

SINECOLOGÍA DEL SOTOBOSQUE DE *Pinus hartwegii* DOS Y TRES AÑOS DESPUÉS DE QUEMAS PRESCRITAS

SYNECOLOGY OF THE *Pinus hartwegii* UNDERSTORY TWO AND THREE YEARS AFTER PRESCRIBED BURNS

Luz A. Espinoza-Martínez, Dante A. Rodríguez-Trejo* y Francisco J. Zamudio-Sánchez

División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. 56230. Chapingo, Estado de México. (dantarturo@yahoo.com)

RESUMEN

Los nuevos esquemas de manejo del fuego involucran un mayor uso de quemas prescritas, por lo que es necesario investigar los efectos de éstas y los incendios. En el volcán Ajusco, D. F., se aprecia una baja densidad de arbolado adulto y una escasez de regeneración, relacionadas con la alteración del régimen de fuego. Ahí se realizó un estudio sobre el efecto del fuego en el sotobosque de *Pinus hartwegii* Lindl. dos y tres años después de aplicar quemas prescritas. En 2002 las parcelas (0.6 a 0.75 ha cada una) recibieron tratamientos con fuego: dos épocas (marzo y mayo) y dos intensidades (alta y baja), incluyendo dos coberturas de dosel arbóreo (cerrado y abierto) y una parcela testigo (sin quema). Los datos se tomaron en el periodo de lluvias del segundo y tercer años después de las quemas (2004, 2005) analizándose con pruebas de hipótesis multivariadas. Los tratamientos con fuego favorecieron la diversidad, riqueza y cobertura de especies del sotobosque dos años después de las quemas, especialmente en los tratamientos con arbolado abierto; tendencias que se reducen al tercer año. Se hallaron 41 y 34 especies al segundo y tercer años.

Palabras clave: *Pinus hartwegii*, ecología del fuego, efectos e impactos de quemas prescritas y fuego, manejo integral del fuego.

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales generan diversos impactos negativos ecológicos y económicos, además de las amenazas para combatientes y personas que viven en o cerca del bosque, pero los incendios también cumplen un papel ecológico o evolutivo en diversos ecosistemas forestales. TNC (2004) y Myers (2006) dividen los ecosistemas por su relación con el fuego en: 1) mantenidos por el fuego: han evolucionado bajo su continua influencia y lo requieren, 2) susceptibles: han evolucionado en ambientes con pocos incendios, se queman rara vez, pero cuando lo hacen el evento suele ser catastrófico y sufren cambios dramáticos; 3) influenciados:

*Autor responsable ❖ Author for correspondence.

Recibido: Abril, 2007. Aprobado: Mayo, 2008.

Publicado como ARTÍCULO en *Agrociencia* 42: 717-730. 2008.

ABSTRACT

New approaches to fire management involve greater use of prescribed fire, requiring greater understanding of the effects of both prescribed fire and wildfires. Low densities of mature trees and lack of regeneration have been observed at the Ajusco Volcano, Federal District, México, and have been related to changes in the fire regime. The effects of fire on the understory of *Pinus hartwegii* Lindl. two and three years after application of prescribed burning were investigated in this region. Fire treatments were applied to plots of between 0.6 ha and 0.75 ha in 2002 under the following conditions: at two times (March and May), two intensities (low and high), two stand canopy conditions (closed and open), with an additional control (unburned) plot. Data were collected in the rainy seasons of the second and third years after the fire (2004, 2005) and analyzed using multivariate hypothesis tests. Fire treatments favored understory diversity, richness, and cover, especially in the open canopy treatments two years following the burns, with the trend decreasing in the third year. Forty-one and 34 species were encountered in the second and third years.

Key words: *Pinus hartwegii*, fire ecology, effects and impacts of prescribed fire, integrated fire management.

INTRODUCTION

Forest fires result in a range of negative ecological and economic impacts in addition to the threat to firefighters and those living near the forest; however fires also fulfill an ecological or evolutionary role in diverse forest ecosystems. TNC (2004) and Myers (2006) distinguish ecosystems by their relationship with fire as follows: 1) fire-dependent ecosystems: those that have evolved under the continuous influence of fire, require fire, and in the absence of fire will undergo change; 2) susceptible ecosystems: those that have evolved in environments with little fire, are infrequently burned, but when fire occurs it is usually catastrophic and results in drastic changes; 3) fire-influenced ecosystems: intermediate to the previous two; 4) ecosystems not dependent on fire, such as desert vegetation, where the lack of continuity among fuels is not conducive to the

intermedios entre los dos anteriores; 4) ecosistemas independientes del fuego, como la vegetación desértica, donde la falta de continuidad entre combustibles no propicia la propagación de las llamas. En México, 40% de la superficie con vegetación corresponde a ecosistemas mantenidos por el fuego (pinares, zacatonales, diversos matorrales, varios encinares, palmares, popales, tulares y sabanas), 50% a ecosistemas susceptibles o influenciados (todo tipo de selvas, bosque mesófilo de montaña, oyametales, manglares, varios matorrales y varios bosques de galería) y 10% a independientes (vegetación de las zonas más áridas) (UACH, 2004).

En ecosistemas susceptibles e influenciados, la política debe ser de exclusión del fuego, pero en los ecosistemas mantenidos por los incendios, su eliminación sólo empeora el problema, causando acumulación de combustibles y llamas más intensas. En este caso el problema no es relativo a si se quema o no el bosque, sino su frecuencia, intensidad, época y tipo de incendio, es decir, si su régimen de fuego se encuentra alterado o no. En un escenario global de incendios más frecuentes y extensos, debido al cambio climático global (IPCC, 2001) y la pobreza en las zonas rurales, la integración de la prevención y el combate de incendios con el manejo comunitario del fuego (dado que cerca de la mitad de los incendios obedecen a causas agropecuarias), con su uso ecológico y silvícola en ecosistemas mantenidos por incendios, buscando la maximización de impactos positivos del fuego (regeneración, crecimiento del arbolado, reducción de combustibles y de peligro de incendio de mayor magnitud) y la minimización de los negativos (mortalidad de árboles, contaminación, erosión, deforestación), conforman el moderno manejo o el manejo integral del fuego (Rodríguez, 2000; Jardel *et al.*, 2006; Myers, 2006).

Es importante comprender los efectos de diferentes regímenes de fuego y la duración de dichos efectos en los pinares, como el de *Pinus hartwegii* Lindl., adaptado a los incendios. Estas masas forestales forman parte de los bosques del sur del D.F. que proveen cruciales servicios ambientales a los habitantes de la Ciudad de México. Junto con otros factores como las cortas clandestinas y el sobrepastoreo, la alteración de los regímenes de fuego ha contribuido a la reducción de la densidad de árboles adultos, a la escasez de regeneración natural, a la fragmentación y a la erosión genética. En México, *P. hartwegii* Lindl., es maderable, sus masas forman áreas recreativas y tienen potencial para resinación; se encuentra a una altitud máxima de 4300 m (Farjon *et al.*, 1997), una de las mayores para árboles en el planeta; *P. wallichiana* A. B. Jacks llega

propagación of flames. In México 40% of the vegetated surface area is occupied by fire-dependent ecosystems (pines forests, grasslands, diverse shrublands, several oak forests, palms, swamp vegetation, and savannas), 50% of ecosystems are susceptible to or influenced by fire (all tropical forest types, cloud forests, fir forests, mangroves, various shrublands, and various gallery forests), with the remaining 10% of vegetation not dependent on fire (vegetation in drier zones) (UACH, 2004).

In ecosystems susceptible and influenced by fire, the policy should be fire exclusion, but in fire-dependent ecosystems, its elimination only exacerbates the problem, resulting in the accumulation of fuels and more intense fires. In this case the problem is not one of whether or not a forest burns, but rather fire frequency, intensity, time of year and type of fire, that is, whether the fire regime has been altered. In a global context of more frequent and extensive fires due to global climate change (IPCC, 2001) and rural poverty, the integration of fire prevention and firefighting with community fire management (given that close to half of fires result from agricultural activities), together with its ecological and silvicultural use in fire-dependent ecosystems, as well as seeking to maximize the positive impacts of fire (regeneration, tree growth, fuel reduction and decreased risk of large-scale fires) and minimize negative impacts (tree mortality, pollution, soil erosion, deforestation), all correspond to modern fire management or integrated fire management (Rodríguez, 2000; Jardel *et al.*, 2006; Myers, 2006).

It is important to understand the effects of different fire regimes and their duration in fire-adapted pines such as *Pinus hartwegii* Lindl. These forest stands form part of the forests to the south of the Federal District which provide crucial environmental services to the inhabitants of México City. Together with other factors such as illegal harvesting and overgrazing, the alteration of fire regimes has contributed to reduced density of mature trees, scarcity of natural regeneration, and genetic fragmentation and erosion. In México *P. hartwegii* Lindl. is a commercial species, with its stands forming recreational areas and producing resin. It is found at maximum altitudes of 4300 m (Farjon *et al.*, 1997), some of the highest altitudes at which trees are found globally. In comparison *P. wallichiana* A. B. Jacks occurs at up to 4000 m in the Himalayas (Sargent *et al.*, 1985). High altitude and high latitude forests are indicators of global climate change.

The hypothesis of this study was that fire increases understory species diversity temporarily, with diversity subsequently decreasing with time since burn. The objective was to examine the effect of fire intensity

hasta 4000 m en el Himalaya (Sargent *et al.*, 1985). Los bosques de gran altitud y los de gran latitud son indicadores del cambio climático global.

La hipótesis del presente trabajo fue que el fuego aumenta la diversidad de especies del sotobosque temporalmente, ya que tiende a reducirse con el tiempo desde la quema. El objetivo fue estudiar el efecto de la intensidad del fuego y su época de ocurrencia en el sotobosque del bosque de *P. hartwegii* a dos y tres años de su aplicación.

MATERIALES Y MÉTODOS

El presente experimento, enfocado a sinecología, se desarrolló en el Parque Nacional Cumbres del Ajusco sobre una ladera noroeste (55% de pendiente) del volcán Ajusco (Sierra de Chichinautzin), D. F., México, en la comunidad de San Miguel y Santo Tomás Ajusco. En esta área experimental y otras áreas se desarrolla el Proyecto Ajusco de la Universidad Autónoma Chapingo desde 2000 y se investiga la producción de humos (Contreras *et al.*, 2003), el efecto del fuego en la supervivencia (Rodríguez *et al.*, 2007; Vera y Rodríguez, 2007) y crecimiento de los árboles (González y Rodríguez, 2004, Vera y Rodríguez, 2007), la ecología del fuego y la restauración (Rodríguez y Fulé, 2003; Ortega y Rodríguez, 2007) y el manejo integral del fuego (Rodríguez, 2007). Se establecieron cinco parcelas contiguas entre 3353 y 3626 m de altitud, con 0.6 a 0.75 ha de superficie cada una (Figura 1) y

and time of fire on the understory of *P. hartwegii* two and three years after its application.

MATERIALS AND METHODS

This synecological study was established in the Cumbres del Ajusco National Park on a northeast (55%) slope of the Ajusco volcano (Chichinautzin Range), Federal District, México, in the community of San Miguel and Santo Tomás Ajusco. As part of the Ajusco Project of the Universidad Autónoma Chapingo, this and other experimental areas have been established since 2000 for research on smoke production (Contreras *et al.*, 2003), the effect of fire on tree survival (Rodríguez *et al.*, 2007; Vera and Rodríguez, 2007) and tree growth (González and Rodríguez, 2004, Vera and Rodríguez, 2007), fire ecology and restoration (Rodríguez and Fulé, 2003; Ortega and Rodríguez, 2007), and integrated fire management (Rodríguez, 2007). Five adjacent plots of between 0.6 and 0.75 ha (Figure 1) whose stand condition (horizontal and vertical structure) is as homogeneous as possible, have been established at altitudes between 3353 and 3626 m. Geographical coordinates from the northwest apex were 19° 12' 58.8" N and 99° 16' 11.7" W. In the area where plots were established there are mature windthrown trees resulting from strong winds that, according to local residents, occurred 12 to 15 years before the prescribed burns. Based on information from CORENA^[1] and CONAFOR^[2] as well as personal observations in the region since 1985, the fire return interval is estimated to be 3 to 10 years.

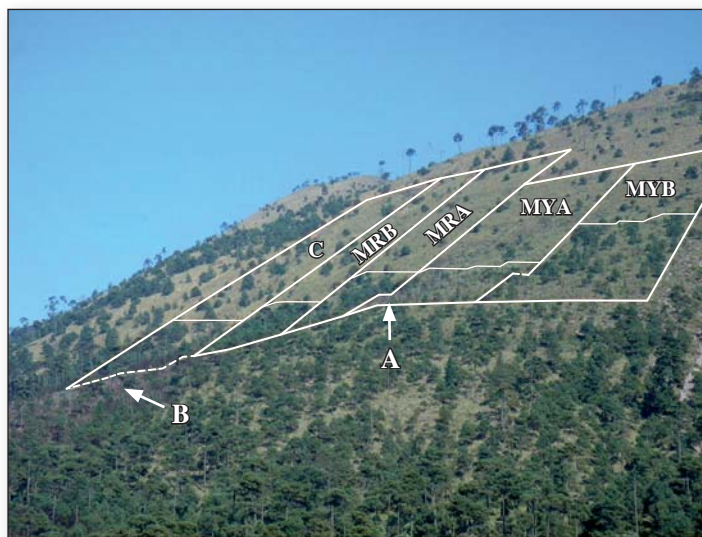


Figura 1. Disposición de las parcelas. C=testigo; MRB=quema prescrita de marzo a baja intensidad; MRA=quema prescrita de marzo a alta intensidad; MYA=quema prescrita de mayo a alta intensidad; MYB=quema prescrita de mayo a baja intensidad. A=árboles muertos en el tratamiento mayo alta intensidad. B=incendio en 2004 y a cuyo control contribuyó la brecha cortafuego inferior de las parcelas. Las parcelas no se ven uniformes por el ángulo desde el cual se tomó la foto. Las líneas punteadas denotan prominencias topográficas en el terreno y las líneas horizontales delgadas separan las áreas de baja densidad (arriba) de las de alta densidad (abajo).

Figure 1. Plot layout. C=control; MRB=March prescribed burn at low intensity; MRA=March prescribed burn at high intensity; MYA=May prescribed burn at high intensity; MYB=May prescribed burn at low intensity; A=trees killed in the May high intensity treatment; B=2004 fire whose control provided the fireguard below the plots. The plots do not appear to be of uniform dimensions due to the angle of the photograph. Dotted lines indicate prominent topographic features and the thin horizontal lines separate low density treatment areas (above) from high density treatment areas (below).

cuyas condiciones de arbolado (estructura vertical y horizontal) fueron lo más homogéneas posible. Las coordenadas del vértice noroeste fueron: 19° 12' 58.8" N y 99° 16' 11.7" O. En el área donde se establecieron las parcelas hay árboles adultos derribados por vientos fuertes que, según los lugareños, ocurrieron 12 a 15 años antes de las quemas prescritas. Con base en CORENA^[1] y CONAFOR^[2] y en observaciones personales en la región desde 1985, se calcula un periodo de retorno del fuego de 3 a 10 años.

En dos parcelas se aplicaron los tratamientos de quema el 21 de marzo del 2002, a mediados de la temporada de incendios. En una se hizo una quema prescrita a baja intensidad, en contra del viento y pendiente durante la mañana (Figura 2); en la otra área se simuló un incendio forestal (quema prescrita de alta intensidad) a favor de viento y pendiente durante las horas de mayor intensidad solar. En otras dos parcelas se aplicaron tratamientos similares el 29 de mayo de 2002 (Figura 3), durante lo más severo de la temporada de ese año; una parcela se mantuvo como testigo no quemado (Figura 4). La asignación de tratamientos se hizo al azar. Para controlar el fuego previamente se abrieron brechas cortafuego (2 m ancho) y se iba quemando en los flancos por delante y liquidando. En las quemas a alta intensidad se aplicó un contrafuego cuando ya se había quemado la mayor parte de la superficie de las parcelas. En la parte superior de cada parcela había arbolado juvenil (1.3 a 8.7 m altura; media=3.3 m) de *P. hartwegii* a baja densidad (300 a 700 ha⁻¹; media=500 ha⁻¹) y en la parte inferior arbolado del mismo tipo a alta densidad (900 a 2500 ha⁻¹, media=1933 ha⁻¹).

En las áreas de baja densidad la carga media fue 11.2 t ha⁻¹ con los zacates (principalmente *Festuca*) constituyendo 99.1% de la carga; en las áreas de alta densidad la carga media fue 13.2 t ha⁻¹, con la hojarasca (de *P. hartwegii*) como principal combustible (73.5% de la carga). El resto de la carga lo aportan principalmente

Burn treatments were applied to two plots on March 21, 2002, in the middle of the fire season. A low intensity prescribed burn was applied to one plot in the early morning as a low intensity back fire (Figure 2); in the other area a forest fire was simulated by a high intensity prescribed burn applied as a head fire during the hours of higher solar intensity. In two additional plots similar treatments were applied on May 29, 2002 (Figure 3), during the peak of that year's fire season. One plot was maintained as an unburned control (Figure 4). Treatments were applied randomly. A 2 m width firebreak was established to control the fire, and the burns were done by burning some meters ahead of the fire-front on the flanks and then mopped out. In the high intensity burns a back fire was applied when the majority of the plot had been burned. In the upper part of each plot there had been immature *P. hartwegii* (1.3 to 8.7 m height; mean=3.3 m) at low density (300 to 700 stems ha⁻¹; mean=500 stems ha⁻¹) and in the lower part there had been similar trees at higher density (900 to 2500 stems ha⁻¹, mean=1933 stems ha⁻¹).

In the low tree density areas the mean fuel load was 11.2 t ha⁻¹ with grasses (primarily *Festuca*) constituting 99.1% of the fuel load. In the high tree density areas the mean fuel load was 13.2 t ha⁻¹, with *P. hartwegii* needle litter as the main fuel (73.5% of the fuel load). The rest of the fuel load was comprised principally of woody and herbaceous material. It was estimated that following low intensity burns 15% of the fuels remained in the open treatments and 35% in the closed ones, while in the high intensity burns 10% of the fuels remained in the open treatments and 20% those closed.

Fire behaviour was characterized with respect to flame length, using 3 m-length stakes, and speed of propagation was determined using stakes at 10 m intervals, with 24 observations for each parameter. In the low intensity prescribed burns in March and May flame length did not exceed 1 m and the propagation speed was less



Figura 2. Quema prescrita a baja intensidad en marzo.^[3]
Figure 2. Low intensity prescribed burn in March.



Figura 3. Quema prescrita a alta intensidad en mayo.^[3]
Figure 3. High intensity prescribed burn in May.

¹ CORENA (Comisión de Recursos Naturales). 2007. Reporte de incendios forestales del D. F. Reporte inédito ❖ CORENA (Comisión de Recursos Naturales). 2007. Report on forest fires in the Federal District. Unpublished report.

² CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2007. Reporte de incendios forestales del D. F. Reporte inédito ❖ CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2007. Report on forest fires in the Federal District. Unpublished report.

³ Reproducidas con permiso de: International Journal of Wildland Fire 16(1): 54-62. (DA Rodríguez-Trejo *et al.*). ©International Association of Wildland Fire 2007. Published by CSIRO PUBLISHING, Melbourne, Australia. <http://www.publish.csiro.au/nid/115/issue/3788.htm>

materiales leñosos y herbáceas⁴. Se calcula que después de las quemas a baja intensidad quedaron 15% de los combustibles en las áreas abiertas y 35% en las cerradas, mientras que en las parcelas con quemas a alta intensidad quedaron 10% de los combustibles en áreas abiertas y 20% en las cerradas.

Para caracterizar el comportamiento del fuego se determinó el largo de llama con estacas marcadas de 3 m, y la velocidad de propagación con estacas distanciadas 10 m entre sí; se hicieron 24 observaciones. En las quemas prescritas de baja intensidad, en marzo y en mayo el largo de llama no superó 1 m de altura y la velocidad de propagación fue menor a 1 m min^{-1} . En el incendio (alta intensidad) experimental de mayo, los valores fueron hasta 8 m y 80 m min^{-1} (Cuadro 1).

Se tomaron datos de vegetación durante el periodo de lluvias (septiembre-octubre) en el segundo y tercer años después de aplicar los tratamientos, usando cuadros empotrados coincidentes en un vértice de $4 \times 4 \text{ m}$ para arbustos y otro en su interior de $1 \times 1 \text{ m}$ para herbáceas. En 2004 se establecieron 90 unidades de muestreo al azar (3 estratos de sotobosque \times 2 densidades arbóreas \times 5 tratamientos con fuego \times 3 repeticiones). Se evitó muestrear en una banda perimetral de 5 m en cada parcela, para prevenir un potencial efecto de borde. El material botánico fue recolectado y prensado para su identificación. En 2005 se establecieron otras 90 unidades de muestreo independientes, como continuación de investigación a largo plazo.

De los muestreos se obtuvo: número de especies (riqueza de especies), densidad, frecuencia y cobertura (%) por especie, con los que se calculó: índice de diversidad de Shannon-Wiener, índice de diversidad de Simpson (Krebs, 1985), índice de diversidad de Margalef (Margalef, 1980) y valor de importancia (Krebs, 1985).

Se aplicó un análisis multivariado, usando SAS para micro-computadoras, v. 8.00, realizando pruebas de hipótesis para probar diferencias de efectos por intensidad del fuego sobre los tres índices de diversidad, así como sobre la riqueza de especies y cobertura, con el modelo anidado (1):

$$y_{ij} = \mu + D_i + I_j(i) + E_{ij} \quad (1)$$

donde: i es el nivel de densidad; j es el nivel de la intensidad del fuego; μ , D_i e $I_j(i)$, son los vectores (de orden tres para los índices



Figura 4. Parcela sin quemar.
Figure 4. Unburned plot.

than 1 m min^{-1} . In the May experimental fire, values were between 8 m and 80 m min^{-1} (Table 1).

Vegetation data were collected in the rainy season (September-October) in the second and third years following treatment, using $4 \times 4 \text{ m}$ quadrats for shrubs and $1 \times 1 \text{ m}$ quadrats for herbaceous vegetation. Ninety random sampling locations were established in 2004 (3 understory levels \times 2 tree densities \times 5 fire treatments \times 3 repetitions). Sampling was done outside a 5 m perimeter of each plot to avoid edge effects. Plant material was collected and pressed for identification. Ninety independent quadrats were established in 2005 for long-term research purposes.

Number of species (species richness), density, frequency, and cover (%) for each species were determined, and from these the Shannon-Wiener, Simpson (Krebs, 1985), and Margalef (Margalef, 1980) diversity indices, as well as importance value (Krebs, 1985) were calculated.

Multivariate analysis (SAS for PC, v. 8.00) was used to test the effect of fire intensity on diversity indices, as well as on species richness and cover using the nested model:

$$y_{ij} = \mu + D_i + I_j(i) + E_{ij} \quad (1)$$

where: i is density level; j is fire intensity level; μ , D_i and $I_j(i)$, are vectors (third order for diversity indices and second order for

Cuadro 1. Comportamiento del fuego durante las quemas prescritas.
Table 1. Fire behaviour during prescribed burns.

Tratamiento	Temperatura (°C)	Humedad relativa (%)	Velocidad del viento (km h ⁻¹)	Longitud de llamas (m)	Velocidad de propagación (m min ⁻¹)
MRB	7 - 17	49 - 70	<3.2 - 12.8	0.2 - 1	0.1 - 1
MRA	16 - 18	30 - 49	<6.4 - 16	0.5 - 6	0.2 - 5
MYB	12 - 18	20 - 25	<2.5 - 4	0.2 - 1	0.2 - 1
MYA	16 - 19	12 - 18	<3 - 16	0.5 - 8	0.3 - 80

MRB=marzo a baja intensidad; MRA=marzo a alta intensidad; MYB=mayo a baja intensidad; MYA=mayo a alta intensidad ♦ MRB=March, low intensity; MRA=March, high intensity; MYB=May, low intensity; MYA=May, high intensity.

⁴ Martínez R. J., O. Rodríguez, D. A. Rodríguez T., J. Morfin R., y E. Alvarado C. Dinámica de combustibles forestales en bosques de *Pinus hartwegii* (Enviado).

de diversidad y de orden dos para riqueza y cobertura) que contienen los parámetros respectivos para cada uno de los tres índices en el análisis de diversidad y los que contienen los parámetros respectivos de riqueza de especies y cobertura, E_{ij} es el vector de errores.

Este modelo se usó para cada uno de los tres estratos (herbáceas rasantes, herbáceas altas y arbustos) por separado, considerando la época de aplicación del fuego (marzo o mayo); se hizo también de forma individual, y comparando las intensidades alta y baja para cada época.

Además, se hizo un análisis comparando pares de tratamientos para conocer el efecto del fuego a diferentes épocas, intensidades y densidades, para lo cual se empleó la prueba de hipótesis multivariada sobre muestras múltiples (2):

$$H_0: \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_k \quad (2)$$

dado que $\sum_1 = \sum_2 = \dots = \sum_k$, para probar si los vectores de medias poblacionales μ_j , $j=1, \dots, k$; en las condiciones (k) eran similares, con un nivel de significancia $\alpha=0.10$.

Para los datos usados en el análisis de diversidad con dicha prueba hubo tres variables (índices de diversidad, $p=3$); y para el análisis de riqueza y cobertura dos variables (número de especies y cobertura, $p=2$) tomadas de $k=2$ condiciones. Cada uno de los tratamientos con fuego que combinaron época de aplicación del fuego (marzo o mayo), intensidad (alta o baja) y densidad de dosel arbóreo (cerrado o abierto), fue comparado con el testigo de alta o baja densidad de arbolado.

RESULTADOS

Los resultados involucran una gran cantidad de comparaciones de vectores por pares de tratamientos. En el Cuadro 2 se exponen los valores de índices de diversidad, riqueza y cobertura para ambos años y tratamientos para dar su mejor seguimiento.

Pruebas de hipótesis multivariadas comparando intensidad del fuego

Diversidad

En marzo y mayo hay evidencia significativa de diferencias en los índices de diversidad originados por las distintas intensidades del fuego, para los tres estratos de plantas (Cuadro 3). Esto es más marcado en 2004, ya que en 2005 los estratos herbáceas rasantes y herbáceas altas mostraron menos diferencias entre intensidades en marzo; es decir, al tercer año la intensidad de quemaduras de marzo tiende a causar un menor efecto sobre la diversidad en dichos estratos, lo cual indicaría que la diversidad en todas las herbáceas comienza a homogeneizarse entre tratamientos. El efecto del fuego es pasajero y

species richness and cover) that contain the respective parameters for each of the three indices in the diversity analyses, and those that contain the respective parameters for species richness and cover, with E_{ij} being the error vector.

This model was used for each of the three vegetation layers considered separately (low herbaceous vegetation, herbaceous vegetation, and shrubs), taking into account the time of fire (March or May). The analysis was also done individually, comparing high and low fire intensities for each time.

In addition, treatment pairs were analyzed to determine fire effect at different times, intensities, and densities, using a test for multivariate hypotheses on multiple samples (2):

$$H_0: \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_k \quad (2)$$

given that $\sum_1 = \sum_2 = \dots = \sum_k$, to test whether the population means vectors μ_j , $j=1, \dots, k$; under (k) conditions were similar, with a significance level of $\alpha=0.10$.

For data used in the diversity analysis there were three variables (diversity indices, $p=3$); and for richness and cover analysis there were two variables (species number and cover, $p=2$) taken from $k=2$ conditions. Each of the fire treatments that were combined with time of fire application (March or May), intensity (high or low), and stand density (closed or open), was compared with the unburned control of high or low density tree cover.

RESULTS

The results include a large number of vector comparisons for treatment pairs. Diversity index, richness, and cover values for year of burn and treatments are presented in Table 2.

Tests of multivariate hypotheses comparing fire intensity

Diversity

In March and May there was significant evidence of differences in diversity indices resulting from different fire intensities for the three vegetation layers (Table 3). This was more pronounced in 2004, as in 2005 the low herbaceous layer and herbaceous layer showed less difference between fire intensities in March; that is, in the third year the March burn intensities tended to cause less effect in those vegetation layers, indicating that diversity in the herbaceous vegetation was beginning to become homogenized among treatments. The effect of fire is temporary and, consequently, grasses tended to

Cuadro 2. Valores de diversidad, riqueza de especies y cobertura para todos los estratos y años considerados en el estudio.
Table 2. Diversity, species richness, and cover for all vegetation layers and years examined in the study.

Tratamiento	Estrato	2004 (a dos años)					2005 (a tres años)				
		Diversidad de especies			Riqueza	Cobertura	Diversidad de especies			Riqueza	Cobertura
		ISW	IS	IM			ISW	IS	IM		
CA	HR	1.31	0.56	1.33	2.66	16.67	1.06	0.44	1.13	2.33	12.67
CC	HR	1.94	0.73	2.20	4.00	23.33	1.14	0.42	1.74	3.33	48.33
MRBA	HR	1.41	0.46	2.15	5.00	71.67	1.41	0.45	2.14	5.33	93.33
MRBC	HR	1.51	0.50	2.01	4.33	56.67	1.57	0.51	2.12	4.67	61.67
MRAA	HR	1.74	0.60	2.19	4.67	46.67	1.63	0.60	1.79	4.33	76.00
MRAC	HR	1.02	0.41	1.12	2.67	36.67	1.41	0.49	1.71	4.00	61.00
MYBA	HR	0.90	0.38	0.95	2.23	25.00	2.54	0.81	3.18	6.33	48.67
MYBC	HR	2.02	0.75	2.53	4.67	28.30	1.34	0.51	1.31	3.33	61.00
MYAA	HR	2.02	0.72	2.44	4.67	35.00	0.89	0.33	1.08	3.00	73.33
MYAC	HR	1.24	0.90	1.24	4.67	81.67	1.61	0.61	1.82	4.33	78.33
CA	H	1.92	0.71	2.44	4.33	53.33	0.58	0.28	0.55	1.67	78.33
CC	H	1.24	0.51	1.53	3.00	25.00	0.44	0.20	0.53	1.67	20.00
MRBA	H	1.33	0.56	1.49	3.00	46.67	1.13	0.50	1.19	2.67	50.00
MRBC	H	1.17	0.44	1.52	3.00	23.33	0.84	0.38	1.01	2.33	29.00
MRAA	H	1.26	0.46	1.94	3.33	41.67	0.75	0.34	0.72	2.00	40.00
MRAC	H	0.93	0.40	0.51	2.33	16.67	0.64	0.28	0.67	2.00	51.67
MYBA	H	1.79	0.68	2.61	4.00	26.67	1.05	0.41	1.45	3.00	45.67
MYBC	H	1.30	0.46	2.33	4.33	23.33	0.96	0.43	0.87	2.33	60.00
MYAA	H	0.79	0.91	0.93	2.67	38.33	0.84	0.39	1.21	2.00	18.33
MYAC	H	1.78	0.67	2.94	4.30	23.33	0.74	0.33	0.72	2.00	21.67
CA	A	0.93	0.45	0.84	2.00	5.33	1.07	0.46	0.96	2.67	9.76
CC	A	1.01	0.44	1.76	2.33	5.39	1.09	0.40	2.09	3.67	6.51
MRBA	A	0.97	0.37	1.50	3.67	12.40	1.07	0.42	1.51	3.67	8.73
MRBC	A	1.73	0.66	2.40	4.33	13.98	1.64	0.62	2.42	4.33	8.47
MRAA	A	1.37	0.53	1.81	3.67	25.60	1.46	0.72	2.24	4.33	15.87
MRAC	A	1.88	0.69	2.25	4.67	21.01	1.33	0.45	2.56	5.00	14.96
MYBA	A	1.52	0.61	2.51	3.67	8.57	1.79	0.66	2.37	5.00	16.24
MYBC	A	1.83	0.67	2.42	4.33	4.05	1.81	0.61	2.83	6.00	10.91
MYAA	A	1.17	0.42	1.80	4.00	43.06	1.57	0.54	2.49	4.67	16.56
MYAC	A	1.64	0.60	2.21	4.33	14.65	1.67	0.61	2.35	5.00	23.34

Donde: CA=testigo en masa abierta (baja densidad); CC=testigo en masa cerrada (alta densidad); MRBA=quema en marzo a baja intensidad en masa abierta; MRBC=quema en marzo a baja intensidad en masa cerrada; MRAA=quema en marzo a alta intensidad en masa abierta; MRAC=quema en marzo a alta intensidad en masa cerrada; MYBA= quema en mayo a baja intensidad en masa abierta; MYBC=quema en mayo a baja intensidad en masa cerrada; MYAA=quema en mayo a alta intensidad en masa abierta; MYAC=quema en mayo a alta intensidad en masa cerrada; HR=estrato herbáceo rasante; H=estrato herbáceo; A=estrato arbustivo; ISW=índice de diversidad de Shannon-Wiener; IS=índice de diversidad de Simpson; IM=índice de diversidad de Margalef ❖ Where: CA=control in open stand (low density); CC=control in closed stand (high density); MRBA=low intensity March burn in open stand; MRBC=low intensity March burn in closed stand; MRAA=high intensity March burn in open stand; MRAC=high intensity March burn in closed stand; MYBA=low intensity May burn in open stand; MYBC=low intensity May burn in closed stand; MYAA=high intensity May burn in open stand; MYAC=high intensity May burn in closed stand; HR=low herb layer; H=herb layer; A=shrub layer; ISW=Shannon-Wiener diversity index; IS=Simpson diversity index; IM=Margalef diversity index.

debido a esto los pastos tienden a dominar con el tiempo desplazando a otras especies, como muestran los elevados porcentajes de valor de importancia de algunas gramíneas, especialmente *Festuca toluensis*, con 31% para las áreas quemadas en 2004 y 37% en 2005.

Riqueza y cobertura de especies

En las quemadas de mayo hubo un efecto mayor de la intensidad sobre la riqueza y cobertura, que en las de marzo (Cuadro 4). Las diferencias para el tratamien-

dominate, replacing other species. For example, higher percentages of importance values for some grasses, especially *Festuca toluensis*, were observed, with 31% for the burned areas in 2004 and 37% in 2005.

Species cover and richness

There was a greater effect of May burn intensity on species cover and richness than March burn intensity (Table 4). The May treatment differences

Cuadro 3. Niveles de significancia muestral de pruebas multivariadas de hipótesis sobre intensidad del fuego (índices de diversidad segundo y tercer años).
Table 3. Significance levels for multivariate tests of hypotheses for fire intensity (second and third year diversity indices).

Estrato	Época			
	Marzo		Mayo	
	Prueba	Nivel de significancia	Prueba	Nivel de significancia
Índices de diversidad (2004)				
Herbáceas rasantes	Lambda de Wilkins	0.005	Lambda de Wilkins	0.036
	Traza de Pillai	0.012	Traza de Pillai	0.035
	Hotelling-Lawley	0.008	Hotelling-Lawley	0.060
	Raíz de Roy	0.001	Raíz de Roy	0.004
Herbáceas	Lambda de Wilkins	0.205	Lambda de Wilkins	0.117
	Traza de Pillai	0.224	Traza de Pillai	0.093
	Hotelling-Lawley	0.210	Hotelling-Lawley	0.167
	Raíz de Roy	0.016	Raíz de Roy	0.019
Arbustivas	Lambda de Wilkins	0.013	Lambda de Wilkins	0.024
	Traza de Pillai	0.030	Traza de Pillai	0.038
	Hotelling-Lawley	0.016	Hotelling-Lawley	0.030
	Raíz de Roy	0.001	Raíz de Roy	0.001
Índices de diversidad (2005)				
Herbáceas rasantes	Lambda de Wilkins	0.395	Lambda de Wilkins	0.001
	Traza de Pillai	0.364	Traza de Pillai	0.013
	Hotelling-Lawley	0.422	Hotelling-Lawley	0.001
	Raíz de Roy	0.079	Raíz de Roy	0.0001
Herbáceas	Lambda de Wilkins	0.439	Lambda de Wilkins	0.147
	Traza de Pillai	0.414	Traza de Pillai	0.103
	Hotelling-Lawley	0.455	Hotelling-Lawley	0.216
	Raíz de Roy	0.081	Raíz de Roy	0.038
Arbustivas	Lambda de Wilkins	0.403	Lambda de Wilkins	0.060
	Traza de Pillai	0.374	Traza de Pillai	0.087
	Hotelling-Lawley	0.416	Hotelling-Lawley	0.063
	Raíz de Roy	0.052	Raíz de Roy	0.003

to de mayo siguen una tendencia similar en ambos años y en los tres estratos; sin embargo, para el de marzo sólo los arbustos siguen este comportamiento. Lo anterior también muestra una tendencia a la homogeneización en riqueza y cobertura; en contraste, las herbáceas altas tienen un efecto por la intensidad del fuego al tercer año, no evidente el segundo año, lo cual también puede reflejar la influencia de pastoreo sobre las parcelas estudiadas.

En promedio, las parcelas quemadas muestran más especies que las no quemadas (41% el primer año) (Cuadro 5), con el principal efecto al segundo año (66%); al cabo del tercero comienza a reducirse la riqueza de especies nuevamente (50%). El aumento de especies en el segundo año en el testigo puede obedecer a la radiación de especies desde los sitios quemados, si bien al tercer año la parcela no quemada recupera sus bajos niveles iniciales.

followed a similar pattern in both years and the three vegetation layers; however, for the March burns such a trend was only evident in shrubs. There was also a tendency towards homogenization in species richness and cover. In comparison, fire intensity had an effect on the tall herbs in the third year which was not evident in the second year, which could reflect the influence of grazing on the plots under investigation.

On average there were more species present in burned plots than in those unburned (41% the first year) (Table 5), with the greatest effect seen in the second year (66%), and a subsequent decrease in species richness in the third year (50%). The increase in species in the unburned control in the second year may have been due to the expansion of species from the burned plots, with a return in the third year to initial levels.

Cuadro 4. Niveles de significancia muestral de pruebas multivariadas de hipótesis sobre intensidad del fuego (riqueza y cobertura segundo y tercer años).**Table 4. Significance levels for multivariate tests of hypotheses for fire intensity (second and third year species richness and cover).**

Estrato	Época			
	Marzo		Mayo	
	Prueba	Nivel de significancia	Prueba	Nivel de significancia
Riqueza y cobertura de especies (2004)				
Herbáceas rasantes	Lambda de Wilkins	0.003	Lambda de Wilkins	0.012
	Traza de Pillai	0.015	Traza de Pillai	0.010
	Hotelling-Lawley	0.003	Hotelling-Lawley	0.021
	Raíz de Roy	0.001	Raíz de Roy	0.007
Herbáceas	Lambda de Wilkins	0.969	Lambda de Wilkins	0.102
	Traza de Pillai	0.963	Traza de Pillai	0.098
	Hotelling-Lawley	0.968	Hotelling-Lawley	0.119
	Raíz de Roy	0.744	Raíz de Roy	0.035
Arbustivas	Lambda de Wilkins	0.435	Lambda de Wilkins	0.034
	Traza de Pillai	0.412	Traza de Pillai	0.041
	Hotelling-Lawley	0.443	Hotelling-Lawley	0.039
	Raíz de Roy	0.169	Raíz de Roy	0.008
Riqueza y cobertura de especies (2005)				
Herbáceas rasantes	Lambda de Wilkins	0.313	Lambda de Wilkins	0.005
	Traza de Pillai	0.377	Traza de Pillai	0.004
	Hotelling-Lawley	0.267	Hotelling-Lawley	0.013
	Raíz de Roy	0.055	Raíz de Roy	0.005
Herbáceas	Lambda de Wilkins	0.028	Lambda de Wilkins	0.015
	Traza de Pillai	0.020	Traza de Pillai	0.010
	Hotelling-Lawley	0.048	Hotelling-Lawley	0.033
	Raíz de Roy	0.021	Raíz de Roy	0.021
Arbustivas	Lambda de Wilkins	0.397	Lambda de Wilkins	0.109
	Traza de Pillai	0.440	Traza de Pillai	0.123
	Hotelling-Lawley	0.358	Hotelling-Lawley	0.112
	Raíz de Roy	0.087	Raíz de Roy	0.025

Comparación entre pares de tratamientos**Comparison among treatment pairs****Diversidad**

En esta parte se sintetizan los resultados por limitaciones de espacio. Por ejemplo, en el Cuadro 6 está la comparación de vectores con los tres índices de diversidad para herbáceas rasantes, a dos años de la aplicación de los tratamientos. Se hicieron varias comparaciones de este tipo, cuyas tendencias se resumen en los párrafos siguientes. La prueba de hipótesis multivariada con los tres índices de diversidad, a dos años de las quemadas, mostró que los tratamientos de marzo en masas abiertas tuvieron mayor diversidad de herbáceas rasantes que su testigo ($p \leq 0.10$). En cualquier época de quema e intensidad, pero sólo en masas abiertas, hubo mayor diversidad de arbustos ($p \leq 0.10$), sin diferencias para herbáceas altas. Al

Diversity

Results have been synthesized due to space limitations. For example, vector comparisons of the three diversity indices for low herbaceous vegetation two years after treatment are shown in Table 6. A number of similar comparisons were done, with results summarized in the following paragraphs. Multivariate hypothesis testing for the three diversity indices two years following burning indicated that the March treatment in open canopy stands had greater diversity in low herbaceous vegetation than the corresponding control ($p \leq 0.10$). In all burn times and intensities (only in open canopy stands) there was greater diversity of shrubs than in the control ($p \leq 0.10$), and no differences in the tall herbaceous vegetation. In the

Cuadro 5. Número de especies herbáceas y arbustivas en parcelas testigo y en parcelas quemadas a alta (A) y a baja intensidad (B).
Table 5. Number of herb and shrub species in control plots and high (A) and low (B) intensity burned plots

Año	Testigo	Marzo		Promedio parcelas quemadas	Mayo		Promedio parcelas quemadas	Promedio	Aumento en número de especies (%) [†]
		A	B		A	B			
1 (2003) [‡]	14	20	20	20.0	19	20	19.5	19.75	41.0
2 (2004)	19	20	24	22.0	26	23	24.5	23.25	66.0
3 (2005)	14	20	21	20.5	20	23	21.5	21.00	50.0

[†] Con respecto a la riqueza de especies del testigo en el primer año ❖ With respect to first year species richness.

[‡] Martínez H., H. C., y D. A. Rodríguez T. 2008. Species diversity after prescribed burns at different intensities and seasons in a high altitude *Pinus hartwegii* forest. *Interciencia* 33: 337-344.

Cuadro 6. Ejemplo de comparación entre pares de tratamientos para el estrato herbáceas rasantes (2° año).
Table 6. Example of comparison between treatment pairs in the low herb layer (2nd year).

Par de tratamientos	Vector de medias para el tratamiento con fuego \bar{x}_1 [†]	Vector de medias para el testigo \bar{x}_2 [†]	Valor del estadístico de prueba, con $F_t=9.16$	Significancia $\alpha \leq 0.10$
MRAA - CA	$\begin{bmatrix} 1.74 \\ 0.60 \\ 2.19 \end{bmatrix}$	$\begin{bmatrix} 1.31 \\ 0.56 \\ 1.33 \end{bmatrix}$	12.49	*

[†] Orden de las variables índice de diversidad en los vectores de medias $\bar{x} = \begin{bmatrix} \text{Índice de Shannon - Wiener} \\ \text{Índice de Simpson} \\ \text{Índice de Margalef} \end{bmatrix}$ ❖ Order of diversity index

variables in the means vector $\bar{x} = \begin{bmatrix} \text{Shanon-Wiener diversity index} \\ \text{Simpson diversity index} \\ \text{Margalef diversity index} \end{bmatrix}$.

MRAA=quema en marzo a alta intensidad en masa abierta; CA=testigo en masa abierta ❖ MRAA=low intensity March burn in open stand; CA=control in open stand.

tercer año, sólo tres de las combinaciones de tratamientos de quema y estratos vegetales, tuvieron mayor diversidad que sus testigos, en comparación con seis del año anterior ($p \leq 0.10$).

Riqueza y cobertura de especies

Las quemadas de marzo, independientemente de su intensidad en masas abiertas, así como las de mayo a alta intensidad y en masas cerradas, tuvieron mayores riqueza de especies y cobertura que sus testigos en herbáceas rastreras ($p \leq 0.10$). En las herbáceas altas sólo el tratamiento de mayo a baja intensidad en masas abiertas superó a su testigo ($p \leq 0.10$). En el estrato arbustivo hubo aun más diferencias para las siguientes parcelas quemadas: marzo o mayo, ambos a baja intensidad y en masas cerradas; y tratamientos aplicados en marzo o mayo, en ambos casos a alta intensidad pero a cualquier densidad de arbolado ($p \leq 0.10$). En el tercer año sólo siete combinaciones entre tratamientos

third year, only three combinations of burn treatment and vegetation layer had greater diversity than their controls, in comparison with six differences in the previous year ($p \leq 0.10$).

Species richness and cover

Regardless of burn intensity, March burns in open canopy stands (similar to high intensity May burns in closed canopy stands), resulted in greater species richness and cover of low herbaceous vegetation than in the control ($p \leq 0.10$). In the tall herbs only the May low intensity treatment in open canopy stands was greater than in the control ($p \leq 0.10$). In the shrub layer there were differences in the following burned plots: March or May, both at low fire intensity and closed canopy, and for treatments applied in March or May, in both cases at high intensity but either tree density ($p \leq 0.10$). In the third year only seven combinations of fire and understory layer had greater species richness

con fuego y estratos vegetales tuvieron mayor riqueza y cobertura ($p \leq 0.10$) en comparación con diez del año anterior, si bien en algunos casos no son los mismos tratamientos.

Listado florístico

En el segundo año se recolectaron 41 especies: 14 del estrato herbáceo rasante, 15 del herbáceo alto y 12 del arbustivo. En el tercer año se recolectaron 34 especies: 13 del estrato herbáceo rasante, 10 del herbáceo alto y 11 del arbustivo. Las familias con mayor número de especies en áreas quemadas fueron: Asteraceae con 14 especies, Gramineae con 6 y Caryophyllaceae con 4 (Cuadro 7).

DISCUSIÓN

El aumento en diversidad de especies, riqueza y cobertura después del paso del fuego, obtenido en el presente estudio, ha sido registrado en otros pinares de Norteamérica. Barclay *et al.* (2004) señalan que tales variables fueron mayores en áreas tratadas con fuego a moderada y alta intensidad, que en masas de *Pinus ponderosa* P. & C. Lawson no quemadas de Nuevo México. El resultado es similar al de Neumann y Dickmann (2001), quienes encontraron el doble de cobertura herbácea y leñosa y un aumento de 20 a 25% en la riqueza de especies herbáceas, en el sotobosque de *P. resinosa* Ait. y *P. strobus* L. de Michigan en la época de crecimiento que siguió al fuego. Ellos concluyen que el uso de quemas prescritas de baja intensidad es factible para restaurar estos ecosistemas sometidos a exclusión de incendios.

Kazanis y Arianoutsou (1997) encontraron que un bosque de *P. halepensis* Mill. se recubrió rápido después de un incendio, dominando las especies herbáceas, y alcanzando su máximo a dos años del incendio, de manera semejante que en el presente trabajo. En sotobosques de *P. ponderosa* y *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco, puede haber una reducción inicial en riqueza y cobertura de especies después de una quema de primavera, pero tres años después dichas variables fueron mayores para las áreas tratadas que para el testigo. Whelan (1997) señala que las especies que aumentan la riqueza en áreas incendiadas proceden del banco de semillas principalmente, si bien una intensidad del fuego muy alta puede menguar dicha riqueza temporalmente.

Los regímenes de fuego tienen la mayor influencia sobre la diversidad en las poblaciones del sotobosque debido a que son más afectadas por las llamas que los árboles. La diversidad puede ser incrementada por el fuego en muchos ecosistemas, y puede ser reducida

and cover than the control, as compared to ten in the previous year, although in some cases the treatments were not the same.

Floristic list

In the second year 41 plant species were collected: 14 from the low herbaceous layer, 15 from the taller herbaceous vegetation, and 12 from the shrub layer. In the third year 34 species were collected: 13 from the low herb layer, 10 from the taller herb layer, and

Cuadro 7. Listado florístico de especies recolectadas dos y tres años después de las quemas.

Table 7. Floristic list of species collected two and three years post-burn.

Especie	Familia
<i>Acaena elongata</i> L.	Rosaceae
<i>Alchemilla procumbens</i> Rose.	Rosaceae
<i>Arenaria reptans</i> Hemsl.	Caryophyllaceae
<i>Avena fatua</i> L. †	Gramineae (Poaceae)
<i>Baccharis conferta</i> H.B.K.	Asteraceae
<i>Buddleia cordata</i> H.B.K.	Loganiaceae
<i>Calamagrostis toluensis</i> Trin. & Steud	Gramineae
<i>Cerastium brachypodium</i> (Engl.) Rob.	Caryophyllaceae
<i>Cirsium ehrebergii</i> Sch. & Bip.	Asteraceae
<i>Conyza schiedeana</i> (Less) Cronq. †	Asteraceae
<i>Drymaria lycopodioides</i> Cham. & Schuldt.	Caryophyllaceae
<i>Eriogonum galleottii</i> (A. Gray) Greene.	Asteraceae
<i>Eryngium monocephallum</i> Cav.	Umbelliferae
<i>Eupatorium oligocephalum</i> DC.	Asteraceae
<i>Festuca toluensis</i> H.B.K.	Gramineae
<i>Geranium seemannii</i> Peyr.	Geraniaceae
<i>Gnaphalium oyphyllum</i> DC.	Asteraceae
<i>Gnaphalium inornatum</i> DC.	Asteraceae
<i>Gnaphalium sphacilatum</i> H.B.K. †	Asteraceae
<i>Lupinus montanus</i> H.B.K.	Leguminosae
<i>Maxalis ehrenbergii</i> (Rchb.f) Kuntze	Orchidaceae
<i>Muhlenbergia quadridentata</i> (Kunth) Trin.	Gramineae
<i>Oxalis jacquiniana</i> H.B.K.	Oxalidaceae
<i>Penstemon gentianoides</i> Don.	Scrophulariaceae
<i>Peperomia campyloptropa</i> Hill.	Piperaceae
<i>Pernettya ciliata</i> Small.	Ericaceae
<i>Potentilla ranunculoides</i> H. & B.	Rosaceae
<i>Ribes ciliatum</i> H. & B.	Saxifragaceae
<i>Selloa plantaginea</i> H.B.K.	Asteraceae
<i>Senecio angulifolius</i> DC.	Asteraceae
<i>Senecio barba-johannis</i> DC.	Asteraceae
<i>Senecio callosus</i> Sch. & Bip.	Asteraceae
<i>Senecio cinerarioides</i> H.B.K.	Asteraceae
<i>Senecio reticulatus</i> DC.	Asteraceae
<i>Sisymbrium irio</i> L.	Cruciferae
<i>Stellaria cuspidata</i> Willd.	Caryophyllaceae
<i>Stenanthium frigidum</i> Kunth.	Liliaceae
<i>Stevia connata</i> Lag.	Asteraceae
<i>Stipa ichu</i> (Ruiz & Pav.) Kunth.	Gramineae
<i>Trisetum virletii</i> Fourn.	Gramineae
<i>Verbena recta</i> H.B.K.	Verbenaceae

†Exótica. †Especies halladas en los alrededores, no en las parcelas
 †Exotic. †Species located in the area surrounding the plots, not in the plots.

por la eliminación de este factor (Brown, 2000). Los valores altos de diversidad de especies en los tratamientos con fuego se deben a la afectación del dosel por las llamas que aumenta la radiación solar directa y abate la competencia aérea para el sotobosque, además de la mayor disponibilidad de nutrientes procedentes de las cenizas, condiciones favorables del suelo para la germinación de especies en el banco de semillas (Whelan, 1997), debiéndose aunar la reducción temporal de los competidores zacates. Según Minogue *et al.* (1991) y Morris *et al.* (1993), estos últimos poseen características morfológicas y fisiológicas como sistema radical fibroso y fotosíntesis C_4 , que los hacen fuertes competidores.

Como ejemplo de la modificación de la cobertura de copas posterior al fuego, en el área de estudio, la parcela con quemas en mayo a alta intensidad en masas cerradas hubo 2.05 m² de área de copa promedio por árbol, comparado con 5.26 m² para el testigo respectivo; lo mismo que las quemas de mayo a baja intensidad en masas cerradas (2.56 m²), y las quemas de marzo a alta intensidad en masas cerradas (2.97 m²) (Rodríguez *et al.*, 2007). Asimismo, Vera y Rodríguez (2007) señalan una probabilidad de mortalidad a dos años del fuego igual a 0.97 para *P. hartwegii* con 1 cm de diámetro normal sometidos a quemas prescritas de alta intensidad en mayo, en áreas de alta densidad, cifra que se reduce a 0.04 para las quemas en marzo a baja intensidad y en áreas de baja densidad. Esto indica la conveniencia de las quemas prescritas a baja intensidad antes de los meses con más siniestros: abril y mayo (Figuras 5 y 6).

Además de la época se debe considerar la frecuencia del fuego sobre una misma parcela, pues la regulación de ambas es crucial para el manejo y conservación de la diversidad (Brown, 2000). Con base en la tasa de recuperación de la condición original del sotobosque, cuatro años en el presente trabajo, se calcula una frecuencia mínima deseable igual a cuatro años, pero con base en observaciones en la región de estudio se calcula no mayor a diez años. Asimismo, con intervalos fijos de aplicación de fuego, por ejemplo cada siete años, cabe esperar menor diversidad que una aplicación promedio de siete años pero con variación (por ejemplo, quemas al séptimo año, luego al undécimo año, luego al vigésimo primer año, etc.).

CONCLUSIONES

Es factible el uso de quemas prescritas de baja intensidad para promover la diversidad y riqueza de especies en el sotobosque de *P. hartwegii*, en las condiciones estudiadas. Sin embargo, sería preferible

11 from the shrub layer. Families with the greatest representation in burned areas were: Asteraceae with 14 species, Gramineae with 6 and Caryophyllaceae with 4 (Table 7).

DISCUSSION

The increase in species diversity, richness and cover following the occurrence of fire in the present study has also been observed in other North American pine ecosystems. Barclay *et al.* (2004) showed that these parameters were greater in *Pinus ponderosa* P. & C. Lawson in New Mexico treated with moderate and high-intensity fire than in untreated areas. This is similar to the results of Neumann and Dickmann (2001), who found twice the herbaceous and woody cover and a 20 to 25% increase in herbaceous species richness in the understory of *P. resinosa* Ait. and *P. strobus* L. from Michigan in the post-fire growing season. These authors concluded that the use of low-intensity prescribed fire is feasible for the restoration of ecosystems subjected to fire exclusion.

Kazanis and Arianoutsou (1997) found that a *P. halepensis* Mill. forest recovered rapidly following a fire, was dominated by herbaceous species, reaching the maximum number of species two years following fire, similar to the present study. In the understories of *P. ponderosa* and *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco there may be an initial reduction in species richness and cover after a spring burn, but after three years these parameters were greater in the treated area than in the control. Whelan (1997) showed that species demonstrating increased species richness in burned areas relied primarily on the seed bank; however, very high fire intensity may diminish species richness temporarily.

Fire regimes have the greatest influence on the diversity of understory populations, as they are more affected by flames than trees. Diversity may be increased by fire in many ecosystems, and could be decreased by the elimination of fire (Brown, 2000). High species diversity values in fire treatments are due to the alteration of the canopy by flames which increases direct solar radiation and reduces understory competition, increased nutrient availability in the resulting ash, favorable conditions for germination in the seedbank (Whelan, 1997), and temporarily reduced grass competition. According to Minogue *et al.* (1991) and Morris *et al.* (1993), the morphological and physiological characteristics of grasses such as a fibrous root system and C_4 photosynthesis make them strong competitors.

As an example of crown cover modification after fire, in the current study plots with high intensity fires



Figura 5. Riqueza de especies a dos años (2004) de aplicadas las quemas prescritas en marzo. En primer plano parcela de alta intensidad. Al fondo, nótese la muy alta supervivencia del arbolado en la parcela de baja intensidad.

Figure 5. Species richness after two years (2004) where prescribed burns were applied in March. A high intensity plot is shown in the foreground. In the background, the very high survival of the woody vegetation in the low intensity plot can be seen.



Figura 6. Riqueza de especies a dos años (2004) de aplicado el fuego. Quema de alta intensidad en mayo. Nótese la alta mortalidad en el arbolado.

Figure 6. Species richness two years (2004) after application of the burns. High intensity fire in May. High mortality of the trees can be seen.

aplicarlas en marzo o antes de marzo, con diversificación en la época de aplicación y con una frecuencia de 4-8 años para conferir mayor variabilidad a través del tiempo.

Además de favorecer las condiciones para la germinación de especies herbáceas y arbustivas del banco de semillas en el área de estudio, las quemas prescritas también podrían propiciar la regeneración natural de *P. hartwegii*.

Otras ventajas de las quemas a baja intensidad en marzo son que causan mínima mortalidad al arbolado, en contraste con las quemas a alta intensidad en mayo

in May in closed canopy stands had a mean of 2.05 m² crown area per tree, compared to 5.26 m² for its respective control. Similar values were observed in low intensity fires in May in closed canopy stands (2.56 m²), and high intensity fires in March in closed canopy stands (2.97 m²) (Rodríguez *et al.*, 2007). Likewise, Vera and Rodríguez (2007) showed the probability of mortality two years after fire for *P. hartwegii* with 1 cm diameter at breast height in areas of higher tree density, subjected to high intensity prescribed burns in May to be 0.97. It was calculated that this figure would be equal to 0.04 for low intensity March fires and in lower density areas. This indicates the suitability of low intensity prescribed burns prior to the months of greatest negative effect: April and May (Figures 5 and 6).

In addition to the time of fire, fire frequency on the same parcel of land should be considered, as the monitoring of both is crucial for the management and conservation of diversity (Brown, 2000). On the basis of regeneration rate of the original understory, which encompasses four years in the current study, the minimum desired fire frequency is calculated to be four years. However based on regional observations for the study area, the return period should be no greater than ten years. Likewise, with fixed fire application intervals, for example every seven years, lower diversity could be expected than with a mean fire return interval of seven years including variation (for example, fires in the seventh year, in the eleventh year, in the twenty-first year, etc.).

CONCLUSIONS

Under the conditions examined in the present study, the use of low intensity prescribed burns is feasible to promote the diversity and richness of *P. hartwegii* understory species. However, application of prescribed burns in, or prior to, March, with variation in the time of application and a frequency of 4-8 years is preferable in order to provide greater variation through time.

In addition to promoting conditions for germination of herbaceous and shrub species from the seedbank in the study area, prescribed burns may also enhance natural regeneration of *P. hartwegii*.

Other advantages of low intensity prescribed burns in March are that tree mortality is minimized, in contrast to the high intensity burns in May (which simulated forest fire at the peak of the fire season), and there is less risk of fire escape than in May, when drier conditions predominate. This type of fire application also reduces fuels and the danger

(que simularon incendios forestales en el momento pico de la temporada); asimismo, representan menor peligro de escape de la lumbre que en mayo, cuando pueden prevalecer condiciones más secas. Este uso del fuego también reduce combustibles y el peligro de incendios de gran magnitud que originan mayor erosión, contaminación del aire y otros impactos negativos.

AGRADECIMIENTOS

A la comunidad de San Miguel y Santo Tomás Ajusco por permitir la instalación del experimento en sus tierras; a la CONAFOR-DF y a CORENADER (Gobierno de la Ciudad de México) por autorizar y apoyar en la realización de las quemadas prescritas; al CONACYT, proyecto de instalación I35626 y por la beca que permitió la obtención del grado a la primera autora; a la Universidad Autónoma Chapingo, por financiar la instalación y desarrollo del Proyecto Ajusco (ecología del fuego, manejo integral del fuego y restauración de áreas incendiadas), dirigido por el segundo autor y al cual pertenece este trabajo; al M. C. Rodolfo Rivera Hinojosa y al Sr. Gerardo Mendoza Ángeles, por su ayuda con trabajo de campo; a la M. C. Agustina Díaz Osorno y al personal del Herbario José Espinosa Salas, de Preparatoria Agrícola, UACH, por la identificación de especies; a la Ing. Rosa Ángela Pacheco por su apoyo en parte del análisis estadístico de datos.

LITERATURA CITADA

Barclay, A. D., J. L. Betancourt, and C. D. Allen. 2004. Effects on seeding ryegrass (*Lolium multiflorum*) on vegetation recovery following fire in a ponderosa pine (*Pinus ponderosa*) forest. *Int. J. Wildland Fire* 13: 183-194.

Brown, J. K. 2000. Ecological principles, shifting fire regimes and management considerations. *In: Brown, J. K., and J. K. Smith (eds). Wildland Fire in Ecosystems. Effects of Fire on Flora.* USDA FS. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42 vol. 2 pp: 185-203.

Contreras M., J., D. A. Rodríguez T., A. Retama H., y J. J. M. Sánchez R. 2003. Gases del humo de incendios forestales en bosques de *Pinus hartwegii*. *Agrociencia* 37: 309-316.

Farjon, A., J. A. Pérez de la R., and B. T. Styles. 1997. *A Field Guide to the Pines of Mexico and Central America.* The Royal Botanical Gardens, Kew, U.K. 147 p.

González R., A., y D. A. Rodríguez T. 2004. Efecto del chamuscado de copa en el crecimiento en diámetro de *Pinus hartwegii* Lindl. en el Distrito Federal, México. *Agrociencia* 38: 537-544.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2001. *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability.* Cambridge University Press. Cambridge, U. K. 967 p.

Jardel P., E., R. Ramírez V., F. Castillo N., S. García R., O. E. Balcázar M., J.C. Chacón M., y J.E. Morfín R. 2006. Manejo del fuego y restauración de bosques en la reserva de la biosfera Sierra de Manantlán, México. *In: Flores G., G., D.A. Rodríguez T., O. Estrada M., y F. Sánchez. Z. (coords). Incendios Forestales.* CONAFOR-MundiPrensa. México, D. F. pp: 217-242.

of large-scale fires which result in greater erosion, pollution, and other negative impacts.

—End of the English version—



Kazanis, D., and M. Arianoutsou. 1997. Vegetation composition in a post-fire successional gradient of *Pinus halepensis* Forest in Attica, Greece. *Int. J. Wildland Fire* 7: 307-315.

Krebs, C. J. 1985. *Ecología.* Harla. México, D.F. 743 p.

Margalef, R. 1980. *Ecología.* Omega. Barcelona. 951 p.

Minogue, P. J., R. L. Cantrell, and H. C. Griswold. 1991. Vegetation management after plantation establishment. *In: Duryea, M. L., and P. M. Dougherty (eds). Forest Regeneration Manual.* Kluwer. Dordrecht. pp: 535-558.

Morris, L. A., S. A. Moss, and W. S. Garbett. 1993. Competitive interference between selected herbaceous and woody plants and *Pinus taeda* L. during two growing seasons following planting. *For. Sci.* 3: 166-187.

Myers, R. L. 2006. *Convivir con el fuego.* The Nature Conservancy. Tallahassee, Florida. 28 p.

Neumann, D. D., and D. I. Dickmann. 2001. Surface burning in a mature stand of *Pinus resinosa* and *Pinus strobus* in Michigan: effects on understory vegetation. *Int. J. Wildland Fire* 10: 91-101.

Ortega B., V., y D. A. Rodríguez T. 2007. Supervivencia y crecimiento iniciales y concentración de nutrimentos de *Pinus hartwegii* plantado en localidades quemadas. *Rev. Chapingo. Serie Cie. For. Amb.* 13: 115-124.

Rodríguez T., D. A. 2000. Propuesta de manejo del fuego. *In: Rodríguez T., D. A., M. Rodríguez A., F. Fernández S., y S. J. Pyne. Educación e Incendios Forestales.* Mundi Prensa. Mexico, D. F. pp: 189-194.

Rodríguez T., D. A. 2007. Maximizando impactos positivos del fuego mediante quemadas prescritas en apoyo al manejo integral de incendios forestales. *In: Memoria del Congreso Mundial de Incendios Forestales Wildfire 2007.* Sevilla, España. 2007. 9 p.

Rodríguez T., D. A., and P. Z. Fulé. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *Int. J. Wildland Fire* 12: 23-37.

Rodríguez T., D. A., U. B. Castro S., M. Zepeda B., and R. J. Carr. 2007. First year survival of *Pinus hartwegii* following prescribed fire at different intensities and different seasons. *Int. J. Wildland Fire* 16: 54-62.

Sargent C., O. Sargent, and R. Parsell. 1985. The forests of Buthan: A vital resource for the Himalayas? *Trop. Ecol.* 1: 265-286.

TNC (The Nature Conservancy). 2004. *El fuego, los ecosistemas y la gente.* TNC. Tallahassee, Florida, U.S.A. 9 p.

UACH (Universidad Autónoma Chapingo). 2004. Evaluación del programa nacional de incendios forestales de la CONAFOR, ejercicio fiscal 2003. Comisión Nacional Forestal. URL: <http://www.conafor.gob.mx/portal/index.php?11=4&12=2&13=12#2003> (Agosto, 2006)

Vera V., V., y D. A. Rodríguez T. 2007. Supervivencia e incremento en altura de *Pinus hartwegii* a dos años de quemadas prescritas e incendios experimentales. *Agrociencia* 41: 219-230.

Whelan, R. J. 1997. *The Ecology of Fire.* Cambridge University Press. United Kingdom. 343 p.