garza, E. J., Aguirre-Calderón, Ó. A., Jiménez-Pérez, J., Musalem-Santiago, M., & López-Aguillón, R. (2008). Estructura de bosques de pino pátula bajo manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Madera y Bosques*, 14(2), 51–63. Obtenido de http://www1.incol.edu.mx/myb/resumeness/14.2/MB_2008_14-2_051-064.pdf
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) (Cartógrafo). (1998). Clasificación climática. Consultado 20-07-12 en <http://infoteca.semarnat.gob.mx/>
- Corral, J. J., Aguirre, O. A., Jiménez, J., & Corral, S. (2005). Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el bosque mesófilo de montaña «El Cielo», Tamaulipas, México. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 14(2), 217–228. doi: 10.5424/885
- Del Río, M., Montes, F., Cañellas, I., & Montero, G. (2003). Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 12(1), 159–176. doi: 10.5424/795
- Gavilán, R. G., & Rubio, A. (2005). ¿Pueden los índices de diversidad biológica ser aplicados como parámetros técnicos de la gestión forestal? Obtenido de <http://www.secforestales.org/web/images/stories/c20.pdf>
- INEGI (Cartógrafo). (1983). *Carta hidrológica de aguas superficiales, H12-9 (Madera)*. México: Autor.
- INEGI (Cartógrafo). (1984). *Carta de uso de suelo y vegetación, H12-9 (Madera)*. México: Autor.
- 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. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 10(2), 355–366. doi: 10.5424/729
- Khanina, L., Bobrovsky, M., Komarov, A., & Mikhajlov, A. (2007). Modeling dynamics of forest ground vegetation diversity under different forest management regimes. *Forest Ecology and Management*, 248(1-2), 80–94. doi: 10.1016/j.foreco.2007.03.021
- Leyva, J. C., Velázquez, A., & Ángeles, G. (2010). Patrones de diversidad de la regeneración natural en rodales mezclados de pino. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 16(2), 227–239. doi: 10.5154/r.rchscfa.2010.06.038
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Oxford, UK: Blackwell publishing company. Obtenido de http://books.google.es/books?id=iHoOAAAAQAAJ&hl=es&source=gbbs_similarbooks.
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad* (Vol. 1). Zaragoza, España: Cyted, Orcyt/Unesco & SEA.
- Návar, C. J. J., & González, G. S. (2009). Diversidad, estructura y productividad de bosques templados de Durango, México. *Polibotánica*, 27, 71–87. Obtenido de <http://redalyc.uaemex.mx/pdf/621/62111396005.pdf>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2011). *Anuario estadístico de la producción forestal 2009*. México: Autor. Obtenido de <http://www.semarnat.gob.mx/temas/gestionambiental/forestalsuelos/Anuarios/>.
- Solís, M. R., Aguirre, C. Ó. A., Treviño, G. E. J., Jiménez, P. J., Jurado, Y. E., & Corral, R. J. (2006). Efecto de dos tratamientos silvícolas en la estructura de ecosistemas forestales en Durango, México. *Madera y Bosques*, 12(2), 49–64. Obtenido de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=61712205>
- Wheater, C. P., & Cook, P. A. (2005). *Using statistics to understand the environment*. London, UK: Routledge Taylor & Francis. Obtenido de <http://www.eBookstore.tandf.co.uk>