



Revista Mexicana de Ciencias Forestales

ISSN: 2007-1132

ciencia.forestal2@inifap.gob.mx

Instituto Nacional de Investigaciones

Forestales, Agrícolas y Pecuarias

México

Gallegos Rodríguez, Agustín; González Cueva, Gerardo Alberto; Cabrera Orozco, Ramón
Gerardo; Marcelli Sánchez, Columba; Hernández Álvarez, Efrén

EFECTO DE LA RECURRENCIA DE INCENDIOS FORESTALES EN LA DIVERSIDAD
ARBÓREA

Revista Mexicana de Ciencias Forestales, vol. 5, núm. 24, julio-agosto, 2014, pp. 110-125

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias

Distrito Federal, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=63439010010>

- 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



ARTÍCULO / ARTICLE

EFFECTO DE LA RECURRENCIA DE INCENDIOS FORESTALES EN LA DIVERSIDAD ARBÓREA

EFFECT OF THE RECURRENCE OF FOREST FIRES ON TREE DIVERSITY

Agustín Gallegos Rodríguez¹, Gerardo Alberto González Cueva¹,
Ramón Gerardo Cabrera Orozco², Columba Marcelli Sánchez³ y Efrén Hernández Álvarez¹

RESUMEN

Los incendios forestales son un fenómeno natural y que han estado presentes en la mayoría de los ecosistemas terrestres. El bosque La Primavera ha sido afectado con frecuencia por el fuego desde hace varias décadas y el conocimiento de los beneficios o daños que este genera en la adaptación de las especies aún es incipiente. El presente trabajo evaluó la recurrencia espacio-temporal de los incendios forestales y su efecto sobre la diversidad arbórea en el bosque La Primavera. Con técnicas de geoprocésamiento se superpusieron las capas de los incendios del período de 1998 al 2012. De acuerdo a la recurrencia de incendios en la misma superficie, se definieron tres categorías; 1ª. Mayor con tres incendios, 2ª. Media dos y 3ª. Baja uno. Se establecieron sitios de muestreo permanentes al azar 1 000 m². Se aplicaron los índices de similitud de Sorensen y Jaccard para medir la diversidad arbórea (beta) y el de Shannon (alfa). Se generaron mapas con las tres categorías. Se identificaron seis polígonos con la incidencia de tres incendios que representan una superficie de 833 ha. La intersección de los incendios correspondiente a los años 1998-2005-2012 y 2000-2002-2005 son las de mayor superficie. La especie dominante fue *Quercus resinosa*, seguida de *Pinus oocarpa*. El índice de Sorensen indicó que todas las categorías son similares por más de 50 %; mientras que con el de Jaccard el valor fue de 40 %. La recurrencia de siniestros de gran magnitud en el área de estudio presentó periodos muy cortos (siete años).

Palabras clave: Espacio-temporal, fuego, incidencia, riqueza, Índice de valor de Importancia, Sistemas de Información Geográfica.

ABSTRACT

Forest fires are a natural phenomenon that has been present in most terrestrial ecosystems. The *La Primavera* forest has been frequently affected by fire through the last few decades, and knowledge of the benefits or damages that it generates in the adaptation of species is still incipient. This paper evaluates the spatio-temporal recurrence of forest fires and their effect on tree diversity in the *La Primavera* forest. Layers of the fires of the 1998-2012 period were superimposed according to their recurrence on the same surface using geoprocessing techniques, and three Fire Recurrence Classes were defined: High, with three fires; Moderate, with two, and Low, with one. Permanent sampling sites (1 000 m²) were randomly established. Sorensen's and Jaccard's Similarity Indexes were applied to measure the beta tree diversity, and Shannon's index, to measure the alpha tree diversity. Six polygons with an incidence of three fires representing a surface area of 833 has were identified. The intersection of fires that occurred during the 1998-2005-2012 and 2000-2002-2005 periods covered the largest surface. The dominant species was *Quercus resinosa*, followed by *Pinus oocarpa*. Sorensen's index indicated that all the categories are similar by over 50 %; while the value using Jaccard's similarity index was 40 %. The recurrence of forest fires of a large magnitude in the study occurred within very short periods (seven years).

Key words: Spatio-temporal, fire, incidence, richness, Importance Value Index, Geographic Information Systems.

Fecha de recepción/Date of receipt: 25 de abril de 2014; Fecha de aceptación/ date of acceptance: 10 de junio de 2014.

¹ Departamento de Producción Forestal, CUCBA. Universidad de Guadalajara.

² Dirección Ejecutiva del Bosque La Primavera

³ CUCBA, Universidad de Guadalajara. Correo-e: ag_60@yahoo.com.mx

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales, originados por causas naturales o antropogénicas son considerados como uno de los factores de perturbación ecológica y de transformación del paisaje de los ecosistemas terrestres tanto de México (Jardel *et al.*, 2009), como del mundo (Pyne, 1996). Influyen en la composición, estructura, funcionamiento y dinámica de los ecosistemas forestales (Challenger, 1998), en donde constituyen un cambio temporal (Eberhardt *et al.*, 2003), o recambio de especies provocado por el fuego (Lertzman y Fall, 1998; Frelich, 2008). Los incendios forman parte de la dinámica de los ecosistemas y son una herramienta ecológica de manejo (Jardel *et al.*, 2009). Varios autores han indicado que muchos taxa vegetales se han adaptado a su presencia, unas son resistentes al mismo y otras, incluso, llegan a necesitarlos para su supervivencia (Zavala, 2000; Fundación Santander, 2008).

La Frecuencia de los incendios, su intensidad, y severidad determinan la magnitud de sus efectos sobre la vegetación y los procesos ecosistémicos (Elliott y Vose, 2010). Sin embargo, la baja intensidad a menudo tiene poco impacto en la composición de la comunidad de plantas y en su diversidad (Kuddes-Fischer y Arthur, 2002; Waldrop *et al.*, 2008). Los regímenes de fuego en los bosques mixtos de *Quercus-Pinus*, en su mayoría corresponden a incendios superficiales (González *et al.*, 2007); por lo tanto, y no dañan con la misma severidad que los de copa (Canizales *et al.*, 2011), pero influyen directamente en la dinámica, el crecimiento, composición y con la diversificación de la estructura (Ávila *et al.*, 2014).

Rodríguez (2006) clasificó los ecosistemas forestales de México en términos de su relación con las características del régimen del fuego en: a) dependientes del fuego, cuyas especies han evolucionado en presencia del fuego y es un proceso esencial para conservar la biodiversidad; b) sensibles al fuego, en los que la mayoría de las especies no han evolucionado en presencia del fuego; y c) independientes del fuego, el fuego juega un papel muy pequeño, y los ecosistemas son demasiados húmedos, fríos o secos para quemarse.

Se estima que en el país los incendios forestales afectan anualmente 220 000 ha (Jardel *et al.*, 2010). En este sentido, el bosque La Primavera (bLP) no es la excepción, ya que ha sido afectado por incendios de gran magnitud desde hace décadas. Sin embargo, las interrogantes de cómo la incidencia reciente de incendios (número y superficie afectada por año, tipos de hábitat o vegetación impactados, por lo menos en años recientes y preferentemente en un período de varios años); y cuáles son las tendencias probables hacia el futuro en distintos escenarios (Jardel, 2009), así como sus efectos son, todavía, incipientes. Por lo anterior, el presente trabajo tuvo como objetivos evaluar la frecuencia de incendios forestales sobre la relación espacio- temporal y su efecto en la diversidad arbórea del bosque La Primavera.

INTRODUCTION

Forest fires originated by natural or anthropogenic causes are considered as one of the factors of ecological disturbance and landscape transformation both in Mexico (Jardel *et al.*, 2009) and across the world (Pyne, 1996). They have an influence on the composition, structure, functioning and dynamics of forest ecosystems (Challenger, 1998), where they constitute a temporal change (Eberhardt *et al.*, 2003) or a species replacement caused by fire (Lertzman and Fall, 1998; Frelich, 2008). Fires are part of the dynamics of ecosystems and they are an ecological management tool (Jardel *et al.*, 2009). Several authors have pointed out that many vegetal taxa have adapted to their presence; some are resistant to them and others even need them in order to survive (Zavala, 2000; Fundación Santander, 2008).

The frequency, intensity and severity of fires determine the magnitude of their effects on the vegetation and ecosystemic processes (Elliott and Vose, 2010). However, low intensity fires often have little impact on the composition of the plant community and their diversity (Kuddes-Fischer and Arthur, 2002; Waldrop *et al.*, 2008). Most fire regimes in mixed *Quercus-Pinus* forests correspond to fire forests (González *et al.*, 2007); therefore, they do not cause so severe damages as crown fires (Canizales *et al.*, 2011), but they exert a direct influence on the dynamics, growth, composition and diversification of structure (Ávila *et al.*, 2014).

Rodríguez (2006) classified the forest ecosystems of Mexico in terms of their relationship with the characteristics of the fire regime, as: a) dependent -whose species have evolved in the presence of fire, an essential process to preserve biodiversity-; b) sensitive -in which most species have not evolved in the presence of fire-, and c) independent -in which fire plays a very small role, and the ecosystems are too humid, cold or dry to burn.

Forest fires occur in the country every year on 220 000 ha (Jardel *et al.*, 2010). In this sense, the *La Primavera* forest (LPF) is not the exception, as it has been affected by fires of a very large magnitude for several decades. However, still little is known regarding the recent incident of fires: the yearly number and affected surface, types of habitat or vegetation damaged, at least in recent years, particularly through a period of several years, and the likely future tendencies in different scenarios (Jardel, 2009), as well as their effects. Therefore, the present paper has as its purpose to assess the frequency of forest fires based on the spatio-temporal relationship, as well as their effect on the tree diversity of the *La Primavera* forest.



MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El bosque La Primavera (bLP) es el área boscosa más cercana a la Zona Metropolitana de Guadalajara, situado al poniente de la misma y con una extensión territorial de 36 229 ha, de las cuales 30 500 están bajo la categoría de Área de Protección de Flora y Fauna La Primavera (APFFLP), decretada por el gobierno federal el seis de marzo de 1980 (Conanp, 2000). Y a partir de 2006, se incorporó el APFFLP en la Red Mundial de Reservas de la Biosfera del MAB-UNESCO (Figura 1). Se localiza en la zona de confluencia de dos provincias florísticas, la Sierra Madre Occidental, Sierras Meridionales y el Eje Neovolcánico Transversal, entre las coordenadas extremas 103°28' a 103°42' de longitud oeste, y 20°32' a 20°44' de latitud norte (Curiel, 1985).

MATERIALS AND METHODS

Study area

The *La Primavera* forest (LPF) is the closest forest to the Metropolitan Area of *Guadalajara*, located at its west and covering a territory of 36 229 has, of which 30 500 has are under the category of the *La Primavera* Flora and Fauna Protection Area (APFFLP, for its acronym in Spanish), decreed by the federal government on March 6, 1980 (Conanp, 2000). And the APFFLP was incorporated to the UNESCO MAB World Network of Biosphere Reserves since the year 2006 (Figure 1). It is located in the confluence area of two floral provinces: *Sierra Madre Occidental*, the Southern *Sierras* and the Transversal Neovolcanic Axis, between the extreme coordinates 103°28' to 103°42' west, and 20°32' to 20°44' north (Curiel, 1985).

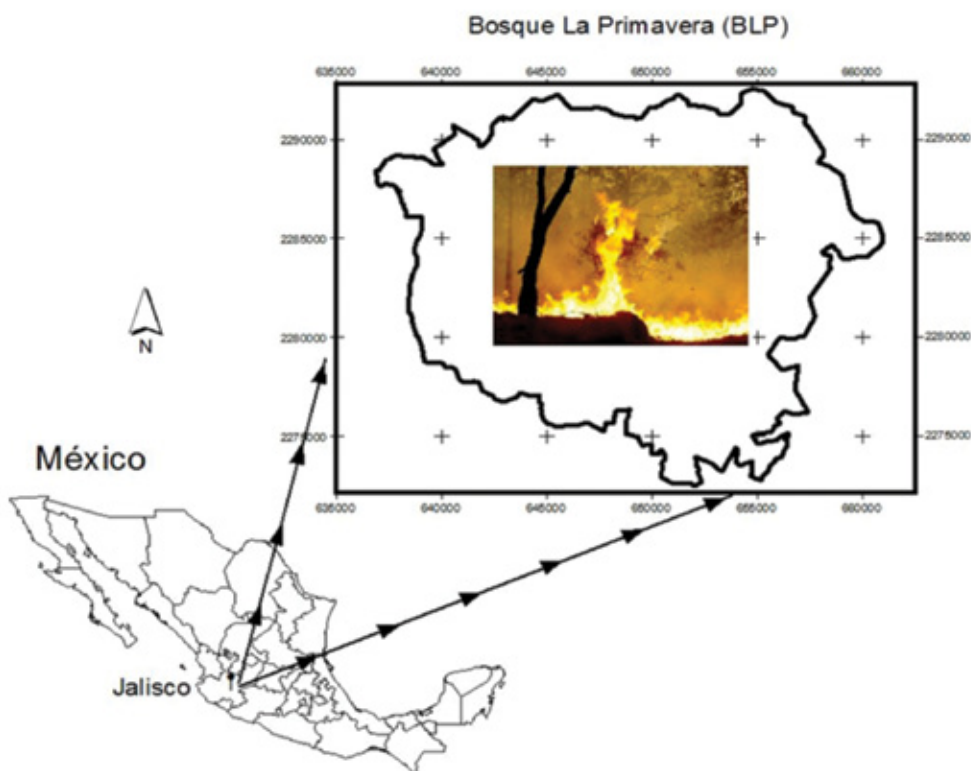


Figura 1. Ubicación del Bosque de La Primavera, Jalisco.
Figure 1. Location of the *La Primavera* forest, Jalisco.

La fisiografía comprende un intervalo altitudinal de 1 320 a 2 260 m. Según la clasificación climática de Köppen, modificada por García (1973), el clima es del tipo Templado Subhúmedo $C(w_2)(w)$ y Semicálido Subhúmedo $(A)C(w_1)(w)$; con precipitaciones que fluctúa entre 900 y 1 000 mm; la temperatura máxima de 30 °C y mínima de 15 °C (Curiel, 1985).

The physiography comprises an altitudinal interval of 1 320 to 2 260 m. According to Köppen's climate classification, modified by García (1973), the climate is Temperate Subhumid $C(w_2)(w)$ and Semiwarm Subhumid $(A)C(w_1)(w)$, with precipitations ranging between 900 and 1 000 mm, a maximum temperature of 30 °C and a minimum of 15 °C (Curiel, 1985).

Se han identificado cinco tipos de vegetación; bosque de encino, el bosque de encino-pino, el bosque de pino, el bosque tropical caducifolio y la comunidad riparia. En ellas se han registrado 961 especies de plantas vasculares, que se distribuyen en 6 divisiones pertenecientes a 107 familias, 419 géneros, con dos especies endémicas: *Mammillaria jaliscana* (Britton & Rose) Boed. y *Agave guadalupensis* Trel. (Conanp, 2000).

De acuerdo a la clasificación de suelos de la FAO/UNESCO, las unidades son Regosol y Litosol; el Regosol conforma 92 % del área (Conanp, 2000). Los suelos del bLP están poco desarrollados, y exhiben características de suelos jóvenes derivados de cenizas volcánicas; están sueltos, son fácilmente erosionables y contienen poca materia orgánica (Curiel, 1985).

Análisis de área de recurrencias de incendios

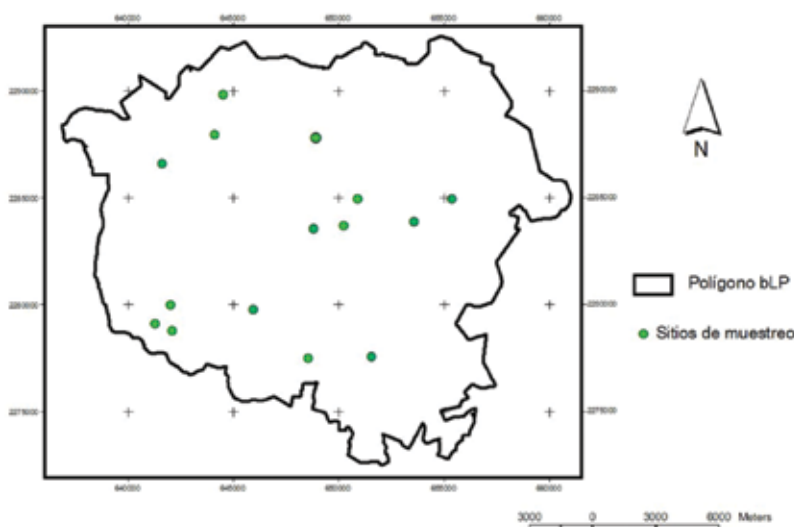
Se gestionó y obtuvo del Comité Técnico para la Administración del bosque La Primavera los datos vectoriales de los incendios registrados en el bLP para los años 1998 a 2012, excepto 2006, 2007, 2009, 2010 y 2011, que no fueron representativos por su baja superficie y magnitud. Con técnicas de geoprocésamiento (álgebra booleana) del software Arcgis 9.3 se realizó la superposición de polígonos para determinar las Clases de Recurrencia de Incendios (CRI): baja (un incendio), media (dos) y alta (tres). Sobre estas capas se ubicaron los sitios de muestreo del inventario (Figura 2).

Five types of vegetation were identified: holm oak forest, oak-pine forest, and pine forest, deciduous tropical forest and the riparian community. Within these, 961 species of vascular plants have been registered, distributed in six divisions belonging to 107 families and 419 genera, with two endemic species: *Mammillaria jaliscana* (Britton & Rose) Boed. and *Agave guadalupensis* Trel. (Conanp, 2000).

Based on the FAO/UNESCO soil classification, the units are Regosols and Lithosols; regosols constitute 92 % of the area (Conanp, 2000). The soils of the LPF are scarcely developed, with characteristics of young soils derived from volcanic ashes, easily erodible soils and soils with little organic matter (Curiel, 1985).

Area analysis of fire recurrence

The vectorial data of the fires registered during the period of 1998 to 2012 -except for the years 2006, 2007, 2009, 2010 and 2011-, which were not representative due to their limited surface area and magnitude, were requested and obtained from the Technical Committee for the Management of the *La Primavera* Forest. Using geoprocessing techniques (Boolean algebra) of the Arcgis 9.3 software (ESRI, 2005), the areas were superimposed in order to determine the Fire Recurrence Classes (FRCs): low (one fire), moderate (two fires) and high (three fires). On these layers the inventory sampling sites were located (Figure 2).



Polígono bLP = LPF area; Sitios de muestreo = Sampling sites

Figura 2. Ubicación de sitio.

Figure 2. Location of the sampling sites in the *La Primavera* forest.

Análisis de la diversidad alfa y beta

Se establecieron 15 sitios de muestreo bajo la metodología de sitios permanentes de control de 1 000 m², según la metodología propuesta por Schmid-Haas *et al.* (1993) y Gallegos *et al.* (1998). Se ubicaron cinco sitios por CRI, con una distribución selectiva. Se tomaron los datos de especie, diámetro normal ≥ 10 cm, rumbo y azimut del punto central a cada árbol y altura (Figura 3).

Análisis de datos

La estructura se analizó con el Índice de Valor de Importancia (IVI), desarrollado por Curtis y McIntosh (1951) y aplicado para jerarquizar la dominancia de cada especie en rodales mezclados (Lamprecht, 1990; Corella *et al.* (2001); Olmo *et al.* (2005); Hernández *et al.*, 2013) y se calculó de la siguiente manera:

$$IVI = \text{Abundancia relativa} + \text{Dominancia relativa} + \text{Frecuencia relativa} \quad (1)$$

Donde:

$$\text{Abundancia relativa} = \frac{\text{Abundancia absoluta por cada especie}}{\text{Abundancia absoluta de todas las especies}} * 100$$

$$\text{Dominancia relativa} = \frac{\text{Área basal por cada especie}}{\text{Área basal de todas las especies}} * 100$$

El área basal (AB) de los árboles se obtuvo con la fórmula siguiente:

$$\text{Área basal} = \frac{\pi}{4} * Dap^2$$

Donde:

$$\pi = 3.1416$$

$$Dap = \text{Diámetro a la altura de pecho (1.30 m)}$$

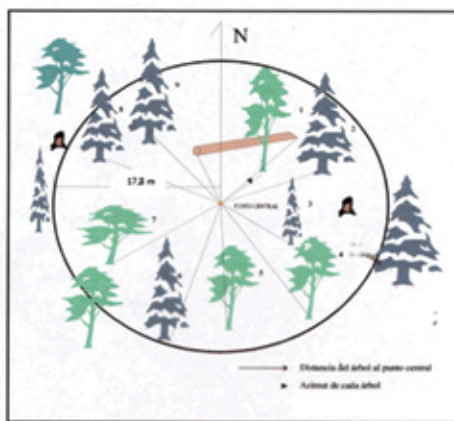
Se aplicó un ANOVA con el programa *Statgraphics centurión* para determinar las diferencias estadísticas entre los promedios de área basal en las CRI.

Medidas de la diversidad de especies arbóreas

Para determinar qué tan homogéneas o heterogéneas fueron las clases de recurrencia de incendios, se calcularon los índices de diversidad (Magurran, 1988): Índice de riqueza específica (S), que se refiere al número total de especies presentes en cada sitio y el de Shannon-Wiener (H') (Moreno, 2001), que mide el grado promedio de incertidumbre para predecir la especie a la que pertenece un individuo tomado al azar dentro de cada CRI.

Analysis of the alpha and beta diversity

15 sampling sites were established using the methodology of 1 000 m² permanent control sites proposed by Schmid-Haas *et al.* (1993) and Gallegos *et al.* (1998). Five sites were located according to the FRCs, using a selective distribution. The following species data were taken: normal diameter ≥ 10 cm, direction and azimuth of the point at the center of each tree, and height (Figure 3).



Punto central = Central point; Distancia del árbol al punto central = Distance between the tree and the central point; Azimut de cada árbol = Azimuth of each tree

Figura 3. Levantamiento de sitios.

Figure 3. Sampling site in the La Primavera forest.

The structure was analyzed by using the Importance Value Index (IVI), developed by Curtis and McIntosh (1951) and applied to rank the dominance of each species in mixed stands (Lamprecht, 1990; Corella *et al.*, 2001; Olmo *et al.*, 2005; Hernández *et al.*, 2013), and it was estimated as follows:

$$IVI = \text{Relative abundance} + \text{Relative dominance} + \text{Relative frequency} \quad (1)$$

Where:

$$\text{Relative dominance} = \frac{\text{Absolute abundance for each species}}{\text{Absolute abundance of all species}} * 100$$

$$\text{Relative dominance} = \frac{\text{Baseline area for each species}}{\text{Baseline area of all species}} * 100$$



$$H' = - \sum_{i=1}^s P_i \cdot \ln(P_i)$$

Donde:

H = Índice de diversidad
 P_i = Posibilidad de conjunción de elementos
 $\ln p_i$ = logaritmo natural de P_i

Por lo tanto, a mayor valor del índice de Shannon, la diversidad es más grande

A partir de los resultados en el Índice de Shannon se realizó un *test*, en el cual la hipótesis nula define que las diversidades de dos grupos diferentes son iguales. Para ello se utilizó el método (Hutcheson, 1970 in Zar, 1999).

La similitud de especies arbóreas entre las Clases de Recurrencias de Incendios (CRI) se estimó con los índices de Jaccard y Sorensen (Magurran, 1988).

$$\text{Jaccard, } C_j = \frac{c}{a + b - c}$$

Donde:

A = Número de especies presentes en el grupo a
 b = Número de especies presentes en el grupo b
 c = Número de especies compartidas

$$\text{Sorensen, } C_s = \frac{2JN}{a + b}$$

Donde:

JN = Número de especies compartidas
 a = Número de especies exclusivas de la comunidad a
 b = Número de especies exclusivas de la comunidad b

Se determinó la similitud de las especies entre los CRI con el programa estadístico R, el cual emplea la fórmula de Jaccard y genera un dendrograma.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis espacio - temporal

En los años 1998 a 2012 se quemaron 32 823 ha, en 10 siniestros, lo que representa, en promedio 3 282.3 ha por suceso. En 2005 y 2012 se registraron las aéreas más afectada con 26.5 % y 24.9 %, respetivamente; mientras que en 2003 solo se incendió 0.17 % de la superficie total del bLP (Cuadro 1).



The tree baseline area (BA) was estimated using the following formula:

$$\text{Baseline area} = \frac{\pi}{4} * Dbh^2$$

Where:

π = 3.1416
 Dbh = Diameter at breast height (1.30 m)

An ANOVA was applied using the Statgraphics Centurion software to determine the statistical differences between the average baseline areas in the FRCs (Statpoint, 2007).

Tree diversity measures

The diversity indices (*i.e.* the specific richness index (S), which refers to the total number of species occurring in each site, and the Shannon-Wiener index (H') (Moreno, 2001), which measures the average degree of uncertainty to predict the species to which an individual randomly taken from each FRC belongs) were estimated in order to determine how homogenous or heterogeneous the fire recurrence classes were (Magurran, 1988):

$$H' = - \sum_{i=1}^s P_i \cdot \ln(P_i)$$

Where:

H = Diversity index
 P_i = Possibility of a combination of elements
 $\ln p_i$ = Natural logarithm of P_i

Therefore, the higher the value of the Shannon index, the greater the diversity.

Based on the results of Shannon's index, a test was carried out in which, according to the null hypothesis, the diversities of two different groups are equal. For this purpose, the Hutcheson method was utilized (1970) (Zar, 1999).

The similarity of tree species between the Fire Recurrence Classes (FRCs) was estimated using Jaccard's and Sorensen's indices (Magurran, 1988).

$$\text{Jaccard, } C_j = \frac{c}{a + b - c}$$

Where:

A = Number of species present in group a
 b = Number of species present in group b
 c = Number of shared species

La Figura 4 muestra la distribución espacial de los incendios forestales registrados en el bosque La Primavera.

En la CRI media, en la que se presentaron dos incendios en la misma superficie, se obtuvieron ocho polígonos, que suman 9 741 ha; en ella la máxima superficie incendiada fue 3 489 ha en los años 1998 y 2012, mientras que en 2000 y 2005 disminuyó a 2 792 ha (Figura 5).

A partir del análisis espacio-temporal se determinaron seis polígonos para la CRI alta que representa un área total de 833 ha. Las intersecciones correspondientes a los años 1998-2005-2012 y 2000-2002-2005 fueron las de mayor superficie por contener a dos de los eventos que afectaron a una cantidad de hectáreas más grande (2005 y 2012), y los cuales se sobreponen con todos los incendios que tuvieron lugar durante el periodo 1998-2012 (Figura 6).

La sobreposición de las capas de las CRI evidenciaron zonas en las que coincidieron hasta cinco incendios en una misma área, sin embargo por ser de extensión pequeña no se tomaron en cuenta para el análisis.

Los siniestros de mayor superficie registrados en el bLP (1998, 2005 y 2012) tienen una recurrencia de siete años. En bosques de España se citan 139 áreas de estudio quemadas una vez y 25, dos veces con intervalos de incendios cortos de 4 a 11 y de 6 a 16 años, respectivamente (Díaz, 2003). Jardel *et al.* (2010) indicaron un Intervalo de retorno de incendios de 35 años para bosques de pino encino. Para el bLP los registros de diferentes fuentes oficiales asentaron que la mayoría de los incendios fueron de tipo superficial y en menor proporción de copa. Por ello, la cobertura herbácea

Sorensen, $C_s = \frac{2N}{a + b}$

Where:
JN = Number of shared species
a = Number of species exclusive to community a
b = Number of species exclusive to community b

The similarity of the species between the FRCs was determined by the R statistical software, which utilizes Jaccard's formula and generates a dendrogram.

Cuadro 1. Registros de incendios durante el periodo 1998 a 2012, con excepción de los años 2006, 2007, 2009, 2010 y 2011 en el bosque de La Primavera.

Table 1. Registers of fires during the 1998-2012, with the exception of the years 2006, 2007, 2009, 2010 and 2011 in the *La Primavera* forest.

Año	Superficie (ha)
1998	6 138
1999	480
2000	4 766
2001	1 689
2002	1 674
2003	56
2004	186
2005	8 702
2008	955
2012	8 177

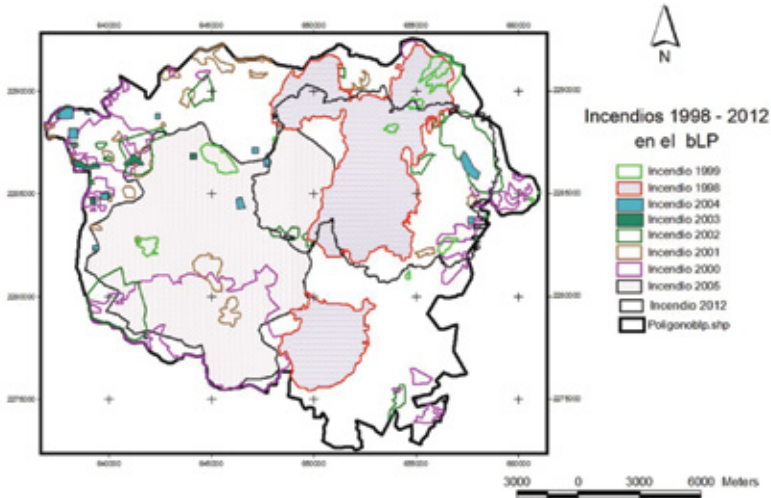
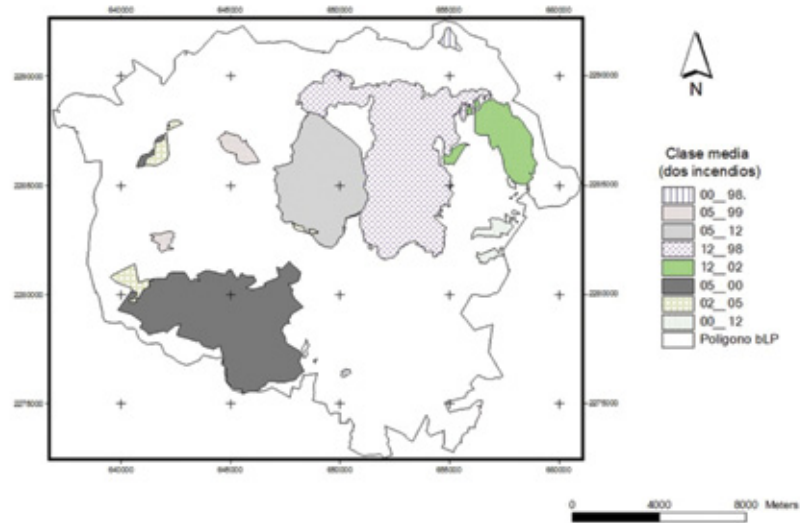


Figura 4. Distribución espacial de los incendios registrados en el periodo 1998-2012 en el bosque de La Primavera.
Figure 4. Spatial distribution of the fires registered during the 1998-2012 period in the *La Primavera* forest.

disminuye significativamente, en respuesta a las perturbaciones con intervalos cortos (Moreno y Oechel, 1995 *in* Díaz, 2003). No obstante, algunas especies arbóreas son resistentes a los incendios superficiales y presentan buena regeneración (Zavala, 2000; Madrigal *et al.* 2005; Jardel, 2010).



Clase media = Moderate class; dos incendios = two fires; Polígono bLP = LPF area

Figura 5. Distribución espacio-temporal de la CRI media en el bosque de La Primavera.

Figure 5. Spatio-temporal distribution of the moderate FRC in the *La Primavera* forest.



Clase alta = High class; tres incendios = three fires; Polígono bLP = LPF area

Figura 6. Distribución espacio-temporal de la CRI alta en el bosque de La Primavera.

Figure 6. Spatio-temporal distribution of the high FRD in the *La Primavera* forest.

Índice de Valor de Importancia

Se midieron nueve especies con 213 árboles y 28.4 m² de área basal, en promedio por hectárea. Las dominantes fueron *Quercus resinosa* Liebm. y *Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl.

Respecto al análisis del efecto de la recurrencia de incendios en la masa arbórea se observó que la riqueza de especies es mayor (seis) en la CRI alta, mientras que la CRI media solo fue de 4; Olmo *et al.* (2005) obtuvieron valores de este parámetro en lugares con y sin incendios de siete y seis, respectivamente. Estos se asemejan a los que se registraron en el bosque La Primavera.

La especie ecológicamente más importante en los tres CRI fue *Q. resinosa*, con un IVI de 151.69, 141.57, 180.72, respectivamente; seguida de *P. oocarpa* con los valores 90.69, 95.17, 75.40 (Cuadro 2). *Q. resinosa* en dos CRI tuvo IVI superiores a 50 %. Resultados semejantes consignó Gallegos (1997), en el bLP, a *Q. resinosa* con valores más altos de IVI, seguido de *P. oocarpa*.

RESULTS AND DISCUSSION

Spatio - temporal analysis

In the years 1998 to 2012, 32 823 ha were burned in 10 fires, which amounts to an average of 3 282.3 ha per event. In 2005 and 2012, the most affected areas were registered with 26.5 % and 24.9 %, respectively; while in 2003 only 0.17 % of the total surface of the LPF went up in flames (Table 1).

Figure 4 shows the spatial distribution of the forest fires registered in the *La Primavera* forest.

In the moderate FRC, where two fires occurred on the same surface, eight areas were obtained that add up to 9 741 has; in it, the maximum surface burnt was 3 489 ha in the years 1998 and 2012; for 2000 and 2005, it decreased to 2 792 ha (Figure 5).

Cuadro 2. Índice de Valor de Importancia (IVI) por Clase de Recurrencia de Incendios en el bosque La Primavera.

Especie	Clase de Recurrencia de Incendios (CRI) baja			
	Abun.	Dom.	Frec.	IVI
<i>Quercus resinosa</i> Liebm.	66.09	56.19	29.41	151.69
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede ex Schltdl.	27.83	33.45	29.41	90.69
<i>Quercus viminea</i> Trel.	3.48	6.93	17.65	28.05
<i>Clethra rosei</i> Britton	1.74	1.78	17.65	21.17
<i>Quercus coccolobifolia</i> Trel.	0.87	1.65	5.88	8.40
Clase de Recurrencia de Incendios (CRI) media				
<i>Quercus resinosa</i> Liebm.	49.50	46.61	45.45	141.57
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede ex Schltdl.	31.68	27.12	36.36	95.17
<i>Quercus castanea</i> Née	16.83	19.47	9.09	45.40
<i>Quercus viminea</i> Trel.	1.98	6.79	9.09	17.87
Clase de Recurrencia de Incendios (CRI) alta				
<i>Quercus resinosa</i> Liebm.	63.24	81.77	35.71	180.72
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede ex Schltdl.	27.21	12.82	35.71	75.74
<i>Quercus laeta</i> Liebm.	3.68	1.61	7.14	12.42
<i>Quercus magnoliifolia</i> Née	2.94	1.25	7.14	11.33
<i>Quercus viminea</i> Trel.	2.21	2.37	7.14	11.71
<i>Acacia pennatula</i> (Schlecht. et Cham.) Benth.	0.74	0.19	7.14	8.07

Abun. = Abundancia relativa; Dom. = Dominancia relativa; Frec. = Frecuencia relativa.

Table 2. Importance Value Index (IVI) by Fire Recurrence Class in the *La Primavera* forest.

Species	Low Fire Recurrence			
	Class (FRC)			
	Abund.	Dom.	Freq.	IVI
<i>Quercus resinosa</i> Liebm.	66.09	56.19	29.41	151.69
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede ex Schltdl.	27.83	33.45	29.41	90.69
<i>Quercus viminea</i> Trel.	3.48	6.93	17.65	28.05
<i>Clethra rosei</i> Britton	1.74	1.78	17.65	21.17
<i>Quercus coccolobifolia</i> Trel.	0.87	1.65	5.88	8.40
	Moderate Fire Recurrence			
	Class (FRC)			
	Abund.	Dom.	Freq.	IVI
<i>Quercus resinosa</i> Liebm.	49.50	46.61	45.45	141.57
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede ex Schltdl.	31.68	27.12	36.36	95.17
<i>Quercus castanea</i> Née	16.83	19.47	9.09	45.40
<i>Quercus viminea</i> Trel.	1.98	6.79	9.09	17.87
	High Fire Recurrence			
	Class (FRC)			
	Abund.	Dom.	Freq.	IVI
<i>Quercus resinosa</i> Liebm.	63.24	81.77	35.71	180.72
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede ex Schltdl.	27.21	12.82	35.71	75.74
<i>Quercus laeta</i> Liebm.	3.68	1.61	7.14	12.42
<i>Quercus magnoliifolia</i> Née	2.94	1.25	7.14	11.33
<i>Quercus viminea</i> Trel.	2.21	2.37	7.14	11.71
<i>Acacia pennatula</i> (Schlecht. et Cham.) Benth.	0.74	0.19	7.14	8.07

Abund. = Relative abundance; Dom. = Relative dominance; Freq. = Relative frequency.

Q. resinosa alcanzó los valores más altos de abundancia, dominancia y frecuencia en las tres CRI; por consiguiente, es la especie dominante. *P. oocarpa* en la CRI media tuvo un máximo valor de IVI, con 95.17. Olmo *et al.* (2005) evidenciaron que en aéreas con y sin incendios, *Q. castanea* y *Q. resinosa* registraron valores de IVI de 80 y 82, respectivamente; y *P. oocarpa* de 69 y 63. En áreas restauradas después de un incendio en Chipinque, la especie ecológicamente más importante y representativa fue *Q. rysophylla* con un valor de IVI de 57.43 %, *P. pseudostrobus* de 14.21 % y *Q. laceyi* con 14.21 % y 9.54 % (Alanís *et al.*, 2010). En las investigaciones antes citadas, y en la que aquí se documenta, los IVI predominante corresponden a las especies de *Quercus*.

Con base en la variable dominancia (área basal), se determinó si existe diferencia estadística entre las CRI, (Cuadro 3).

Six areas representing 833 ha total based on the spatio-temporal analysis. The intersections corresponding to the years 1998-2005-2012 and 2000-2002-2005 were the ones with the largest surface because they contained two of the events that affected a larger amount of hectares (2005 and 2012), which overlap with all the fires that took place during the 1998-2012 period (Figure 6).

The overlapping of the FRC layers evidenced certain zones in which up to five fires coincided in the same area; however, because they are small, they were not considered in the analysis. The fires covering the largest surface area registered in the LPF (1988, 2005 and 2012) have a recurrence of seven years. In the forests of Spain, 139 study areas burnt once and 25 areas burnt twice, with short intervals of 4 to 11 years and of 6 to 16 years between fires, respectively (Díaz, 2003). Jardel *et al.* (2010) indicated a return interval of 35 years for pine-oak forests. For the LPF records from various official sources state that most fires were superficial and occurred in a smaller proportion of the

Cuadro 3. Valores de ANOVA para el Área basal por CRI en el bosque La Primavera.

Fuente	Suma de cuadrados	Gl	Cuadrado medio	Razón-F	Valor-P
Entre CRI's	31.1505	2	15.5752	0.52	0.6067
Intra CRI's	358.674	12	29.8895		
Total (Corr.)	389.825	14			

Table 3. ANOVA values for the Baseline Area by FRC in the *La Primavera* forest.

Source	Sum of squares	Gl	Mean square	F-Ratio	P-Value
Between FRCs	31.1505	2	15.5752	0.52	0.6067
Within FRCs	358.674	12	29.8895		
Total (Corr.)	389.825	14			

La razón -F, es igual a 0.521093, puesto que el valor -P de la razón -F es mayor que 0.05; no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de área basal de un nivel de CRI y otro, para 95.0 % de confianza.

Esta igualdad estadística podría explicarse por la alta frecuencia de incendios, la capacidad de brotes de algunas especies de *Quercus* y la falta de manejo silvícola y del fuego. Navar y González (2009) señalan que las prescripciones silvícolas deben de centrarse en manejar las masas forestales con objetivos de maximizar la diversidad, aunque sea de manera preliminar, en la mezcla de pinos y encinos, así como para mantener las estructuras vertical y horizontal. En este contexto, Pérez (2011) indicó que debido a la supresión de los pinos en el bLP han proliferado otras latifoliadas como *Q. magnitifolia*, *Q. resinosa*, lo que hace necesario regular la composición arbórea.

Análisis de diversidad alfa

Los resultados de la biodiversidad alfa para las CRI se presentan en el Cuadro 4. La mayor riqueza de especies se presentó en la CRI alta, con un total de seis especies y un índice de Sahnnon de 0.98; en la CRI media la riqueza fue la más baja con cuatro especies y el valor más alto de Sahnnon de 1.09. Valores parecidos se han citado por Gallegos (1997), para el área del Bosque-Escuela ubicada en el bLP que van de 0.67 a 1.89. Alanís *et al.* (2010) eliminaron valores de índice de Sahnnon de 1.31 y 1.24 para áreas de restauración de Chipinque; todos estos son superiores a los obtenidos en el presente estudio.

De acuerdo con los índices de Shannon la riqueza y diversidad de especies no mostraron diferencias significativas, así como el test de Hutchenson ($p < 0.05$) entre las CRI.

crown. Therefore, the herbaceous cover decreased significantly in response to the disturbances with short intervals (Moreno and Oechel, 1995 in Díaz, 2003). Nevertheless, certain tree species are resistant to superficial fires and show signs of a good regeneration (Zavala, 2000; Madrigal *et al.*, 2005; Jardel, 2010).

Importance Value Index

Nine species with 213 trees and an average of 28.4 m² of baseline area per hectare were counted. The dominant species were *Quercus resinosa* Liebm. and *Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl.

In regard to the analysis of the effect of the recurrence of fires on the tree mass, a larger richness of species (six) was observed in the high FRC, while only 4 species were found in the moderate FRC.

The most ecologically important species in the three FRCs was *Q. resinosa*, with an IVI of 151.69 (low), 141.57 (moderate), 180.72 (high), respectively; followed by *P. oocarpa*, with 90.69 (low), 95.17 (moderate), 75.40 (high) (Table 2). *Q. resinosa* had IVIs above 50 % in two FRCs. Gallegos (1997) registers similar results in the LPF: *Q. resinosa* with higher IVI values, followed by *P. oocarpa*.

Q. resinosa had the highest records of abundance, dominance and frequency in all three FRCs; therefore, it is the dominant species. In the moderate FRC, *P. oocarpa* had the highest IVI: 95.17. Olmo *et al.* (2005) determined IVIs of 80 and 82 in areas with and without fires for *Q. castanea* and *Q. resinosa*, respectively, and of 69 and 63 for *P. oocarpa*. In the areas that were restored after a fire in Chipinque, *Q. rysophylla* was the ecologically most important and representative species, with an IVI of 57.43 %; while the IVI for *P. pseudostrobus* was 14.21 %, and 9.54 % for *Q. laceyi* (Alanís *et al.*, 2010). In the researches cited above, as well as in the present one, the predominant IVIs correspond to *Quercus* species.



Cuadro 4. Valores de los índices de riqueza y Shannon por CRI.

Clase	Riqueza	Shannon
CRI baja	5 ^a	0.85
CRI media	4 ^a	1.09
CRI alta	6 ^a	0.98

Medias seguidas por letras diferentes entre columnas indican diferencias significativas (Tukey, $p < 0.05$, $gl = 2$).

Table 4. Values for the richness and Shannon indexes by FRC.

Class	Richness	Shannon
Low FRC	5 ^a	0.85
Moderate FRC	4 ^a	1.09
High FRC	6 ^a	0.98

Means followed by different letters between columns indicate significant differences (Tukey, $p < 0.05$, $gl = 2$).

Con la prueba de *t* Hutchenson para los valores del índice de Shannon ($H' = 0.85$ y $H' = 1.09$) para 5 % ($t = 1.97$, $gl = 201$, $p < 0.05$) y ($H' = 0.98$ y $H' = 1.09$) para 5 % ($t = 1.97$, $gl = 226$, $p < 0.05$) se determinó que no existe una diferencia estadísticamente significativa en las CRI.

Análisis de diversidad beta

De acuerdo al coeficiente de similitud de Sorensen (C_s) las CRI media y alta tuvieron una similitud 60 %, mientras la baja en comparación con la CRI alta arrojó 54 %, lo que implica una similitud mayor a la media, una probable razón es la existencia de tres especies en común, y una de ellas (*Q. resinosa*) tiene una alta abundancia y frecuencia en las tres CRI (Cuadro 5).

Cuadro 5. Valores de Sorensen por CRI en el bosque La Primavera.

Sorensen	CRI baja	CRI media	CRI alta
CRI baja	--	60	54
CRI media	-	-	60
CRI alta	-	-	-

Table 5. Sorensen's values by FRC in the *La Primavera* forest.

Sorensen	Low FRC	Moderate FRC	High FRC
Low FRC	--	60	54
Moderate FRC	-	-	60
High FRC	-	-	-

Es importante mencionar que solo tres especies se comparten en las tres las CRI (*Q. resinosa*, *P. oocarpa*, *Q. viminea*), sin embargo *Acacia pennatula* y *Q. coccolobifolia*, solo tuvieron un registro. *A. pennatula* se ubicó en la CRI alta y se podría esperar su presencia con más individuos por su

The presence or absence of statistical differences between the FRCs was determined based on the dominance variable (baseline area) (Table 3).

The *F*-ratio is equal to 0.521093; since the *P*-value of the *F*-ratio is above 0.05, there is no statistically significant difference between the mean baseline areas of the different FRCs for a confidence interval of 95.0 %.

This statistical equality may be accounted for by the high frequency of fires, the sprouting capacity of certain *Quercus* species and the lack of forest and fire management. Navar and González (2009) point out that forestry prescriptions must focus on the management of forest masses with the purpose of maximizing diversity in the pine-oak mix, even if only as a preliminary stage, and of maintaining the vertical and horizontal structures. Within this context, Pérez (2011) stated that, due to the suppression of pines in the LPF, other broadleaf trees like *Q. magniliifolia* and *Q. resinosa* have proliferated, and therefore there is a need to regulate the tree composition.

Alpha diversity analysis

The results of the alpha biodiversity for the FRCs are summarized in Table 4. The largest species richness was observed in the high FRC, with a total of six species and a Shannon index of 0.98; in the moderate FRC the richness was lower, with four species and the highest value for Shannon index, 1.09. Gallegos (1997) has quoted similar values for the School Forest area located in the LPF, ranging between 0.67 and 1.89. Alanís *et al.* (2010) register a Shannon index of 1.31 to 1.24 for the Chipinque restoration areas; all these values are above those obtained in the present study.

According to the Shannon indices, the species richness and diversity showed no significant differences; neither did the Hutchenson test ($p < 0.05$) between the FRCs.

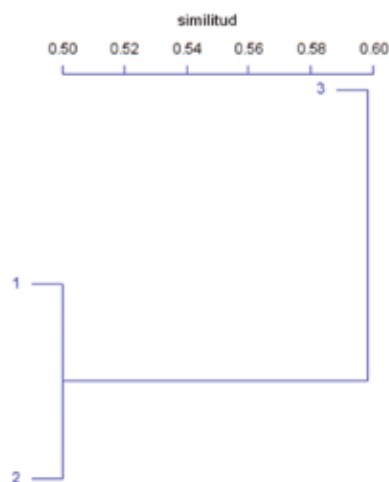
According to the Hutchenson *t* for the Shannon index values ($H' = 0.85$ and $H' = 1.09$) for 5 % ($t = 1.97$, $f.d. = 201$, $p < 0.05$) and ($H' = 0.98$ y $H' = 1.09$) for 5 % ($t = 1.97$, $f.d. = 226$, $p < 0.05$), no statistical significance was determined to exist between the FRCs.

Beta diversity analysis

According to Sorensen's similarity coefficient (C_s), the moderate and high FRCs had a similarity of 60 %, while the low FRC had 54 %; this implies a greater similarity with the moderate FRC, and this is probably the reason why these FRCs share three taxa, one of which (*Q. resinosa*) has a high abundance and frequency in all three FRCs (Table 5).

capacidad de brotar y por el sobrepastoreo presente el bLP, que favorece la dispersión de esta especie, además presenta respuesta favorable al fuego. *Q. coccolobifolia*, a pesar de no ser abundante, se asocia con *P. oocarpa*, *Q. castanea*, *Q. obtusata*, *Q. laeta*, *Q. resinosa* y *Q. viminea* (González, 1986) que se desarrollan en sitios con incendios frecuentes. A partir de los resultados de la similitud se puede decir que la recurrencia de incendios no afecta la riqueza y diversidad arbórea. Hecho que concuerda con lo señalado por Olmo *et al.* (2005). Por su parte, Zavala (2000) registró que algunas especies de encinos se relacionan con factores ambientales sujetos a incendios relativamente frecuentes, entre ellas *Q. laeta*, que se consigna en la CRI alta. Cabe destacar que en la CRI alta *Q. resinosa* mostró la mayor abundancia y dominancia, aquí se registraron los diámetros mayores de todos los sitios de muestreo, con un promedio de 47.82 (\pm 29.19) cm. Lo anterior, concuerda con lo expresado por Pérez (2011), quien señaló que han proliferado otras especies arbóreas latifoliadas: *Q. magniliifolia*, *Q. resinosa*, y han provocado supresión de los pinos en el bLP. También, Elliott *et al.* (1999) observan que el fuego puede beneficiar el establecimiento del bosque de encino, ya que al eliminar la competencia de herbáceas, arbustivas y reducen la capa de hojarasca.

Al respecto, González *et al.* (2007), en un estudio de la cronosecuencia de incendios durante los últimos 140 años, señalaron que *Q. rysophylla* y *Q. virginiana* presentaron un decremento en el índice de valor de importancia aproximadamente 30 años después del disturbio. Esa situación, aún no se presenta en el bLP, pues la frecuencia de incendios es muy corta, no rebasa los 30 años.



Similitud = Similarity

1 = CRI baja; 2 = CRI media; 3 = CRI alta.

1 = Low FRC; 2 = Moderate FRC; 3 = High FRC.

Figura 7. Dendrograma de similitud para las CRI en el bosque La Primavera.

Figure 7. Similarity dendrogram for the FRCs of the La Primavera forest.

It is important to note that only three species are common to all the FRCs (*Q. resinosa*, *P. oocarpa*, *Q. viminea*); *Acacia pennatula* and *Q. coccolobifolia* had only one record. *A. pennatula* was ranked in the high FRC, and its presence with a larger number of individuals may be expected due to its sprouting capacity and to overgrazing in the LPF, which favors its dispersion; besides, this species has a favorable response to fire. Although *Q. coccolobifolia* is not abundant, it is associated with *P. oocarpa*, *Q. castanea*, *Q. obtusata*, *Q. laeta*, *Q. resinosa* and *Q. viminea* (González, 1986); these species develop in sites where fires occur frequently. Based on the similarity results, it may be said that the recurrence of fires does not affect the tree richness or diversity, a fact with which agrees with the findings of Olmo *et al.* (2005). According to Zavala (2000), certain species of oaks are related to environmental factors that are subjected to frequent fires, including *Q. laeta*, ranked in the high FRC. It should be noted that *Q. resinosa* showed the greatest abundance and dominance in the high FRC, where the largest diameters of all the sampling sites were registered, with an average of 47.82 cm (\pm 29.19). This agrees with the findings of Pérez (2011), who pointed out that the proliferation of other broadleaves (*Q. magniliifolia*, *Q. resinosa*) has caused the suppression of pines in the LPF. Likewise, Elliott *et al.* (1999) observed that fire may benefit the establishment of oak forests, since it eliminates the competence of herbaceous vegetation and shrubs and reduces the layer of dead leaves.

In this respect, in a study of the chronosequence of fires during the last 140 years, González *et al.* (2007) registered that *Q. rysophylla* and *Q. virginiana* experienced a decrease in the Importance Value Index around 30 years after the disturbance. This situation has not yet occurred in the LPF because the frequency of fires there is very short and does not exceed 30 years.

The dendrogram shows that all the samples are similar by more than 50 % in the low and moderate FRCs, while in the high FRC the similarity is 60 % (Figure 7).



El dendrograma evidencia que todas las muestras son similares en más de 50 % en las CRI baja y media, mientras que en la CRI alta la similitud es de 60 % (Figura 7).

CONCLUSIONES

La recurrencia de incendios en el bosque La Primavera no afecta la diversidad arbórea. La CRI alta registró mayor riqueza arbórea, con respecto a las otras CRI. La homogeneidad arbórea entre las clases de uno, dos y tres incendio son similares al menos con 50 %. La recurrencia de incendios de gran magnitud en el área de estudio se presenta en periodos muy cortos (siete años). De la superficie total del bLP solo 34 % registró dos incendios en la misma superficie, mientras que 2,7 % tres. La especie con mayor abundancia, dominancia y frecuencia en las tres Clase de Recurrencia de Incendios fue *Q. resinosa*, seguida de *P. oocarpa*.

AGRADECIMIENTOS

A Ana Azurmendi Valdés de la Escuela Politécnica de Mieres, España por su apoyo en la parte inicial del trabajo. Al Comité Técnico para la Administración del Bosque La Primavera por el apoyo logística en la toma de datos de campo y por la información de los registros de incendios.

REFERENCIAS

- Alanís R. E., J. Jiménez P., M. Pando M., O. A. Aguirre C., E. J. Treviño G. y P. C. García G. 2010. Efecto de la restauración ecológica post-incendio en la diversidad arbórea del Parque Ecológico Chipinque, México. *Madera y Bosques*. 16(4): 39-54.
- Ávila F., D. Y., M. A. González T., J. Jiménez P., O. A. Aguirre C., E. Treviño G., B. Vargas-Larreta y E. Alanís-Rodríguez. 2014. Efecto de la severidad del fuego en las características de la estructura forestal en rodales de coníferas. *Revista Chapingo. Serie: Ciencias Forestales y del Ambiente*. 20 (1): 33-45.
- Canizales V., P. A., J. Jiménez P., E. Alanís R., O. Aguirre C., G. Alanís F. y E. I. Meléndez L. 2011. Análisis de la vegetación de sotobosque en áreas incendiadas de bosque mixto de *Quercus-Pinus* en la Sierra Madre Oriental, México. *Ciencia-UANL*. 14(3):273-280.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro. Conabio, Instituto de Ecología (Universidad Nacional Autónoma de México), Sierra Madre A.C. México D.F. México. 847 p.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp). 2000. Programa de Manejo Área de Protección de Flora y Fauna La Primavera. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) México, D.F. México. 116 p.
- Corella J. F., J. I. Valdez H., V. M. Cetina A., F. V. González C., A. Trinidad S. y J. R. Aguirre R. 2001. Estructura forestal de un bosque de mangles en el noreste del estado de Tabasco, México. *Cien. For. Méx.* 26(90): 73-102.
- Curiel B., A. 1985. Evaluación de los Factores de erosión en el Bosque La Primavera. *Tiempos de Ciencia Núm.* 1. 38-47.
- Curiel B., A. 1988. Plan de Manejo Bosque La Primavera. Universidad de Guadalajara, Facultad de Agricultura, DICS. Guadalajara. Jal. México. 164 p.
- Curtis, J. T. and R. P. McIntosh. 1951. An upland forest continuum in the Prairie Forest Border Region of Wisconsin. *Ecology* 32:476-496.
- Díaz D., R. 2003. Efecto de la recurrencia de los incendios sobre la resiliencia post-incendio de las comunidades vegetales de Cataluña a partir de imágenes de satélite. *Ecosistemas* 2(3). ISSN 1697-2473.

CONCLUSIONS

The recurrence of fires in the *La Primavera* forest does not affect the tree diversity. The high FRC registered a larger tree richness than the other FRCs. Tree homogeneity between forest fire classes one, two and three are similar by at least 50 %. The recurrence of fires of a large magnitude in the study area occurs within very short periods (seven years). Only 34 % of the total surface of the LPF registered two fires on the same surface, while three were registered to have occurred in 2.7 %. The species with the highest abundance, dominance and frequency in all three Fire Recurrence Classes was *Q. resinosa*, followed by *P. oocarpa*.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to express their gratitude to Ana Azurmendi Valdés, of the Polytechnic School in Mieres, Spain, for her support in the initial part of this work, as well as to the Technical Committee for the Management of the *La Primavera* Forest for their logistical support with the in-field data collection and for the information they provided on the records of forest fires.

End of the English version

- Eberhardt, R. W., D. R. Foster, G. Motzkin and B. Hall. 2003. Conservation of changing landscapes: vegetation and land-use history of Cape Cod National Seashore. *Ecol. Appl.* 13: 68-84.
- Elliott, K. J., R. L. Hendrick, A. E. Major, J. M. Vose and W. T. Swank. 1999. Vegetation dynamics after a prescribed fire in the southern Appalachians. *Forest. Ecol. Manage.* 114: 199-213.
- Elliott, K. J. and J. M. Vose. 2010. Short-term effects of prescribed fire on mixed oak forests in the southern Appalachians: vegetation response. *J. Torrey Bot. Soc.* 137(1):49-66.
- Frelich, L. E. 2008. Forest dynamics and disturbance regimes: studies from temperate evergreen-deciduous forests. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 90 p.
- Fundación Santander. 2008. Criterios de restauración de zonas incendiadas. WWF/Adena, Madrid. <http://www.fundacionbancosantander.com/media/docs/SOST.%20MANUAL%206%20baja.pdf>. (20 de marzo de 2014).
- Gallegos R., Agustín. 1997. Erfassung und Herleitung von planungsrelevanten Relief- und Vegetationsparametern mit Hilfe von terrestrischen und aerophotogrammetrischen Methoden unter Verwendung eines Geographischen Informationssystem (GIS): Modellstudie am Beispiel des Lehrwaldes der Universität Guadalajara/Mexiko. Tesis de doctorado, Georg-August-Universität Göttingen, Deutschland. 157 p.
- Gallegos R., A., R. Villavicencio G., E. Hernández A., A. Rodríguez R., C. F. Becerra S. y C. A. Muñoz R. 1998. Permanent control sites for monitoring forest resources in Protected Natural Areas in the State of Jalisco, México. In: Aguirre B., C. y C. Rodríguez F. 1988. North American Science Symposium: Toward a Unified Framework for Inventing and Monitoring Forest Ecosystem Resources. USDA - Forest Service. Guadalajara, Jal. México. pp. 219-229.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. México. 246 p.

- González V., L. M. 1986. Contribución al conocimiento del género *Quercus* (Fagaceae) en el estado de Jalisco. Instituto de Botánica, Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jal., México. 240 p.
- González T., M. A., L. Schwendenmann, J. Jiménez P. and W. Himmelsbach. 2007. Reconstrucción del historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino-encino en la Sierra Madre Oriental. *Madera y Bosques* 13(2): 51-63.
- Hernández S., J., O. A. Aguirre C., E. Alanís R., J. Jiménez P., E. Treviño G., M. A. González T., C. Luján Á., J. M. Olivas G. y L. A. Domínguez P. 2013. Efecto 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* 19(2): 189-199.
- Jardel P., E. J., E. Alvarado, J. E. Morfín R., F. Castillo N. y J. G. Flores G. 2009. Regímenes de incendios en ecosistemas forestales de México. In: Flores-Garnica, J. G. (ed.). *Impacto ambiental de incendios forestales*. Mundi-Prensa/Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias/ Colegio de Postgraduados. México D.F., México. pp. 73-100.
- Jardel P., E. J., J. M. Frausto L., D. Pérez S., E. Alvarado, J. E. Morfín R., R. Landa y P. Llamas C. 2010. Prioridades de investigación en manejo del fuego en México. *Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza*. México D.F., México. 41 p.
- Kuddes-Fischer, L. M. and M. A. Arthur 2002. Response of understory vegetation and tree regeneration to a single prescribed fire in oakpine forests. *Nat. Areas J.* 22: 43-52.
- Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura en los trópicos*. Ed. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ). Eschborn, Deutschland. 250 p.
- Lertzman, K. y J. Fall. 1998. From forest stands to landscapes: spatial scales and the roles of disturbances. In: Peterson, D. y V. T. Parker (eds.). *Ecological scale: theory and applications*. Columbia University Press. New York, NY USA. pp. 339-367.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. Princeton, NJ USA. 200 p.
- Madrigal J., C. Hernando, E. Martínez, M. Guijarro. y C. Díez. 2005. Regeneración post-incendio de *Pinus pinaster* Ait. en la Sierra de Guadarrama (Sistema Central, España): modelos descriptivos de los factores influyentes en la densidad inicial y la supervivencia. *Invest. Agrar. Sist. Recur. For.* 14(1): 36-51.
- Moreno, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad* Vol. 1. Cyted, Orcyt, UNESCO, SEA. Zaragoza, España. 83 p.
- Návar C., J. J. y S. González E. 2009. Diversidad, estructura y productividad de bosques templados de Durango, México. *Polibotánica* 27: 71-87.
- Olmo G., B., A. Gallegos R., R. Villavicencio G., A. L. Santiago P., E. Hernández A. y L. Román M. 2005. Criterios e Indicadores para la restauración del Área de Protección de Flora y Fauna La Primavera. In: Santiago P., A. L. I Foro de investigación y conservación del bosque La Primavera, 22-23 de septiembre. Zapopan, Jal., México. p. 25-27.
- Pyne, S. J. 1996. *World fire. The culture of fire on Earth*. University of Washington Press. Seattle, WA USA. 384 p.
- Pérez de la R., J. A. 2011. Los pinos del bosque La Primavera, Zapopan, Jalisco. In: Gallegos R., A. (ed.). *El bosque La Primavera y la Universidad de Guadalajara: Una antología de ciencia y biodiversidad*. Ed. Prometeo. Guadalajara, Jal. México. pp. 17-18.
- Rodríguez T., D. A. 2006. Ecología del fuego y manejo integral del fuego en las montañas del Valle de México (bosque de coníferas). In: Flores G., J. G. y D. A. Rodríguez T. (ed.). *Incendios forestales: definiendo el problema, ecología y manejo, participación social, fortalecimiento de capacidades*. México, D. F., México. 278 p.
- Schmid-Haas, P., E. Baymann und J. Werner. 1993. Kontrollstichproben: Aufnahmeinstruktion, 3. überarbeitete Auflage. *Berichte EAFV* 186: 5-11.
- Wadrop, T. A., D. A. YaUussy, R. J. Phillips, T. A. Hutchinson, L. Brudnak and R. E. J. Boerner. 2008. Fuel reduction treatments affect stand structure of hardwood forests in western North Carolina and southern Ohio, USA. *Forest Ecol. Manage.* 255: 3117-3129.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall. New York, NY USA pp. 156-158.
- Zavala C., F. 2000. El fuego y la presencia de encinos. *Ciencia Ergo Sum* 7(3):269-276.



