

Investigación

Establecimiento temprano de árboles nativos en bosques perturbados de Los Altos de Chiapas, Méjico

Angélica Camacho Cruz¹ y Mario González Espinosa²

¹ El Colegio de la Frontera Sur (San Cristóbal de las Casas, Méjico) y Dpto. Interuniversitario de Ecología (Universidad Complutense de Madrid).

² El Colegio de la Frontera Sur (San Cristóbal de las Casas, Méjico).

Los patrones de uso del suelo pueden alterar la composición y estructura de los bosques, y en consecuencia, las condiciones ecológicas para la regeneración de las especies nativas. En las últimas décadas en Los Altos de Chiapas, una región densamente poblada por indígenas mayas, la tala selectiva, el pastoreo y la deforestación para la agricultura trashumante han reducido hasta menos del 25% el área original de bosques diversos de roble, pino-roble y mesófilo de montaña. Una consecuencia de esta fragmentación es la expansión de las poblaciones de especies nativas de Pinus, que por su concentración de dominancia local pueden crear nuevas condiciones del piso y el suelo forestal, y así afectar a la regeneración de las numerosas especies latifoliadas. Mostramos y discutimos la respuesta de la germinación y supervivencia de seis especies arbóreas de bosques maduros sembradas bajo doseles con dominancia variable de pinos. Se evidencia la importancia del aporte de semillas para la recuperación de estos bosques con especies nativas y se ofrecen elementos que contribuyen a definir un perfil ecológico global de las especies de pinos como invasoras de hábitats perturbados.

Introducción

Es vasta la literatura que da cuenta de la influencia de factores como la acumulación de mantillo, la luz, la humedad, la temperatura y los nutrientes del suelo sobre el proceso de la germinación de las especies arbóreas en ambientes forestales. Igualmente, se ha documentado qué factores bióticos como la depredación y la acción de patógenos y herbívoros determinan el destino de las plántulas que emergen y contribuyen a la regeneración natural del bosque. La influencia de este complejo de factores puede cambiar sobre gradientes de perturbación y es necesario evaluarla con experimentos *in situ* que incluyan un considerable número de especies arbóreas nativas.

En Los Altos de Chiapas la agricultura trashumante, el pastoreo y la tala selectiva son algunas causas del predominio reciente de los pinos en los hábitats húmedos y fríos (González-Espinosa et al. 1995; Ramírez-Marcial et al. 2001). Se han documentado empobrecimientos florísticos respecto a bosques maduros poco perturbados, con reducciones de hasta un 75% de las especies arbóreas, el 50% de los arbustos, el 60% de los helechos y el deterioro de poblaciones de algunas bromelias epífitas (González-Espinosa et al. 1995; Castro-Hernández et al. 1999; Galindo-Jaimes et al. 2002).

Por otra parte, se ha intentado y se elaboran planes para la restauración de bosques con base en un reducido número de especies de pinos que son fáciles de propagar y de rápido crecimiento, pero sin considerar sus efectos sobre numerosas especies. Muchos de los árboles del interior en la región parecen no regenerarse en el piso forestal de los pinares inducidos o de plantación. Esta dificultad se podría disminuir incorporando un mayor número de especies nativas en prácticas de revegetación. Nos hemos preguntado si las nuevas condiciones del interior y en el piso forestal alcanzan a limitar ya la regeneración natural y el mantenimiento de la diversidad. Así, en bosques perturbados con diferentes grados de dominancia por pinos evaluamos la germinación de semillas y la supervivencia de plántulas de los árboles nativos *Cornus disciflora*, *C. excelsa*, *Drimys granadensis* var. *mexicana*, *Liquidambar styraciflua*, *Quercus laurina* y *Ternstroemia lineata*. Adicionalmente, evaluamos el reclutamiento natural de las plántulas y algunas variables ambientales.

Métodos

El estudio se realizó en Merced-Bazóm, municipio de Huistán (16°44' N, 92°29' W), en el centro de Los Altos de Chiapas, México (altitud de 2350-2450 m, precipitación anual de 1.250 mm mayormente entre mayo y octubre, temperatura media anual de 13°C; las heladas nocturnas pueden ocurrir de diciembre a marzo; FORTAM 1984). La vegetación incluye fragmentos de bosques maduros de pino-roble (*Pinus-Quercus*; Breedlove 1981) y comunidades secundarias con dominancia variable de pino (mayores detalles en González-Espinosa et al. 1991).

Cuadro 1. Características generales de seis parcelas en Rancho Merced Bazóm. PRC = Parcela, EX = Exposición, PND = Pendiente (%), VIR = Valor de importancia relativa, S = Riqueza de especies, P = *Pinus* spp., Q = *Quercus* spp., L = Otras latifoliadas, T = Total, CH = Cobertura de herbáceas (%), CA = Cobertura de arbustos (%).

			Area basal (m ² /ha)				VIR (%)			S					Mantillo		
PRC	EX	PND	P	Q	L	T	P	Q	L	P	Q	L	CH	CA	Peso (g)	Volumen (cm ³)	Densidad (g/cm ³)
P1	NW	20	35.7	4.3	0.0	40	84.4	13.7	0.0	3	1	0	30	20	201.1 ± 15.4	1633 ± 84	0.13 ± 0.01
P2	SW	50	24.6	0.0	0.0	25	94.4	0.0	0.0	3	0	0	10	5	170.0 ± 11.5	1571 ± 226	0.13 ± 0.01
M1	S	50	35.7	22.2	3.6	61	41.0	36.9	26.4	1	2	9	20	10	158.0 ± 20.2	1260 ± 212	0.14 ± 0.01
M2	NE	60	4.7	20.6	1.1	26	12.9	75.2	11.9	2	3	8	10	5	194.4 ± 24.5	3356 ± 310	0.06 ± 0.00
E1	NW	60	0.0	6.5	41.6	48	0.0	9.3	90.7	0	1	12	30	15	190.5 ± 15.1	2068 ± 187	0.10 ± 0.01
E2	NW	12	0.0	24.9	12.6	38	0.0	37.8	62.2	0	2	12	30	50	207.3 ± 13.8	2340 ± 104	0.09 ± 0.01

Cercamos seis parcelas (50 x 50 m) distribuidas en pares en tres tipos de bosque: (1) pinares secundarios, P1 y P2, (2) bosques mixtos de pino-roble moderadamente perturbados, M1 y M2, y (3) robledales maduros, R1 y R2 (**cuadro 1**). En cada parcela registramos cada 6 minutos la temperatura y humedad relativa. Un termómetro registró cada semana las temperaturas máximas y mínimas sobre el piso forestal. Evaluamos el peso y volumen de la capa de mantillo y cada mes el contenido de humedad en el suelo superficial (5-10 cm). La cobertura del dosel fue estimada con un densiómetro convexo en la mitad de primavera, verano y otoño de 1998.

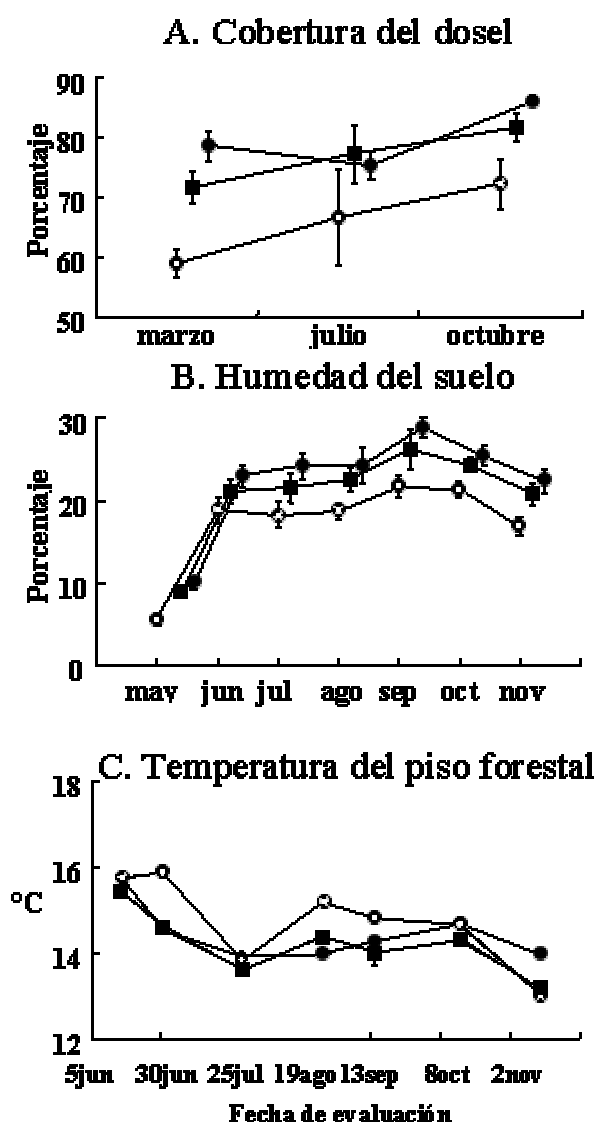


Figura 1. Variables ambientales registradas en tres tipos de bosque. Los círculos abiertos corresponden al pinar; los cuadros rellenos al bosque mixto; y los círculos rellenos al robledal.

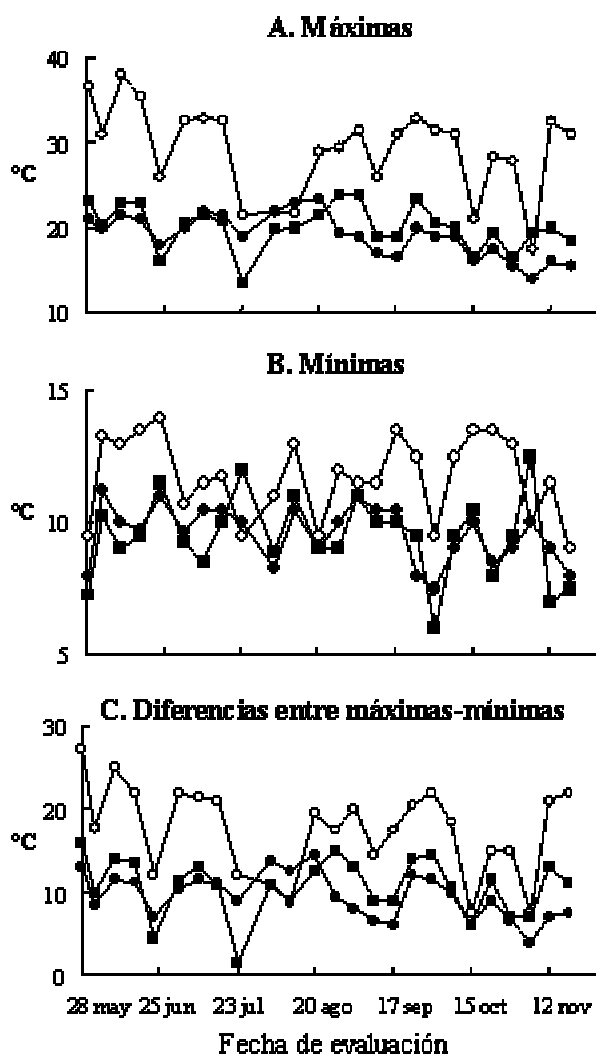


Figura 2. Temperaturas medias registradas en el piso forestal de tres tipos de bosque. Los círculos abiertos corresponden al pinar; los cuadros rellenos al bosque mixto; y los círculos rellenos al robledal.

En la primera mitad de junio de 1998 sembramos al azar, y a una profundidad de 0.5-1.0 cm, semillas de las seis especies en 15 cuadros (1 m²) espaciados sobre transectos de 10 m. En cada cuadro se usaron 12 bellotas y 16 semillas de cada una de las otras especies (1080 y 1440 semillas, respectivamente). Las

semillas fueron revisadas cada dos semanas hasta noviembre de 1998. Una semilla germinada fue aquella con radícula ≥ 2 mm. La evaluación de la supervivencia de las plántulas concluyó en noviembre de 1999. Adicionalmente, se registraron en 15 círculos de 1 m^2 (radio de 0.56 m) en cada parcela el reclutamiento de plántulas (<30 cm de altura) de especies arbóreas nativas. Medimos la altura de los individuos presentes al inicio (julio 1998) y final (noviembre 1999) del estudio y registramos el número de nacimientos y muertes a intervalos de 15-30 días. Más detalles sobre los métodos pueden ser consultados en Camacho-Cruz et al. (2000).

Resultados

El peso del mantillo no fue diferente entre los tres tipos de bosque (prueba de Kruskal-Wallis, $\chi^2 = 2.07$, g.l. = 2, $P = 0.36$), pero se encontraron diferencias para el volumen ($\chi^2 = 0.80$, g.l. = 2, $P < 0.005$) y la densidad ($\chi^2 = 7.26$, g.l. = 2, $P < 0.026$; **cuadro 1**). En general, algunos factores que pueden influir en las condiciones de desecación para las plántulas (cobertura del dosel, humedad del suelo, temperatura y humedad del piso forestal) alcanzaron mayores valores en los pinares que en los bosques mixtos y los robledales, los cuales a su vez fueron relativamente similares (**figuras 1 y 2**).

Cuadro 2. Germinación y supervivencia acumulada (media ± 1 e.e) en dos parcelas (bloques) repetidas en función de la especie y tipo de bosque (R, robledal; M, bosque mixto; y P, pinar). Valores seguidos de la misma letra dentro de una fila no son significativamente diferentes ($P \leq 0.05$; prueba de Bonferroni).

Especies	Germinación			Supervivencia		
	R	M	P	R	M	P
<i>C. disciflora</i>	30.6 \pm 3.7a	22.5 \pm 3.2ab	17.3 \pm 2.1b	23.7 \pm 4.3a	31.7 \pm 4.6a	26.5 \pm 8.2a
<i>C. excelsa</i>	17.7 \pm 2.1a	14.4 \pm 2.0a	19.4 \pm 3.0a	4.3 \pm 2.2a	19.7 \pm 4.3b	21.5 \pm 5.4 b
<i>D. granadensis</i>	26.7 \pm 2.0a	27.3 \pm 2.2a	27.1 \pm 3.8a	22.8 \pm 4.7b	14.6 \pm 3.6ab	4.3 \pm 1.9a
<i>L. styraciflua</i>	60.8 \pm 4.2a	71.7 \pm 2.6a	56.5 \pm 4.8a	5.1 \pm 1.4a	5.9 \pm 1.2a	12.5 \pm 2.7a
<i>Q. laurina</i>	69.7 \pm 4.8a	44.4 \pm 6.8b	70.0 \pm 6.0a	20.6 \pm 4.1a	28.9 \pm 7.5a	53.6 \pm 8.4b
<i>T. lineata</i>	21.0 \pm 2.3a	23.5 \pm 1.9a	28.0 \pm 2.9a	12.8 \pm 4.1a	28.5 \pm 4.4b	28.2 \pm 5.1b

Sólo *Cornus disciflora* mostró diferencias en germinación acumulada en función del tipo de bosque (**cuadros 2 y 3**), registrándose su menor germinación bajo doseles de pinares. En particular, los depredadores de semillas removieron aproximadamente el 90 % de las bellotas de *Quercus laurina* en la parcela M1, provocando diferencias espúreas entre los tipos de bosque (**cuadro 3**). El patrón de germinación a través del tiempo difirió entre las especies dentro de cada tipo de bosque (Wilcoxon-Gehan $\chi^2 = 517.9$ en robledales, $\chi^2 = 489.1$ en bosques mixtos, $\chi^2 = 409.7$ en pinares; g.l. = 5, $P < 0.001$ para los tres tipos de bosque). *Liquidambar* y *Quercus* completaron su germinación en un corto período de tiempo en los tres tipos de bosque (superior al 80% en dos meses). *Drimys* tuvo una respuesta más

lenta y no inició su germinación hasta transcurridos tres meses después de la siembra. Las dos especies de *Cornus* y *Ternstroemia* mostraron curvas de germinación similares, con tasas cercanas al 50% después de dos meses). Las bellotas de *Quercus* germinaron rápidamente bajo doseles de robles (Wilcoxon-Gehan $\chi^2 = 24.3$, g.l. = 2, $P < 0.001$).

Después de 18 meses se encontró una interacción significativa entre tipo de bosque y supervivencia de las especies (**cuadros 2 y 3**). *Liquidambar* mostró la menor (5-12 %) y *Quercus* la mayor (20-53 %) supervivencia en todos los tipos de bosque (Cuadro 2). En el robledal murieron más plántulas de *Cornus excelsa* y *Ternstroemia*, mientras que *Drimys* sobrevivió mejor ahí. Se registró mayor supervivencia de *Quercus* en pinares. *Cornus disciflora* y *Liquidambar* no difirieron en su supervivencia en los tres tipos de bosque (**Cuadro 2**).

Cuadro 3. Resultados de los ANOVA utilizados para comprobar las diferencias de (a) tasas de germinación y (b) supervivencia de las plántulas germinadas.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F	P
a. Germinación de semillas					
Bloque	1	17.34	17.34		
Especie	5	144.66	39.73	28.93	
Tipo de bosque (TB)	2	5.37	2.68	3.68	
Especie*TB	10	26.24	2.62	3.60	0.000
Error	521	379.46	0.73		
b. Supervivencia de plántulas					
Bloque	1	8.87	8.87		
Especie	5	124.09	24.82	9.11	
Tipo de bosque (TB)	2	16.63	8.31	3.05	
Especie*TB	10	131.26	13.13	4.82	0.000
Error	521	1419.49	2.76		

Entre julio de 1998 y febrero de 1999 se registraron un total de 577 plántulas de 20 especies (incluyendo *Cornus disciflora*, *Quercus laurina* y *Ternstroemia*): 141 en la cohorte de 1997 y 476 que emergieron durante los meses de estudio (**Figura 3**). A fines de noviembre de 1999, la densidad de individuos jóvenes de los tres grupos de especies arbóreas fue diferente entre los tres tipos de bosque para ambas cohortes ($\chi^2 = 28.6$ para 1997 y $\chi^2 = 58.9$ para 1998, ambas con g.l. = 4 y $P < 0.001$).

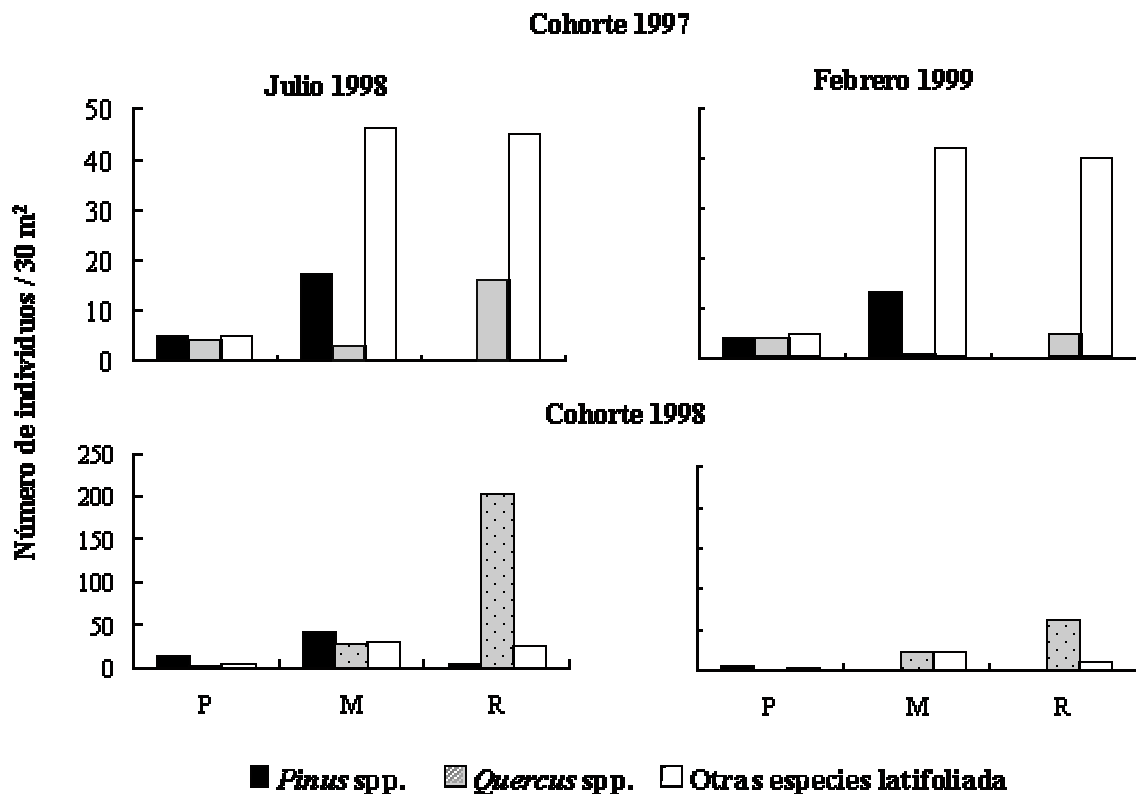


Figura 3. Reclutamiento natural y número de individuos de distintos gremios que sobrevivieron pertenecientes a dos cohortes. Símbolos de los tipos de bosque: P, pinar; M, bosque mixto; y R, robleal.

Discusión

El tipo de bosque puede afectar la germinación de las semillas de manera diferente. Así, la remoción de las bellotas y las semillas de *Cornus disciflora* fue menor bajo los doseles más cerrados, pero en una de las parcelas de bosque mixto (M1) los ratones *Peromyscus boylii levipes* y *P. zarhynchus* (Quintana-Ascencio et al. 1992) las consumieron en grado considerable. Whelan et al. (1991) encontraron que la depredación de semillas puede ser más intensa cuando éstas quedan expuestas en sitios abiertos, donde los roedores pueden percibir el alimento y ocupar como refugios áreas protegidas circundantes.

Condiciones favorables para las semillas pueden no serlo para las plántulas y juveniles (De Steven 1991b; Vargas-Mendoza y González-Espinosa 1992; Schupp 1995; Jones et al. 1997). Tal es el caso de *Drimys*, que tuvo una tasa de germinación similar en los tres tipos de bosque, mientras que la supervivencia de las plántulas fue favorecida bajo doseles de roble, lo que confirma nociones previas de requerimientos de un dosel cerrado para su regeneración. En el mismo sentido, después de 18 meses de transcurrida la germinación, *Cornus excelsa* y *Ternstroemia* mostraron mayor supervivencia en bosques mixtos y de pino que bajo los robleales. Finalmente, el establecimiento temprano de *Liquidambar* parece ser favorecido en los pinares. De Steven (1991a, b) encontró que plántulas de la misma especie

de *Liquidambar* son favorecidas por la alta humedad de los bosques mixtos en Carolina del Norte (EEUU), pero mueren en alto grado durante la estación seca. La diferencia con nuestros resultados puede deberse a variaciones genéticas entre poblaciones, o bien, a una relativa ausencia de competidores en el piso forestal de los pinares de Chiapas junto con condiciones de humedad menos severas.

Como otras especies de roble, *Quercus laurina* puede colonizar y germinar en una amplia variedad de hábitats sucesionales, desde matorrales abiertos hasta bosques maduros (Shaw 1968a,b; Andersson 1991; Quintana-Ascencio et al. 1992; Kollmann y Schill 1996). Sin embargo, su supervivencia después de 18 meses fue superior (80-150 %) en pinares comparada con la observada en robledales y bosques mixtos. Estos resultados a partir de siembra directa de bellotas de *Quercus laurina*, un árbol dominante del dosel, son alentadores desde una perspectiva de conservación de los bosques. El establecimiento de esta especie de *Quercus*, además de otros robles coexistentes similares en su gran tamaño (Quintana-Ascencio et al. 1992; Ramírez-Marcial et al. 1996) puede proporcionar una base para la restauración de doseles dominados por robles que parecen ser requeridos para el establecimiento de otras latifoliadas del interior y el mantenimiento de la fauna.

La disponibilidad de propágulos contribuye al repoblamiento en los tres tipos de bosque estudiados. Sin embargo, el establecimiento de plántulas y juveniles puede ser afectado por las condiciones que se generan una vez que los rodales son dominados por pinos. La creciente distribución inducida de pinares en regiones tropicales montañosas de México y otros países (Guatemala, Honduras, Costa Rica, Colombia, Ecuador, Chile y Sudáfrica, entre otros), que también han optado por los pinos como base del desarrollo forestal industrial, puede tener consecuencias severas sobre la regeneración natural y la conservación de la flora nativa que no resiste las nuevas condiciones.

La recuperación de un arbolado diverso en bosques perturbados de Los Altos de Chiapas, y lugares similares de México y otros países latinoamericanos, puede ser también abordada con la siembra directa de semillas de especies de *Quercus*, *Ternstroemia* y *Cornus*, entre otras. Aún hay mucho que explorar antes de definir prácticas de revegetación que se puedan recomendar para amplias extensiones, pero estos y otros resultados nos sugieren que la reintroducción de especies de árboles nativos con diferentes edades puede lograr mayor éxito en las variadas condiciones creadas por los patrones tradicionales de uso del suelo. Sin embargo, para empezar, la recuperación de estos bosques empobrecidos y sitios degradados podrá ser factible en la medida que las políticas nacionales de reforestación se orienten hacia una producción más diversificada de especies nativas, en atención a los usos alternativos y el interés manifiesto de los grupos sociales locales, con frecuencia dispuestos a contraer compromisos con la conservación y el desarrollo sostenible.

Agradecimientos

Agradecemos a Alfonso Luna-Gómez y Luis Galindo-Jaimes por su ayuda durante el trabajo de campo y al Dr. Pedro. F. Quintana-Ascencio por su apoyo con el análisis estadístico. El financiamiento provino de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO, contrato L329), las Comisiones Europeas (Proyecto SUCRE, ERBIC18CT970146), y apoyo a tesis de maestría por ECOSUR y el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT, Reg. No. 114880).

Literatura citada

Andersson, C. 1991. Distribution of seedlings and saplings of *Quercus robur* in a grazed deciduous forest. *Journal Vegetation Science* 2: 279-282.

Breedlove, D.E. 1981. *Flora of Chiapas. Part 1: Introduction to the Flora of Chiapas*. California Academy of Sciences, San Francisco.

Camacho-Cruz, A., González-Espinosa M., Wolf J.H.D. y de Jong B.H.J. 2000. Germination and survival of tree species in disturbed forests of the highlands of Chiapas, Mexico. *Canadian Journal of Botany* 78: 1309-1318.

Castro Hernández, J.C., Wolf, J.H.D., García Franco J.G., y González-Espinosa M. 1999. The influence of humidity, nutrients and light on the establishment of the epiphytic bromeliad *Tillandsia guatemalensis* in the highlands of Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical* 47: 763-773.

De Steven, D. 1991a. Experiments on mechanisms of tree establishment in old-field succession: seedling emergence. *Ecology* 72: 1066-1075.

De Steven, D. 1991b. Experiments on mechanisms of tree establishment in old-field succession: seedling survival and growth. *Ecology* 72: 1076-1088.

FORTAM. 1984. *Huixtán: diagnóstico municipal*. Gobierno Federal-Estatal-Municipal. Fortalecimiento Municipal. Plan Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. 31 pp.

Galindo-Jaimes, L., González-Espinosa M., Quintana-Ascencio P.F. y García-Barrios L.E. Tree composition and structure of disturbed stands with varying dominance by *Pinus* spp. in the highlands of Chiapas, Mexico. *Plant Ecology*. En prensa.

González-Espinosa, M., Quintana-Ascencio P. F., Ramírez-Marcial N. y Gaytán-Guzmán P. 1991. Secondary succession in disturbed *Pinus-Quercus* forest in the highlands of Chiapas, México. *Journal of Vegetation Science* 2: 351-360.

González-Espinosa, M., Ochoa-Gaona S., Ramírez-Marcial N. y Quintana-Ascencio P.F. 1995. Current land-use trends and conservation of old-growth forest habitats in the highlands of Chiapas, México. En: *Conservation of Neotropical Migratory Birds in Mexico*. Editada por M. Wilson y S. Sader. Maine Agric. For. Exp. Stn. Misc. Publ. 727. pp. 190-198.

Jones, R. H., Bruce B.P. y Sharitz R.R. 1997. Why do early-emerging tree seedlings have survival advantages?: a test using *Acer rubrum* (Aceraceae). *American Journal of Botany* 84: 1714-1718.

Kollmann, J. y Shchill H. P. 1996. Spatial patterns of dispersal, seed predation and germination during colonization of abandoned grassland by *Quercus petraea* and *Corylus avellana*. *Vegetatio* 125: 193-205.

Quintana-Ascencio, P. F., González-Espinosa M. y Ramírez-Marcial N.. 1992. Acorn removal, seedling survivorship, and seedling growth of *Quercus crispipilis* in successional forest of the highlands of Chiapas, Mexico. *Bulletin Torrey Botanical Club* 119: 6-18.

Ramírez-Marcial, N., González-Espinosa, M. y García-Moya, E. 1996. Establecimiento de *Pinus* spp. y *Quercus* spp. en matorrales y pastizales de Los Altos de Chiapas, México. *Agrociencia* 30: 249-257.

Ramírez-Marcial, N., González-Espinosa M. y Williams-Linera G. 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in Montane Rain Forests in Chiapas, Mexico. *Forest Ecology & Management* 154: 311-326.

Shaw, M. W. 1968a. Factors affecting the natural regeneration of sessile oak (*Quercus petraea*) in north Wales. I. A preliminary study of acorn production, viability and losses. *Journal of Ecology* 56: 565-583.

Shaw, M. W. 1968b. Factors affecting the natural regeneration of sessile oak (*Quercus petraea*) in north Wales. II. Acorn losses and germination under field conditions. *Journal of Ecology* 56: 647-660.

Schupp, E. W. 1995. Seed-seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plant recruitment. *American Journal of Botany* 82: 399-409.

Vargas-Mendoza, M. C. y González-Espinosa M. 1992. Habitat heterogeneity and seed dispersal of *Opuntia streptacantha* (Cactaceae) in Nopaleras of Central Mexico. *Southwestern Naturalist* 37: 379-385

Whelan, C. J., Willson, M. F., Tuma, C. A. y Souza-Pinto, I. 1991 Spatial and temporal patterns of postdispersal seed predation. *Canadian Journal of Botany* 69: 428-436.