

## Relación entre necromasa, composición de especies leñosas y posibles implicaciones del cambio climático en bosques templados\*

### Relationship between necromass, woody species composition and possible implications of climate change in temperate forests

Ernesto Alonso Rubio Camacho<sup>1§</sup>, Marco Aurelio González Tagle<sup>2</sup>, Juan De Dios Benavides Solorio<sup>1</sup>, Álvaro Agustín Chávez Durán<sup>1</sup> y Jaqueline Xelhuantzi Carmona<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Campo Experimental Centro Altos de Jalisco-INIFAP. Carretera Tepatitlán-Lagos de Moreno, km 8, C. P. 47600, Tepatitlán de Morelos, Jalisco, México. (benavides.juandedios@inifap.gob.mx; chavez.alvaro@inifap.gob.mx; xelhuantzi.jaqueline@inifap.gob.mx). <sup>2</sup>Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. (marco.gonzaleztg@uanl.edu.mx). <sup>§</sup>Autor para correspondencia: rubio.ernesto@inifap.gob.mx.

#### Resumen

La acción antropogénica y los cambios climáticos extremos han alterado el régimen natural de fuego en varios de los ecosistemas forestales, por lo que se hace necesario conocer la carga de combustibles, ya que éste, es el único factor del triángulo del fuego que se puede manipular. El presente estudio tiene como objetivos determinar la carga de necromasa superficial disponible y analizar su relación con la composición de especies en el área forestal del Campus Ecológico Iturbide, manejado por la Universidad Autónoma de Nuevo León. En esta área se seleccionaron dos rodales, con presencia (P1) y ausencia (P2) de incendios, donde se cuantificaron las cargas de material leñoso caído (MLC), el horizonte de hojarasca (HO) y fermentación (HF), además, se llevó a cabo un muestreo del arbolado menor ( $d_{0.3} \leq 7.5$  cm). Entre los principales resultados se observó que la carga de necromasa fue menor en el área con rastros de incendios ( $P1 = 36.6 \text{ Mg ha}^{-1}$  y  $P2 = 49.6 \text{ Mg ha}^{-1}$ ;  $p < 0.001$ ). En cuanto a la composición de especies, se registraron 20 en ambas parcelas, no obstante la composición fue distinta, en P1 la especie con mayor número de individuos fue *Quercus* sp. ( $1\,401 \text{ Nha}^{-1}$ ) mientras que en P2 lo fue *Rhus virens* ( $1\,719 \text{ Nha}^{-1}$ ), ambas especies con distinta respuesta ante los incendios. Es importante destacar que *Pinus pseudostrobus*, especie con adaptaciones a los incendios,

#### Abstract

Anthropogenic action and extreme climatic changes have altered the natural fire regime in a number of forest ecosystems, so it is necessary to know the fuel load, since this is the only factor from the fire triangle that can be manipulated. This study aims to determine surface necromass load available and analyze its relationship with the composition of species in the forest area from the Ecological Campus Iturbide, managed by the Autonomous University of Nuevo Leon. In this area two stands, with presence (P1) and absence (P2) of fire were selected, where loads of dead wood material (MLC) were quantified, fallen leaves horizon (HO) and fermentation (HF), moreover, conducted a sampling of smaller trees ( $d_{0.3} \leq 7.5$  cm). Among the main findings it was observed that the load of necromass was lower in the area with traces of fire ( $P1 = 36.6 \text{ Mg ha}^{-1}$  and  $P2 = 49.6 \text{ Mg ha}^{-1}$ ;  $p < 0.001$ ). As for species composition, 20 were recorded in both plots, though the composition was different, at P1 the species with the highest number of individuals was *Quercus* sp. ( $1\,401 \text{ Nha}^{-1}$ ) while in P2 was *Rhus virens* ( $1\,719 \text{ Nha}^{-1}$ ), both species with different response to fires. It is important to highlight that *pinus pseudostrobus*, species with adaptations to fire, had higher density in burned area ( $P1 = 923$ ,  $P2 = 255$ ,  $p < 0.001$ ). So it can be conclude that species composition is

\* Recibido: noviembre de 2015  
Aceptado: febrero de 2016

tuvo mayor densidad en el área quemada ( $P_1=923$ ,  $P_2=255$ ;  $p < 0.001$ ). Por lo que se puede concluir que la composición de especies se relaciona con las cargas de necromasa, y que alteraciones en el régimen natural de incendios a causa del cambio climático y acción antropogénica pueden alterar la composición de estos ecosistemas.

**Palabras clave:** *Pinus pseudostrobus*, *Quercus* sp., *Rhus virens*, bosque de pino-encino, índice de valores de importancia (IVI).

## Introducción

Cada año se pierden alrededor de 13 millones de hectáreas de bosques debido a la deforestación, la cual ha traído como consecuencia el rompimiento del equilibrio climático a nivel local, regional, nacional e incluso mundial, exacerbando la amenaza que representa el cambio climático. Una de las causas que contribuye a la deforestación son los incendios, los cuales requieren de la interacción de factores biológicos que influyen en la ocurrencia y comportamiento de los mismos, estos factores son principalmente el clima (tiempo atmosférico), la topografía y el material combustible (DeBano *et al.*, 1998). Siendo los combustibles, el único componente que se puede manipular, por lo que es necesario conocer las cargas disponibles de combustibles vivos y muertos.

Los combustibles muertos superficiales, también se conocen como necromasa superficial y están constituidos por el material leñoso caído (MLC) y la capa orgánica del suelo (COS), la cual se compone por el horizonte de fermentación (HF) y el horizonte de hojarasca (HO), (Harmon *et al.*, 1986; Morfin-Ríos *et al.*, 2012). La necromasa en los bosques es importante por su aporte al comportamiento del fuego (Agee, 1993; Pyne *et al.*, 1996), su relación con la biodiversidad (Harmon *et al.*, 1986) y su contribución al pool total de carbono (Ravindranath y Ostwald, 2008). Aunque se estima que su aporte es mínimo,  $\leq 10\%$  (Ravindranath y Ostwald, 2008), algunos estudios en México muestran que las cargas de necromasa superficial pueden alcanzar más de 80 megagramos por hectárea en bosques templados (Morfin-Ríos *et al.*, 2007), lo cual, podría ser un punto importante no solo para la estimación del carbono, sino para el peligro de incendios forestales.

Adicional a la dinámica del carbono, el conocimiento de la disponibilidad de la necromasa superficial, permite generar modelos para predecir el comportamiento de

related with necromass loads, and that changes in the natural fire regime due to climate change and anthropogenic activity can alter the composition of these ecosystems.

**Keywords:** *Pinus pseudostrobus*, *Quercus* sp., *Rhus virens*, importance value index (IVI), pine-oak forest.

## Introduction

Each year about 13 million hectares of forests are lost due to deforestation, which has resulted in the breakup the local, regional, national and even worldwide climate balance, exacerbating the threat posed by climate change. One of the causes contributing to deforestation are fires, which require the interaction of biological factors that influence the occurrence and behavior of the same, these factors are mainly climate (weather), topography and combustible material (DeBano *et al.*, 1998). Being fuel the only component that can be manipulated, so it is necessary to know the live and dead fuel loads available.

Superficial dead fuels, also known as surface necromass and consist of dead wood material (MLC) and the organic layer of soil (COS), which is composed by the fermentation horizon (HF) and the fallen leaves horizon (HO), (Harmon *et al.*, 1986; Morfin-Ríos *et al.*, 2012). Necromass in forests is important for its contribution to fire behavior (Agee, 1993; Pyne *et al.*, 1996), its relation with biodiversity (Harmon *et al.*, 1986) and its contribution to total carbon pool (Ravindranath and Ostwald, 2008). Although it is estimated that its contribution is minimal,  $\leq 10\%$  (Ravindranath and Ostwald, 2008), some studies in Mexico show that surface necromass load can reach over 80 megagrams per hectare in temperate forests (Morfin-Ríos *et al.*, 2007), which, could be an important point not only for estimating carbon, but to the danger of forest fires.

In addition to carbon dynamics, knowledge of the availability of surface necromass, allows to generate models to predict fire behavior (Rothermel, 1972), and to determine the possible effects of fire on vegetation. For example, MLC with diameters  $\leq 0.6$  cm contributes to spread of fire rate, while fallen leaves layer and fermentation to residual fuel combustion, which increases the mortality of mature trees (Morfin-Ríos *et al.*, 2012). However, fire behavior and its effects depend on vegetation type and potential fire regime (Agee, 1993; Rodríguez-Trejo, 2008; Jardel-Pelaez *et al.*, 2009).

los incendios (Rothermel, 1972), así como determinar los posibles efectos del fuego sobre la vegetación. Por ejemplo, el MLC con diámetros  $\leq 0.6$  cm aporta a la tasa de dispersión del fuego, mientras que la capa de hojarasca y fermentación a la combustión residual del combustible, lo cual incrementa la mortalidad del arbolado maduro (Morfin-Ríos *et al.*, 2012). Sin embargo, el comportamiento del fuego y sus efectos, dependen del tipo de vegetación y régimen potencial de incendios (Agee, 1993; Rodríguez-Trejo, 2008; Jardel-Peláez *et al.*, 2009).

El conocer el régimen de incendios en un ecosistema, es fundamental para su manejo adecuado (Jardel-Peláez *et al.*, 2009), ya que permite determinar qué tan frecuentes deben ser los incendios, además de que prácticas silvícolas son las más adecuadas para la emulación de los efectos del fuego (Franklin *et al.*, 2007; Perera y Cui, 2010). No obstante, los cambios climáticos extremos y la acción antropogénica han alterado el régimen natural de fuego en muchos de los ecosistemas terrestres (TNC, 2004), lo cual está afectando a la salud de los bosques con el incremento de los incendios, plagas y enfermedades forestales. Es por ello que el presente trabajo tiene como objetivo caracterizar las cargas de necromasa superficial y su relación con la composición de especies en dos rodales (quemado y no quemado) en un bosque de pino-encino en Nuevo León, México. Es importante mencionar que el presente trabajo complementa otros dos estudios previos sobre la diversidad (Rubio-Camacho *et al.*, 2014) y estructura del bosque (Rubio-Camacho *et al.*, 2015) en el área de estudio.

## Materiales y métodos

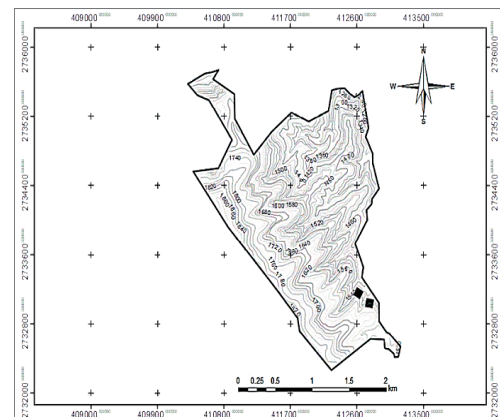
**Área de estudio.** La presente investigación se desarrolló en el área del Campus Ecológico Iturbide, manejado por la Universidad Autónoma de Nuevo León. El campus se encuentra ubicado a 15 km al sureste de Iturbide en el estado de Nuevo León, México, entre el rango de coordenadas latitud  $24^{\circ} 42'$  a los  $24^{\circ} 43'$  latitud norte, y una longitud de los  $99^{\circ} 51'$  a los  $99^{\circ} 53'$  longitud oeste (Rubio-Camacho *et al.*, 2014), cubre una superficie aproximada de 1 035 ha con un rango altitudinal de entre los 1 200 y los 1890 m (Figura 1).

Se muestrearon dos rodales con condiciones fisiográficas similares (P1 y P2); sin embargo, en uno de ellos se detectaron rastros de incendios (P1) como cortezas carbonizadas en árboles maduros y visualmente se aprecia una menor carga de necromasa superficial. Lo anterior se tomó como factor de comparación en el estudio.

Knowing the fire regime in an ecosystem, it is essential for proper handling (Jardel-Peláez *et al.*, 2009), as it allows to determine how often fires must be, plus forestry practices are best suited to emulate fire effects (Franklin *et al.*, 2007; Perera and Cui, 2010). However, extreme climate change and anthropogenic activity have altered the natural fire regime in many terrestrial ecosystems (TNC, 2004), which is affecting forest health with the increase of fires, pests and forest diseases. That is why this paper aims to characterize the surface necromass and its relationship with species composition in two stands (burned and unburned) in a pine-oak forest in Nuevo Leon, Mexico. It is noteworthy that this work complements two previous studies on diversity (Rubio-Camacho *et al.*, 2014) and forest structure (Rubio-Camacho *et al.*, 2015) in the study area.

## Materials and methods

**Study area.** This research was conducted in the area from the Ecological Campus Iturbide, managed by the Autonomous University of Nuevo Leon. The campus is located 15 km southeast from Iturbide in the state of Nuevo Leon, Mexico, among the range of latitude coordinates  $24^{\circ} 42'$  to  $24^{\circ} 43'$  north latitude, and longitude  $99^{\circ} 51'$  to  $99^{\circ} 53'$  west longitude (Rubio-Camacho *et al.*, 2014), covers an area close to 1 035 ha with an altitude range between 1 200 and 1 890 m (Figure 1).



**Figura 1. Ubicación del bosque escuela, en Iturbide, Nuevo León.** Donde: P= parcela de 100 x 100 m. Fuente: Rubio-Camacho *et al.* (2014).

**Figure 1. School forest location in Iturbide, Nuevo Leon.** Where: P= plot of 100 x 100 m. Source: Rubio-Camacho *et al.* (2014).

## Información de campo

Para la toma de datos de campo se utilizó una adecuación al diseño de los sitios de muestreo propuesto por Brown *et al.* (1981). Para ello, se delimitaron dos parcelas permanentes de 1 hectárea cada una (100 x 100 m), dentro de cada una de éstas se trazaron 25 subparcelas de 400 m<sup>2</sup> (20 x 20 m), en cuyo centro se instaló un sitio como el de la Figura 2, quedando un total de 25 sitios por parcela distribuidos sistemáticamente a cada 20 metros. Con éstos, se llevó a cabo el inventario de la necromasa superficial, incluyendo el material leñoso caído (MLC) y la capa orgánica del suelo (COS) que abarca la capa de hojarasca (HO) y fermentación (HF). Adicional a la necromasa, este diseño también permite tomar una muestra de vegetación a la cual denominamos arbolado menor a 7.5 cm de diámetro a la altura de 0.30 m a partir del suelo ( $d_{0,3} < 7.5$  cm), (Figura 2).

Muestreo del material leñoso caído (MLC). Para este caso se utilizó la técnica de intersecciones planares (Brown, 1974; Brown *et al.*, 1981; Van Wagner, 1982, 1968). La cual utiliza una clasificación de las piezas leñosas, basada en su grosor y su tiempo de retardo, esto es, cuanto tiempo tarda una pieza leñosa en ganar o perder 2/3 partes de su humedad ante un cambio en el ambiente. Con base en esta clasificación, las piezas leñosas se agrupan en categorías diamétricas, quedando como: piezas de MLC de 1 hora de retardo (< 0.6 cm de diámetro), MLC de 10 h (0.6-2.5 cm), MLC de 100 h (2.6-7.5 cm) y MLC de 1 000 h (> 7.5 cm), estas últimas también se clasifican entre firmes y descompuestos, ya que la densidad de la madera es distinta (Brown *et al.*, 1981).

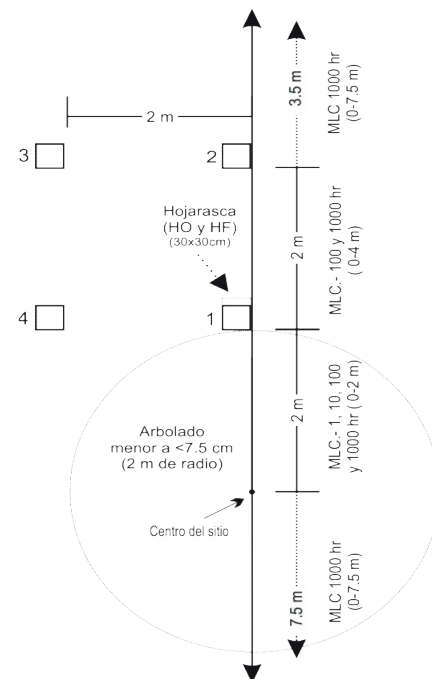
La técnica de intersecciones planares consiste en ubicar una línea recta de muestreo por encima del piso forestal y contar todas las piezas de MLC que la atraviesen. En el presente estudio se establecieron 50 líneas de muestreo, 25 en cada parcela, cada línea tiene una longitud total de 15 m; las piezas de MLC se registraron a diferentes longitudes dependiendo de su tiempo de retardo, las de 1 y 10 h se midieron en 2 metros, los de 100 h se registraron en 4 metros y los combustibles de 1 000 h se contabilizaron en toda la línea de muestreo (15 m), además, se les tomó el diámetro y se determinó si eran firmes (1 000F) o descompuestos (1 000D).

Las capas de HO y HF se muestrearon en cuadros de 30 x 30 cm. Se establecieron cuatro cuadros distribuidos de manera sistemática (2 x 2 m), en cada sitio, entre los que se selecciona el que tenga mayor carga y se colecta la hojarasca y la capa de fermentación, para llevarlos al laboratorio y determinar

Two stands with similar physiographic conditions (P1 and P2) were sampled, however, in one of them found fire traces (P1) as bark charred in mature trees and visually there is less surface necromass load. This was taken as a comparison factor in the study.

## Field information

For field data collection, an adaptation to the design of sampling sites proposed by Brown *et al.* (1981) was used. To do this, two permanent plots of 1 hectare each (100 x 100 m) were delimited, within each of these 25 subplots of 400 m<sup>2</sup> (20 x 20 m) were drawn, in the center a site as shown in Figure 2 was installed, leaving a total of 25 locations per plot systematically distributed at 20 meters each. With these, a surface necromass inventory was carried out, including the dead wood material (MLC) and the organic layer of soil (COS) that covers the fallen leaves layer (HO) and fermentation (HF). Additional to necromass, this design also allows to take a sample of vegetation which is called lower tree than 7.5 cm in diameter at the height of 0.30 m from the floor ( $d_{0,3} < 7.5$  cm) (Figure 2).



**Figura 2. Esquema del sitio de muestreo, involucra la necromasa y el arbolado menor.**

**Figura 2. Escheme of sampling site involves necromass and lower tree.**

Sampling dead wood material (MLC). A planar intersection technique (Brown, 1974; Brown *et al.*, 1981; Van Wagner, 1982, 1968) was used for this case; which uses a classification

su peso seco. El peso seco se obtuvo con el apoyo de una estufa a una temperatura de 90 °C hasta que se alcanzó un peso constante.

Muestreo de vegetación. Para este estudio se utilizó la información del arbolado menor, definido entre 7.5 y 1 cm de diámetro a la altura de 0.30 m ( $d_{0.3}$ ) con el propósito de evaluar la composición de especies que está en el estrato bajo de los rodales y como se relaciona con las cargas de necromasa. Para su medición se establecieron sitios de forma circular con radio de 2 m como los propuestos por Brown *et al.* (1981), en donde se registró la especie, el diámetro a los 0.30 m, la altura, y el diámetro de copa de cada individuo (Figura 2).

### Análisis de la información

Los análisis estadísticos y gráficos presentados en este trabajo fueron realizados mediante el software de licencia libre R v3.0.1 (R Development Core Team, 2011) y las rutinas generadas fueron creadas bajo el software R-Studio v0.9 (RStudio, 2014).

Cargas de necromasa. La carga de necromasa se expresa en megagramos por hectárea ( $Mg\ ha^{-1}$ ) y se utilizan diferentes fórmulas para la estimación por componente. El material leñoso caído se calcula a través de las fórmulas descritas por Van Wagner (1982) y Morfin-Ríos *et al.* (2012). Para la determinación de las cargas de hojarasca se utiliza una extrapolación a hectárea del cuadro de 30x30 cm. A continuación se describen las fórmulas para el cálculo de MLC.

$$C_{1000hr} = \frac{(k)GE\Sigma DC(c)}{L} \quad C_{1,10,100hr} = \frac{(k)GE\Sigma DCPf(c)}{L}$$

Donde: C= carga de combustible ( $Mg\ ha^{-1}$ );  $k$  = constante (1.234); DC= diámetro elevado al cuadrado; DCP= diámetro elevado al cuadrado en promedio cm (para los de 1, 10 y 100 h); GE= Gravedad o densidad específica ( $g/cm^2$ );  $c$ = factor de corrección de pendiente,  $c = \sqrt{1 + (\%pendiente/100)^2}$  y  $L$ = longitud del transecto (m).

### Análisis de la vegetación

Para observar las posibles relaciones entre las cargas de necromasa y la composición de especies se llevó a cabo un análisis de valores de importancia de las mismas. Se tomaron en cuenta los indicadores ecológicos de densidad (De), dominancia (Do) y frecuencia (Fr) por especie. La densidad se calcula a través de la extrapolación del número de árboles

of woody parts, based on its thickness and time lag, i.e. how long it takes a woody part in gaining or losing 2/3 of its moisture to a change in the environment. Based on this classification, the woody parts are grouped in diameter categories as: MLC parts 1 hour lag (<0.6 cm in diameter), MLC 10 h (0.6-2.5 cm), MLC 100 h (2.6-7.5 cm) and MLC 1 000 h (> 7.5 cm), the latter also classified between firm and decomposed because wood density is different (Brown *et al.*, 1981).

The planar intersections technique consists to locate a sampling straight line over the forest ground and count all the MLC parts that are through it. In this study 50 sample lines were established, 25 in each plot, each line has a total length of 15 m; MLC parts were recorded at different lengths depending on their time lag, the 1 and 10 h were measured in 2 meters, the 100 h were recorded in 4 meters and fuels of 1 000 h were counted along the sampling line (15 m), also, diameter was measured and determined whether firm (1 000F) or decomposed (1 000D). HO and HF layers were sampled in squares of 30 x 30 cm. Four squares distributed in a systematic way (2 x 2 m) were established, at each site, selecting the one with higher load and fallen leaves and fermentation layer are collected, and then transported to the laboratory to determine their dry weight. The dry weight was obtained with the use of an oven at a temperature of 90 °C until constant weight was reached.

Vegetation sampling. For this study the information from low tree was used, defined between 7.5 and 1 cm in diameter at height of 0.30 m ( $d_{0.3}$ ) in order to assess species composition in the lower stratum of the stands and how it relates to necromass loads. To measure the latter, circular sites with 2 m radius as proposed by Brown *et al.* (1981) were established, where species, diameter at 0.30 m, height, and crown diameter of each individual were recorded (Figure 2).

### Information analysis

The statistical analysis and graphics presented in this paper were performed using free software license R v3.0.1 (R Development Core Team, 2011) and the routines were created under the software R-Studio v0.9 (RStudio, 2014).

Necromass loads. Is expressed in megagrams per hectare ( $Mg\ ha^{-1}$ ) and different formulas are used for the estimation by component. MLC is calculated through the formulas described by Van Wagner (1982) and Morfin-Rios *et al.*



en los sitios a número de árboles por hectárea ( $N \text{ ha}^{-1}$ ). La dominancia, al igual que la densidad se calcula mediante la extrapolación de los valores de área basal (G) por sitio a hectárea, por especie. Finalmente, la frecuencia se obtiene mediante el conteo del número de sitios en los que aparecen las especies (Dombois y Ellenberg, 1974).

Los valores de importancia ecológica para cada una de las especies se calculan utilizando los datos  $De$ ,  $Do$  y  $Fr$  mediante sus valores relativos por especie, como se muestra en el Cuadro 1.

**Cuadro 1. Fórmulas utilizadas para determinar los valores de importancia de las especies.**  
**Table 1. Formulas used to determine the importance values of species.**

Fórmula	Donde:
$De = \frac{N_i}{S}$	$De$ = densidad absoluta
$De_{rel} = \left( \frac{De}{\sum_{j=1} De} \right) * 100$	$De_{rel}$ = densidad relativa por especie
$Do = \frac{G_i}{S}$	$N_i$ = número de individuos de la especie $i$
$Do_{rel} = \left( \frac{Do}{\sum_{j=1} Do} \right) * 100$	$S$ = superficie de muestreo (ha)
$Fr = \frac{P_i}{NS}$	$Do$ = dominancia absoluta
$Fr_{rel} = \left( \frac{Fr}{\sum_{j=1} Fr} \right) * 100$	$Do_{rel}$ = dominancia relativa de la especie $i$ respecto a la dominancia total
$IVI = \frac{De_{rel} + Do_{rel} + Fr_{rel}}{3}$	$G_i$ = área basal de la especie $i$
	$S$ = superficie (ha)
	$Fr$ = frecuencia absoluta
	$Fr_{rel}$ = frecuencia relativa de la especie $i$ respecto a la frecuencia total
	$P_i$ = número de sitios en los que está presente la especie $i$
	$NS$ = el número total de sitios de muestreo
	$De_{rel}$ = densidad relativa por especie respecto a la densidad total
	$Do_{rel}$ = dominancia relativa de la especie $i$ respecto a la dominancia total
	$Fr_{rel}$ = frecuencia relativa de la especie $i$ respecto a la frecuencia total

Análisis de la abundancia de especies. Para analizar la abundancia de las especies se utilizaron los datos de densidad, anteriormente descritos, y las curvas de abundancia de especies. Los patrones de abundancia de especies pueden servir de apoyo para determinar el estado de los ecosistemas y éstos suelen describirse a través de las curvas de abundancia, en los que gráficamente se ordenan las especies, por su abundancia (número de individuos presentes) de mayor a menor. Dependiendo de la forma de la curva, se puede determinar si el ecosistema presenta dominancia de alguna especie en particular o si dicha abundancia se distribuye más equitativamente, esto es, las especies tienen número de individuos similar (Magurran, 1988; Verberk, 2011).

(2012). To determine the loads of fallen leaves, extrapolation to hectare from the 30x30 cm square is used. The formulas to calculate MLC are described below:

$$C_{1000h} = \frac{(k)GE\Sigma DC(c)}{L} \quad C_{1,10,100h} = \frac{(k)GE\Sigma DCPf(c)}{L}$$

Where:  $C$  = fuel load ( $\text{Mg ha}^{-1}$ );  $k$  = constant (1.234);  $DC$  = squared diameter;  $DCP$  = average squared diameter in cm (for 1, 10 and 100 h);  $GE$  = specific density or gravity ( $\text{g/cm}^2$ );  $c$  = slope correction factor,  $c = \sqrt{1 + (\% \text{pendiente}/100)^2}$  and  $L$  = transect length (m).

## Vegetation analysis

To observe the possible relationships between necromass loads and species composition was performed an analysis of importance values thereof. It took into account environmental density indicators ( $De$ ), dominance ( $Do$ ) and frequency ( $Fr$ ) per species. The density is calculated through the extrapolation of the number of trees on site to the number of trees per hectare ( $N \text{ ha}^{-1}$ ). Dominance, as the density is calculated through the extrapolation of the basal area values ( $G$ ) per site to hectare, per species. Finally, frequency is obtained by counting the number of sites where species appear (Dombois and Ellenberg, 1974).

En este estudio, la curva de abundancia de especies se ajustó a modelos matemáticos conocidos. En la actualidad existen muchos modelos que se utilizan para describir la diversidad de especies en una comunidad, sin embargo, en este trabajo solo se analizaron tres de los más conocidos: el modelo Pareto, el modelo Poisson de la serie normal logarítmica, y el modelo Neutral de Alonso y Mckane (Prado *et al.*, 2015).

Para la selección del mejor modelo se utilizó el criterio de información de akaike (AIC), de acuerdo con el cual se comparan los modelos seleccionados tomando en cuenta su ajuste y su complejidad; cuando se comparan modelos utilizando este método la selección del mejor modelo está en función del menor valor en AIC. Además, se utilizó el criterio de delta AIC (dAIC), que cuando es menor que 2 indica que los modelos comparados explican de manera similar la tendencia de los datos, es decir, no hay diferencias entre uno y otro, mientras que valores mayores a 2 evidencian una diferencia entre dichos modelos. Para determinar la bondad de ajuste de los modelos se utilizó la  $\chi^2$ , como lo recomienda Magurran (1988).

Comparación entre parcelas. Para la comparación estadística entre parcelas, se utilizó la prueba no paramétrica Mann-Whitney-Wilcoxon (Zar, 2010). De manera particular se compararon los datos de necromasa (MLC, HO y HF) entre parcelas y como los datos no vienen de una distribución normal (KS-no significativo) se procedió a realizar la prueba de suma de rangos de Wilcoxon (alternativa no paramétrica para la prueba de t) para dos muestras independientes.

En cuanto a la comparación de las especies entre parcelas, se utilizó la densidad como parámetro a comparar estadísticamente. El análisis se llevó a cabo mediante la comparación de proporciones con la función "prop. test" en R (Crawley, 2007).

## Resultados y discusión

### Cargas de necromasa

Para la P1 se obtuvo un total de 36.6 Mg ha<sup>-1</sup> de biomasa, compuesta por el MLC de 1 h (0.96 Mg ha<sup>-1</sup>), de 10 h (6.81 Mg ha<sup>-1</sup>), los de 100 h (3.93 Mg ha<sup>-1</sup>), los de 1 000F con 2.75 Mg ha<sup>-1</sup> y los de 1 000D con 1.33 Mg ha<sup>-1</sup>, además, las capas de HO y HF con 8.52 y 12.25 Mg ha<sup>-1</sup> respectivamente. Para la P2 se registró un total de 49.6 Mg ha<sup>-1</sup> de necromasa. El MLC de 1 h registró 0.74 Mg ha<sup>-1</sup>, el de 10 h (5.05 Mg ha<sup>-1</sup>),

Ecological importance values for each species are calculated using De, Do and Fr data through their relative values by species, as shown in Table 1.

Species abundance analysis. To analyze species abundance, density data described above, and species abundance curves were used. The species abundance patterns can help as support to determine the status of ecosystems and these are usually described through abundance curves, where the species are arranged graphically, for its abundance (number of individuals present) from high to low. Depending on curve shape, one can determine if the ecosystem shows dominance of a particular species, or if the abundance is distributed evenly, i.e. species have similar number of individuals (Magurran, 1988; Verberk, 2011).

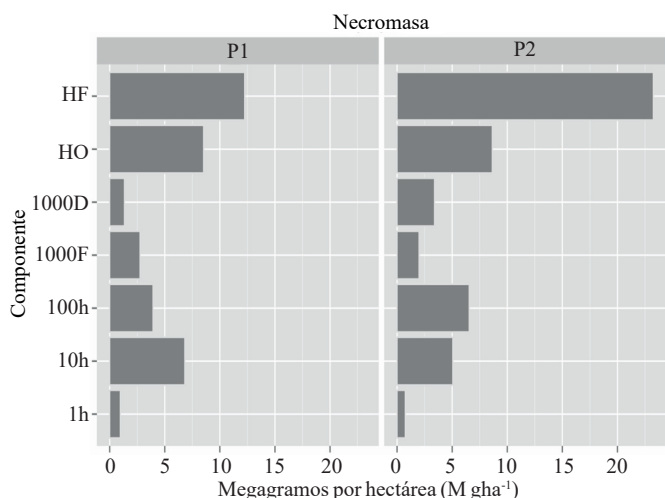
In this study, species abundance curve was fit to known mathematical models. Currently there are many models used to describe species diversity in a community, however, this paper only discusses three of the best known: Pareto model, Poisson model from the lognormal series and Neutral model from Alonso and Mckane (Prado *et al.*, 2015).

To select the best model the akaike information criterion (AIC) was used, according to which compares the selected models taking into account their fit and complexity; when models are compared using this method, the selection of the best model is based on the lower value in AIC. Moreover, the delta AIC criterion (dAIC), which, when is less than 2 indicate that compared models explain similarly trend data, i.e. there are no differences between each other, while values greater than 2 show a difference between these models. To determine the goodness of fit of the models the  $\chi^2$  was used as recommended by Magurran (1988).

Comparison between plots. The nonparametric test Mann-Whitney-Wilcoxon (Zar, 2010) was used for statistical comparison between plots. Particularly compared necromass data (MLC, HO and HF) between plots and as data do not come from a normal distribution (KS- no significant) proceeded to perform the range sum test from Wilcoxon (nonparametric alternative for t test) for two independent samples.

As for the comparison of species between plots, density is used as parameter to compare statistically. The analysis was performed by comparing ratios with function "prop test" in R (Crawley, 2007).

100 h (46.54 Mg ha<sup>-1</sup>), 1 000 F (1.99 Mg ha<sup>-1</sup>), 1 000 D (3.39 Mg ha<sup>-1</sup>), HO (8.64 Mg ha<sup>-1</sup>) y HF con 23.26 Mg ha<sup>-1</sup> (Figura 3). Estas cargas de MLC se pueden considerar en un rango intermedio, en comparación con los datos reportados en el trabajo de Xelhuanzi-Carmona *et al.* (2012) ya que muestran un máximo de 23 Mg ha<sup>-1</sup> en bosque de selva sin perturbación. Sin embargo, Morfin-Ríos *et al.* (2007) reportó alrededor de 80 Mg ha<sup>-1</sup> en bosques montanos.



Donde: HF= horizonte de fermentación; HO= horizonte de hojarasca; 1 000 D= MLC de 1000 h descompuesto; 1 000 F= MLC de 1000 h Firme; 1 h, 10 h y 100 h= MLC de 1, 10, 100 y mil horas.

**Figura 3. Distribución de las cargas de combustibles (Mg ha<sup>-1</sup>) por componente y parcela, en el área de estudio.**

**Figure 3. Distribution of fuel load (Mg ha<sup>-1</sup>) by component and plot, in the study area.**

En el caso de las parcelas solo se registraron diferencias estadísticamente significativas en la capa de fermentación ( $p < 0.001$ ). La comparación entre las otras variables no arrojó dichas diferencias, sin embargo, este resultado soporta la hipótesis de que la mayor carga de necromasa superficial se encuentra en el rodal que no tiene rastros de incendios (P2), debido a que los incendios superficiales ayudan a la disminución de las cargas de combustibles (Agee, 1993; Rodríguez-Trejo, 1996; Jardel-Peláez, 2010).

### Composición de especies

En cuanto a la composición de especies, de manera general se registraron 12 familias, 18 géneros y 20 especies. La familia más representada fue la Fabaceae con 5 géneros y 6 especies, seguida de la familia Rosaceae con 2 géneros y 2 especies, las familias Juglandaceae y Rutaceae registraron un solo género pero con 2 especies, las otras familias presentaron un género y una especie solamente (Cuadro 2).

## Results and discussion

### Necromass loads

For P1 a total of 36.6 Mg ha<sup>-1</sup> of biomass, comprised by MLC 1 h (0.96 Mg ha<sup>-1</sup>), 10 h (6.81 Mg ha<sup>-1</sup>), 100 h (3.93 Mg ha<sup>-1</sup>), 1 000 F with 2.75 Mg ha<sup>-1</sup> and 1 000 D with 1.33 Mg ha<sup>-1</sup> further layers HO and HF with 8.52 and 12.25 Mg ha<sup>-1</sup> respectively. P2 recorded a total of 49.6 Mg ha<sup>-1</sup> of necromass. MLC 1 h recorded 0.74 Mg ha<sup>-1</sup>, 10 h (5.05 Mg ha<sup>-1</sup>), 100 h (46.54 Mg ha<sup>-1</sup>), 1 000 F (1.99 Mg ha<sup>-1</sup>), 1 000 D (3.39 Mg ha<sup>-1</sup>), HO (8.64 Mg ha<sup>-1</sup>) and HF with 23.26 Mg ha<sup>-1</sup> (Figure 3). These MLC loads can be considered in an intermediate range compared with data reported in the study conducted by Xelhuanzi-Carmona *et al.* (2012), showing a maximum of 23 Mg ha<sup>-1</sup> in undisturbed forest jungle. However, Morfin-Rios *et al.* (2007) reported close to 80 Mg ha<sup>-1</sup> for montane forests.

For plots case only recorded statistically significant differences in the fermentation layer ( $p < 0.001$ ). The comparison between other variables showed no such differences; however, this result supports the hypothesis that the higher superficial necromass load is in the stand that has no traces of fire (P2), because superficial fires help to reduce fuel loads (Agee, 1993; Rodríguez-Trejo, 1996; Jardel-Peláez, 2010).

### Species composition

Regarding species composition, overall 12 families, 18 genera and 20 species were recorded. The most represented family was Fabaceae with 5 genera and 6 species, followed by the Rosaceae with 2 genera and 2 species, Juglandaceae and Rutaceae recorded only one genus but with 2 species, other families had one genus and one species (Table 2).

Density and species abundance evaluation. The most abundant genus was *Quercus* with 2292 individuals in two hectares (Table 3 and 4); however, in plot 1 was where it recorded higher density and this difference was statistically significant ( $p < 0.001$ ). Followed in density by *Rhus virens* with 2037 adding both plots, although it has most of its individuals in P2 ( $p < 0.001$ ).

*Amelanchier denticulata* is the third species in terms of number of individuals with 1623 and the plot with the highest values was P1 ( $p < 0.001$ ). Noteworthy, that *Pinus pseudostrabus*,



**Cuadro 2. Especies del arbolado menor, registradas en el área de estudio, la "x" indica presencia en P1 y P2.**  
**Table 2. Species from low tree, recorded in the study area, the "x" indicates presence in P1 and P2.**

Familia	Especie	P1	P2
Fabaceae	<i>Acacia coulteri</i> Benth.	x	
Fabaceae	<i>Acacia farnesiana</i> Wall.		x
Fabaceae	<i>Acaciella angustissima</i> (Mill.)	x	
Rosaceae	<i>Amelanchier denticulata</i> (Kunth) K. Koch.	x	x
Rutaceae	<i>Amyris madrensis</i> S. Watson		x
Ericaceae	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth.	x	x
Berberidaceae	<i>Berberis gracilis</i> Benth.	x	
Juglandaceae	<i>Carya myristiciformis</i> (F. Michx.) Nutt.	x	
Juglandaceae	<i>Carya ovata</i> (Mill.) K. Koch.	x	
Rhamnaceae	<i>Ceanothus coeruleus</i> Lag.		x
Fabaceae	<i>Cercis canadensis</i> L.	x	x
Rutaceae	<i>Decatropis bicolor</i> Zucc.		x
Garryaceae	<i>Garrya ovata</i> Benth.		x
Cupressaceae	<i>Juniperus flaccida</i> Schldl.	x	x
Fabaceae	<i>Mimosa texana</i> A. Gray Small.	x	x
Pinaceae	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	x	x
Fabaceae	<i>Pithecellobium elachistophyllum</i> A. Gray		x
Rosaceae	<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	x	x
Fagaceae	<i>Quercus</i> sp. L.	x	x
Anacardiaceae	<i>Rhus virens</i> Lindh.	x	x

Evaluación de la densidad y abundancia de especies. El género más abundante fue el *Quercus* con 2 292 individuos registrados en las dos hectáreas (Cuadro 3 y 4); sin embargo, en la parcela 1 fue donde se registró una mayor densidad y esta diferencia fue estadísticamente significativa ( $p < 0.001$ ). La especie que le sigue en cuanto a densidad es *Rhus virens* con 2 037, sumando ambas parcelas, aunque presenta la mayoría de sus individuos en la P2 ( $p < 0.001$ ).

*Amelanchier denticulata*, es la tercera especie en cuanto a número de individuos con 1 623 y la parcela con los mayores valores fue la P1 ( $p < 0.001$ ). Es importante destacar, que *Pinus pseudostrobus*, especie con adaptaciones al fuego e intolerante a la sombra (Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003), mostró diferencias estadísticamente significativas entre parcelas (P1= 923, P2= 255;  $p < 0.001$ ).

Por otro lado, las especies con menor número de individuos fueron *Acacia farnesiana*, *Acaciella angustissima*, *Amyris madrensis* y *Carya ovata* con 32 individuos cada una en total (Cuadros 3 y 4).

species with adaptations to fire and intolerant to shade (Rodríguez-Trejo and Fulé, 2003), showed statistically significant differences between plots (P1= 923, P2= 255,  $p < 0.001$ ).

In addition, the species with fewer individuals were *Acacia farnesiana*, *Acaciella angustissima*, *Amyris madrensis* and *Carya ovata* with 32 individuals each in total (Tables 3 and 4).

Species abundance curves. Known models were fitted and for both plots and the best was the neutral model from Alonso and Mckane (Figure 4). For P1 the model that follows it, is Fisher (AIC= 96.41; dAIC= 0.52;  $x^2 = 25.7$ ;  $p < 0.05$ ), and finally the Poisson model (AIC= 100.58; dAIC= 4.67;  $x^2 = 61.7$ ;  $p < 0.001$ ). As for P2, a similar response had to model fit. After the neutral model, follows Fisher model (AIC= 103.2; dAIC= 0.41,  $x^2 = 9.19$ ;  $p = 0.81$ ) and Poisson model (AIC= 104.5; dAIC= 1.74;  $x^2 = 8.64$ ;  $p = 0.85$ ).

In this analysis can be noted that both plots fit to neutral model; although the curves have similar distribution (Figure 4); that is, few species are the most abundant and regularly

**Cuadro 3. Valores de importancia ecológica de las especies de la parcela 1 (P1).**  
**Table 3. Ecological importance values of species on plot 1 (P1).**

Parcela	Especie	Densidad		Dominancia		Frecuencia		IVI
		Nha <sup>-1</sup>	(%)	G (m <sup>2</sup> )	(%)	Sitios	(%)	
P1	<i>Quercus</i> sp.	1 401	23	0.719	21	14	19	21
P1	<i>Amelanchier denticulata</i>	1 432	24	0.609	18	11	15	19
P1	<i>Pinus pseudostrobus</i>	923	15	0.569	17	14	19	17
P1	<i>Mimosa texana</i>	637	11	0.592	17	9	13	13
P1	<i>Juniperus flaccida</i>	605	10	0.502	15	9	13	12
P1	<i>Rhus virens</i>	318	5	0.149	4	3	4	5
P1	<i>Cercis canadensis</i>	191	3	0.081	2	4	6	4
P1	<i>Carya myristiciformis</i>	223	4	0.107	3	2	3	3
P1	<i>Acacia coulteri</i>	64	1	0.046	1	1	1	1
P1	<i>Berberis gracilis</i>	64	1	0.016	0	1	1	1
P1	<i>Arbutus xalapensis</i>	32	1	0.031	1	1	1	1
P1	<i>Acaciella angustissima</i>	32	1	0.010	0	1	1	1
P1	<i>Prunus serotina</i>	32	1	0.009	0	1	1	1
P1	<i>Carya ovata</i>	32	1	0.006	0	1	1	1
<b>P1</b>	<b>Total</b>	<b>5 984</b>	<b>100</b>	<b>3</b>	<b>100</b>			<b>100</b>

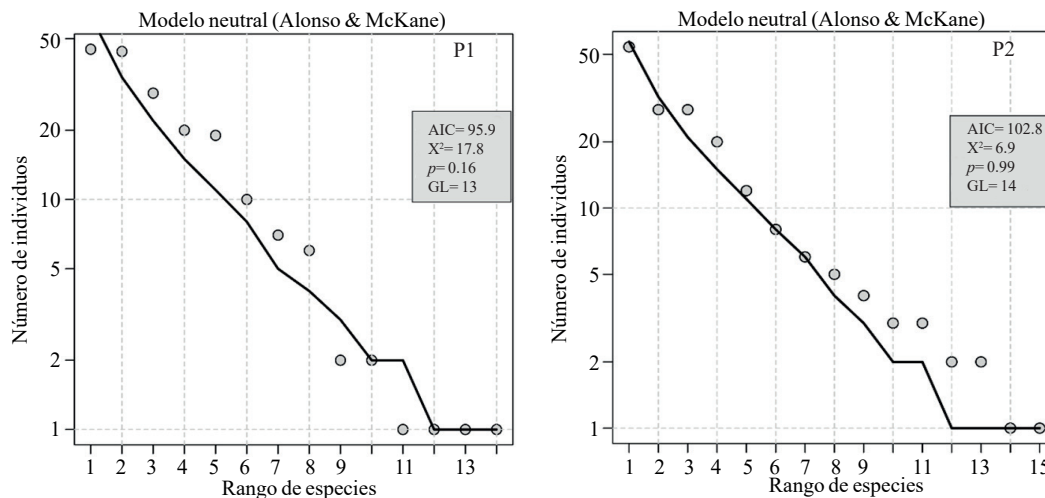
Donde: Nha<sup>-1</sup>= número de árboles por hectárea; G (m<sup>2</sup>)= área basal total en metros cuadrados por hectárea; IVI= índice de valores de importancia.

**Cuadro 4. Valores de importancia ecológica de las especies de la parcela 2 (P2).**  
**Table 4. Ecological importance values of species in plot 2 (P2).**

Parcela	Especie	Densidad		Dominancia		Frecuencia		IVI
		Nha <sup>-1</sup>	(%)	G (m <sup>2</sup> )	(%)	Sitios	(%)	
P2	<i>Rhus virens</i>	1 719	31	1.133	29	20	26	28
P2	<i>Quercus</i> sp.	891	16	0.804	20	9	12	16
P2	<i>Cercis canadensis</i>	891	16	0.577	15	9	12	14
P2	<i>Mimosa texana</i>	637	11	0.379	10	13	17	13
P2	<i>Juniperus flaccida</i>	382	7	0.428	11	4	5	8
P2	<i>Pinus pseudostrobus</i>	255	5	0.158	4	6	8	5
P2	<i>Amelanchier denticulata</i>	191	3	0.066	2	4	5	3
P2	<i>Arbutus xalapensis</i>	64	1	0.177	4	1	1	2
P2	<i>Garrya ovata</i>	159	3	0.038	1	2	3	2
P2	<i>Prunus serotina</i>	95	2	0.034	1	2	3	2
P2	<i>Decatropis bicolor</i>	95	2	0.018	0	2	3	2
P2	<i>Ceanothus coeruleus</i>	127	2	0.029	1	1	1	1
P2	<i>Amyris madrensis</i>	32	1	0.090	2	1	1	1
P2	<i>Pithecellobium elachistophyllum</i>	64	1	0.002	0	2	3	1
P2	<i>Acacia farnesiana</i>	32	1	0.023	1	1	1	1
<b>P2</b>	<b>Total</b>	<b>5 634</b>	<b>100</b>	<b>4</b>	<b>100</b>			<b>100</b>

Donde: Nha<sup>-1</sup>= número de árboles por hectárea; G (m<sup>2</sup>)= área basal total en metros cuadrados por hectárea; IVI= índice de valores de importancia.

Curvas de abundancia de especies. Se ajustaron los modelos conocidos y para ambas parcelas el mejor modelo fue el neutral de Alonso y McKane (Figura 4). Para la P1 el modelo que le continúa es el de Fisher (AIC= 96.41; dAIC= 0.52;  $\chi^2= 25.7$ ;  $p < 0.05$ ), y al final queda el modelo Poisson (AIC= 100.58; dAIC= 4.67;  $\chi^2= 61.7$ ;  $p < 0.001$ ). En cuanto a la P2, se tuvo una respuesta similar al ajuste de los modelos. Después del modelo neutral, le siguen los modelos de Fisher (AIC= 103.2; dAIC= 0.41;  $\chi^2= 9.19$ ;  $p= 0.81$ ), y el modelo Poisson (AIC= 104.5; dAIC= 1.74;  $\chi^2= 8.64$ ;  $p= 0.85$ ).



Donde: AIC= criterio de información de Akaike;  $\chi^2$ = valor de la prueba de ajuste del modelo;  $p$ = valor de la probabilidad, en este caso valores mayores a 0.05 indican que no existen diferencias entre los datos predichos y los observados; es decir, el modelo se ajusta adecuadamente; GL= grados de libertad.

**Figura 4. Modelos de abundancia de especies para ambas parcelas.**

**Figure 4. Species abundance model for both plots.**

En este análisis se puede destacar que ambas parcelas se ajustan al modelo neutral. Sin embargo, aunque las curvas presentan distribución similar (Figura 4); es decir, unas cuantas especies son las más abundantes y decrece de manera regular conforme aumenta el número de especies, es importante considerar que las especies más abundantes son diferentes entre parcelas (Cuadros 3 y 4).

### Índice de valores de importancia (IVI)

Las especies más importantes muestran un comportamiento distinto entre parcelas, tal y como se observa en el Cuadros 3 y 4. Para la parcela 1, las especies con mayores valores de IVI fueron *Quercus* sp., seguido de *Amelanchier denticulata* y *Pinus pseudostrobus*, estas tres especies representa 57% de los valores de importancia total. Por otro lado, la parcela 2 tiene otras especies como las más importantes, *Rhus virens*, *Quercus* sp. y *Cercis canadensis* representan 58% de los valores de importancia. Un caso digno de mención es el de *P.*

decreases as the number of species increases, it is important to consider that the most abundant species are different between plots (Tables 3 and 4).

### Importance value index (IVI)

The most important species show a different behavior between plots, as seen in Tables 3 and 4. For plot 1, species with higher IVI values were *Quercus* sp., followed by *Amelanchier denticulata* and *Pinus pseudostrobus*, these

three species represents 57% of total importance values. On the other hand, plot 2 has other species as the most important, *Rhus virens*, *Quercus* sp., *Cercis canadensis* and represents 58% of the importance values. A case worth mentioning is *P. pseudostrobus*, this species shows different importance values between P1 and P2, indicating a more active regeneration in the plot that has less necromass load (P1), on the other hand, species *R. virens* recorded high importance values in the plot with the highest necromass load (P2).

This could indicate that these species are directly related with frequency of fires. In the case of *P. pseudostrobus* could be said that they benefit from forest fires, and this also has to do with the fact that is a species intolerant to shade and with some features that make it resistant to forest fires (Rodríguez-Trejo and Fulé, 2003). On the contrary, *R. virens* may be assumed that is related with the absence of forest fires, since the absence of fire on prolonged periods

*pseudostrobis*, esta especie muestra distintos valores de importancia entre P1 y P2, indicando una regeneración más activa en la parcela que tiene menor carga de necromasa (P1), por otro lado, la especie *R. virens* registró altos valores de importancia en la parcela con mayor carga de necromasa (P2).

Lo anterior podría indicar que estas especies se relacionan directamente con la frecuencia de incendios. En el caso de *P. pseudostrobis* podría decirse que le benefician los incendios forestales, y esto también tiene que ver con el hecho de que es una especie intolerante a la sombra y con algunas características que la hacen resistente a los incendios forestales (Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003). Por el contrario, *R. virens* podría asumirse que tiene relación con la ausencia de incendios forestales, ya que la ausencia del fuego en periodos prolongados permite la acumulación de necromasa superficial, específicamente la capa de fermentación. Esto resulta particularmente importante, ya que una modificación a la frecuencia de incendios podría ocasionar cambios en la composición de especies del sotobosque y uno de los factores que, se ha demostrado, incide en la frecuencia de incendios forestales, es el cambio climático, mediante la alteración del régimen de fuego.

Himmelsbach *et al.* (2012) han trabajado en la zona con las especies más importantes para determinar su tolerancia a la sequía, los autores reportaron que *P. pseudostrobis* soporta más las sequías cortas pero de alta intensidad mientras que otras especies, como los *Quercus*, soportan sequías largas pero de baja intensidad. Lo que podría traer consecuencias en la composición de especies en estos ecosistemas, ya que los cambios en el régimen de sequía, como quedó demostrado en el estudio de Yocom *et al.* (2010), podrían estresar, de manera específica, a las plantas haciéndolas más susceptibles a las perturbaciones naturales, como los incendios forestales.

## Conclusiones

En general las cargas de necromasa superficial se muestran en un rango intermedio si se les compara con otros estudios; la parcela con evidencias de incendios es la que presentó las menores cargas de necromasa superficial; la

allows the accumulation of surface necromass, specifically the fermentation layer. This is particularly important, since a modification to frequency of fires could lead to changes in species composition of understory and one of the factors that have been proven, affects the frequency of forest fires, is climate change, through the alteration of fire regime.

Himmelsbach *et al.*, (2012) has worked in the area with the most important species to determine their tolerance to drought, the authors reported that *P. pseudostrobis* supports more short but high-intensity drought while other species, such as *Quercus*, support long low intensity drought. Which could have consequences on species composition in these ecosystems, as changes in drought regime, as demonstrated in the study by Yocom *et al.*, (2010) could stress, specifically, plants making them more susceptible to natural disturbances such as forest fires.

## Conclusions

Overall necromass surface necromass loads are shown in an intermediate range if compared with other studies; the plot with fire evidence had the lowest surface necromass load; *P. pseudostrobis*, intolerant to shade and adaptations to fire, has higher importance values in the plot with lower necromass load and *Rhus virens* is the most important species in the plot with the highest necromass load. Environmental changes associated with fire frequency and change in drought regime could influence the composition of species in the study area, which could affect the diversity of the area under study.

Also, it is recommended the implementation of a program of integrated fire management in which specifies the necessary actions to manage forest fuels, the above to decrease the risk of more extensive and severe fires.

*End of the English version*



especie *Pinus pseudostrabus*, intolerante a la sombra y con adaptaciones a los incendios, presenta mayores valores de importancia en la parcela con menor carga de necromasa y *Rhus virens* es la especie más importante en la parcela con mayor carga de necromasa. Los cambios ambientales, asociados a la frecuencia de incendios y al cambio en el régimen de sequía podrían influir en la composición de especies del área de estudio, lo que podría afectar la diversidad del área bajo estudio.

Asimismo, se recomienda la implementación de un programa de manejo integral del fuego en el que se especifiquen las acciones necesarias para el manejo de los combustibles forestales, lo anterior para disminuir el riesgo de incendios más extensos y severos.

## Literatura citada

- Agee, J. K. 1993. Fire ecology of pacific northwest forests. Island Press, Washington D.C. 490 p.
- Brown, J. K. 1974. Handbook for inventorying downed woody material. Ogden, UT: U.S. 25 p.
- Brown, J. K.; Oberheu, R. D. and Johnston, C. M. 1981. Handbook for inventorying surface fuels and biomass in the Interior West. 215 p.
- Crawley, M. J. 2007. The R book. John Wiley & Sons Ltd, Imperial College London at Silwood Park, UK. 942 p.
- DeBano, L. F.; Neary, D. G and Ffolliott, P. F. 1998. Fire effects on ecosystems. John Wiley & Sons. 356 p.
- Dombois, D. M and Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons. 586 p.
- Franklin, J. F.; Mitchell, R. J. and Palik, B. J. 2007. Natural disturbance and stand development principles for ecological forestry. Newtown Square, PA: U.S. 44 p.
- Harmon, M. E. M.; Franklin, J. F. J.; Swanson, F. J.; Sollins, P.; Gregory, S. V.; Lattin, J. D.; Anderson, N. H.; Cline, S. P.; Aumen, N. G.; Sedell, J. R.; Lienkaemper, G. W.; Cromack, K.; Cummins, K. W.; Cromack, Jr.; K. and Cummins, K. W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. Adv. Ecol. Res. (15):133-302.
- Himmelsbach, W.; Treviño-Garza E. J.; González-Rodríguez, H.; González-Tagle, M. A.; Meza, M. V.; Aguirre-Calderón, O. A.; Castillón, A. E. E. and Mitlöchner, R. 2012. Acclimatation of three co-occurring tree species to water stress and their role as site indicators in mixed pine-oak forests in the Sierra Madre Oriental, Mexico. Eur. J. For. Res. 131(2):355-367.
- Jardel-Peláez, E. J. 2010. Planificación del manejo del fuego. Universidad de Guadalajara. 59 p.
- Jardel-Peláez, E. J.; Alvarado-Celestino, E.; Morfín-Ríos, J. E.; Castillo-Navarro, F. y Flores-Garnica, J. G. 2009. Regímenes de fuego en ecosistemas forestales de México. In: Flores-Garnica, J. G. (Ed.). Impacto ambiental de incendios forestales. Mundi-Prensa, México, 73-100 pp.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey. 179 p.
- Morfín-Ríos, J. E.; Alvarado-Celestino, E.; Jardel-Peláez, E. J.; Vihnanek, R. E.; Wright, D. K.; Michel-Fuentes, J. M.; Wright, C. S.; Ottmar, R. D.; Sandberg, D. G. y Nájera-Díaz, A. 2007. Fotoseries para la cuantificación de combustibles forestales de México: bosques montanos subtropicales de la Sierra Madre del Sur y bosques templados y matorral submontano del Norte de la Sierra Madre Oriental. Portland, OR: U.S. 93 p.
- Morfín-Ríos, J. E.; Jardel-Peláez, E. J.; Alvarado-Celestino, E. y Michel-Fuentes, J. M. 2012. Caracterización y cuantificación de combustibles forestales. Comisión Nacional Forestal-Universidad de Guadalajara, Jalisco, México. 111 p.
- Perera, A. H and Cui, W. 2010. Emulating natural disturbances as a forest management goal: Lessons from fire regime simulations. For. Ecol. Manage. managing landscapes at multiple scales for sustainability of ecosystem functions. (259):1328-1337.
- Prado, P. I.; Miranda, M. D. and Chalom, A. 2015. sads: maximum likelihood models for species abundance distributions. An R package. 68 p.
- Pyne, S. J.; Andrews, P. L and Laven, R. D. 1996. Introduction to Wildland Fire. 2<sup>nd</sup> edition (Ed.). Wiley, New York. 808 p.
- R Development Core Team, R. 2011. R: a language and environment for statistical computing. R Found. Stat. Comput. R Foundation for Statistical Computing. doi:10.1007/978-3-540-74686-7.
- Ravindranath, N. H. and Ostwald, M. 2008. Carbon inventory methods: handbook for greenhouse gas inventory, carbon mitigation and roundwood production projects. Springer Science & Business Media. 315 p.
- Rodríguez-Trejo, D. A. 1996. Incendios forestales. Universidad Autónoma de Chapingo, Mundi-Prensa. 630 p.
- Rodríguez-Trejo, D. A. 2008. Fire regimes, fire ecology, and fire management in Mexico. AMBIO A.J. Hum. Environ. (37):548-556.
- Rodríguez-Trejo, D. A and Fulé, P. Z. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. Int. J. Wildl. Fire (12):23-37.
- Rothermel, R. C. 1972. A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. USDA For. Serv. Res. Pap. INT USA. 40 p.
- RStudio. 2014. RStudio: integrated development environment for R. <https://www.rstudio.com/>.
- Rubio-Camacho, E. A.; González-Tagle, M. A.; Alanís-Rodríguez, E.; Chávez-Durán, A. A y Aguirre-Calderón, O. A. 2015. Análisis de la estructura y distribuciones diamétricas en bosques templados bajo la perspectiva del régimen potencial de fuego. Ciencias Forestales y del Ambiente. (3):282-294.
- Rubio-Camacho, E. A.; González-Tagle, M. A.; Jiménez-Pérez, J.; Alanís-Rodríguez, E. y Ávila-Flores, D. Y. 2014. Diversidad y distribución vertical de especies vegetales mediante el índice de Pretzsch. Cienc. UANL. 1-2(103):110.
- TNC, 2004. El fuego, los ecosistemas y la gente. Una evaluación preliminar del fuego como un tema global de conservación. Iniciativa Global para el Manejo del Fuego. 9 p.
- Van Wagner, C. E. 1968. The line intersect method in forest fuel sampling. For. Sci. (14):20-26.
- Van Wagner, C. E. 1982. Practical aspects of the line intersect method. Chalk River, Ontario, Canada. 18 p.



- Verberk, W. 2011. Explaining general patterns in species abundance and distributions. *Nature, Nature Education Knowledge*. 3(10):38.
- Xelhuantzi-Carmona, J.; Flores-Garnica, J. G. y Chávez-Durán, Á. A. 2012. Análisis comparativo de cargas de combustibles en ecosistemas forestales afectados por incendios. *Rev. Mex. Cien. For.* 2 (3):37-52.
- Yocom, L. L.; Fulé, P. Z.; Brown, P. M.; Cerano-Paredes, J.; Villanueva-Díaz, J.; Falk, D. A. and Cornejo-Oviedo, E. 2010. El Niño-southern oscillation effect on a fire regime in northeastern Mexico has changed over time. *Ecology*. (91):1660-1671.
- Zar, J. H. 2010. *Biostatistical analysis*. 5<sup>th</sup> (ed.). Prentice Hall, New Jersey. 944 p.