

# EFFECTO DE LA SEVERIDAD DEL FUEGO EN LAS CARACTERÍSTICAS DE LA ESTRUCTURA FORESTAL EN RODALES DE CONÍFERAS

## EFFECT OF THE SEVERITY OF FIRE IN THE STRUCTURE CHARACTERISTICS OF CONIFER FOREST STANDS

Diana Y. Ávila-Flores<sup>1</sup>; Marco A. González-Tagle<sup>1</sup>; Javier Jiménez-Pérez<sup>1</sup>; Oscar A. Aguirre-Calderón<sup>1</sup>; Eduardo Treviño-Garza<sup>1</sup>,  
Benedicto Vargas-Larreta<sup>2</sup>, Eduardo Alanís Rodríguez<sup>1</sup>.

<sup>1</sup>Departamento de Silvicultura, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Nacional, km 145. C. P. 67700. Linares, Nuevo León, MÉXICO.

Correo-e: marco.gonzaleztg@uanl.edu.mx Tel.: +52 (821) 2124895 ext. 144

(Autor para correspondencia).

<sup>2</sup>Instituto Tecnológico Forestal. Mesa del Tecnológico s/n, El Salto, Pueblo Nuevo. C. P. 34942. Durango, Dgo. MÉXICO

### RESUMEN

**E**l objetivo del presente trabajo fue realizar un análisis exploratorio de la distribución espacial del arbolado en rodales mixtos de coníferas de la Sierra Madre Oriental, afectados por un incendio en el verano de 1998, con el fin de conocer el grado en que la severidad de un incendio modifica las características estructurales de los mismos. El área seleccionada comprendió tres rodales mixtos de coníferas con tres grados de severidad de incendio (bajo, medio y alto). Los patrones de distribución espacial del arbolado se analizaron a través de la función K de Ripley. Asimismo, se analizó la interacción espacial de los árboles en relación con sus dimensiones y especies mediante una función de correlación de marca  $k_{mm}(r)$ . Se observó que conforme la severidad del incendio aumenta, la distribución espacial del arbolado tiende a la agregación y a la formación de rodales dimensionalmente heterogéneos, mientras que la composición de especies no fue afectada. El fuego influyó en estos bosques como un promotor de la diversidad dimensional, a pesar de que la mezcla espacial de especies tuvo una tendencia a la homogeneidad.

PALABRAS CLAVE: Función K, estructura forestal, incendios forestales, interacción espacial.

### ABSTRACT

**I**n order to know to what extent the severity of a fire modifies the structural parameters of a stand, the objective of this research was to conduct an exploratory analysis of the spatial distribution of trees present in mixed conifer stands of the Sierra Madre Oriental, affected by fire during the summer of 1998. The selected area consisted of three mixed conifer stands with three different fire severity levels (low, medium and high). We analyzed the distribution patterns of trees through the Ripley's K function; likewise, we analyzed the spatial interaction of trees in relation to their size and species through a mark correlation function (MCF)  $k_{mm}(r)$ . It was observed that according to an increasing fire severity, the spatial distribution of trees tend to aggregate and to maintained the formation of stands dimensionally heterogeneous, however tree species composition was no affected significantly. The influence of fire in these forests was observed as a promoter of dimensional diversity, although spatial mixing of species had a tendency to homogeneity.

KEYWORDS: K function, forest structure, forest fires, spatial interaction.



Recibido: 17 de enero, 2013

Aceptado: 12 de noviembre, 2013

doi: 10.5154/r.rchscfa.2013.01.005

<http://www.chapingo.mx/revistas>

## INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas boscosos mexicanos están expuestos a una gran variedad de desastres naturales. Entre ellos se encuentran los incendios forestales, los cuales son una de las causas primordiales por las que se pierde gran parte de la superficie boscosa en México. De acuerdo con las estadísticas nacionales, la cantidad de incendios va en aumento; tan sólo hasta el mes de septiembre de 2013, cerca de 415,000 ha se han visto afectadas registrándose más de 10,000 incendios distribuidos en todo el país (Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], 2013). Sin embargo, en ecosistemas como los bosques de coníferas, la presencia y la severidad con que un incendio se desarrolla contribuyen a mantener o eliminar la dinámica de crecimiento de las especies, modificar su composición, diversificar la estructura de dimensiones y crear un mosaico heterogéneo de edades (Collins, Everett, & Stephens, 2011; Omi, 2005; Phillips & Waldrop, 2008; Pomeroy, 2006) no sólo a escala de rodal sino también de paisaje (Alanís et al., 2010; Bekker & Taylor, 2010; Gill, Woinarski, & York, 1999; González, Szejner, Muñoz, & Silva, 2011). De esta forma, después de un incendio, los bosques experimentan cambios inmediatos en los patrones de distribución del arbolado (Beaty & Taylor, 2008; Lecomte, Simard & Bergeron, 2006; Li-Juan & Jian-Ping, 2003; Stephens & Fry, 2005; Taylor, 2010) y en la variación de características de la estructura forestal (Ávila et al., 2012; Yu, Wiegand, & Yang, 2009). En este sentido, se investigó el grado en que la severidad de un incendio modifica las siguientes características de un rodal: 1) La composición de especies, 2) La distribución espacial del arbolado sobreviviente y 3) La interacción espacial del arbolado sobreviviente y sus características como diámetro y especies. Conocer las particularidades de los efectos de los incendios sobre los ecosistemas boscosos de México, no sólo permitirá orientar de manera adecuada una gestión sostenible de los recursos forestales, sino que también se podrán establecer acciones concretas en la restauración de los ecosistemas afectados por los incendios (González-Tagle, Schwendenmann, Jiménez, & Schulz, 2008; Larson & Churchill, 2012).

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El área de estudio corresponde al cerro El Potosí, situado en el municipio de Galeana, al sur del estado de Nuevo León (24° 50' 35" - 24° 53' 16" latitud norte; 100° 13' 12" - 100° 15' 12" longitud oeste) (Figura 1). Fisiográficamente, el sitio pertenece a la Sierra Madre Oriental, a la subprovincia de la Gran Sierra Plegada. La ubicación del área así como su altitud (aproximadamente 3,700 m) generan las condiciones ecológicas ideales para albergar una variedad de tipos de vegetación entre los que destacan los bosques de coníferas, bosques de encino, así como bosques mixtos típicamente localizados en o sobre los 2,000 m (García, Treviño, Cantú, & González, 1999). El sitio presenta clima C(E)(W<sub>1</sub>)x' que corresponde al tipo semifrío subhúmedo (Arreola-Ortiz,

## INTRODUCTION

Mexican forest ecosystems are exposed to a great variety of natural disasters. These include forest fires, which are one of the primary causes for which a large portion of the forest in Mexico is lost. According to Mexican statistics, the number of fires is increasing, only until September 2013, about 415,000 ha have been affected, recording more than 10,000 fires distributed across the country (Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], 2013). However, in ecosystems such as coniferous forests, the presence and the severity with which a fire develops help to maintain or eliminate the growth dynamics of the species, change its composition, diversify the dimensional structure and create a patchwork of age (Collins, Everett, & Stephens, 2011; Omi, 2005; Phillips & Waldrop, 2008; Pomeroy, 2006) not only at the stand level but also landscape level (Alanís et al., 2010; Bekker & Taylor, 2010; Gill, Woinarski, & York, 1999; González, Szejner, Muñoz, & Silva, 2011). Thus, after a fire, forests experience immediate changes in tree distribution patterns (Beaty & Taylor, 2008; Lecomte, Simard & Bergeron, 2006; Li-Juan & Jian-Ping, 2003; Stephens & Fry, 2005; Taylor, 2010) and the variation of characteristics of forest structure (Ávila et al., 2012; Yu, Wiegand, & Yang, 2009). In regard, this study explores the extent to which the severity of a fire modifies the following features of a stand: 1) Species composition, 2) Spatial distribution of surviving trees and 3) spatial interaction of surviving trees and their characteristics such as diameter and species. Knowing the characteristics of the fire effects on forest ecosystems of Mexico, not only will properly guide a sustainable management of forest resources, but it also will provide concrete actions in the restoration of ecosystems affected by fire (González-Tagle, Schwendenmann, Jiménez, & Schulz, 2008; Larson & Churchill, 2012).

## MATERIALS AND METHODS

### Study area

The study area corresponds to the mountain El Potosí, located in Galeana, south of the state of Nuevo Leon (24° 50' 35" - 24° 53' 16" north, 100° 13' 12" - 100° 15' 12" W) (Figure 1). Physiographically, the site belongs to the Sierra Madre Oriental, to the subprovince of the Gran Sierra Plegada. The location of the area and its altitude (about 3,700 m) generate the ideal ecological conditions to host a variety of vegetation among which found coniferous forests, oak forests and mixed forests typically located at or above 2,000 m (García, Treviño, Cantú, & González, 1999). The site presents C(E)(W<sub>1</sub>)x' climate, corresponding to semicold subhumid (Arreola-Ortiz, González-Elizondo, & Nívar-Cháidez, 2010). Rains are scarce throughout the year and the total annual rainfall ranges between 400 and 600 mm. Annual average temperature range between 12 and 18 °C (Arreola et al., 2010).

### Sampling sites

The research area comprises three mixed conifer stands with three fire severity levels (low, medium and high). The

González-Elizondo, & Nívar-Cháidez, 2010). Las lluvias registradas son escasas todo el año y la precipitación total anual oscila entre los 400 y 600 mm. El rango de temperatura media anual fluctúa entre 12 y 18 °C (Arreola et al., 2010).

**Sitios de muestreo**

El área de investigación comprende tres rodales mixtos de coníferas con tres grados de severidad de incendio (bajo, medio y alto). Las severidades se determinaron con base en la clasificación de Treviño, Jiménez, y Aguirre (2000), quienes evaluaron las superficies incendiadas en el sur de Nuevo León, mediante el análisis de dos imágenes de satélite Landsat TM. El centro de cada una de las nueve parcelas de muestreo (40 m x 40 m) se georeferenció (GPS 72H, Garmin, USA). Se midió la altura de todos los árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 5 cm, así como la distancia y azimut de cada árbol con respecto al centro de la parcela. La Figura 1 muestra la ubicación de los sitios.

severities were determined based on the classification of Treviño, Jiménez, y Aguirre (2000), who evaluated the burnt areas in the south of Nuevo León, using the analysis of two Landsat TM satellite imagery. The center of each of the nine sampling plots (40 m x 40 m) was geographically referenced (GPS 72H, Garmin, USA). We measured the height of all trees with a diameter at breast height (DBH) ≥ 5 cm, and the distance and azimuth of each tree with respect to the center of the plot. Figure 1 shows the location of the sites.

**Species composition**

The species composition of each of the nine plots established was determined by the ecological importance value (EIV) according to the methodology proposed by Gadow, Sánchez, & Álvarez (2007). This value determines the ecological weight contributed by each species to the resultant composition after a fire.

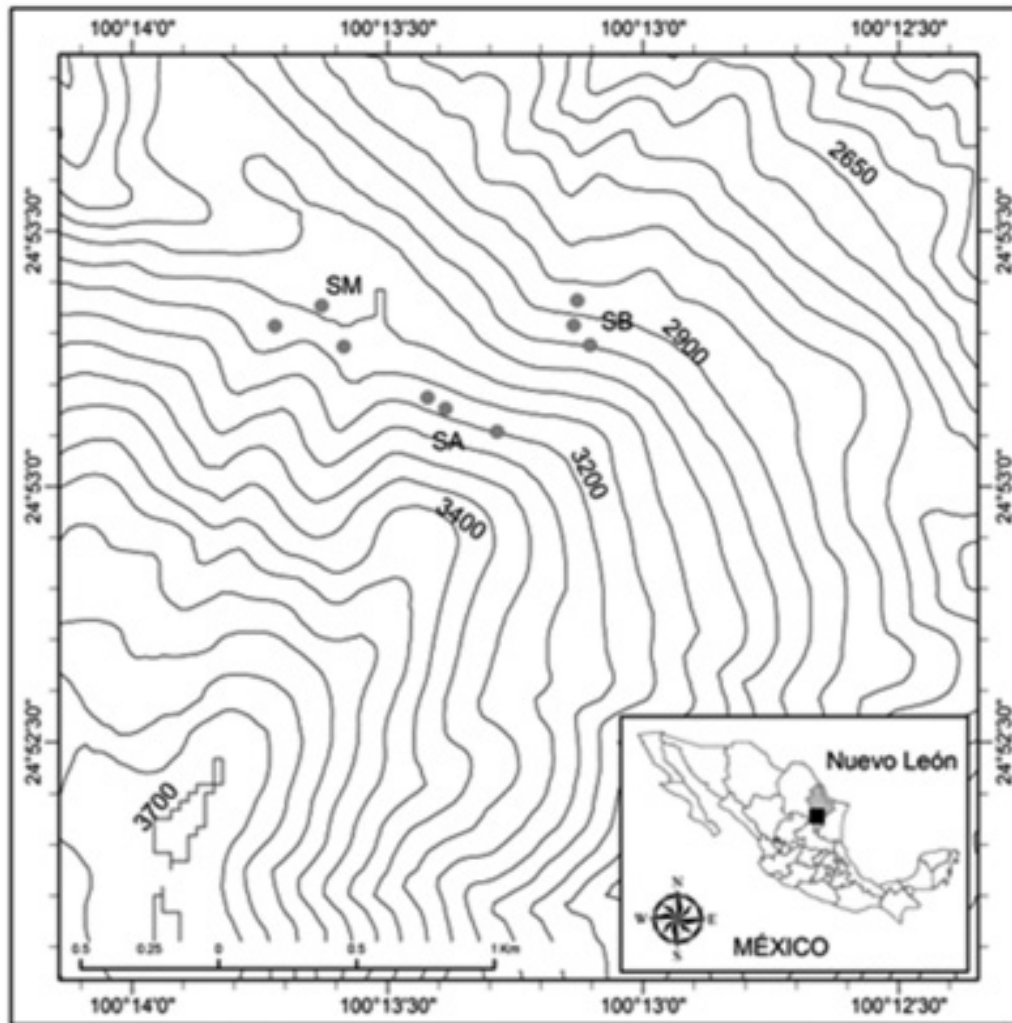


FIGURA 1. Ubicación de las parcelas de muestreo con diferentes severidades de incendio en el cerro El Potosí, Nuevo León, México. SB = Severidad baja, SM = Severidad media, SA = Severidad alta.

FIGURE 1. Location of the sample plots with different severities of fire in the mountain El Potosí, Nuevo León, Mexico. SB = Low severity, SM = Medium severity, SA = high severity.

## Composición de especies

La composición de especies de cada una de las nueve parcelas establecidas se determinó mediante el valor de importancia ecológica (IE) de acuerdo con la metodología propuesta por Gadow, Sánchez, y Álvarez (2007). Dicho valor determina el peso ecológico con que cada especie contribuye en la composición resultante después de un incendio.

## Pre-procesamiento de datos y análisis espacial

El pre-procesamiento de datos se hizo en el programa estadístico R (R Development Core Team, 2012) para luego analizar el patrón de distribución espacial. Las coordenadas geográficas (WGS 84) de cada individuo se determinaron mediante la creación de una matriz que contiene las coordenadas centrales, los datos de distancia y azimut de cada árbol en cada parcela. La matriz fue importada por el programa R utilizando la función *destPoint* del paquete *geosphere* (Hijmans, Williams, & Vennes, 2012). Sin embargo, cada patrón de puntos requiere de una superficie que describa la geometría del sitio en dos planos (x, y) llamada ventana (*owin* en el ambiente R), donde los árboles inventariados se distribuyeron espacialmente. Esta ventana se generó en formato *shape* (shp) con el plugin *rectangles* del programa *Quantum Gis* versión 1.7 (QGIS Development Team, 2013); posteriormente, se importó a R mediante la función *readOGR* del paquete *rgdal* (Keitt, Bivand, Pebesma, & Barry, 2012). Las ventanas con sus observaciones se ajustaron a una escala de 0-1 con la función *elide* del paquete *mapproj* (Lewin-Koh et al., 2012). El archivo resultante se transformó a un archivo tipo patrón de puntos planares (Baddeley, 2010) usando la librería *spatstat* (Baddeley & Turner, 2005), para realizar el análisis y evaluación espacial de patrones de puntos.

## Distribución espacial del arbolado

El patrón de puntos planares de los árboles de cada una de las parcelas de muestreo con grados de severidad se analizó con la función  $K(r)$  de Ripley. La función *kest* del paquete *spatstat* se utilizó con los datos espaciales generados en el pre-procesamiento, para determinar si el patrón observado en los rodales representa un proceso homogéneo de Poisson (Diggle, 2003). El análisis consiste en calcular la función  $K(r)$  del patrón de puntos observado y compararlo con la función  $K$  teórica de un patrón de Poisson de misma intensidad. El valor teórico esperado de la función, donde se asume que un proceso es completamente aleatorio (CSR: Complete Spatial Randomness), siempre coincide con el valor  $\pi r^2$ . Cuando  $K(r) > \pi r^2$  se considera que un patrón de puntos es agregado, caso contrario ( $K[r] < \pi r^2$ ) indica uniformidad o regularidad de distribución dependiendo de la escala considerada. La función  $K$  se define señalando que  $K(r)$  es el número medio de individuos en un círculo de radio  $r$  alrededor de un individuo (árbol) del patrón, sin considerar dicho individuo como central:

## Pre-processing of data and spatial analysis

Data pre-processing was performed using in the statistical program R (R Development Core Team, 2012) and then the spatial distribution pattern was analyzed. The geographic coordinates (WGS 84) of each individual were determined by creating an array containing the center coordinates, the data distance and azimuth of each tree in each plot. The array was imported by the program R using the function *destPoint* from the *geosphere* package (Hijmans, Williams, & Vennes, 2012). However, each point pattern requires a surface describing the geometry of the site in two planes (x, y) called the window (*owin* in the environment R), where the trees inventoried were distributed spatially. This window was generated in format *shape* (shp) with the plugin *rectangles* of the program *Quantum Gis* version 1.7 (QGIS Development Team, 2013); and later, imported into R using the function *readOGR* of the package *rgdal* (Keitt, Bivand, Pebesma, & Barry, 2012). The windows with their observations were adjusted to a scale of 0-1 with the function *elide* of the *mapproj* package (Lewin-Koh et al., 2012). The resulting file was converted to a file type planar point pattern (Baddeley, 2010) using the *spatstat* library (Baddeley & Turner, 2005) to perform the analysis and spatial evaluation of the point pattern.

## Spatial distribution of trees

The planar point pattern of trees of each of the sample plots with degrees of severity were analyzed with the function  $K(r)$  of Ripley. The function *kest* of the package *spatstat* was used with the spatial data generated in the pre-processing to determine if the pattern observed in the stands represents a Poisson homogeneous process (Diggle, 2003). The analysis consists of calculating the  $K$  function ( $r$ ) of the point pattern observed and compare it to theoretical  $K$  function of a Poisson pattern of equal intensity. The expected theoretical value of the function, where it is assumed that a process is completely random (CSR: Complete Spatial Randomness) always agrees with the value  $\pi r^2$ . When  $K(r) > \pi r^2$  considers that a point pattern is added, otherwise ( $K[r] < \pi r^2$ ) indicates uniformity or regularity of distribution depending on the scale considered. The  $K$  function is defined by noting that  $K(r)$  is the average number of trees in a circle of radius  $r$  around a tree of the pattern, without considering this tree as central:

$$\hat{\lambda} = N/A$$

$$\hat{K}(r) = \frac{1}{\lambda} \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^N I(d_{ij} < r)$$

Where:

$\hat{K}$  = Value of the  $K$  function

$\hat{\lambda}$  = Intensity (number of trees-ha<sup>-1</sup>)

$N$  = Number of pattern points (trees)

$A$  = area of the plot (ha)

$I(d_{ij} < r)$  = Indicator function that takes the value of 1 if the

$$\hat{\lambda} = N/A$$

$$\hat{K}(r) = \frac{1}{\lambda} \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^N I(d_{ij} < r)$$

Donde:

$\hat{K}(r)$  = Valor de la función K

$\hat{\lambda}$  = Intensidad (número de individuos·ha<sup>-1</sup>)

N = Número de puntos (árboles) del patrón

A = Superficie de la parcela (ha)

$I(d_{ij} < r)$  = Función indicadora que toma el valor de 1 si la distancia entre los puntos  $i$  y  $j$  es menor que  $r$ , en caso contrario toma el valor de 0.

La función K se calculó en intervalos de 0.5 m con una distancia  $r \leq 25$  m, con el fin de asegurar suficientes pares de vecinos. La función K se transformó usando la raíz cuadrática. El estimador fue:

$$L(r) = \left( \frac{K(r)}{\pi} \right)^{1/2}$$

el cual tiene varianza constante (Ripley, 1979) y permite una interpretación más sencilla de la prueba. La significancia estadística de la función  $L(r)$  se analizó mediante simulaciones de Montecarlo, donde los límites mínimos y máximos fueron definidos con el 95 % de confiabilidad.

### Interacción espacial del arbolado

Para conocer la distribución de la interacción espacial entre los individuos, y sus características tales como diámetro y especie, se empleó una función de correlación de segundo orden (MCF = Mark Correlation Function) para patrones de puntos marcados  $K_{mm}(r)$  (Stoyan & Stoyan, 1994). En este caso, las marcas del patrón de puntos corresponden a diámetro y especie. De esta manera, la similitud o disimilitud entre el diámetro de dos árboles, a una distancia  $r$ , se cuantificó mediante la ecuación  $f(m_1, m_2) = m_1 \times m_2$ , donde  $m_1$  y  $m_2$  son los valores del diámetro de dos árboles vecinos.

En el caso de las especies, por tratarse de un patrón de puntos multi-tipo (que representa diferentes clases de marcas, en este caso especies denominadas marcas del tipo discreto), la ecuación empleada fue  $f(m_1, m_2) = 1(m_1 = m_2)$ , donde  $m_1$  y  $m_2$  corresponden a la especie de dos árboles vecinos.  $K_{mm}(r)$  se define como el valor medio normalizado de  $f(m_1, m_2)$  para todas las marcas del patrón de puntos a una distancia  $r$ . Las marcas del patrón correlacionadas en una distancia  $r$  son consideradas independientes, positivas o negativas, si se cumplen las afirmaciones  $K_{mm}(r) = 1$ ,  $K_{mm}(r) > 1$ ,  $K_{mm}(r) < 1$ , respectivamente.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Composición de especies

En el Cuadro 1 se muestran las cinco especies identificadas en los sitios de muestreo. En los sitios incendiados con se-

distance between points  $i$  and  $j$  is less than  $r$ , otherwise it takes the value of 0.

K function was calculated at intervals of 0.5 m with a distance  $r \leq 25$  m, in order to ensure sufficient neighboring pairs. K function was transformed using the quadratic root. The estimator was:

$$L(r) = \left( \frac{K(r)}{\pi} \right)^{1/2}$$

which has constant variance (Ripley, 1979) and allows easy interpretation of the test. The statistical significance of  $L(r)$  function was analyzed by Monte Carlo simulations, where the minimum and maximum limits were defined with 95 % reliability.

### Spatial interaction of trees

To understand the distribution of spatial interaction between trees, and their characteristics such as diameter and species, we used a correlation function of second order (MCF = Mark Correlation Function) for mark point patterns  $K_{mm}(r)$  (Stoyan & Stoyan, 1994). In this case, the point pattern marks correspond to diameter and species. Thus, the similarity or dissimilarity between the diameter of two trees at a distance  $r$  was quantified by the equation  $f(m_1, m_2) = m_1 \times m_2$ , where  $m_1$  and  $m_2$  are the diameter values of two neighboring trees.

Regarding the species, because it is a pattern of multi-type points (representing different kinds of marks, in this case species named marks of discrete type), the equation used was  $f(m_1, m_2) = 1(m_1 = m_2)$ , where  $m_1$  and  $m_2$  correspond to the species of two neighboring trees.  $K_{mm}(r)$  is defined as the normalized mean value of  $f(m_1, m_2)$  for all marks of the point pattern at a distance  $r$ . Correlated pattern marks at a distance  $r$  are considered independent, positive or negative, if the assertions  $K_{mm}(r) = 1$ ,  $K_{mm}(r) > 1$ ,  $K_{mm}(r) < 1$  are true, respectively.

## RESULTS AND DISCUSSION

### Species composition

Table 1 shows the five species identified in the sampling sites. In burned sites with low severity, *Pinus hartwegii* was the most abundant species with higher EI value. *Pinus greggii* had a high EI value although it is not very abundant on the site, i.e., less but larger trees. In the area with medium severity, the outstanding species according to the EIV were *P. hartwegii* and *P. strobiformis*, because both were the most abundant species. *P. strobiformis* and *Pseudotsuga menziesii* highlighted with the highest values of EI on sites with high severity, although *P. menziesii* was one of the less abundant species.

It has been reported that some of the identified species have adaptations of resistance (for surviving the passage of fire) and resilience (reproduce after the fire or in conditions

CUADRO 1. Frecuencias absolutas y relativas del número de individuos, área basal y valor de importancia ecológica de las especies con distinta severidad de incendio.

TABLE 1. Absolute and relative frequencies of the number of trees, basal area and ecological importance value of species with different severity of fire.

Severidad / Severity	Especie / Species	Número de individuos (N: árboles·ha <sup>-1</sup> ) / Number of trees (N: trees·ha <sup>-1</sup> )	Área basal / Basal area (G: m <sup>2</sup> ·ha <sup>-1</sup> )	N (%)	G (%)	Importancia ecológica (IE) / Ecological Importance (EI)
Baja / Low	<i>Abies vejarii</i>	29	0.021	0.090	0.022	0.002
	<i>Pinus greggii</i>	44	0.239	0.136	0.250	0.034
	<i>Pinus hartwegii</i>	171	0.646	0.529	0.673	0.356
	<i>Pinus strobiformis</i>	54	0.039	0.168	0.041	0.007
	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	25	0.014	0.077	0.015	0.001
	Total	323	0.959	1	1	1
Media / Medium	<i>Abies vejarii</i>	31	0.166	0.115	0.090	0.010
	<i>Pinus greggii</i>	0	0	0	0	0
	<i>Pinus hartwegii</i>	165	0.809	0.603	0.438	0.264
	<i>Pinus strobiformis</i>	46	0.458	0.168	0.247	0.042
	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	31	0.417	0.115	0.226	0.026
	Total	273	1.850	1	1	1
Alta / High	<i>Abies vejarii</i>	169	0.037	0.415	0.031	0.013
	<i>Pinus greggii</i>	0	0	0	0	0
	<i>Pinus hartwegii</i>	31	0.411	0.077	0.342	0.026
	<i>Pinus strobiformis</i>	117	0.338	0.287	0.282	0.081
	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	90	0.414	0.221	0.345	0.076
	Total	407	1.200	1	1	1

veridad baja, *Pinus hartwegii* fue la especie más abundante y con mayor valor de IE. *Pinus greggii* obtuvo un valor alto de IE aunque no es una especie muy abundante en el sitio; es decir, hubo menos individuos pero con mayores dimensiones. En el área con severidad media, las especies sobresalientes de acuerdo con el IE fueron *P. hartwegii* y *P. strobiformis*, ya que ambas fueron las más abundantes. Las especies *P. strobiformis* y *Pseudotsuga menziesii* destacaron con los valores más altos de IE en los sitios con severidad alta, a pesar de que *P. menziesii* fue una de las especies menos abundantes.

Se ha reportado que algunas de las especies identificadas tienen adaptaciones de resistencia (para sobrevivir al paso del fuego) y resiliencia (reproducirse después del fuego o en las condiciones creadas por éste), tal es el caso de *P. hartwegii* y *P. greggii* (Bravo, Rodríguez, & Myers, 2012; Rodríguez, 2008). Lo anterior sugiere que adaptaciones como la corteza gruesa en el caso de *P. hartwegii* y la presencia de frutos serotinos en *P. greggii* pudieron haber contribuido a que estas especies resultaran ecológicamente más importantes en las áreas de severidad baja. La presencia de corteza gruesa en *P. hartwegii*, usualmente se considera una adaptación a incen-

created by fire), as in the case of *P. hartwegii* and *P. greggii* (Bravo, Rodríguez, & Myers, 2012; Rodríguez, 2008). This suggests that adaptations such as thick bark in the case of *P. hartwegii* and the presence of serotinous cones in *P. greggii* could have caused that these species will be ecologically more important in low severity areas. The presence of thick bark in *P. hartwegii* is usually considered an adaptation to low intensity fires (Keeley & Zedler, 1998). Laughlin, Fulé, Huffman, Crouse and Laliberté (2011) indicate that *P. strobiformis* is a fire sensitive species, based on the thickness of the bark. However, Looney and Waring (2013) mention that mature trees are more resistant to fire, which could explain the outstanding EI values of *P. strobiformis* in medium and high severities.

#### Spatial distribution of trees

Figure 2 shows the results of the analysis of spatial distribution resulting from the application of the functions  $K(r)$  and  $L(r)$ . In the area of low severity, the distribution pattern observed was random. In the area with medium severity, the surviving trees follows a homogeneous Poisson

dios de baja intensidad (Keeley & Zedler, 1998). Laughlin, Fulé, Huffman, Crouse y Laliberté (2011) indican que *P. strobiformis* es una especie sensible al fuego, basándose en el grosor de la corteza. Sin embargo, Looney y Waring (2013) mencionan que los árboles maduros son más resistentes al fuego, lo que podría explicar los valores destacados de IE de *P. strobiformis* en las severidades media y alta.

process (CSR), i.e., completely random distribution. In the area with high severity we observed an added distribution pattern.

Some similar studies were conducted in the western United States (Agee, 2003; Binkley, Romme, & Cheng, 2008; Larson & Churchill, 2012; North et al., 2004), referring that the basic

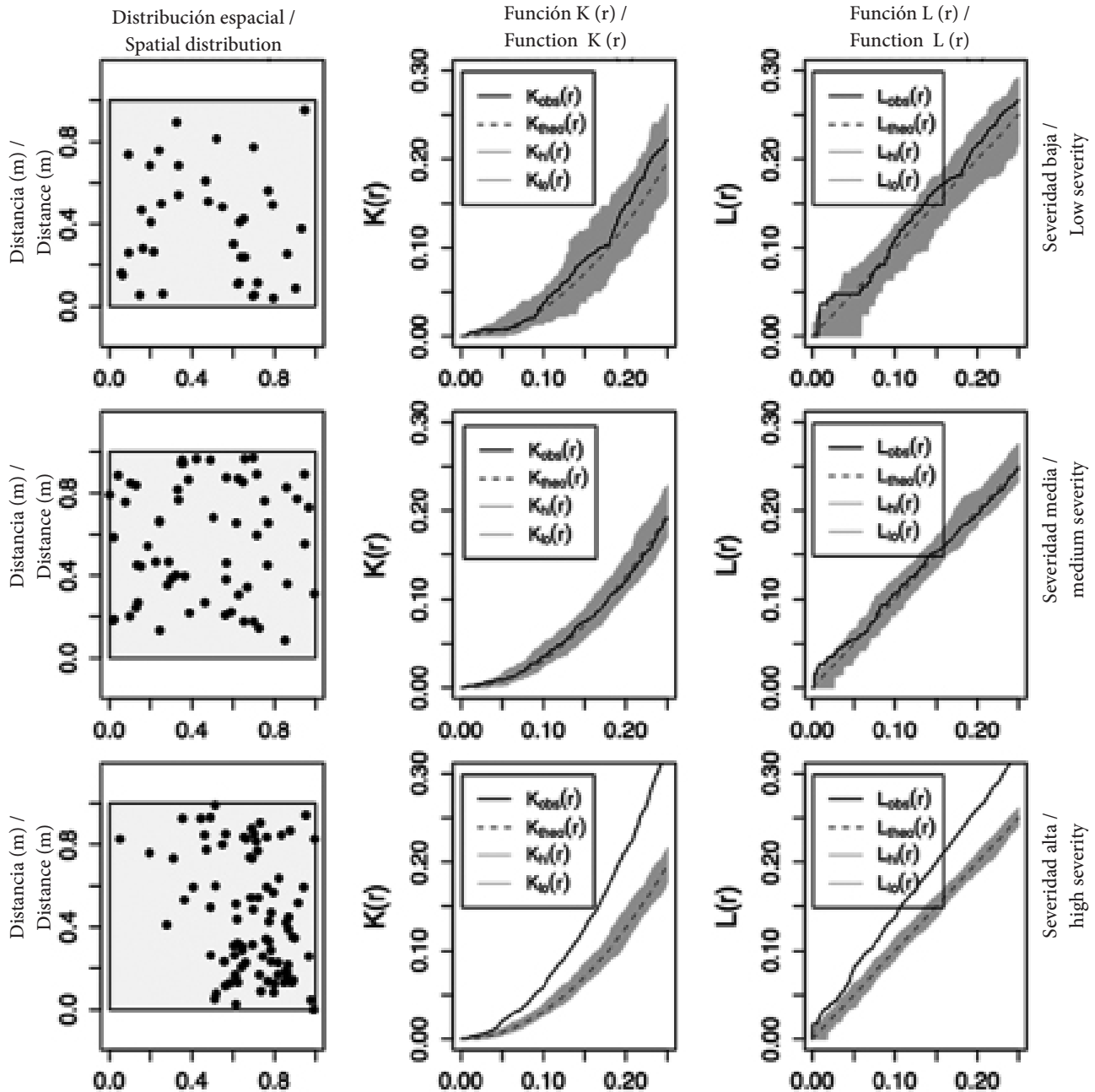


FIGURA 2. Distribución espacial y tendencias del índice de distribución espacial K(r) y de su transformación L(r) en rodales mixtos de coníferas con distinto grado de severidad de incendio en el cerro El Potosí, Nuevo León. La línea continua representa la función  $K_{obs}(r)$  y  $L_{obs}(r)$  de los valores observados. La línea punteada representa el valor teórico de la hipótesis ( $K_{theo}[r]$ ). La zona gris representa el primer ( $K_{lo}[r]$ ,  $L_{lo}[r]$ ) y tercer cuartil ( $K_{hi}[r]$ ,  $L_{hi}[r]$ ) de los valores alcanzados por las funciones en 99 simulaciones de patrones Poisson de la misma intensidad que el original.

FIGURE 2. Spatial distribution and tendencies of spatial distribution index K(r) and its transformation L(r) in mixed conifer stands with different degrees of fire severity in the mountain El Potosí, Nuevo León. The continuous line represents the function  $K_{obs}(r)$  and  $L_{obs}(r)$  of the values observed. The dotted line represents the theoretical value of the hypothesis ( $K_{theo}[r]$ ). The gray area represents the first ( $K_{lo}[r]$ ,  $L_{lo}[r]$ ) and third quartile ( $K_{hi}[r]$ ,  $L_{hi}[r]$ ) of the values obtained by the functions in 99 simulations of Poisson patterns of the same intensity as the original.

## Distribución espacial del arbolado

En la Figura 2 se muestran los resultados del análisis de distribución espacial obtenidos de la aplicación de las funciones  $K(r)$  y  $L(r)$ . En el área de severidad baja, el patrón de distribución observado fue aleatorio. En el área con severidad media, el arbolado sobreviviente se ajusta a un proceso homogéneo de Poisson (CSR); es decir, una distribución completamente al azar. En el área con severidad alta se observó un patrón de distribución agregado.

Algunos trabajos similares se realizaron en el oeste de Estados Unidos (Agee, 2003; Binkley, Romme, & Cheng, 2008; Larson & Churchil, 2012; North et al., 2004), refiriendo que la estructura básica de los bosques con incendios frecuentes, consiste de un mosaico de tres elementos: espacios abiertos, árboles individuales muy separados y árboles agregados. Lo anterior coincide con los resultados encontrados en esta investigación. La estructura de la distribución espacial observada en los bosques de coníferas del cerro El Potosí se compone por una distribución regular en la severidad baja, disposición aleatoria en la severidad media y agregada en la severidad alta. Esto sugiere que el patrón de propagación del fuego fue heterogéneo principalmente en la severidad alta, influyendo en la creación de espacios y con ello, la formación de pequeños grupos de individuos sobrevivientes en el rodal.

## Interacción espacial del arbolado con la variable diámetro

En la Figura 3 se muestra la función de correlación  $K_{mm}(r)$  en los rodales mixtos de coníferas con distintos grados de severidad. La función  $K_{mm}(r)$  indicó que en el área con severidad baja y distancias menores de 13 m, los individuos suelen distribuirse por similitud dimensional (correlación positiva:  $K_{mm}[r] > 1$ ); es decir, suelen tener árboles de dimensiones similares como vecinos inmediatos. No obstante, en un rango de distancias de 13 a 16 m, los individuos presentan una correlación negativa ( $K_{mm}[r] < 1$ ) indicando que las dimensiones de los vecinos inmediatos son distintas. En las áreas con severidades media y alta, la tendencia de la distribución espacial de puntos (árboles) presentó una correlación negativa, lo que se traduce en una distribución dimensional heterogénea; es decir, los individuos se distribuyen espacialmente en una mezcla irregular de dimensiones. Lo anterior refleja que a medida que la severidad aumenta, las dimensiones de los individuos presentes se vuelven más heterogéneas.

El patrón de distribución espacial de los árboles presentó condiciones de agrupamiento, tanto de individuos y dimensiones, lo que se considera típico en los bosques de coníferas impactados por el fuego (Beaty & Taylor, 2007; Taylor, 2010). En las severidades media y alta, el patrón de distribución por dimensiones presentó una correlación negativa, indicando que los árboles se distribuyen en una mezcla espacial de distintas dimensiones. Se ha referido que las severidades de moderada a alta intensidad, afectan la estructura espacial del bosque, ya que eliminan muchos árboles tanto

structure of forests with frequent fire consists of a mosaic of three elements: open spaces, widely spaced individual trees and added trees. This coincides with the results found in this research. The structure of the spatial distribution observed in the coniferous forests of Cerro El Potosí is composed of a regular distribution in low severity, random disposition in medium severity and aggregation in high severity. This suggests that the pattern of spread of the fire was mainly heterogeneous in high severity, influencing the creation of spaces and thus the formation of small groups of surviving trees in the stand.

## Spatial Interaction of trees with the variable diameter

Figure 3 shows the correlation function  $K_{mm}(r)$  in mixed conifer stands with different degrees of severity. The function  $K_{mm}(r)$  indicated that in the area with low severity and distances lower than 13 m, trees are distributed by dimensional similarity (positive correlation:  $K_{mm}[r] > 1$ ); i.e., trees of similar dimensions as immediate neighbors. However, in a range of distances from 13 to 16 m, trees have a negative correlation ( $K_{mm}[r] < 1$ ), indicating that the size of the immediate neighbors are different. In areas with medium and high severities, the tendency of the spatial distribution of points (trees) had a negative correlation, which results in a heterogeneous size distribution, that is, trees are spatially distributed in an irregular mixture of dimensions. This reflects that as the severity increases, the dimensions of these trees become more heterogeneous.

The pattern of spatial distribution of trees provided conditions for bundling, both trees and dimensions, which is considered typical of coniferous forests impacted by fire (Beaty & Taylor, 2007; Taylor, 2010). In medium and high severities, the pattern of dimensional distribution showed negatively correlation, indicating that trees are distributed in a spatial mixture of different dimensions. It has been reported that severities from moderate to high intensity, affect the spatial structure of the forest because they eliminate many trees both young and adults, promoting the development of forest stands of different ages and sizes (Bekker & Taylor, 2010). However, other mechanisms also influence the spatial distribution of trees; for example, the micro-environmental heterogeneity is a potentially important conductive of spatial patterns of trees in some locations (North, Innes, & Zald, 2007).

In Mexico, the analysis of the structure of forest ecosystems has been developed primarily to estimate the effects of silvicultural practices (Aguirre, Hui, Gadow, & Jiménez, 2003; Corral, Aguirre, Jiménez, & Corral, 2005; Hernández et al., 2013; Jiménez, Aguirre, & Kramer, 2001; Solís et al., 2006), being more restricted the structural analysis of forests with an ecological approach or to determine the influence of disturbance by fire on the structural characteristics of the forest (Alanís et al., 2010; Ávila et al., 2012; Fulé & Covington, 1998; González et al., 2008).

## Spatial interaction of trees with the variable species

With respect to the species distribution, Figure 4 shows that



jóvenes como adultos, promoviendo el desarrollo de masas forestales de distintas edades y dimensiones (Bekker & Taylor, 2010). Sin embargo, otros mecanismos también influyen en la distribución espacial de los árboles; por ejemplo, la heterogeneidad microambiental es un conductor potencial-

the correlation function of mark indicates that in the area with low severity, the species mix almost in all distances analyzed; however, in medium and high severities, the correlation was positive ( $K_{mm}[r] > 1$ ). This means that most trees often have trees of the same species as neighbors; the-

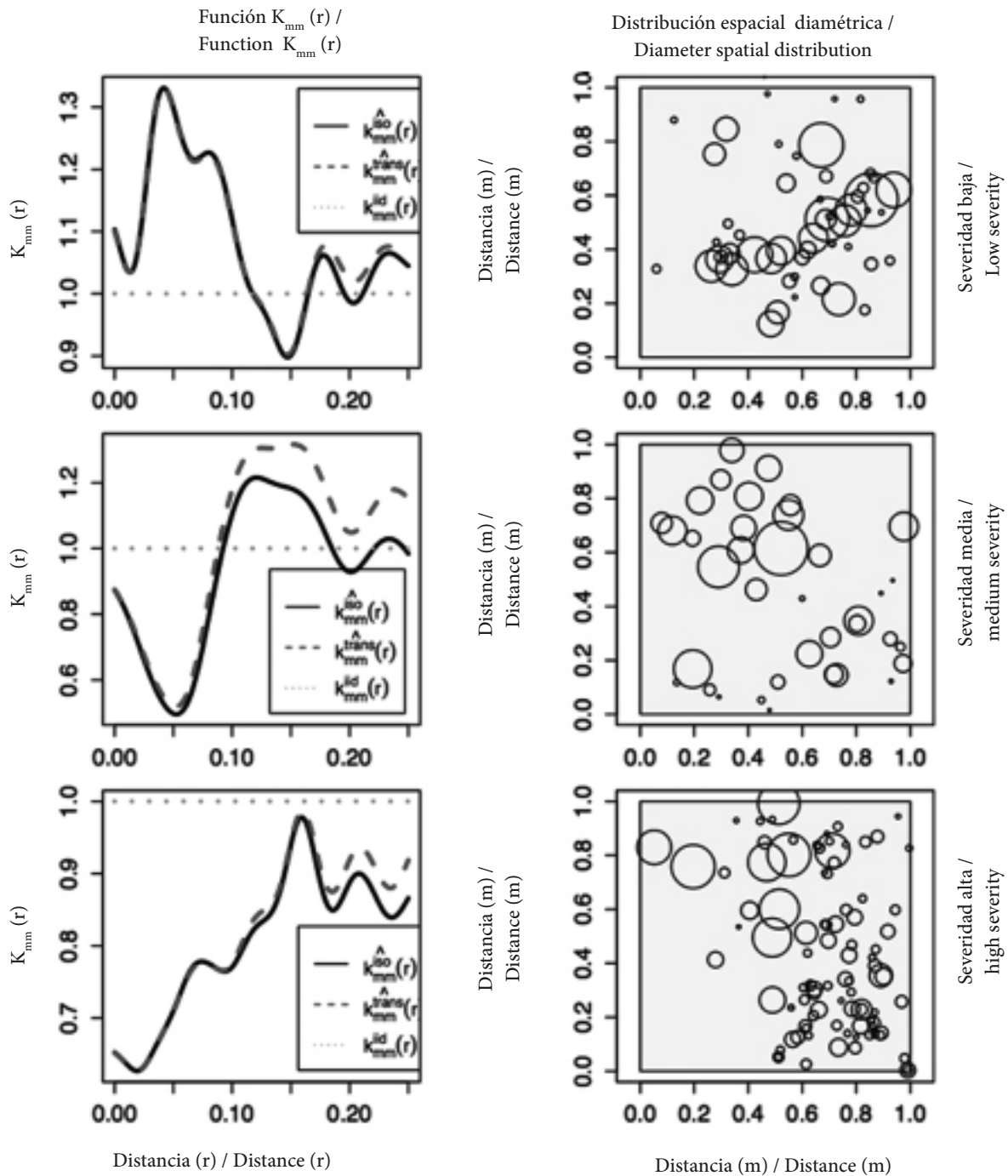


FIGURA 3. Función de correlación ( $k_{mm}[r]$ ) y distribución espacial por diámetro en rodales mixtos de conífe-ras, afectados por incendios forestales, en el cerro El Potosí, Nuevo León. La circunferencia de los círculos es proporcional al diámetro a la altura del pecho (DAP) de cada árbol. Las líneas punteadas indican independencia entre las marcas ( $k_{mm}[r] = 1$ ), la línea discontinua representa los valores teóricos esperados y la línea sólida representa los valores observados.

FIGURE 3. Correlation function ( $k_{mm}[r]$ ) and spatial diameter distribution in stands of mixed conifers, affected by forest fires in the mountain El Potosí, Nuevo León. The circumference of the circles is proportional to the diameter at breast height (DBH) of each tree. The dotted lines indicate independence between marks ( $k_{mm}[r] = 1$ ), the dashed line represents the expected theoretical values and the solid line represents the observed values.

mente importante de los patrones espaciales de árboles en algunos sitios (North, Innes, & Zald, 2007).

En México, el análisis de la estructura de ecosistemas forestales se ha desarrollado principalmente para estimar los

refore, there was a homogeneous spatial distribution of the species in medium and high severities (Figure 4). Fire effects on species composition vary depending on ecosystem adaptation to this element. For example, in tropical forests, a single fire can reduce the richness of woody plants from one

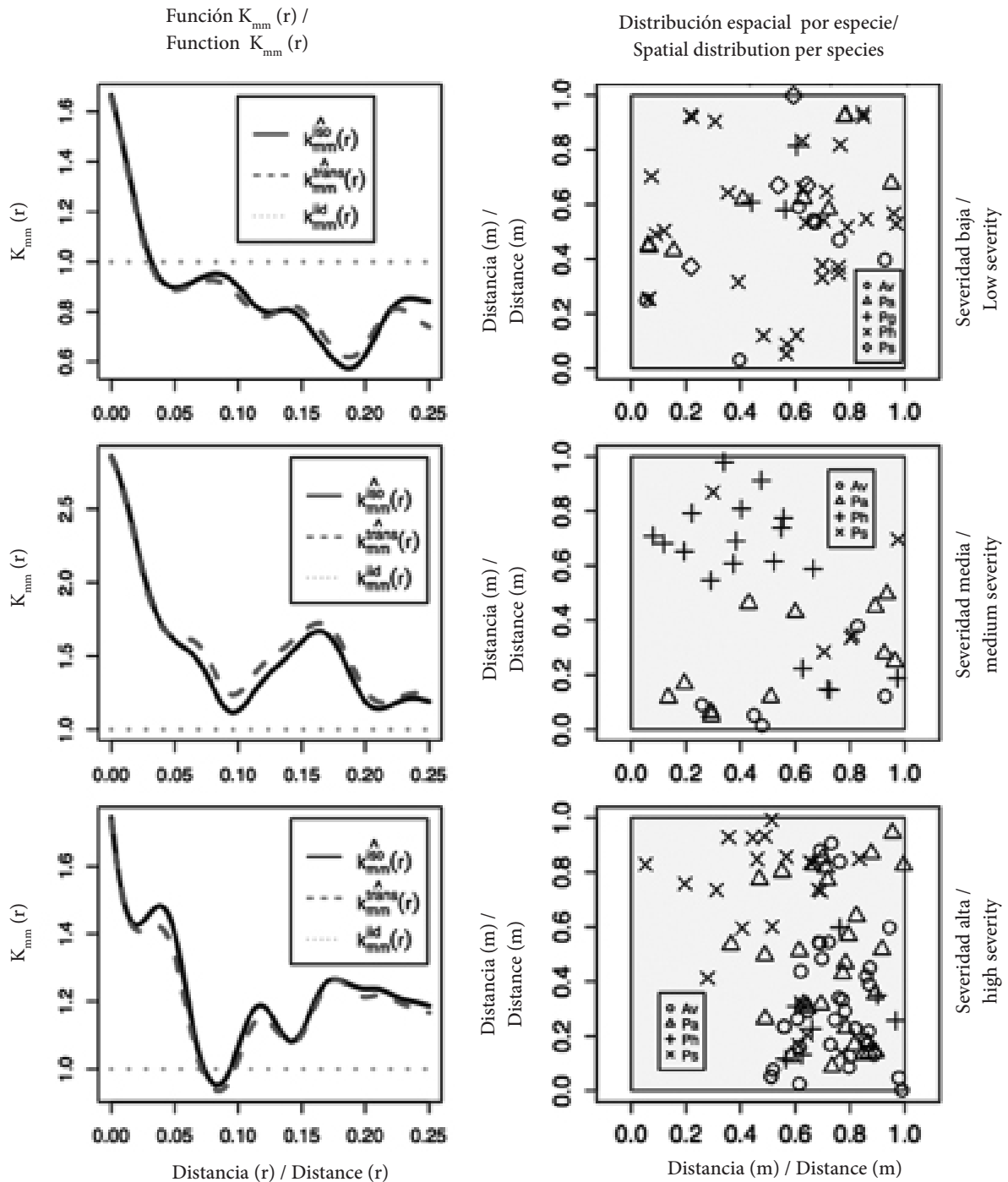


FIGURA 4. Función de correlación de marca  $k_{mm}(r)$  y distribución espacial por especies en rodales mixtos de coníferas, afectados por incendios forestales, en el cerro El Potosí, Nuevo León. Líneas punteadas representan independencia entre las marcas ( $k_{mm}[r] = 1$ ), la línea discontinua los valores teóricos esperados y la línea sólida representa los valores observados. Av = *Abies vejarii*, Pa = *Pinus strobiformis*, Pg = *Pinus greggii*, Ph = *Pinus hartwegii*, Ps = *Pseudotsuga menziesii*.

FIGURE 4. Mark correlation function  $k_{mm}(r)$  and spatial distribution per species in mixed conifer stands, affected by forest fires in the mountain El Potosí, Nuevo León. Dotted lines account for independence between marks ( $k_{mm}[r] = 1$ ), the dashed line represents the expected theoretical values and the solid line represents the observed values. Av = *Abies vejarii*, Pa = *Pinus strobiformis*, Pg = *Pinus greggii*, Ph = *Pinus hartwegii*, Ps = *Pseudotsuga menziesii*.

efectos de las prácticas silvícolas (Aguirre, Hui, Gadow, & Jiménez, 2003; Corral, Aguirre, Jiménez, & Corral, 2005; Hernández et al., 2013; Jiménez, Aguirre, & Kramer, 2001; Solís et al., 2006), siendo más restringido el análisis estructural de los bosques con un enfoque ecológico o para determinar la influencia del disturbio por el fuego sobre las características estructurales del bosque (Alanís et al., 2010; Ávila et al., 2012; Fulé & Covington, 1998; González et al., 2008).

### Interacción espacial del arbolado con la variable especie

Con respecto a la distribución por especies, en la Figura 4 se observa que la función de correlación de marca indica que en el área con severidad baja, las especies se mezclan prácticamente en todas las distancias analizadas; sin embargo, en las severidades media y alta, la correlación fue positiva ( $K_{mm}[r] > 1$ ). Esto significa que la mayoría de los individuos suelen tener árboles de su misma especie como vecinos, por tanto, se encontró una distribución espacial homogénea de las especies en las severidades media y alta (Figura 4). Los efectos del fuego en la composición de especies varían dependiendo de la adaptación del ecosistema a este elemento. Por ejemplo, en los bosques tropicales, un solo incendio puede reducir la riqueza de las plantas leñosas de un tercio a dos tercios en función de la severidad (Cochrane, 2003). En cambio, en los bosques de coníferas, los incendios modifican tanto las dimensiones de la vegetación leñosa como la distribución de especies y dimensiones pero no necesariamente modifican su diversidad (Bond & Keeley, 2005; Kane et al., 2013; Wittkuhn et al., 2011). En este contexto, las características adaptativas de las plantas resultan de gran importancia ya que determinan el modo de recuperación post-incendio (Alanís et al., 2010; Bravo et al., 2012; Pausas, Bradstock, Keith, & Keeley, 2004).

### CONCLUSIONES

De acuerdo con lo planteado en la investigación encontramos que conforme la severidad del incendio aumenta, la distribución del arbolado tiende a la agregación, lo que podría promover la apertura de espacios disponibles para regeneración. Referente a la interacción espacial por dimensiones, se evidenció la formación de masas boscosas dimensionalmente heterogéneas en el caso de la severidad baja; en las severidades media y alta, la mezcla espacial fue más heterogénea. Por otra parte, la composición de especies presentó condiciones de heterogeneidad en la mezcla espacial cuando la severidad fue baja; en contraste, la composición de las masas en las severidades media y alta se observó en una mezcla espacial más homogénea. Las características estructurales encontradas como el espaciamiento del arbolado y las bajas densidades indican una adaptación de los bosques estudiados al factor fuego. Esto representa una prevención al daño que un incendio puede ocasionar; es decir, se abate la probabilidad de incendios de copa o más catastróficos ya que además se genera menor cantidad de combustible.

third to two thirds depending on the severity (Cochrane, 2003). In contrast, in the coniferous forests, fires modify both dimensions of woody vegetation and the distribution of species and size but fires not necessarily change their diversity (Bond & Keeley, 2005; Kane et al., 2013; Wittkuhn et al., 2011). In this context, the adaptive features of plants are very important because they determine the mode of post-fire recovery (Alanís et al., 2010; Bravo et al., 2012; Pausas, Bradstock, Keith, & Keeley, 2004).

### CONCLUSIONS

According to the points made in this research, we found that as the severity of the fire increases, the distribution of trees tends to aggregation, which could promote the opening of spaces available for regeneration. With respect to the spatial interaction (size) the formation of heterogeneous dimensionally forest stands was evident in the case of low severity; in medium and high severities, the spatial mixing was more heterogeneous. Moreover, the composition of species showed heterogeneity conditions in the spatial mixing when the severity was low; in contrast, the composition of stands in medium and high severities was observed in spatial homogeneous mixture. The structural features found as tree spacing and low densities indicate an adaptation of forests studied to the factor fire. This represents a damage prevention that fire may cause, i.e., the probability of crown fires or more catastrophic fires descends because less fuel is generated.

## REFERENCIAS

- Agee, J. K. (2003). Historical range of variability in Eastern Cascades Forests, Washington, USA. *Landscape Ecology*, 18, 725–740. doi: 10.1023/B:LAND.0000014474.49803.f9
- Aguirre, C., O., Hui, G., Gadow, K., & Jiménez, J. (2003). An analysis of spatial forest structure using neighbourhood-based variables. *Forest Ecology and Management*, 183(1-3), 137–145. doi: 10.1016/S0378-1127(03)00102-6
- Alanís, R. E., Aguirre, C. O., Jiménez, P. J., Pando, M. M., Treviño, G. J., Aranda, R. R., & Canizales, V. P. (2010). Efecto de la severidad del fuego sobre la regeneración asexual de especies leñosas de un ecosistema mixto (*Pinus-Quercus*) en el parque ecológico Chipinque, México. *Interciencia*, 35(9), 690–695. Obtenido de [http://www.interciencia.org/toc\\_espanol.htm](http://www.interciencia.org/toc_espanol.htm)
- Arreola-Ortiz, M. R., González-Elizondo, M., & Nívar-Cháidez, J. J. (2010). Dendrocronología de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco de la Sierra Madre Oriental en Nuevo León, México. *Madera y Bosques*, 16(1), 71–84. Obtenido de [http://www1.inecol.edu.mx/myb/resumeness/16.1/MB\\_2010\\_16-1\\_071-084.pdf](http://www1.inecol.edu.mx/myb/resumeness/16.1/MB_2010_16-1_071-084.pdf)
- Ávila, F. D. Y., González, T. M. A., Jiménez, P. J., Aguirre, C. O. A., Treviño, G. E. J., & Vargas, L. B. (2012). Estructura de rodales de *Pinus hartwegii* afectados por incendios utilizando parámetros de vecindad en la Sierra Madre Oriental, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 15, 377–387. Obtenido de: <http://www.veterinaria.uady.mx/ojs/index.php/TSA/article/download/1465/756>
- Baddeley, A. (2010). *Analyzing spatial point patterns in R*. Australia: CSIRO. Obtenido de [www.csiro.au/files/files/piph.pdf](http://www.csiro.au/files/files/piph.pdf)
- Baddeley, A., & Turner, R. (2005). Spatstat: An R package for analyzing spatial point patterns. *Journal of Statistical Software*, 12(6), 1–42. Obtenido de [www.jstatsoft.org](http://www.jstatsoft.org)
- Beaty, R. M., & Taylor, A. H. (2007). Fire disturbance and forest structure in old-growth mixed conifer forests in the northern Sierra Nevada, California. *Journal of Vegetation Science*, 18, 879–890. doi: 10.1111/j.1654-1103.2007.tb02604.x
- Beaty, R. M., & Taylor, A. H. (2008). Fire history and the structure and dynamics of a mixed conifer forest landscape in the northern Sierra Nevada, Lake Tahoe Basin, California, USA. *Forest Ecology and Management*, 255, 707–719. doi: 10.1016/j.foreco.2007.09.044
- Bekker, M. F., & Taylor, A. H. (2010). Fire disturbance, forest structure, and stand dynamics in montane forests of the southern Cascades, Thousand Lakes Wilderness, California, USA. *Écoscience*, 17(1), 59–72. doi:10.2980/17-1-3247
- Binkley, D., Romme, B., & Cheng, T. (2008). Historical forest structure on the Uncompahgre Plateau: Informing restoration prescriptions for mountainside stewardship. Obtenido de <http://www.upproject.org/publications/pdfs/UPP25MesaFinal.pdf>
- Bond, W. J., & Keeley, J. H. (2005). Fire as global 'herbivore': The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(7), 387–394. doi:10.1016/j.tree.2005.04.025
- Bravo, J. J. E., Rodríguez, T. D. A., & Myers, R. L. (2012). Fire tolerance of three species in pine-oak forest of Chignahuapan, Puebla, Mexico. *International Journal Wildland Fire*, 21, 873–881. doi: 10.1071/WF11134
- Cochrane, M. A. (2003). Fire science for raintforest. *Nature*, 421, 913–919. doi:10.1038/nature01437
- Collins, B. M., Everett, R. G., & Stephens, S. L. (2011). Impacts of fire exclusion and recent managed fire on forest structure in old growth Sierra Nevada mixed-conifer forests. *Ecosphere*, 2(4), 2150–8925. doi: 10.1890/ES11-00026.1
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2013). Reporte semanal de resultados de incendios forestales del 01 de enero al 23 de septiembre de 2013. Obtenido de <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/10/4215Reporte%20Semanal%202013%20-%20Incendios%20Forestales.pdf>
- Corral, R. J. J., Aguirre, C. O. A., Jiménez, P. J., & Corral, R. S. (2005). Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el bosque mesófilo de montaña «El Cielo», Tamaulipas, México. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 14(2), 217–228. Obtenido de [http://www.inia.es/gcontrec/pub/217-228-%2830\\_0S%29- U n \\_ analisis\\_1162281437750.pdf](http://www.inia.es/gcontrec/pub/217-228-%2830_0S%29- U n _ analisis_1162281437750.pdf)
- Diggle, P. J. (2003). *Statistical analysis of spatial point patterns* (2nd ed.). New York, USA: Oxford University Press Inc.
- Fulé, P. Z., & Covington, W. W. (1998). Spatial patterns of Mexican pine-oak forests under different recent fire regimes. *Plant Ecology*, 134(2), 197–209. doi: 10.1023/A:1009789018557
- Gadow, K., Sánchez, O. S., & Álvarez, G. J. G. (2007). *Estructura y crecimiento del bosque*. Alemania: Universität Verlag Press. Obtenido de: [http://www.usc.es/uxfs/IMG/pdf/Estructura\\_y\\_crecimiento\\_del\\_bosque1-2.pdf](http://www.usc.es/uxfs/IMG/pdf/Estructura_y_crecimiento_del_bosque1-2.pdf)
- García, A. M. A., Treviño, G. E. J., Cantú, A. C. M., & González, S. F. N. (1999). Zonificación ecológica del Cerro “El Potosí”, Galeana, Nuevo León, México. *Investigaciones Geográficas*, 38, 31–40. Obtenido de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=56903804>
- Gill, M., Woinarski, J., & York, A. (1999). *Australia's biodiversity responses to fire*. Biodiversity. Australia: Goanna Print.
- González, M. E., Szejner, M., Muñoz, A. A., & Silva, J. (2011). Incendios catastróficos en bosques andinos de *Aracauria-Nothofagus*: Efecto de la severidad y respuesta de la vegetación. *Bosque Nativo*, 46, 12–17. Obtenido de [http://revista.bosquenativo.cl/volumenes/46/2\\_gonzalez.htm](http://revista.bosquenativo.cl/volumenes/46/2_gonzalez.htm)
- González-Tagle, M. A., Schwendenmann, L., Jiménez, P. J., & Schulz, R. (2008). Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *Forest Ecology and Management*, 256, 161–167. doi: 10.1016/j.foreco.2008.04.021
- Hernández, S. J., Aguirre, C. O. A., Alanís, R. E., Jiménez, P. J., Treviño, G. J., González, T. M. A., Luján, A. C., ... Domínguez, P. L. A. (2013). Efecto del manejo en la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del noreste de México. *Revista Chapingo Serie Forestales y del Ambiente*, 19(2), 189–199. doi: 10.5154/r.rchscfa.2012.08.052
- Hijmans, R., Williams, E., & Vennes C. (2012). Spherical trigonometry for geographic applications, R version 1.2-28. Obtenido de <http://CRAN.R-project.org/package=geosphere>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (1986). *Síntesis geográfica del estado de Nuevo León*. México: Autor.
- Jiménez, P. J., Aguirre, C. O., & Kramer, H. (2001). Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema

- multicohortales de pino-encino en el norte de México. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 10(2), 355–366. Obtenido de [http://www.inia.es/gcontrec/pub/jimen\\_104988052548.pdf](http://www.inia.es/gcontrec/pub/jimen_104988052548.pdf)
- Kane, V. R., Lutz, J. A., Roberts, S. L., Smith, D. F., McGaughey, R. J., Povak, N. A., & Brooks, M. L. (2013). Landscape-scale effects of fire severity on mixed-conifer and fir forest structure in Yosemite National Park. *Forest Ecology and Management*, 287, 17–31. doi: 10.1016/j.foreco.2012.08.044
- Keeley, J. E., & Zedler, P. H. (1998). Evolution of life histories in *Pinus*. In D. M. Richardson (Ed.), *Ecology and biogeography of Pinus* (pp. 219–249). New York, USA: Cambridge University Press.
- Keitt, T. H., Bivand, R., Pebesma, E., & Barry, R. (2012). Enlaces para los datos geoespaciales: rgdal abstraction library. R versión 0.7-25. Obtenido de <http://CRAN.R-project.org/package=rgdal>
- Laughlin, D. C., Fulé, P. Z., Huffman, D. W., Crouse, J., & Laliberté, E. (2011). Climatic constraints on trait-based forest assembly. *Journal of Ecology*, 88(6), 1489–1499. doi: 10.1111/j.1365-2745.2011.01885.x
- Larson, A. J., & Churchill, D. (2012). Tree spatial patterns in fire-frequent forests of western North America, including mechanisms of pattern formation and implications for designing fuel reduction and restoration treatments. *Forest Ecology and Management*, 267, 74–92. doi:10.1016/j.foreco.2011.11.038
- Lecomte, N., Simard, M., & Bergeron, Y. (2006). Effects of fire severity and initial tree composition on stand structural development in the coniferous boreal forest of northwestern Québec, Canada. *Écoscience*, 13(2), 152–163. doi: 10.2980/1195-6860-13-2-152.1
- Lewin-Koh, N. J., Bivand, R., Pebesma, E. J., Archer, E., Baddeley, A., Bibiko, H. J., ... Turner, R. (2012). Maptools: Herramientas para la lectura y la manipulación de objetos espaciales. R versión 0.8-20. Obtenido de <http://CRAN.R-project.org/package=maptools>
- Li-Juan, L., & Jian-Ping, G. (2003). Effects of fire disturbance on the forest structure and succession in the natural broad-leaved/Korean pine forest. *Journal of Forestry Research*, 14(4), 269–274. doi: 10.1007/BF02857852
- Looney, C. E., & Waring, K. M. (2013). *Pinus strobiformis* (southwestern white pine) stand dynamics, regeneration, and disturbance ecology: A review. *Forest Ecology and Management*, 287, 90–102. doi: 10.1016/j.foreco.2012.09.008
- North, M., Chen, J., Oakley, B., Song, B., Rudnicki, M., Gray, A., & Innes, J. (2004). Forest stand structure and pattern in old-growth western hemlock/Douglas-fir and mixed-conifer forests. *Forest Science*, 5, 299–311. Obtenido de [http://www.fs.fed.us/psw/publications/north/captured/psw\\_2004\\_north011.pdf](http://www.fs.fed.us/psw/publications/north/captured/psw_2004_north011.pdf)
- North, M., Innes, J., & Zald, H. (2007). Comparison of thinning and prescribed fire restoration treatments to sierran mixed-conifer historic conditions. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(2), 331–342. doi: 10.1139/X06-236
- Omi, P. N. (2005). *Forest fires: A reference handbook*. Santa Barbara, California, USA: ABC-CLIO, Inc.
- Pausas, J. G., Bradstock, R. A., Keith, D. A., & Keeley, J. E. (2004). Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. *Ecology*, 85, 1085–1100. doi 10.1890/02-4094
- Phillips, R. J., & Waldrop, T. A. (2008). Change in vegetation structure and composition in response to fuel reduction and composition in response to fuel reduction treatments in the South Carolina Piedmont. *Forest Ecology Management*, 255, 3107–3116. doi:10.1016/j.foreco.2007.09.037
- Pommerening, A. (2006). Evaluating structural indices by reversing forest structural analysis. *Forest Ecology Management*, 224, 266–277. doi:10.1016/j.foreco.2005.12.039
- QGIS Development Team. (2013). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Obtenido de <http://qgis.osgeo.org>
- R Development Core Team (2012). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Obtenido de <http://www.R-project.org/>
- Ripley, B. D. (1979). Test of 'randomness' for spatial patterns. *Journal of the Royal Statistical Society (series B)*, 41, 368–374. Obtenido de <http://www.jstor.org/discover/10.2307/2985065?uid=3738664&uid=2&uid=4&sid=47699126377427>
- Rodríguez, T. D. A. (2008). Fire regimes, fire ecology and fire management in Mexico. *A Journal of the Human Environment*, 37(7), 548–556. doi: 10.1579/0044-7447-37.7.548
- Solís, M. R., Aguirre, C. O. A., Treviño, G. E. J., Jiménez, P. J., Jurado, Y. E., & Corral R. J. (2006). Efectos de dos tratamientos silvícolas en la estructura de ecosistemas forestales en Durango, México. *Madera y Bosques*, 12(2), 49–69. Obtenido de <http://www.edalyc.org/articulo.oa?id=61712205>
- Stephens, S. L., & Fry, D. L. (2005). Spatial distribution of regeneration patches in an old growth *Pinus jeffreyi*-mixed conifer forest in northwestern Mexico. *Journal of Vegetation Science*, 16, 693–702. doi:10.1111/j.1654-1103.2005.tb02412.x
- Stoyan, D., & Stoyan, H. (1994). *Fractals, random shapes and point fields: Methods of geometrical statistics*. Chichester, England: John Wiley & Sons Ltd. Obtenido de <http://www.lavoisier.fr/livre/notice.asp?id=OKLWR6A2LALOWR>
- Taylor, A. H. (2010). Fire disturbance and forest structure in an old-growth *Pinus ponderosa* forest, southern Cascades, USA. *Journal of Vegetation Science*, 21(3), 561–572. doi: 10.1111/j.1654-1103.2009.01164.x
- Treviño, G. E. J., Jiménez, P. J., & Aguirre, C. O. A. (2000). Evaluación de las superficies incendiadas en el sur de Nuevo León susceptibles a restauración. Iguazú, Argentina: VIII Simposium Internacional de la Sociedad de Especialistas Latinoamericanos en Percepción Remota.
- Wittkuhn, R. S., McCaw, L., Wills, A. J., Robinson, R., Andersen, A. N., Van-Heurck, P., ... Cranfield, R. (2011). Variation in fire interval sequences has minimal effects on species richness and composition in fire-prone landscapes of south-west Western Australia. *Forest Ecology and Management*, 261(6), 965–978. doi: 10.1016/j.foreco.2010.10.037
- Yu, H., Wiegand, T., Yang, X., & Ci, L. (2009). The impact of fire density-dependent mortality on the spatial patterns of a pine forest in the Hulun Buir sandland, Inner Mongolia, China. *Forest Ecology and Management*, 257, 2098–2017. doi: 10.1016/j.foreco.2009.02.019