

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES



**RÉGIMEN DE FUEGO Y SUS EFECTOS ECOLÓGICOS EN UN BOSQUE DE
CONÍFERAS EN LA SIERRA MADRE ORIENTAL, MÉXICO**

TESIS

QUE COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTOR EN CIENCIAS

CON ESPECIALIDAD EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES

PRESENTA

M.C. DIANA YEMILET AVILA FLORES

Linares, N.L.

ABRIL, 2013

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO

RÉGIMEN DE FUEGO Y SUS EFECTOS ECOLÓGICOS EN UN BOSQUE DE
CONÍFERAS EN LA SIERRA MADRE ORIENTAL, MÉXICO

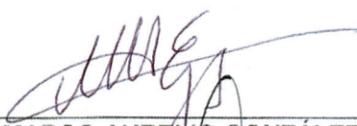
TESIS

QUE COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE

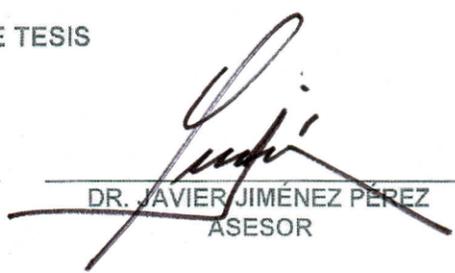
DOCTOR EN CIENCIAS
CON ESPECIALIDAD EN MANJO DE RECURSOS NATURALES

PRESENTA
M.C. DIANA YEMILET AVILA FLORES

COMITÉ DE TESIS



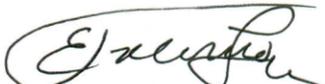
DR. MARCO AURELIO GONZÁLEZ TAGLE
DIRECTOR



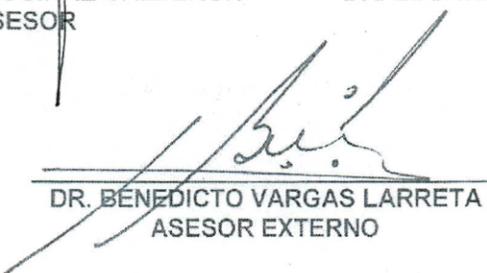
DR. JAVIER JIMÉNEZ PÉREZ
ASESOR



DR. OSCAR A. AGUIRRE CALDERÓN
ASESOR



DR. EDUARDO J. TREVIÑO GARZA
ASESOR



DR. BÉNEDICTO VARGAS LARRETA
ASESOR EXTERNO

LINARES, N.L.

ABRIL, 2013

Manifiesto que la presente investigación es original y fue desarrollada para obtener el grado de Doctor en Ciencias con Especialidad en Manejo de Recursos Naturales. Donde se utiliza la información de otros autores se otorgan los créditos correspondientes.

Diana Yemilet Avila Flores

Abril de 2013

AGRADECIMIENTOS

Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología**, por el apoyo brindado para mi formación como investigadora.

A la **Universidad Autónoma de Nuevo León**, a través de la **Facultad de Ciencias Forestales** por brindarme la oportunidad de formar parte de su programa de posgrado, proporcionándome crecimiento académico, profesional y personal.

Al **Dr. Marco Aurelio González Tagle**, por su confianza e incondicional apoyo para el desarrollo de este trabajo además de sus excelentes e invaluable aportaciones a mi formación personal y profesional pero sobre todo por su amistad, gracias!

A los integrantes de mi comité de tesis, **Dr. Javier Jiménez Pérez, Dr. Oscar Aguirre Calderón, Dr. Eduardo Treviño Garza y Dr. Benedicto Vargas Larreta**, por apoyar el desarrollo de este trabajo y por sus valiosas contribuciones en esta etapa de formación académica.

Al **Dr. Eduardo Alanís Rodríguez**, por sus atinados consejos y por su amistad, gracias.

Al **Laboratorio de Dendrocronología INIFAP-CENID-RASPA** por su apoyo para la realización de los análisis dendrocronológicos, en especial al **Dr. José Villanueva Díaz, al M.C. Julián Cerano, a la Ing. Vicenta Constante, Ing. Diana Alicia Quezada e Ing. Omar Duran** y a todo el excelente equipo del laboratorio, muchas gracias.

A la **Universidad del Norte de Arizona (Northern Arizona University)**, en especial al **Dr. Peter Z. Fulé** por permitirme realizar una excelente y enriquecedora estancia de investigación, así como a todo su equipo de colaboradores.

A mis compañeros, quienes con su amistad y compañía hicieron muy agradable el camino hacia la conclusión de este sueño. En especial a la **M.C. Verónica Bustamante, al Ing. José Ángel Sigala y al Ing. Ernesto Rubio**, por su gran apoyo en el trabajo de campo, gracias chicos...

DEDICATORIA

A mi madre Artemisa Flores Hernández, a quien orgullosamente debo lo que soy y por enseñarme con su ejemplo a hacer las cosas con determinación y entrega....

A mi abuelita Alicia Hernández†, por ser mi ejemplo de fortaleza....

A mis hermanos Alejandra e Israel por su amor y apoyo incondicionales...

A mis sobrinos Julieta, Santy, Amanda e Israel quienes con sus sonrisas alegran mi vida....

Al Dr. Marín Pompa García quien con su ejemplo y sobre todo con su amistad siempre me motiva a dar lo mejor de mí...gracias!

CONTENIDO

	Página
RESUMEN.....	1
SUMMARY	2
CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN GENERAL	3
OBJETIVO GENERAL.....	4
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
LITERATURA CITADA	7
CAPÍTULO II. DENDROCRONOPIROLOGÍA: ANÁLISIS DE LA EVIDENCIA MORFOLÓGICA DE INCENDIOS	9
RESUMEN.....	9
ABSTRACT	10
INTRODUCCIÓN	10
DESARROLLO Y DISCUSIÓN DEL TEMA	12
La firma del fuego: evidencia morfológica.....	12
Reconstrucción de un régimen de fuego.....	13
Análisis del régimen de incendios	17
Aplicaciones para el manejo: Reconstruyendo Regímenes de fuego	21
CONCLUSIONES.....	23
LITERATURA CITADA.....	23
CAPÍTULO III. FIRE HISTORY OF CONIFER FORESTS OF CERRO EL POTOSÍ, NUEVO LEON, MEXICO	29
ABSTRACT	29
RESUMEN.....	30
INTRODUCCIÓN	30
MATERIALS AND METHODS	32
RESULTS	36
DISCUSSION.....	41
LITERATURE CITED.....	43

CAPÍTULO IV. ESTRUCTURA DE RODALES DE <i>PINUS HARTWEGII</i> AFECTADOS POR INCENDIOS UTILIZANDO PARÁMETROS DE VECINDAD EN LA SIERRA MADRE ORIENTAL, MÉXICO.....	49
RESUMEN.....	49
ABSTRACT	50
INTRODUCCIÓN	51
MATERIALES Y MÉTODOS	52
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	58
CONCLUSIONES.....	66
LITERATURA CITADA	67
CAPITULO V. ANÁLISIS EXPLORATORIO DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE CONÍFERAS EN RODALES AFECTADOS POR DISTINTAS SEVERIDADES DE INCENDIO.....	72
RESUMEN.....	72
ABSTRACT	73
INTRODUCCIÓN	73
MATERIALES Y MÉTODOS	75
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	79
CONCLUSIONES.....	87
LITERATURA CITADA.....	87
CAPITULO VI. CONCLUSIONES GENERALES	93

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPITULO II

Figura 1. Ejemplo de cicatriz de fuego en el fuste de coníferas. Tomado de González et al., 2007.	13
Figura 2. Proceso secuencial de la formación de cicatrices de fuego y extracción de muestras. a) Presencia de fuego de severidad baja. b) Formación de cicatriz de fuego. c) Extracción de sección transversal para el análisis dendrocronológico. d) Evidencia morfológica plasmada en los anillos anuales de crecimiento. Tomado de Cerano et al., 2009.	14
Figura 3. Proceso de fechado de anillos de crecimiento para muestras procedentes de árboles muertos. a) Gráfico de crecimiento (“Skeleton Plot”) de muestra con cicatriz de incendio procedente de tocón. b) Cronología maestra empleada para el fechado.	15
Figura 4. Vista de cicatriz de fuego, para identificación de la ubicación en el anillo de crecimiento.	16
Figura 5. Ejemplo de la reconstrucción de la frecuencia de incendios para los últimos 300 años en la parte alta de la reserva Cerro Mohinora, Chihuahua. Tomado de Cerano et al., 2010.	18
Figura 6. Grafica de análisis de las condiciones climáticas para la parte alta del cerro Mohinora, Chihuahua. Tomado de Cerano et al., 2010. Las líneas ubicadas en la parte superior e inferior del eje de las “X” representan los intervalos de confianza, al 95%, 99% y 99.9%, respectivamente.	20

CAPITULO III

Figura 1. Map of the study site. The circles indicate the location of the points where the samples were obtained.	33
Figura 2. Composite fire history chart of Cerro El Potosí. Horizontal lines represent samples, and vertical lines represent fire scars.	37
Figura 3. Intra-annual position of fire scars for all samples.	39
Figura 4. Superposed epoch analysis for Cerro El Potosí. Top: annual precipitation (Cerano et al., 2012), bottom El NINO3 index (IRI/LDEO Climate Data Library http://iridl.ldeo.columbia.edu/SOURCES/.Indices/.nino/). The lines located above and below the mean represent confidence intervals of 95%, 99% and 99.9%, respectively.	40

CAPITULO IV

Figura 1. Ubicación del área de estudio Cerro El Potosí.	53
Figura 2. Distribución de frecuencias del <i>Índice de Uniformidad de Gadow</i> para las tres severidades del incendio para los rodales de <i>Pinus hartwegii</i> en el Cerro El Potosí.	60

Figura 3. Distribución observada de las clases de distancias entre árboles en las tres severidades del incendio para los rodales de <i>Pinus hartwegii</i> en el Cerro El Potosí.....	61
Figura 4. Distribución de frecuencias del Índice de dominancia U_i en base a diámetro (izquierda) y altura (derecha) para las tres severidades del incendio en rodales de <i>Pinus hartwegii</i> en el Cerro El Potosí.	63
Figura 5. Distribución de valores del grado de diferenciación diamétrica TDi (a) y de altura THi (b) en las tres severidades del incendio para los rodales de <i>Pinus hartwegii</i> en el Cerro El Potosí.....	64
Figura 6. Distribución espacial por severidad de los individuos de <i>Pinus hartwegii</i> en el área de estudio Cerro El Potosí.....	65

CAPITULO V

Figura 1. Ubicación de las parcelas de muestreo por severidad de incendio. SB=severidad baja. SM= severidad media. SA=severidad alta.	76
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. La línea continua representa las funciones $K_{obs}(r)$ y $L_{obs}(r)$ de los valores observados y la línea punteada representa el valor teórico de la hipótesis CSR ($K_{theo}(r)$). La zona gris representa el primer ($K_{lo}(r)$ y $L_{lo}(r)$) y tercer cuartil ($K_{hi}(r)$ y $L_{hi}(r)$) de los valores alcanzados por las funciones en 99 simulaciones de patrones Poisson de la misma intensidad que el original.....	82
Figura 3. Función de correlación ($Kmm(r)$) y distribución espacial por diámetro en rodales mixtos de coníferas afectados por incendios forestales en el cerro El Potosí. Líneas punteada representa el valor teórico esperado $kmm(r) = 1$ en el caso de independencia entre las marcas, la línea discontinua representa los valores teóricos esperados y la línea solida representa los valores observados.	84
Figura 4. Función de correlación y distribución espacial por especies en rodales mixtos de coníferas afectados por incendios forestales en el cerro El Potosí. La línea punteada representa el valor teórico $kmm(r) = 1$ esperado en el caso de independencia entre las marcas. La línea discontinua representa los valores teóricos. La línea sólida representa los valores observados. Av= <i>Abies vejarii</i> , Pa= <i>Pinus strobiformis</i> , Pg= <i>Pinus greggii</i> , Ph= <i>Pinus hartwegii</i> , Ps= <i>Pseudotsuga menziesii</i>	86

ÍNDICE DE TABLAS

CAPITULO II

Tabla 1. Clasificación de la estacionalidad de la ocurrencia de incendios en base a la posición relativa de la cicatriz de fuego en los anillos de crecimiento.....	17
---	----

CAPITULO III

Tabla 1--Characteristics of fire intervals in the coniferous forest of Cerro El Potosí, in the Sierra Madre Oriental, Mexico.....	38
---	----

CAPITULO IV

Tabla 1. Clases de severidad de incendio de acuerdo con la clasificación propuesta por Turner y Romme (1994).....	54
Tabla 2. Características dasométricas de los rodales de <i>Pinus hartwegii</i> en las diferentes clases de severidad estudiadas en el Cerro El Potosí. PHb=severidad baja, PHm=severidad media, PHa=severidad alta. \pm desviación estándar. Letras iguales en cada columna indican diferencias estadísticamente no significativas entre severidades.*parámetros ponderados al área basal.....	59
Tabla 3. Valores medios de los índices aplicados de acuerdo a los rodales de <i>Pinus hartwegii</i> en las diferentes clases de severidad del incendio. (media \pm desviación estándar).	65

CAPITULO V

Tabla 1. Frecuencias absolutas y relativas del número de individuos (N/ha), área basal (G/ha) y valor de importancia ecológica (IE) de las especies en cada severidad de incendio.	81
---	----

RESUMEN

Diana Yemilet Avila Flores

Fecha de graduación: Abril de 2013

Universidad Autónoma de Nuevo León
Facultad de Ciencias Forestales

Título del estudio: Régimen de fuego y sus efectos ecológicos en un bosque de coníferas de la Sierra Madre Oriental, México.

Número de páginas: 94

**Candidato a Doctor en Ciencias con
Especialidad en Manejo de Recursos Naturales**

Área de estudio: Silvicultura y Manejo de recursos Naturales

Propósitos y Métodos de Estudio: Conocer la frecuencia histórica de ocurrencia de incendios y su relación con patrones de circulación atmosférica y de precipitación para un bosque de coníferas de la Sierra Madre Oriental, México. Así mismo se presenta un marco metodológico para la evaluación de los efectos de los incendios sobre la estructura y composición. Para determinar la frecuencia histórica se emplearon técnicas dendrocronológicas para el análisis de cicatrices de fuego en árboles, las cuales proporcionaron la información necesaria para su análisis estadístico. Para estudiar los efectos de los incendios se emplearon índices estructurales basados en parámetros de vecindad así como rutinas integrales diseñadas y ajustadas en el software R para el análisis estadístico de patrones de puntos espaciales.

Contribución y conclusiones: En el capítulo 1 se presenta una descripción de la aplicación de los métodos dendrocronológicos para la reconstrucción y análisis de los regímenes históricos de fuego así como su implicación en el manejo de los recursos forestales. En el capítulo 2 se investigó la frecuencia histórica de ocurrencia de incendios y su relación con patrones de precipitación y de circulación atmosférica (El NIÑO) para un bosque de coníferas del cerro El Potosí, Nuevo León, México. En el capítulo 3 se describe la estructura espacial pos-incendio en rodales puros mediante la aplicación de índices para determinar la estructura espacial basados en parámetros de vecindad, finalmente en el capítulo 4 se desarrolló una metodología para el análisis de la estructura espacial en rodales mixtos afectados por incendios. Los métodos permitieron conocer la variabilidad en el régimen de fuego y los efectos en la estructura espacial y composición para el área de estudio. Así mismo demostraron ser un marco metodológico técnica y estadísticamente viable para su aplicación. La información obtenida reproduce la variabilidad natural del disturbio fuego por lo que debe ser considerada como parte fundamental el desarrollo de estrategias de manejo y restauración para evitar los efectos negativos a causa de la presencia de regímenes de fuego inadecuados.

SUMMARY

Diana Yemilet Avila Flores

Graduate date: April, 2013

**Universidad Autónoma de Nuevo León
Facultad de Ciencias Forestales**

Research title: Fire regime and their ecological effects in a coniferous forest of the Sierra Madre Oriental

Number of pages: 94

**Doctoral Candidate in Sciences Specialized
in Natural Resources Management**

Purposes and Study Method: Knowing the historical frequency of fire occurrence and its relation to atmospheric circulation patterns and precipitation for a coniferous forest of the Sierra Madre Oriental, Mexico. Likewise presents a methodological framework for the assessment of the effects of fire on the structure and composition. To determine the historical frequency dendrochronological techniques were used for the analysis of fire scars on trees, which provide the necessary information for statistical analysis. To study the effects of fires were used structural indices based on neighborhood parameters and integral routines designed and adjusted in R software for statistical analysis of spatial point patterns. Chapter 1 provides an overview of the application of dendrochronological methods for reconstruction and analysis of historical fire regimes and their involvement in the management of forest resources. In Chapter 2 we investigated the historical frequency of fire occurrence and its relation to precipitation patterns and atmospheric circulation patterns (EL NIÑO) for a coniferous forest of Cerro El Potosi, Nuevo Leon, Mexico. Chapter 3 describes the post-fire spatial structure in pure stands through the application of indexes to determine the spatial structure parameters based on neighborhood, finally in Chapter 4 we developed a methodology for the analysis of spatial structure in mixed stands affected by fire. The methods allowed to determine the variability in the fire regime and the effects on the spatial structure and composition for the study area. In addition proved to be a methodological framework and statistically feasible technique for application. The information obtained reproduces the natural variability of fire disturbance therefore must be considered as a fundamental part of development management and restoration strategies to avoid the negative effects due to the presence of inappropriate fire regimes.

CAPITULO I

INTRODUCCIÓN GENERAL

Si bien, el fuego ha formado parte de la mayoría de los ecosistemas actuando como un factor de alteración natural que contribuye con su dinámica evolutiva (Bond y Keeley, 2005), su domesticación lo ubico como una de las primeras herramientas que el ser humano utilizo para reconfigurar sus paisajes, lo que represento uno de los principales cambios en los regímenes de fuego del planeta (Conedera et al., 2009; Pezzatti et al., 2011). De esta manera la ocurrencia de incendios no solo está influenciada por factores climáticos, biológicos y topográficos, sino que también en gran medida por el manejo que la gente hace de sus ecosistemas (Caldaro, 2002).

Para los ecosistemas dependientes del fuego como los bosques de coníferas, la presencia recurrente de incendios en un periodo de tiempo determinado da como resultado un régimen de fuego específico, el cual se convierte en un factor crítico para el mantenimiento de su biodiversidad (Armstrong y Phillips, 2012).

Implícitamente la presencia de fuego en los ecosistemas, lleva consigo como resultado efectos ecológicos que son inherentemente complejos en los paisajes, ya sea como consecuencia de incendios individuales o de múltiples incendios a través del tiempo (Clark y Miller, 2001). De los elementos que integran un régimen de fuego, la frecuencia y la severidad se destacan por su influencia en el nivel de afectación.

De tal manera que las variaciones en estos elementos pueden alterar radicalmente la estructura y composición de la vegetación (Russell-Smith et al., 2009). A nivel mundial existe evidencia de ello, destacándose el cambio del uso del suelo como el principal factor de alteración de los regímenes naturales de fuego (Simkin y Baker, 2008; Bowman et al., 2009; Hessler et al., 2011; Hessler et

al., 2012), seguido de las variaciones climáticas, las cuales han influenciado comportamientos extremos en la naturaleza física de los incendios (Brown et al., 2008; Pezzatti et al., 2011; Yocom y Fulé, 2012), lo que ha afectado los patrones de regeneración, densidades así como la resiliencia de las comunidades vegetales.

A este respecto, México no ha estado exento de los mencionados factores de alteración, sin embargo, los estudios que indican tal evidencia se han desarrollado principalmente para los bosques de la Sierra Madre Occidental (Fulé y Covington, 1994; Fulé y Covington, 1999; Fulé et al., 2005; Cerano et al., 2010; Fulé et al., 2011; Fulé et al., 2012), y escasos estudios se han realizado para los bosques de la Sierra Madre Oriental (Yocom et al., 2010; González-Tagle et al., 2008). Acorde con esta problemática, el presente trabajo se enfoca en la dinámica histórica de la ocurrencia de incendios para los bosques de la Sierra Madre Oriental, adaptando metodologías para la evaluación de los efectos de los mismos. Ya que tal, es información que debe ser considerada como parte esencial para el desarrollo de estrategia de manejo y restauración.

OBJETIVO GENERAL

El objetivo general de este trabajo fue conocer la ocurrencia histórica de incendios y sus efectos ecológicos en un bosque de coníferas del cerro El Potosí, ubicado al sur del estado de Nuevo León en la Sierra Madre Oriental.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Los objetivos específicos del presente trabajo de investigación fueron:

1. Conocer la frecuencia histórica de incendios aplicando métodos dendrocronológicos.
2. Conocer la relación entre ocurrencia de incendios y su relación con patrones de circulación atmosférica y de precipitación.
3. Caracterizar la estructura espacial y dimensional de rodales de coníferas afectados en distinto grado de severidad de incendio.

Para ello, el presente trabajo fue dividido en cuatro capítulos principales:

II. DENDROCRONOPIROLOGÍA: ANÁLISIS DE LA EVIDENCIA MORFOLÓGICA DE INCENDIOS. En este apartado se realizó una descripción de la aplicación de los métodos dendrocronológicos para la reconstrucción y análisis de los regímenes histórico de fuego así como su implicación en el manejo de los recursos forestales.

III. HISTORIAL DE INCENDIOS DEL BOSQUE DE CONÍFERAS DEL CERRO EL POTOSÍ, NUEVO LEÓN, MÉXICO (FIRE HISTORY OF CONIFER FORESTS OF CERRO EL POTOSÍ, NUEVO LEON, MEXICO). En este capítulo se caracterizó la frecuencia histórica de incendios y su relación con patrones de precipitación y de circulación atmosférica (El NIÑO/ENSO) para bosques de coníferas del Cerro El Potosí. Para ello se emplearon técnicas dendrocronológicas que permitieron analizar cicatrices de fuego en árboles y la evidencia dejada en los anillos de crecimiento. A partir de la información proveniente del análisis dendrocronológico se realizó el análisis de la misma con el software FHX2. De tal manera que se obtuvo una cronología maestra de incendios y con el análisis estadístico de la misma se obtuvo la frecuencia y los intervalos de retorno del fuego. El análisis para conocer la influencia de los patrones climáticos en la ocurrencia de incendios se realizó con una subrutina del mismo software y para lo cual se emplearon la cronología maestra de incendios, una cronología de precipitación anual reconstruida y los valores anuales del índice NIÑO3.

IV. ESTRUCTURA DE RODALES DE *PINUS HARTWEGII* AFECTADOS POR INCENDIOS UTILIZANDO PARÁMETROS DE VECINDAD EN LA SIERRA MADRE ORIENTAL, MÉXICO. Este capítulo caracteriza los patrones de la estructura espacial de un bosque de *Pinus hartwegii*, afectado por un incendio en 1998. Para la descripción de la estructura tres grupos de índices fueron utilizados: “agregación” (W_i y D_i), “dominancia” (U_i) y diferenciación dimensional

(TDi y THi), los cuales se basan en parámetros de vecindad. El análisis se realizó con el programa Winkelmass.

V. ANÁLISIS EXPLORATORIO DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE CONÍFERAS EN RODALES AFECTADOS POR DISTINTAS SEVERIDADES DE INCENDIO. En este capítulo se realizó un análisis exploratorio de la distribución espacial de rodales mixtos de coníferas, afectados por un incendio de gran severidad. Los patrones de distribución del arbolado se analizaron a través de la función K de Ripley y de su transformación la función L ; así mismo, se analizó la interacción espacial de los individuos en relación a sus dimensiones y especies mediante una función de correlación ($K_{mm}(r)$). Para realizar este análisis se emplearon técnicas de análisis para patrones de puntos espaciales ajustadas para el análisis de datos provenientes de inventarios forestales. Dichos análisis fueron realizados empleando librerías especializadas del software estadístico R.

LITERATURA CITADA

- Armstrong, G., Phillips, B. 2012. Fire History from Life-History: Determining the Fire Regime that a Plant Community Is Adapted Using Life-Histories. PLoS ONE 7(2): e31544.
- Bond, W.J., Keeley, J.H. 2005. Fire as global 'herbivore': The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 20:387-394.
- Bowman, D. M. J. S., Balch, J.K., Artaxo, P., Bond, W.J., Carlson, J. M., Cochrane, M. A., D'Antonio, C. M., Defries, R. S., Doyle, J. C., Harrison, S. P., Johnston, F.H., Keeley, J. E., Krawchuk, M.A., Kull, C. A., Marston, J. B., Moritz, M.A., Prentice, I. C., Roos, C.I., Scott, A. C., Swetnam, T.W., Van der Werf, G.R., Pyne, S.J. 2009. Fire in the Earth System. *SCIENCE* 324: 481-484.
- Brown, P.M., Heyerdahl, E.K., Kitchen, S.G., Weber M.H. 2008. Climate effects on historical fires (1630–1900) in Utah. *International Journal of Wildland Fire*, 17: 28–39.
- Caldaro, N. 2002. Human ecological intervention and the role of forest fires in human ecology. *Science of the Total Environment* 292(3):141-165.
- Cerano P, J., Villanueva-Díaz, J., Fulé P. Z. 2010. Reconstrucción de incendios y su relación con el clima para la reserva Cerro el Mohinora, Chihuahua. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 1(1): 63-74.
- Fulé, P. Z., Covington, W. W. 1994. Fire-regime disruption and pine–oak forest structure in the Sierra Madre Occidental, Durango, Mexico. *Restoration Ecology* 2:261-272.
- Fulé, P. Z., Covington, W. W. 1999. Fire regime changes in La Michilía Biosphere Reserve, Durango, Mexico. *Conservation Biology* 13:640-652.
- Fulé, P. Z., Villanueva-Díaz, J., Ramos-Gómez, M. 2005. Fire regime in a conservation reserve in Chihuahua, Mexico. *Canadian Journal of Forest Research* 35:320-330.
- Fulé, P.Z., Ramos-Gómez, M., Cortés-Montaña, C., Miller, A.M. 2011. Fire regime in a Mexican forest under indigenous resource management. *Ecological Applications* 21:764–775.

Fulé, P. Z., Yocom, L.L., Cortés M, C. Falk, D. A., Cerano, J., Villanueva Díaz. J. 2012. Testing a pyroclimatic hypothesis on the Mexico–United States border. *Ecology*, 93(8): 1830–1840.

González T, 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.

Hessl, A. E., Saladyga, T., Schuler, T., Clark, P., Wixom, J. 2011. Fire history from three species on a central Appalachian ridgetop. *Can. J. For. Res.* 41: 2031–2039.

Hessl, Amy E., Ariya, Uyanga., Brown, P., Byambasuren, O., Green, T., Gordon, J., Sutherland K, E., Baatarbileg, N., Stockton, M.R., Pederson, N., De Grandpré, L., Saladyga, T., Tardif, J.C. 2012. Reconstructing fire history in central Mongolia from tree-rings. *International Journal of Wildland Fire*, 21: 86–92.

Pezzatti, G. B., Zumbrunnen, T., Bürgi, M., Ambrosetti, P., Conedera, M. 2011. Fire regime shifts as a consequence of fire policy and socio-economic development: An analysis based on the change point approach. *Forest Policy and Economics* doi:10.1016/j.forpol.2011.07.002.

Russell-Smith J, Yates CP, Brock C, Westcott VC .2009. Fire regimes and interval-sensitive vegetation in semiarid Gregory National Park, northern Australia. *Australian Journal of Botany* 58: 300–317.

Simkin, R., Baker, P. J. 2008. Disturbance history and stand dynamics in tall open forest and riparian rainforest in the Central Highlands of Victoria. *Austral Ecology* 33, 747–760.

Yocom, L.L., Fulé, P.Z., Brown, P.M., Cerano P, J., Villanueva-Díaz, J., Falk, D.A., Cornejo-Oviedo, E. 2010. El Niño–Southern Oscillation effect on a fire regime in northeastern México has changed over time. *Ecology* 91(6):1660-1671.

Yocom, L.L., Fulé, P.Z. 2012. Human and climate influences on frequent fire in a high-elevation tropical forest. *Journal of Applied Ecology* 49(6): 1365-2664.

CAPITULO II

DENDROCRONOPIROLOGÍA: ANÁLISIS DE LA EVIDENCIA MORFOLÓGICA DE INCENDIOS¹

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue realizar una descripción de la aplicación de los métodos dendrocronológicos para la reconstrucción y análisis de los regímenes ecológicos de fuego así como su implicación en el manejo de los recursos forestales. Varios son los métodos existentes para conocer las características de los regímenes de fuego. Entre ellos se pueden mencionar el análisis de carbón en sedimentos de lagos, estructuras de edades, teledetección, entre otros. Sin embargo, uno de los más empleados es sin duda el análisis de las cicatrices de fuego en los árboles. Mediante la aplicación del método dendrocronológico es factible conocer la historia de fuego de los ecosistemas, a partir de la evidencia plasmada en los anillos de crecimiento. La importancia de la reconstrucción del historial de incendios radica en que provee bases sustentadas, para el diseño y desarrollo de estrategias de manejo integral del fuego, las cuales deben ser consideradas como una pieza fundamental en los programas de manejo, restauración y protección de los ecosistemas.

Palabras clave: régimen de fuego, dendrocronología, cronología maestra de incendios

¹Avila F, D. Y., González-Tagle M.A., Jiménez P, J., Aguirre C, O.A., Treviño G, E.J., Vargas L, B. 2013. Dendrocronopirología: Análisis de la evidencia morfológica de incendios. Revista Mexicana de Ciencias Forestales. En revisión.

ABSTRACT

The objective of this work was to conduct a description of the application of dendrochronological methods for the reconstruction and analysis of ecological fire regimes and their involvement in the management of natural resources. There are several available methods for analyzing the characteristics of fire regimes. Among them we can mention the charcoal analysis in lake sediments, age structures, remote sensing, etc. However, one of the most used is arguably the analysis of fire scars on trees. Through the application of dendrochronological methods it is feasible to know the history of fire of ecosystems based on the evidence captured in the growth rings. The importance of the reconstruction of fire history is that it, provides sustained basis for the design and development of fire management strategies, which should be regarded as a fundamental part of management programs, restoration and protection of the ecosystems.

Keywords: Fire regime, dendrochronology, master fire chronology

INTRODUCCIÓN

Actualmente, científicos y manejadores son cada vez más conscientes del papel ecológico del fuego y de la necesidad de entender las dinámicas pasadas y la relación entre el fuego y las prácticas de manejo, a fin de preservar y manejar la biodiversidad presente y la función del ecosistema así como su protección (Bergeron et al., 2002; González et al., 2007).

Varios de los principales biomas del mundo son ecosistemas dependientes del fuego, al menos en lo que respecta a la producción de biomasa, cobertura

arbórea y composición de especies (Bond et al., 2004). Lo que se traduce en un ecosistema flamable y con ello, el régimen de incendios resultante se convierte en una importante fuerza evolutiva que modifica la estructura y genera ecosistemas adaptados a disturbios, tales como el fuego (Caldaro, 2002; Bond y Keeley, 2005).

De esta manera, un régimen de fuego puede ser considerado como una síntesis de la ocurrencia de incendios, de su comportamiento y de sus efectos dentro de un área específica a lo largo del tiempo y que incluye parámetros específicos tales como la frecuencia, extensión, época de ocurrencia, tipo de incendio, severidad e intensidad (Kaufmann et al., 2006; Lloret, 2004).

En este sentido, en la última década el número de estudios enfocados en la reconstrucción histórica de la ocurrencia de incendios alrededor del mundo se ha incrementado, con el propósito de entender la relación clima-fuego-vegetación y las interacciones antropogénicas en esta relación, tanto presentes como pasadas (Heyerdahl y Card, 2000; Scott et al., 2000; Gonzalez, 2005; Touchan et al., 2012). Dichas investigaciones han realzado la importancia de las reconstrucciones históricas de la ocurrencia de los incendios forestales y han manifestado que la generación de conocimientos específicos sobre el disturbio fuego y sus efectos ecológicos son esenciales para el desarrollo de estrategias de manejo y uso del fuego que permitan su integración en los programas de manejo, restauración y políticas de protección de los recursos naturales (Bergeron et al., 2003; Stephens y Ruth, 2005; González et al., 2008; Marques et al., 2011).

En esta línea, una de las técnicas más empleadas para identificar, datar y describir la incidencia histórica del fuego han sido los métodos dendrocronológicos, los cuales incluyen el muestreo en el bosque de cicatrices de fuego en los fustes de los árboles y de manera particular en el análisis de la huella dejada por el fuego en sus anillos de crecimiento (Mcbride, 1983; González et al., 2008; Stephens et al., 2003; Schoennagel et al., 2011). A este datado de anillos de crecimiento de los árboles para estudiar el pasado y

presente de los regímenes de incendios, también se le conoce como dendrocronopirología (Cerano et al., 2009).

Siguiendo este contexto, el objetivo del presente trabajo fue realizar una revisión de la aplicación de la dendrocronopirología, rama de la dendrocronología al estudio y descripción de los regímenes ecológicos de incendios así como su implicación en el manejo de los recursos.

DESARROLLO Y DISCUSIÓN DEL TEMA

La firma del fuego: evidencia morfológica

La primera evidencia para establecer la creación de un régimen o historia de fuego de un lugar o ecosistema determinado, es la ocurrencia de incendios, lo cual puede ser establecido a partir de plantas que parecen haber germinado después de un incendio, de restos de carbón o de las cicatrices de fuego en los árboles (Agee, 1993). Las cicatrices de fuego son el mejor recurso para la aplicación de métodos dendrocronológicos para realizar la reconstrucción histórica de los eventos de fuego.

Las cicatrices se forman cuando el fuego es demasiado intenso y/o cuando tiene un tiempo de estancia muy largo, suficiente como para penetrar la corteza y matar parte del cambium. Si el árbol sobrevive, cada año posterior a la creación de la primera cicatriz, el cambium vivo adyacente se expande lentamente sobre la superficie de la cicatriz y tiempo después la encierra a través del proceso de crecimiento (Figura 1). De tal manera, que en el anillo de crecimiento anual quedará registrada la presencia del incendio, haciendo posible conocer el año en el que fue afectado, manifestando así la evidencia morfológica (Agee, 1993). Las cicatrices de fuego en los árboles son indetificadas fácilmente ya que suelen ser triangulares y se extienden a la base del árbol, se pueden encontrar en árboles adyacentes, registrando el mismo año de incendio, y por lo general se pueden asociar con la presencia de carbón en la albura expuesta o la corteza (Agee, 1993).

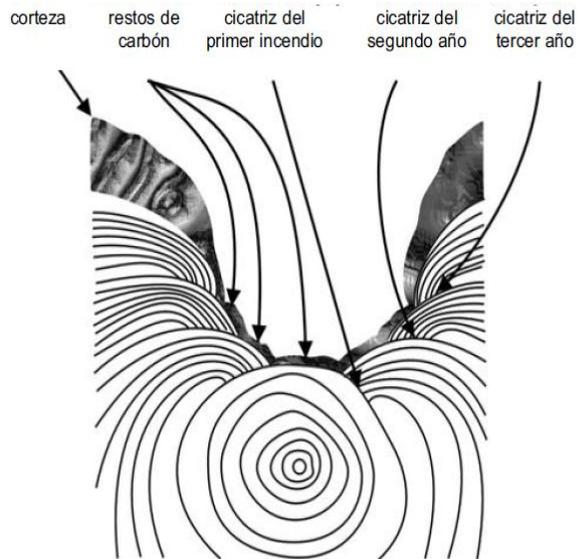


Figura 0-1. Ejemplo de cicatriz de fuego en el fuste de coníferas. Tomado de González et al., 2007.

Reconstrucción de un régimen de fuego

La selección del área para la reconstrucción de un régimen de fuego es el primer punto a considerar para tal fin, donde uno de los principales aspectos a tener en cuenta es la cantidad de cicatrices de fuego exhibidas por el arbolado, ya que estas determinarán el tipo de muestreo y la cantidad óptima de muestras a obtener (Cerano et al., 2009).

Otro punto importante a considerar al momento de la selección de las áreas, es que estas presenten el menor grado de disturbio por intervenciones silvícolas. Sin embargo, en muchos casos, áreas que han estado sometidas a aprovechamientos maderables, presentan un gran potencial para la toma de muestras, debido a que muchos de los individuos que presentan una cicatriz de fuego son cortados por encima del nivel de esta, dejando tocones con excelente registro de incendios (Cerano et al., 2009).

Las muestras pueden obtenerse de árboles derribados, árboles muertos en pie y arboles vivos (Arno y Sneek, 1977), que de preferencia exhiban la mayor

cantidad de cicatrices de fuego, de los cuales se extraen secciones transversales y/o núcleos de incremento o virutas (Figura 2).

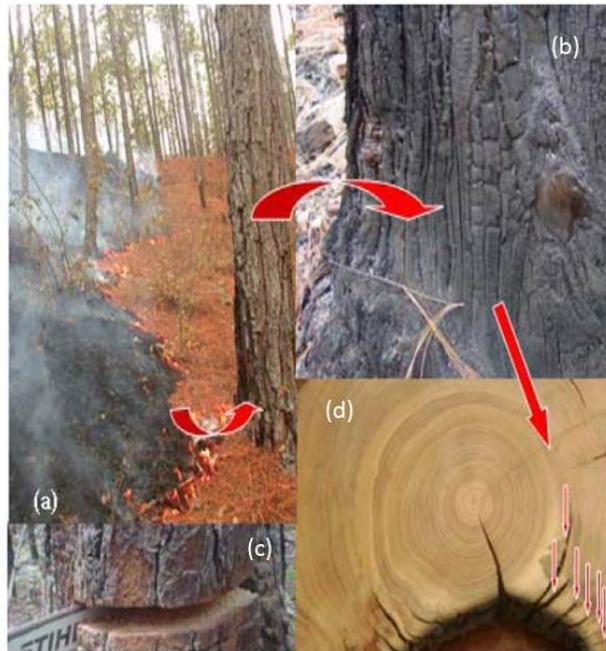


Figura 0-2. Proceso secuencial de la formación de cicatrices de fuego y extracción de muestras. a) Presencia de fuego de severidad baja. b) Formación de cicatriz de fuego. c) Extracción de sección transversal para el análisis dendrocronológico. d) Evidencia morfológica plasmada en los anillos anuales de crecimiento. Tomado de Cerano et al., 2009.

Posterior a la obtención de las muestras se procede con la preparación de estas para el análisis dendrocronológico. Dicha preparación consiste en secar las muestras al aire libre y a la sombra, después son sometidas a un proceso de pulido para resaltar las estructuras de los anillos de crecimiento y apreciar con mayor claridad la ubicación de la cicatriz de incendio (Cerano et al., 2009).

Una vez preparadas las muestras se realiza la datación o fechado exacto de la formación de los anillos de crecimiento anual, mediante la aplicación de técnicas dendrocronológicas estándares como la descrita por Stokes y Smiley (1968). Cuando las muestras provienen de árboles vivos el datado se facilita ya que es una secuencia que está anclada en el tiempo, es decir, el último anillo corresponde al último año de crecimiento (primer anillo cercano a la corteza). De esta manera se va retrocediendo en la secuencia de anillos y se va

asignando a cada uno de ellos, el año en el cual se formó (Gutierrez, 2008). Este proceso permite identificar los años con registro de incendio. Para las muestras provenientes de árboles muertos, se realizan gráficos de crecimiento conocidos como “Skeleton Plots” (Figura 3a), en ellos se grafican los patrones de crecimiento de los anillos para cada muestra, los cuales después son comparados con un gráfico maestro (cronología, creada a partir del fechado y medición de núcleos de incremento de árboles vivos) para un sitio cercano al área de estudio y/o con una cronología maestra desarrollada para el área de estudio (Figura 3b). De esta manera cada uno de los gráficos de crecimiento de las muestras con cicatriz de incendio se compara con dicho gráfico para su fechado y poder generar la cronología de incendios (Constante et al., 2009; Cerano et al., 2009).

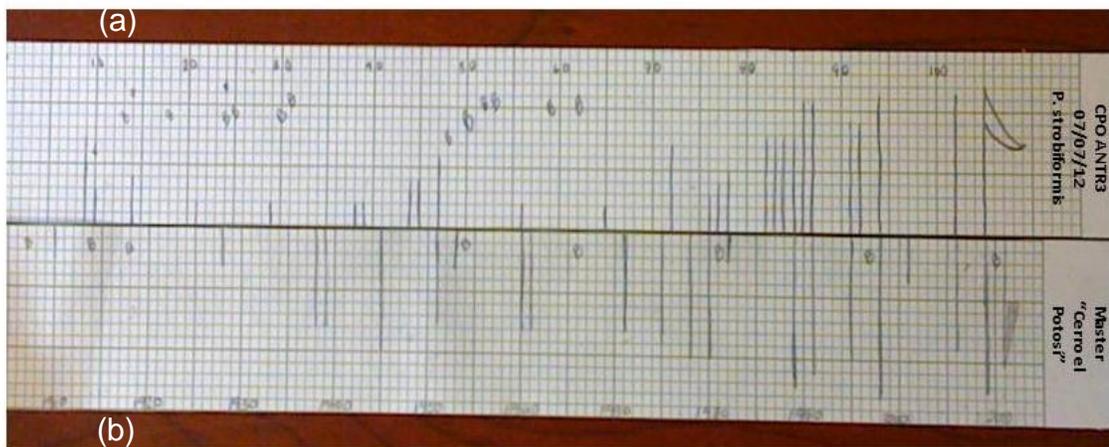


Figura 0-3. Proceso de fechado de anillos de crecimiento para muestras procedentes de árboles muertos. a) Gráfico de crecimiento (“Skeleton Plot”) de muestra con cicatriz de incendio procedente de tocón. b) Cronología maestra empleada para el fechado.

Posterior a ello, se realiza la identificación de la estacionalidad o época del año en la que ocurrió el incendio, información que facilita el conocer el número y porcentaje de incendios ocurridos o registrados en diferentes épocas del año.

La obtención de esta información se realiza a partir de la posición relativa de cada cicatriz de fuego dentro del anillo de crecimiento anual (Figura 4), es decir, en qué etapa de la estación de crecimiento del árbol (primavera o verano) se generó dicha cicatriz y generalmente se categoriza según la metodología propuesta por Grissino-Mayer (2001), la cual se muestra en el Cuadro 1.

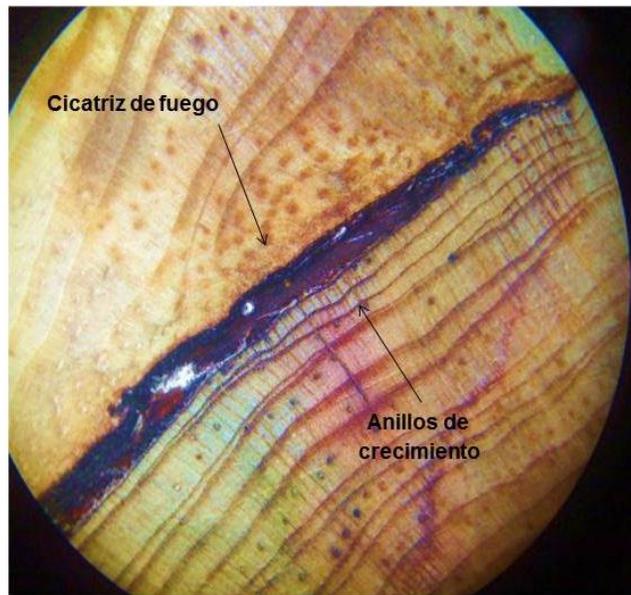


Figura 0-4. Vista de cicatriz de fuego, para identificación de la ubicación en el anillo de crecimiento.

Tabla 1 Cuadro 1. Clasificación de la estacionalidad de la ocurrencia de incendios en base a la posición relativa de la cicatriz de fuego en los anillos de crecimiento.

Clasificación (Siglas)*	Ubicación de la cicatriz
D: Dormancia	Cicatriz localizada entre la madera tardía del año anterior y al inicio de la madera temprana del año siguiente.
EE: Madera temprana	Cicatriz localizada en la primera tercer parte de la proporción de la madera temprana.
ME: Mitad de la madera temprana	Cicatriz localizada en la porción media de la madera temprana.
LE: Madera temprana tardía o final	Cicatriz localizada en la última tercera parte de la madera temprana.
L: madera tardía	Cicatriz localizada en la madera tardía.

*Las siglas son mostradas por su nomenclatura en inglés.

Análisis del régimen de incendios

Con los datos obtenidos a partir del análisis dendrocronológico de las muestras se procede a la reconstrucción y análisis estadístico del régimen de fuego. Lo primero es graficar una cronología maestra de incendios (“Master Fire Chronology”). El software más empleado para la creación y análisis de las cronologías maestras de incendios es el FHX2 desarrollado por Grissino-Mayer, (2001). Este software analiza estadísticamente los cambios en la frecuencia de incendios a través del tiempo y permite hacer comparaciones a través de gradientes ecológicos. Los estadísticos que se evalúan son: Frecuencia de incendios (número de incendios por periodo de tiempo, índice de cicatrices de fuego (número de árboles cicatrizados/número de árboles muestreados X100), intervalos medios de probabilidad de Weibull (WMPI), intervalos de fuego máximos y mínimos y desviación estándar de los intervalos de fuego. Los análisis estadísticos de los cambios en la frecuencia de incendios se realizan en

periodos de 10, 25 o 50 años. Dichos análisis resultan de gran importancia cuando se evalúan los efectos de factores locales o regionales, tales como disturbios asociados a la actividad antropogénica o la influencia de las variaciones climáticas en los regímenes de fuego.

En la figura 5 se muestra una cronología maestra de incendios (Master Fire Chronology), generada para la parte alta del cerro Mohinora en Chihuahua (Cerano et al., 2010). En ella, las líneas horizontales representan a cada una de las muestras y las barras verticales son los eventos de incendios datados. Los años en los cuales se registraron los incendios, al considerar todas las muestras se indican sobre el primer eje inferior de X y el segundo eje inferior de X indica la extensión en el tiempo del estudio. Esta primera cronología considera todas las muestras analizadas, incluyendo aquellas muestras con una sola cicatriz.

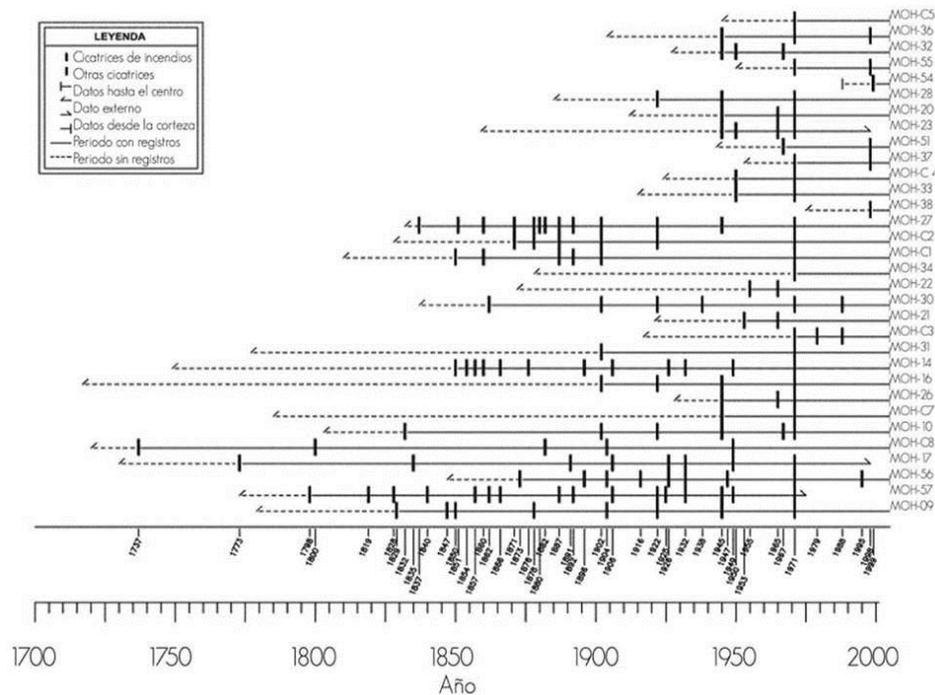


Figura 0-5. Ejemplo de la reconstrucción de la frecuencia de incendios para los últimos 300 años en la parte alta de la reserva Cerro Mohinora, Chihuahua. Tomado de Cerano et al., 2010.

Así mismo, se analizan los años de incendio que pudieron haber sido particularmente extensos a través del área de estudio, esto es, asumiendo que altos porcentajes de muestras con registro de incendio para cualquier año, fueron incendios extensos y con impactos significativos para el área en comparación de aquellos años con menores porcentajes de registro. Esto se obtiene mediante la aplicación de filtros que consideran 1) porcentaje mínimo de muestras cicatrizadas en cualquier año, 2) número mínimo de muestras cicatrizadas y 3) número mínimo de muestras. Generalmente se aplican filtros que consideran el total, el 10 y 25% de muestras con registro de incendio, para cualquier año (Grissino-Mayer, 2001). De esta manera se asume que aquellos años con registro de incendio con bajo porcentaje de presencia de cicatrices en el total de las muestras, en un área de estudio determinada, fueron incendios menos extensos con influencia de posibles efectos locales de topografía, microclima o disturbios relacionados con actividades humanas y por el contrario se asume que años con altos porcentajes de cicatrices en el total de las muestras fueron incendios que cubrieron una mayor superficie (Grissino-Mayer, 2001; Swetnam y Baisan, 2003).

Otro punto importante de análisis es la relación clima-frecuencia de incendios, el cual, comúnmente se realiza, cuando se aplican métodos dendrocronológicos a través de la subrutina Superposed Epoch Analysis (SEA) del software FHX2 (Grissino-Mayer, 2001). El SEA es empleado para analizar la influencia del clima en la ocurrencia de incendios y determina la relación entre el clima local y la frecuencia de incendios, a partir del análisis de dos variables: 1) cronología de ancho de anillo estandarizado (archivo proxí de clima) y la cronología master de incendios (Grissino-Mayer, 2001; Cerano et al., 2009). Los resultados de este análisis permiten conocer las condiciones climáticas previas, durante y posteriores a la ocurrencia de incendios. Proporcionando valores estadísticos significativos en cuanto valores medios del clima por cada año que compone el periodo de tiempo analizado, soportados por límites de confianza y mostrando de igual manera el número de simulaciones realizadas. En la figura 6 se muestran los resultados generados de manera gráfica lo que permite una fácil

interpretación. En ella el valor de 1 en el eje de las “Y”, representa el valor promedio del clima. Cuando los valores promedio de clima de los años previos a la ocurrencia del incendio superan la media, la interpretación hace referencia a que tales años fueron húmedos y en caso contrario, cuando tales valores son menores a la media, indican condiciones secas. El año (0) indica la ocurrencia del incendio y los valores de -5 hasta -1 representan los cinco años anteriores al mismo; 1 y 2 hacen referencia a las condiciones climáticas en los dos años posteriores a la ocurrencia del incendio.

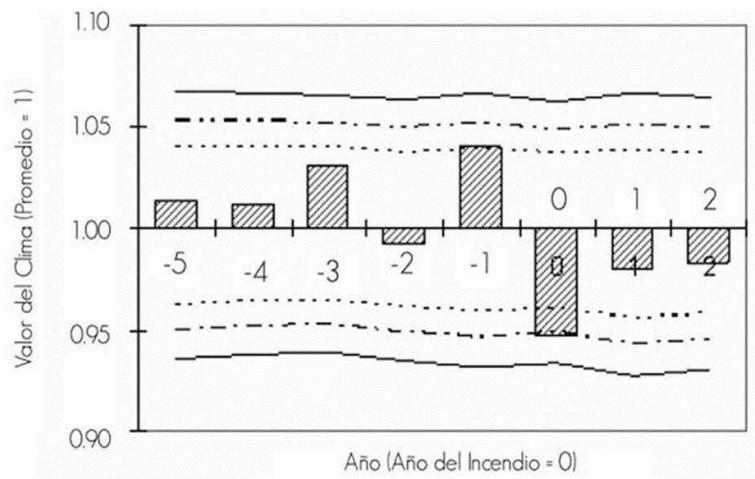


Figura 0-6. Grafica de análisis de las condiciones climáticas para la parte alta del cerro Mohinora, Chihuahua. Tomado de Cerano et al., 2010. Las líneas ubicadas en la parte superior e inferior del eje de las “X” representan los intervalos de confianza, al 95%, 99% y 99.9%, respectivamente.

En general, los resultados obtenidos a partir de estas cronologías permiten analizar y relacionar la frecuencia de incendios con los factores que más influencia tienen en su ocurrencia, lo que a su vez constituye una herramienta importante para la toma de decisiones y ejecución de programas de manejo y prevención de incendios (Cerano et al., 2009). Sin embargo, la interpretación de las reconstrucciones siempre debe de tener en consideración el objetivo con el cual fue realizada.

Aplicaciones para el manejo: Reconstruyendo Regímenes de fuego

Históricamente el fuego ha formado parte de la evolución de la mayoría de los ecosistemas terrestres (Bowman et al., 2009). No obstante los humanos han alterado los regímenes de fuego desde su temprana historia y las últimas décadas se han caracterizado por los vertiginosos cambios en los regímenes de fuego como consecuencia de variaciones significativas en la población humana, en particular con respecto a su crecimiento, los factores socioeconómicos y el manejo de tierras (Pausas y Keeley, 2009).

Estos cambios han llevado al desarrollo de investigaciones sobre la ecología del fuego, las cuales, no solo han permitido el desarrollo de estrategias de manejo y uso del fuego así como de prevención y combate de incendios, sino que también han servido para aceptar al fuego como un proceso ecológico e integrar la ocurrencia de estos eventos en programas de restauración, conservación y manejo (Conedera et al., 2009).

En este contexto una de las técnicas que ha contribuido significativamente al entendimiento del papel del fuego en los ecosistemas ha sido la dendrocronopirología, la cual, destaca la importancia de la reconstrucción del historial de incendios como una valiosa fuente de información para la reconstrucción y análisis de una amplia gama de variables ecológicas que influyen el comportamiento del fuego y los efectos que este representa en los distintos ecosistemas (Touchan y Hughes, 2000; Grissino-Mayer, 2005).

De esta manera los estudios desarrollados al respecto parten de la hipótesis de que los incendios actuales se comportan de manera diferente a cualquier otra época en la historia (Williams y Baker, 2012), siendo su principal objetivo el conocer las causas que han originado los cambios en su comportamiento y estimar las consecuencias para los ecosistemas.

Los resultados de dichas investigaciones, las cuales han empleado como método de análisis técnicas dendrocronopirologicas, indican que las principales causas de cambio en la frecuencia y severidad de los incendios se

han incrementado debido a situaciones principalmente aunadas a los cambios de uso de suelo, desarrollo de infraestructura, políticas de supresión y las variaciones de temperatura y precipitación, asociadas al cambio climático. Generando como consecuencia cambios significativos en los patrones y procesos de los ecosistemas, en la estructura y composición así como también en la resiliencia de los mismos (Heyerdahl y Alvarado, 2003; Brown et al., 2008; Nowacki y Abrams, 2008; González et al., 2008; Rodríguez, 2008; Brown, 2010; Yocom et al., 2010; Fulé et al., 2011; Williams y Baker, 2012).

Paralelamente se hace un marcado énfasis en la importancia del conocimiento de la variabilidad y del historial ecológico del comportamiento de los incendios forestales como aspectos importantes a considerar en los programas de manejo y restauración, ya que este conocimiento brinda mayores elementos para la elaboración y ejecución de dichos programas generando un mayor impacto en la conservación y estabilidad ecológica (Fulé et al., 2005; Fulé et al., 2011; Touchan et al., 2012).

Es así que las alteraciones de los regímenes de fuego, pueden ser explicadas como la medida en que los modelos actuales de los regímenes de fuego se han alejado de los rangos naturales, históricos o ecológicamente tolerables de variación en cada uno de los atributos clave que lo componen (TNC, 2004). Por lo que ahora el concepto de régimen de fuego es una descripción estructurada del papel que el fuego desempeña en los ecosistemas, como una significativa fuerza evolutiva (Bond y Keeley, 2005).

Por lo tanto la comprensión de los regímenes de fuego es una fuente fundamental de información para conocer y entender patrones y procesos ecológicos en los ecosistemas, dado que su distribución, diversidad, estructura y composición están determinados en gran medida por el clima, suelo así como por los regímenes históricos de perturbación (TNC, 2004; Gonzalez, 2005). Es así que el uso reflexivo del fuego no solo requiere del entendimiento del manejador en cómo utilizar esta valiosa herramienta para alcanzar objetivos de manejo si no también reconocer los efectos secundarios que los incendios

producen (Moser y Wade, 2005). Es por ello que el conocimiento de la dinámica del fuego, tanto histórica como actual, provee bases para el desarrollo de soluciones socialmente aceptables y ecológicamente viables para atender los problemas de manejo y conservación, asociados a la ocurrencia de los eventos de fuego (Gonzalez, 2005; Brown, 2010).

CONCLUSIONES

La aplicación de las técnicas dendrocronológicas en el estudio de los recursos naturales brinda la posibilidad de conocer su dinámica, dando perspectivas sobre tendencias de evolución y proporcionando elementos para el desarrollo de estrategias eficaces de manejo y/o restauración. Por tal motivo el conocimiento de la distribución de la variabilidad natural de los disturbios propios de los ecosistemas, en este caso incendios, trasciende como un punto importante a considerar para ser incluido en dichos programas por parte de las agencias encargadas del manejo de los recursos naturales en México.

LITERATURA CITADA

Agee, J.K. 1993. Fire Ecology of Pacific Northwest Forest. Island press, Washington, D.C. 477 pp.

Arno, S.F. and K.M. Sneek. 1977. A method for determining fire history in coniferous forest of the mountain west. USDA Forest Service Intermountain Forest and Range Experiment Station, GTR-INT-42.

Bergeron, Y., A. Leduc., B.D. Harvey., S. Gauthier. 2002. Natural fire regime; a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fenica* 36(1):81-95.

Bergeron, Y., S. Gauthier., T. Nguyen., A. Leduc., P. Drapeau and P. Grondin. 2003. Developing forest management strategies based on fire regimes in northwestern Quebec, Canada. Report of the Sustainable Forest Management Network.

Bond, W.J., F. I. Woodward and G.F. Midgley. 2004. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist* 165:525-538.

Bond, W.J and J. E. Keeley 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *TRENDS in Ecology and Evolution* 20(7):387-394.

Bowman, D. M. J. S., J. K. Balch., P. Artaxo., W. J. Bond., J. M. Carlson., M. A. Cochrane., C. M. D'Antonio., R. S. DeFries., J. C. Doyle., S. P. Harrison., F. H. Johnston., J. E. Keeley., M. A. Krawchuk., C. A. Kull., J. B. Marston., M. A. Moritz., I.C. Prentice., C.I. Roos., A.C. Scott., T.W. Swetnam., G.R. van der Werf and S.J. Pyne. 2009. Fire in the earth system. *SCIENCE* 324: 481-484.

Brown, P. M., E. K. Heyerdahl., S.G. Kitchen and M. H. Weber. 2008. Climate effects on historical fires (1630–1900) in Utah. *International Journal of Wildland Fire* 17: 28–39.

Brown P. M. 2010. Wildfire Risk and Ecological Restoration in Mixed-Severity Fire Regimes. In: M. Stoffel et al. (Eds.), *Tree Rings and Natural Hazards: A State-of-the-Art, Advances in Global Change Research*, Springer, 2010. pp. 361-363.

Caldaro, N. 2002. Human ecological intervention and the role of forest fires in human ecology. *Science of the Total Environment* 292(3):141-165.

Cerano P, J., J. Villanueva D., P.Z. Fulé., P.M. Brown., L.L. Yocom., V. Constante G and J Estrada A. 2009. Interpretación del historial de incendios en bosques mixtos de coníferas. Folleto técnico No. 15. INIFAP CENID RASPA. Gómez Palacio, Durango. 59 p.

Cerano P, J., J. Villanueva D and P. Z. Fulé. 2010. Reconstrucción de incendios y su relación con el clima para la reserva Cerro el Mohinora, Chihuahua. *Rev. Mex. Cien. For.* 1(1): 63-74.

Conedera M., W. Tinner., C. Neff., M. Meurer., A. F. Dickens and P. Krebs. 2009. Reconstructing past fire regimes: methods, applications, and relevance to fire management and conservation. *Quaternary Science Reviews* 28: 555–576.

Constante G, V., J. Villanueva D., J. Cerano P and J. Estrada Á. 2009. Medición y calidad de fechado en anillos de árboles. Folleto técnico No. 14. INIFAP CENID RASPA. Gómez Palacio, Durango.

Fulé, P. Z., J. Villanueva D and M. Ramos G. 2005. Fire regime in a conservation reserve in Chihuahua, Mexico. *Canadian Journal of Forest Research* 35:320–330.

Fulé, P.Z., M. Ramos G., C. Córtes M and A.M. Miller. 2011. Fire regime in a Mexican forest under indigenous resource management. *Ecological Applications*, 21(3): 764–775.

Gonzalez, M.A. 2005. Fire history data as reference information in ecological restoration. *Dendrochronologia* 22:149-154.

González T, M.A., L. Schwendenmann., J. Jiménez and W. Himmelsbach. 2007. Reconstrucción del historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino encino en la Sierra Madre Oriental. *Madera y Bosques* 13(2):51-63.

González T, M.A., L. Schwendemann., J. Jiménez P and. R. Schulz. 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.

Gutierrez M, E. 2008. La dendrocronología: métodos y aplicaciones. In: *Arqueología náutica mediterránea*. X. Nieto y M.A. Cau (eds.). pp. 303-315.

Grissino M, H.D. 2001. FHX2-software for analyzing temporal and spatial patterns in fire regimes from tree rings. *Tree-Ring research*. 57:115-124.

Grissino M, H.D. 2005. [En línea]. The Ultimate Tree-Ring Web Pages. Disponible en: <http://web.utk.edu/~grissino/principes.htm>

Heyerdahl, E.K and V. Card. 2000. Implication of palaeorecords for ecosystem management. *Trees* 15(2): 49-50.

Heyerdahl E. K and E. Alvarado. 2003. Influence of climate and land use on historical surface fires in pine–oak forests, Sierra Madre Occidental, Mexico. Pages 196–217 in T. T. Veblen, W. L. Baker, G. Montenegro, and T. W. Swetnam, editors. *Fire and climatic change in temperate ecosystems of the western Americas*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.

Kaufmann, M. R., T. T. Veblen y W. H. Romme. 2006. Historical fire regimes in ponderosa pine forests of the Colorado Front Range, and recommendations for ecological restoration and fuels management. Front Range Fuels Treatment Partnership Roundtable, findings of the Ecology Workgroup. Disponible en www.frftp.org/roundtable/pipo.pdf. Consultado 17 octubre, 2011.

Lloret, F. 2004. Régimen de incendios y regeneración. En: Valladares, F. 2004. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Páginas 101-126. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid.

Marques, S., J. G. Borges, J. Garcia-Gonzalo., F. Moreira., J. M. B. Carreiras., M. M. Oliveira., A. Cantarina., B. Botequim and J. M. C. Pereira. 2011. Characterization of wildfires in Portugal. *Eur J Forest Res* 130:775–784.

Mcbride, J,R. 1983. Analysis of tree rings and fire scars to establish fire history. *Tree-Ring Bulletin*, 43: 51-67.

Moser, W. K and D.D. Wade. 2005. Fire exclusion as a disturbance in the temperate forest of the USA: Example from longleaf pine forest. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20(6): 17-26.

Nowacki, G. J and M.D. Abrams. 2008. The Demise of Fire and “Mesophication” of Forests in the Eastern United States. *BioScience* 58(2): 123-138.

Pausas, J. G. and J. E. Keeley. 2009. A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life. *BioScience* 59(7): 593–601.

Rodríguez, D.A. 2008. Fire Regimes, Fire Ecology, and Fire Management in Mexico. *A Journal of the Human Environment* 37(7):548-556.

Schoennagel, T., R. L. Sherriff and T.T. Veblen. 2011. Fire history and tree recruitment in the Colorado Front Range upper montane zone: implications for forest restoration. *Ecological Applications*, 21(6): 2210–2222.

Scott, A.C., J. Moore and B. Brayshay. 2000. Introduction to fire and the palaeoenvironment. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 164, 1-412.

Stephens, S.L., N. Skinner and J. Gill. 2003. Dendrochronology-based fire history of Jeffrey pine-mixed conifer in the Sierra San Pedro Martir, Mexico. *Can. J. For. Res./Rev. Can.Rech. For.*, 33(6):1090-1101.

Stephens, S. y L. Ruth. 2005. Federal forest fire policy in the United States. *Ecological Applications* 15(2):532-542.

Stokes, M. A. and T. L. Smiley. 1968. An introduction to tree-ring dating. University of Chicago Press, Chicago. USA. 73 p.

Swetnam, T.W and C.H. Baisan. 2003. Tree-ring reconstructions of fire and climate history in the Sierra Nevada and Southwestern United States. In Veblen, T.T., Baker, W., Montenegro, G., Swetnam, T.W. (Eds.), *Fire and climate Change in Temperate Ecosystems of the Western Americas*. Ecological Studies. Springer, New York, pp.158-195.

Touchan, R. and M. Hughes. 2000. The role of dendrochronology in natural resource management. *USDA Forest Service Proceedings RMRS*—p. 13.

Touchan, R., C. Baisan., I. D. Mitsopoulos and A. P Dimitrakopoulos. 2012. Fire history in european black pine (*Pinus Nigra* ARN.) Forests of the Valia Kalda, Pindus Mountains, Greece. *Tree-Ring Research*, 68(1): 45–50.

TNC (The Nature Conservancy).2004. Fire, Ecosystems and People. TNC, Tallahassee, FL, 9 pp.

Yocom, L.L., P.Z. Fulé, P.M. Brown, J.N. Cerano, J. Villanueva D, D.A. Falk, E. Cornejo O. 2010. El Niño–Southern Oscillation effect on a fire regime in northeastern Mexico has changed over time. *Ecology* 91(6):1660-1671.

CAPITULO III

FIRE HISTORY OF CONIFER FORESTS OF CERRO EL POTOSÍ, NUEVO LEON, MEXICO[†]

ABSTRACT

Fire is one of the most important ecosystem processes contributing to biodiversity and health; it is useful to study patterns and changes in fire regimes. The fire regime for the coniferous forests of Cerro El Potosí, located in the Sierra Madre Oriental mountain range in northeastern Mexico, was investigated using fire-scarred trees. The trees recorded fires from the late 19th century through the late 20th century. Most of the fires corresponded to the 20th century; the last fire recorded was in 1998. We observed shorter fire return periods until before 1955, with an increase in these intervals for subsequent fire events. There was no significant relationship between fire occurrence and climate variables (precipitation and ENSO), suggesting that for our study area fire occurrence is mostly influenced by anthropogenic activities.

[†]. Avila Flores D. Y., González Tagle, M.A., Fulé, P.Z., Jiménez-Pérez J., Cerano P, J. 2013. Fire history of conifer forests of Cerro El Potosí, Nuevo Leon, Mexico. *Southwestern Naturalist*. Sometido

RESUMEN

El fuego es uno de los procesos de los ecosistemas más importantes que contribuyen a la biodiversidad y la salud; es útil para estudiar los patrones y cambios en los regímenes de fuego. El régimen de incendios de los bosques de coníferas del Cerro El Potosí, ubicado en la Sierra Madre Oriental en el noreste de México, se investigó mediante el uso de cicatrices de fuego en árboles.

Los árboles registraron incendios de finales del siglo 19 y de finales del siglo 20. La mayoría de los incendios corresponden al siglo 20, el último incendio se registró en 1998. Observamos cortos periodos de retorno de fuego hasta antes de 1955, con un aumento de estos intervalos para los incendios posteriores. No hubo una relación significativa entre la ocurrencia de incendios y las variables climáticas (precipitación y ENSO), lo que sugiere que para nuestra área de estudio la ocurrencia de incendios está influenciada principalmente por las actividades antropogénicas.

INTRODUCCIÓN

Fire is an important evolutionary force that influenced ecosystems for hundreds of millions of years and contributed to their distribution, structure and function (Bond and Keeley, 2005). This perspective on fire is relatively new and contrasts with the classical view that the distribution of plants can be explained by climate and soil alone (Pausas and Keeley, 2009).

The role of the periodic occurrence of fire in ecosystems has been studied as an ecological process. Key aspects include the influence of fire on the structure and composition (Poage, 2009; Hessl et al., 2011; Lydersen and North, 2012), patterns of regeneration (Keeley et al., 2006), tolerance of plants to fire (Keeley et al., 2011; JUAREZ et al., 2012), influence on habitat (Banks et al., 2011; Ponce et al., 2012) and the influence and effects of fire on soil (Ice et al., 2004).

Fires burn with varying intensities and frequencies, resulting in a wide variety of ecological effects associated with different physical and biotic aspects of ecosystems. Over time, many fire regimes have changed as a result of different sources of disturbance such as the conversion of forests to agricultural land or grazing, the expansion of cities where people and their homes are mixed in natural landscapes, and suppression activities (Bowman et al., 2009). In addition, fire regimes have been affected by variations in temperature and precipitation associated with climate fluctuation (Yocom et al., 2010) and climate change (Westerling et al., 2011).

Fire regimes vary regionally and even within limited geographical areas, due to changes in elevation and aspect (Brown, 2000). Therefore, site-specific studies are often necessary to determine local patterns of fire occurrence and its relationship with site-specific ecological factors. In northern Mexico several studies have described the fire regimes (Fule and Covington 1999; Drury and Veblen, 2008; Cerano et al., 2010; Fulé et al., 2011), but most of them have been carried out in northwestern forests with only a few examples in the northeast (González et al., 2007; Yocom et al., 2010; Yocom and Fulé, 2012).

Thus, the objective of this research was to determine the pattern of occurrence of forest fires and their relationship with precipitation and atmospheric circulation patterns for coniferous forests in northeastern Mexico. We selected Cerro El Potosí which is located in the Sierra Madre Oriental, in eastern Mexico. This mountain stands out as the highest peak in the northeast of the country, for its high biodiversity, and for its geographical location. Cerro Potosí is a protected area with fifteen endemic species. Among these are species of cactus such as *Aztekium hintonii*, *Geohintonia Mexicana* and endemic species of the genera *Astragalus*, *Lupinus*, *Pinus*, and *Quercus*. Given their biological characteristics as well as the urgent need for conservation, Cerro Potosí was declared a natural protected area in 2000 (Diario Oficial de la Federación, 2000). The declaration aimed to minimize the impacts of forest harvesting and damages generated by a large fire that occurred during the summer of 1998 (Treviño et al., 2006). In

1998, Mexico experienced a severe fire season in terms of number of fires, area and biomass burned. This atypical fire season was associated with an extreme El Niño event (Rodríguez-Trejo and Pyne, 1999). In this sense, the geographic location of the Potosi provides a great opportunity to know the influence of atmospheric circulation patterns in fire occurrence, since it is located at a latitude where the phases of El Niño / Southern Oscillation (ENSO) are likely to show dipole behavior, switching from drought association with El Niño to the south and with La Niña to the north (Caso et al., 2007; Yocom and Fulé, 2012).

MATERIALS AND METHODS

Study Area

Cerro El Potosí is located in the Sierra Madre Oriental in the state of Nuevo León, Mexico, about 80 km south of Monterrey (FIG. 1). El Potosí belongs to the sub-province of the La Gran Sierra Plegada, which is composed of a series of intermountain canyons, oriented north-northwest to south-southeast. El Potosí is the highest mountain in northeastern Mexico, with a maximum elevation of 3,700 meters above sea level. Due to its location and elevation it is considered a biogeographic island. The prevailing climate is dry and temperate. The range of annual precipitation is between 400 and 600 mm, with low rainfall throughout the year. The annual average temperature range fluctuates between 12 and 18 °C (INEGI, 1986). The area hosts a wide variety of vegetation including mixed conifer forests, oak forests, coniferous scrub and desert scrub (García, 1999). The mixed conifer forests are located at or above 2,000 meters above sea level and are composed of species such as *Pinus hartwegii*, *Pinus strobiformis*, *Pseudotsuga menziesii*, *Abies vejarii* and species of phytogeographical importance such as *Pinus greggii*. Endemic species to México with great ecological and economic importance. This pine species is distributed in isolated populations along the Sierra Madre Oriental. This species is one of the key structural components in the communities in which it grows, as it is part of the

dominant canopy and in many cases is the only one representing the arboreal stratum. It is one of the greater trees of economic value to human populations living in surrounding areas. Is used to provide wood for the sawmill industry, and locally in obtaining fenceposts and fuelwood. The area also has a high number of endemic species, among which stands out the “dwarf pine” (*Pinus culmicola*).

Changes in plant communities have occurred on El Potosí due to a long period of commercial timber harvesting, as well as the installation of antennas for air navigation at the top. Currently the area is under the influence of diverse impacts of anthropogenic origin. These activities include extensive livestock grazing, timber harvesting for subsistence by people who inhabit the area and who have rights to cut timber, and tourism.

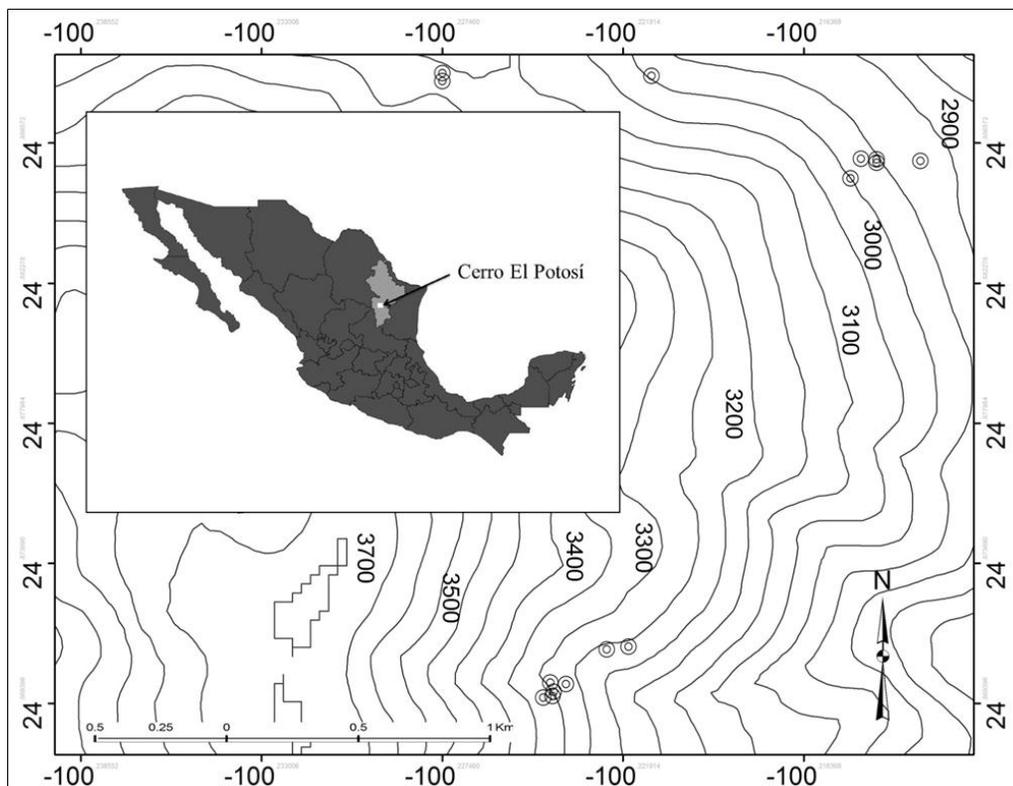


Figura 1. Map of the study site. The circles indicate the location of the points where the samples were obtained.

Sampling

The selected area for sampling was a part of the coniferous forests, between 2,900 -3,450 meters above sea level, with a northeast aspect and a slope range of 22-38%. The sampling area covered an area of \approx 2 km. The forest in the sampling area was composed of species such as *Abies vejarii*, *Pinus strobiformis*, *Pinus greggii*, *Pinus hartwegii* and *Pseudotsuga menziesii*. To reconstruct the fire history in the area, we took samples from trees with at least one fire scar. We used chain saws to obtain the samples. We collected total and partial sections of stumps, logs, snags and living trees. In addition data were recorded for each tree such as diameter (DBH), status (live, snag, log and stump), slope, aspect and geographical coordinates. We obtained a total of 22 sections. The study was conducted with a limited number of samples due to the insecurity prevailing in the study area during the period in which we conducted the field work.

Laboratory procedures

Sampled sections were air-dried and prepared for analysis. In order to improve visibility of tree rings and fire scars, we used a sequence of increasingly fine grits of sandpaper. Samples were cross-dated using standard dendrochronological techniques (Stokes and Smiley, 1968). For the samples coming from dead trees we made skeleton plots that were cross-dated using a *Pinus hartwegii* ring width chronology made for Cerro El Potosí (J.Villanueva-Díaz et al., in litt.), unpublished data). The fire scars in each sample were dated to the year that each was formed.

The seasonality of fire occurrence was identified by looking at where each fire scar was located within the annual growth ring (Baisan and Swetnam, 1990) using categories from Grissino-Mayer (2001): D=dormant, E=earlywood, M=middle earlywood, L= late earlywood and A= latewood. Categories were grouped into two periods: 1) spring (D+E) and 2) summer (M+L+A).

Data Analysis

In order to create the master fire chronology and perform statistical analysis, we used the FHX2 software version 3.2 (Grissino-Mayer, 2001). Summary statistics were calculated for the period of adequate sample depth, also known as the “period of reliability,” which consists of the period between the first and last occurrence of a minimum proportion of scarred samples in any given fire year (Touchan and Swetnam, 1995). We determined the appropriate period to be when at least 25% of total samples had scarred in any year. That is, we beginning and ending years were years when fire was first and last recorded on four or more samples. The period that showed an adequate record was from 1888 to 2011 (123 years). For this period we calculated the composite mean fire interval using all fire dates as well as those that burned at least 25% or more of the recording trees. The recording trees are those trees that are more susceptible to form new fire scars because they have an open wound after being scarred previously (Romme, 1980). We used the Weibull distribution to statistically describe the fire interval data because of its flexibility and ability to model skewed distributions (Grissino-Mayer, 1999). The Weibull distribution results also provide a standard way to compare fire regimes across ecological gradients (Grissino-Mayer, 1999). The descriptive statistics calculated from the fire intervals were mean fire interval (MFI), median fire interval, Weibull median interval (WMPI), Weibull modal interval (MOI), minimum and maximum fire interval. The dominant seasonality of fire occurrence was determined from the distributions of the positions of fire scars in the growth rings.

To analyze climate conditions related to fire occurrence in the study area, we used the Superposed Epoch Analysis (SEA) (Grissino-Mayer 2001). This analysis was used to determine climate conditions during fire years, for five years prior to fire years and for two years after fire years. We used an annual precipitation reconstruction (1796-2010) from *Pinus culminicula* of the highest part of Cerro El Potosí (J.Cerano Paredes et al., in litt.). Additionally we related fire occurrence with the ENSO index NINO3 for the period 1856-2011. Data

were obtained from IRI/LDEO Climate Data Library (<http://iridl.ldeo.columbia.edu/SOURCES/.Indices/.nino/>). A bootstrapping procedure was used to assess the statistical significance of the influence of climate on fire occurrence.

RESULTS

From the 22 collected samples, it was only possible to date 16, with a total of 35 fire scars. The samples used were of *Pinus strobiformis* and *Pinus hartwegii*. The oldest scar formed in 1807 and the most recent in 1998 (Figure 2). The descriptive statistics calculated for the period of reliability (1888-2011) show that the Mean Fire Interval (MFI) for all fires was 11 years and 15.7 years for the larger fires or those that scarred $\geq 25\%$ of all samples (Table 1).

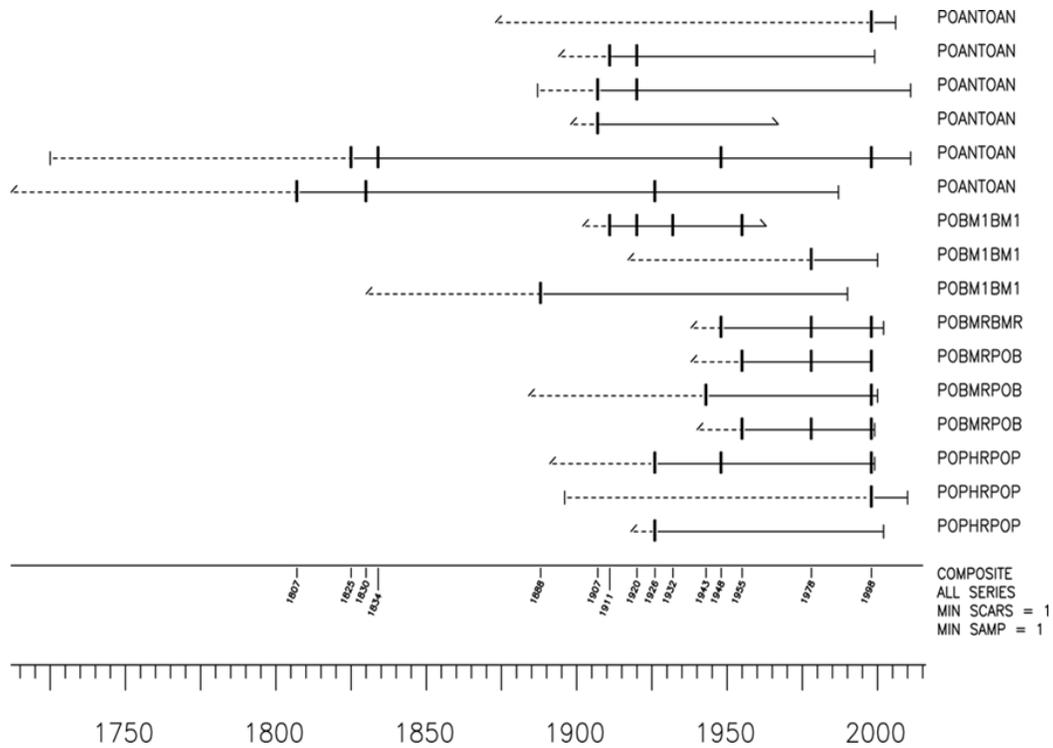


Figura 2. Composite fire history chart of Cerro El Potosí. Horizontal lines represent samples, and vertical lines represent fire scars.

The Weibull distribution results indicated an appropriate fit for the data. The values of the Kolmogorov Smirnov (K-S) test for the goodness of fit of the distribution were K-S d (0.19) and $P > 0.82$ for all fires and K-S d (0.20) and $P > 0.93$ for those that scarred 25% or more of the samples. The K-S test uses d -statistic, which measures the maximum distance between the cumulative frequency distribution of the actual data and the fit of the Weibull distribution. Low values for d and high values for the probabilities are desirable (Grissino-Mayer, 1999). The Weibull values for median probability interval (WMPI) ranged between 10 and 15 years, similar to MFI values (Table 1).

Tabla 2Table 1--Characteristics of fire intervals in the coniferous forest of Cerro El Potosí, in the Sierra Madre Oriental, Mexico.

Characteristics	All fires	25% scarred
Total no. Intervals	10	7
Mean Fire Interval (yr)	11	15.7
Weibull median Interval (yr)	10.1	14.5
Weibull modal Interval (yr)	7.8	11.5
Minimum Fire interval (yr)	4	4
Maximum Fire Interval (yr)	23	30

The position of fire scars in the growth rings was identified for all the samples dated. The results of the analysis of seasonality indicate that the highest percentage of fires (77.4%) occurred in summer (M + L + A), with fewer fires (22.6%) registered in the spring (D + E). Figure 3 shows the distribution of fire scars according to their position within growth rings for all samples. Most of the scars were located in the middle of the earlywood (M) and the fewest were located in the latewood (L).

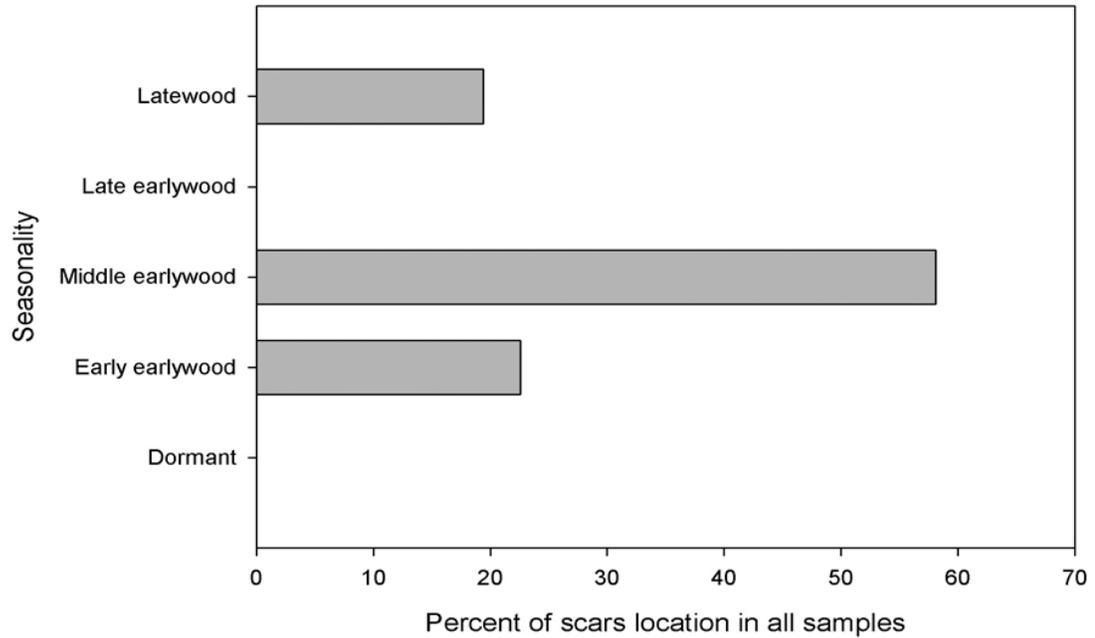


Figure 3. Intra-annual position of fire scars for all samples.

The results from the SEA analysis indicate no significant relationship between the fire occurrence and ENSO events ($p > 0.05$). Fires tended to occur in dry years, but the relationship was not statistically significant ($p > 0.05$). Similarly we found that the occurrence of fire was preceded by a year of wet conditions, but not significantly ($p > 0.05$) (Figure 4).

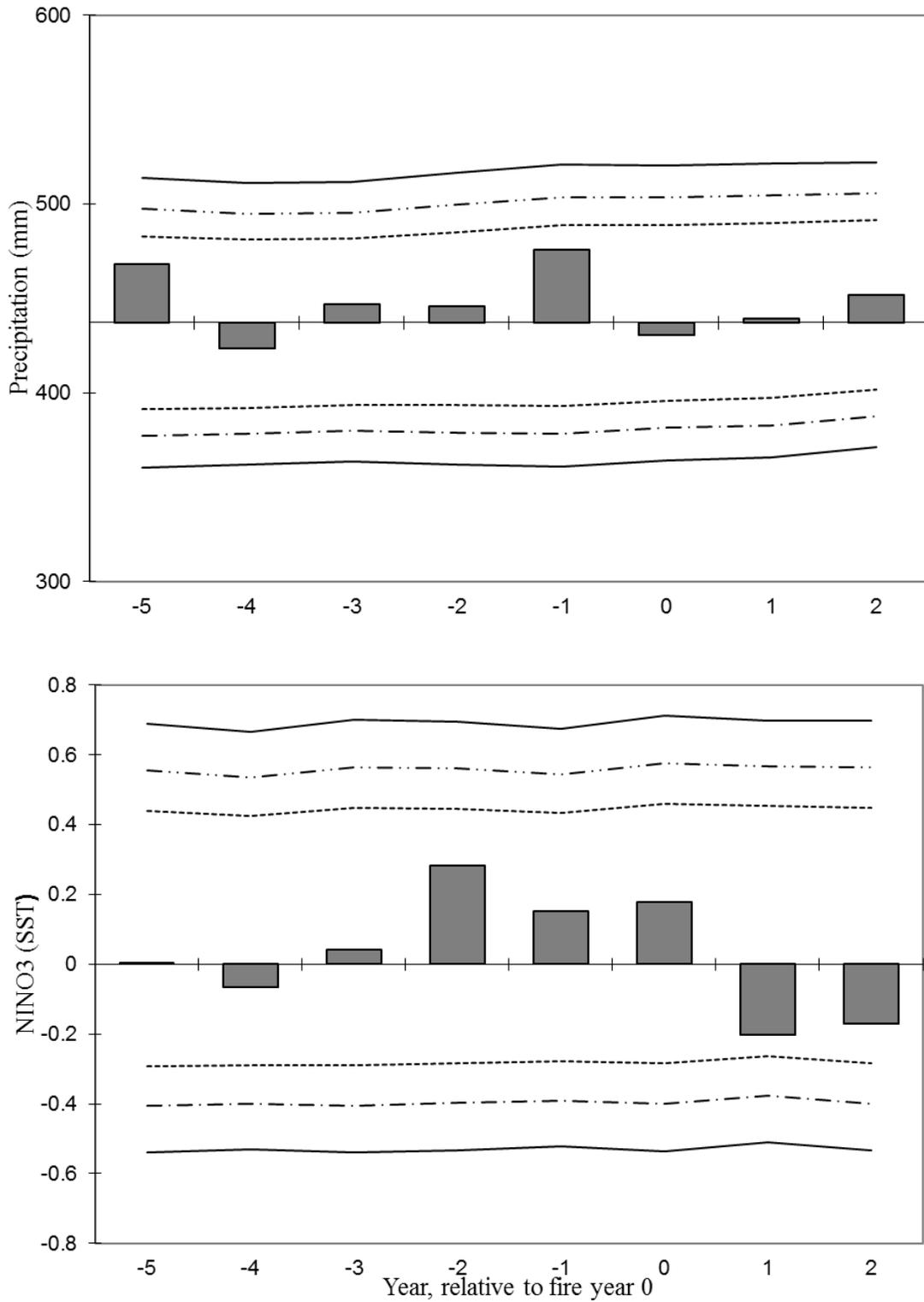


Figura 4. Superposed epoch analysis for Cerro El Potosí. Top: annual precipitation (Cerano et al., 2012), bottom El NINO3 index (IRI/LDEO Climate Data Library <http://iridl.ldeo.columbia.edu/SOURCES/Indices/nino/>). The lines located above and below the mean represent confidence intervals of 95%, 99% and 99.9%, respectively.

DISCUSSION

Our reconstruction indicates that from the late 1800s to 1955, the fire occurrence in the conifer woods of Cerro El Potosí was characterized by frequent fires and possibly of low intensity. Our reconstruction is limited by the small number of samples. Before 1955 fire-free periods ranged from 4 to 11 years but after 1955 fire-free intervals were longer. Between the fires of 1955 and 1978 we found a fire-free period of 23 years as well as another of 20 years.

Such periods are similar to those reported elsewhere in the Sierra Madre Oriental. Gonzalez et al., (2007) found fire-free periods from 1940 that ranged between 12 and 32 years, at a site north of Cerro Potosí. Yocom et al., (2010), in a study carried out at Peña Nevada, close to our study area, found a fire regime of frequent surface fires until 1920. After this date they detected a dramatic decline in fire frequency with fire-free intervals of up to 69 years. They argued that the fire-free periods in the 20th century were more extensive than those found in the past centuries, when fire-free periods ranged from 16 to 32 years. Farther south, however, different results were reported from the Pico de Orizaba National Park, in the southern part of the Sierra Madre Oriental. The fire regime at Pico de Orizaba showed high fire frequency throughout the 20th century (Yocom and Fulé, 2012). The characteristics reported by the aforementioned references are similar to the characteristics of fire regimes found for the forests of northwestern Mexico and southwestern United States. Low-severity surface fires, characterized the fire regime for these forests until the 19th century (Fulé and Covington, 1999; Fulé et al., 2005; Drury and Veblen, 2008; Villarreal y Yool, 2008).

The change in the fire regime in northern Mexico seems to be linked to policies of suppression and land-use changes that are associated with the ownership and management of forest areas (Heyerdahl and Alvarado, 2003; Villarreal y Yool, 2008). After the Mexican Revolution in the early 1900's, new land reform

laws provided for communal land ownership, formalized by the Constitution of 1917. These new communal property entities are known as "ejidos". In 1920 the government approved the Law of Ejidos to regulate their use. Based on this land reform, large portions of forest areas and forest harvesting came under jurisdiction of the ejidos (Thoms and Betters, 1998).

Evidence suggests that the use of the land affects fire regimes. This has been well documented in northern Mexico (Fulé and Covington, 1999; Fulé and Covington, 1994; Heyerdahl and Alvarado, 2003; Yocom et al., 2010). For example, for the forests of the Sierra Madre Occidental, Fulé and Covington (1999) reported the occurrence of frequent fires up to 1930 in Durango, documenting a perfect correspondence between the expansion of grazing activities in the region and reducing fire and Fulé et al., (2005) reported frequent forest fires up to 1955 in Chihuahua. Cerro El Potosí is under the management of Ejido March 18 and the natural resources of this area have been subject to anthropogenic pressure including livestock grazing and timber harvesting. We found relatively young trees in our sampling, which may reflect past harvests. Another important impact on the Cerro Potosí forests was the high-severity fire that occurred during the summer of 1998. Most fires for our study area occurred during the summer season. This seasonal occurrence coincides with that reported for forests of Arizona (Fulé et al., 2003; Heinlein et al., 2005). However, our results differ from those reported for forests in western Mexico, where most of the fires were recorded during the spring (Skinner et al., 2008; Cerano et al., 2010; Fulé et al., 2011).

Fire-climate relationships elsewhere in northern Mexico and the southwestern US have typically shown strong relationships between fire occurrence, drought, and ENSO. The lack of this connection at Cerro Potosí may be due to several factors. First, due to sampling limitation, the length of our reconstruction was fairly brief. Second, the region of the Sierra Madre Oriental where Cerro Potosí is located forms an ENSO dipole (Caso et al., 2007). Close to our study area, Yocom et al., (2010) found that older forest fires (pre-1830) were strongly

associated with La Niña. After 1830, there was a period of inconsistent associations followed most recently by a link between fire and El Niño. Fires always occurred in dry years, but the phase of ENSO associated with drought switched in the past 300 years. If a longer fire record were available from Cerro Potosí, it would have been interesting to test whether the relationship had changed here as well. Finally, the occurrence of fire in years that are not particularly dry may suggest that for our study area fire occurrence is mostly influenced by anthropogenic activities, with people tending to ignite fires under relatively controllable conditions.

We thank the Dendrochronology Laboratory of the INIFAP-CENID-RASPA for assistance with laboratory procedures and the School of Forestry at Northern Arizona University for analytical support. Thanks to Larissa Yocom and Marín Pompa for assistance with editing.

LITERATURE CITED

Banks, S. C., E.J. Knight., L. Mcburney., D. Blair., and D.B. Lindenmayer. 2011. The Effects of Wildfire on Mortality and Resources for an Arboreal Marsupial: Resilience to Fire Events but Susceptibility to Fire Regime Change. *Plos One* 6(8):1-12.

Baisan, C. H., and T. W. Swetnam.1990. Fire history on a desert mountain range: Rincon Mountain Wilderness, Arizona, USA. *Canadian Journal of Forest Research* 20:1559-1569.

Bond, W.J., and J.H. Keeley. 2005. Fire as global 'herbivore': The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 20:387-394.

Bowman, D. M. J. S., J.K. Balch., P. Artaxo., W.J. Bond., J. M. Carlson., M. A., Cochrane., C. M. D'Antonio., R. S. Defries., J. C. Doyle., S. P. Harrison., F.H. Johnston., J. E. Keeley., M.A. Krawchuk., C. A. Kull., J. B. Marston., M.A.,

Moritz., I. C. Prentice., C.I. Roos., A. C. Scott., T. W. Swetnam., G. R. Van der Werf., and S. J. Pyne. 2009. Fire in the Earth System. *SCIENCE* 324: 481-484.

Brown, J.K. 2000. Ecological principles, shifting fire regimes and management considerations. In 'Wildland fire in ecosystems. Effects of fire on flora'. (Eds JK Brown, JK Smith) pp. 185–204. USDA Forest Service. General Technical Report RMRS-GTR-42 vol. 2. Ogden, UT.

Caso, M., C. González-Abraham, and E. Ezcurra. 2007. Divergent ecological effects of oceanographic anomalies on terrestrial ecosystems of the Mexican Pacific coast. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 104:10530-10535.

Cerano P, J., J. Villanueva-Díaz., and P. Z. Fulé. 2010. Reconstrucción de incendios y su relación con el clima para la reserva Cerro el Mohinora, Chihuahua. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 1(1): 63-74.

Gobierno Constitucional del Estado Libre y Soberano de Nuevo León. 2000. *Periodico Oficial*. NUM. 141.

Drury, S. A., and T. T. Veblen. 2008. Spatial and temporal variability in fire occurrence within the Las Bayas Forestry Reserve, Durango, Mexico. *Plant Ecology* 197:299-316.

Fulé, P. Z., and W. W. Covington. 1994. Fire-regime disruption and pine–oak forest structure in the Sierra Madre Occidental, Durango, Mexico. *Restoration Ecology* 2:261-272.

Fulé, P. Z., and W. W. Covington. 1999. Fire regime changes in La Michilía Biosphere Reserve, Durango, Mexico. *Conservation Biology* 13:640-652.

Fulé, P. Z., T.A. Heinlein., W. W. Covington., M. M. MOORE. 2003. Assessing fire regimes on Grand Canyon landscapes with fire-scar and fire-record data. *International Journal of Wildland Fire* 12: 129-145.

Fulé, P. Z., J.Villanueva-Díaz., and M. Ramos-Gómez. 2005. Fire regime in a conservation reserve in Chihuahua, Mexico. *Canadian Journal of Forest Research* 35:320-330.

Fulé, P.Z., M. Ramos-Gómez., C. Cortés-Montaño., and A.M. Miller. 2011. Fire regime in a Mexican forest under indigenous resource management. *Ecological Applications*, 21:764–775.

García A, M.A., E.J., Treviño G., C.M. Cantú A., and F.N. González S. 1999. Zonificación ecológica del Cerro “El Potosí”, Galeana; Nuevo León, México. *Investigaciones Geográficas* 38:31-40.

González T, M. A., L. Schwendenmann., J. Jiménez Pérez., and W. Himmelsbach. 2007. Reconstrucción del historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino-encino en la Sierra Madre Oriental. *Madera y Bosques* 13: 51-63.

Grissino-Mayer, H. D. 1999. Modeling fire interval data from the American Southwest with the Weibull distribution. *International Journal of Wildland Fire* 9:37-50.

Grissino-Mayer, H.D. 2001. FHX2-software for analyzing temporal and spatial patterns in fire regimes from tree rings. *Tree-Ring research*. 57:115-124.

Hessl, A.E., T. Saladyga., T. Schuler., P. Clark., and J. Wixom. 2011. Fire history from three species on a central Appalachian ridgetop. *Canadian Journal Forest Research*. 41: 2031-2039.

Heyerdahl, E. K., and E. Alvarado. 2003. Influence of climate and land use on historical surface fires in pine–oak forests, Sierra Madre Occidental, Mexico.

Pages 196- 217 in Fire and climatic change in temperate ecosystems of the western Americas. (T. T. Veblen, W. L. Baker, G. Montenegro, and T. W. Swetnam, editors). Springer-Verlag, New York, New York, USA.

Heinlein, T. A., M. M. Moore., P. Z. Fulé., W. W. Covington. 2005. Fire history and stand structure of two ponderosa pine-mixed conifer sites: San Francisco Peaks, Arizona, USA. *International Journal of Wildland Fire* 14:307-320.

Ice, G.G., D.G. Neary., and P.W. Adams. 2004. Effects of wildfire on soils and watershed processes. *Journal of Forestry* 102(6): 16-20

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (1986). *Síntesis Geográfica del Estado de Nuevo León*. México.

Juárez B, J.E., D. A. Rodríguez T., and R. L. Myers. 2012. Fire tolerance of three tree species in pine–oak forests of Chignahuapan, Puebla, Mexico. *International Journal of Wildland Fire* 21: 873–881.

Keeley, J.E., C.J. Fotheringham., and M. Baer-Keeley. 2006. Demographic patterns of postfire regeneration in mediterranean-climate shrublands of california. *Ecological Monographs* 76(2): 235–255.

Keeley, J.E., J.G. Pausas., P.W. Rundel., W.J. Bond., and R.A. Bradstock. 2011. Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in Plant Ecology*, 16(8): 406-411.

Lydersen, J., and M. North. 2012. Topographic Variation in Structure of Mixed-Conifer Forests Under an Active-Fire Regime. *Ecosystems* 15: 1134–1146.

Pausas, J.G. and J.E. Keeley. 2009. A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life. *BioScience* 59(7):593-601.

Poage, N.J., P.J. Weisberg., P.C. Impara., J.C.Tappeiner., and T. S. Sensenig. 2009. Influences of climate, fire, and topography on contemporary age structure patterns of Douglas fir at 205 old forest sites in western Oregon. *Canadian Journal Forest Research*. 39: 1518–1530.

Ponce C, L. P., B. C.Aguilar V., D. A. Rodríguez T., E. López P., and J. Santillán P. 2012. Influencia del fuego sobre la riqueza y diversidad de aves en un bosque templado en Puebla. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 3(10): 65-76.

Romme, W. H. 1980. Fire history terminology: report of the ad hoc committee. Pages 135–137 in *Proceedings of the Fire History Workshop (20–24 October 1980)*. USDA Forest Service, Tucson, Arizona, USA.

Rodríguez-Trejo, D. A., and S. J. Pyne. 1999. Mexican fires of 1998. *International Forest Fires News* 20:61–63.

Skinner, C. N., J. H. Burk, M. G. Barbour, E. Franco-Vizcaíno, and S. L. Stephens. 2008. Influences of climate on fire regimes in montane forests of north-western Mexico. *Journal of Biogeography* 35:1436–1451.

Stokes, M. A., and T. L. Smiley. 1968. *An introduction to tree-ring dating*. University of Chicago Press, Chicago. USA.

Touchan, R., and T.W. Swetnam. 1995. Fire history in ponderosa pine and mixed conifer forests of the Jemez Mountains, northern New Mexico. Final Report, USDA Forest Service and USDI National Park Service, Bandelier National Monument, Los Alamos, NM.

THOMS, C. A., AND D. R. BETTERS. 1998. The potential for ecosystem management in Mexico's forest ejidos. *Forest Ecology and Management* 103:149-157.

Treviño G. E.J., P. J. Jiménez., and O.A. Aguirre C. 2006. Evaluación de las superficies incendiadas en el sur de Nuevo León susceptibles a restauración. VIII Simposio Internacional de la Sociedad de Especialistas Latinoamericanos en Percepción Remota, Iguazú, Argentina. 6-10 de noviembre de 2000. 353-362 pp.

Villarreal, M.L., and S.R. Yool. 2008. Analysis of fire-related vegetation patterns in the Huachuca Mountains, Arizona, USA, and Sierra los Ajos, Sonora, Mexico. *Fire Ecology* 4(1):14-33.

Westerling, A.L., B.P. Bryant., H.K. Preisler., T.P. Holmes., H. Hidalgo., T. Das., and S. Shrestha. 2011. "Climate Change and Growth Scenarios for California Wildfire" *Climatic Change* 109(s1):445-463.

Yocom, L.L., P.Z. Fulé., P.M. Brown., P.J. Cerano., J.Villanueva-Díaz., D.A. Falk., and E.Cornejo-Oviedo. 2010. El Niño–Southern Oscillation effect on a fire regime in northeastern México has changed over time. *Ecology* 91(6):1660-1671.

Yocom, L.L., and P.Z. Fulé. 2012. Human and climate influences on frequent fire in a high-elevation tropical forest. *Journal of Applied Ecology* 49(6): 1365-2664.

CAPITULO IV

ESTRUCTURA DE RODALES DE *PINUS HARTWEGII* AFECTADOS POR INCENDIOS UTILIZANDO PARÁMETROS DE VECINDAD EN LA SIERRA MADRE ORIENTAL, MÉXICO[‡].

RESUMEN

El objetivo de la presente investigación fue caracterizar los patrones de la estructura espacial de un bosque de *Pinus hartwegii* en la Sierra Madre Oriental, que fue afectado por un incendio en 1998. El muestreo fue estratificado, basado en función de la severidad del fuego. Se definieron tres clases de severidad de incendio en función del grado de consumo de copa (bajo, medio y alto). Tres parcelas de muestreo de 40m x 40m se establecieron por severidad. Las variables obtenidas para todos los árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 5 cm en cada parcela fueron: DAP (cm) a 1.30 m, altura total (m), ubicación espacial mediante el registro de azimut ($^{\circ}$) y la distancia (m) del centro de la parcela a cada árbol. Para la descripción de la estructura tres grupos de índices fueron utilizados: “agregación” (Wi y Di), “dominancia” (Ui) y diferenciación dimensional (TDi y THi). El análisis de varianza mostró que existen diferencias significativas ($p > 0.001$) para los parámetros dasométricos entre las severidades baja con respecto a las severidades media y alta; estas dos últimas severidades no presentaron diferencias significativas entre sí. Los resultados de la caracterización de la estructura sugieren que al incrementarse el grado de severidad del incendio, se incrementa el grado de agregación y la diferenciación dimensional y la dominancia disminuyen a medida que se incrementa el grado de la severidad.

Palabras clave: Distribución espacial, severidad del fuego, índice de agregación, índice de distancias, dominancia, *Pinus hartwegii*.

[‡] Avila-Flores D.Y., González-Tagle, M. A., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón O. A., Treviño-Garza, E. J., Vargas-Larreta, 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.

ABSTRACT

The objective of this research was to characterize the pattern of spatial structure of a *Pinus hartwegii* forest in the Sierra Madre Oriental, affected by a fire in 1998. Sampling was stratified by fire severity. Three fire severity classes were defined based on the degree of crown consumption (low, medium and high). Three sample plots of 40m x 40m were established for each severity. The variables obtained for all trees with a diameter at breast height (DBH) ≥ 5 cm in each plot were: DBH to 1.30 m (cm), height (m), spatial location by recording the azimuth ($^{\circ}$) and distance (m) from center of the plot to each tree. To describe the stand structure three groups of indices were employed: "contagion" and "distances" (W_i and D_i), "dominance" (U_i), and "size differentiation" (TD_i and TH_i) for DBH and height respectively. An analysis of variance was performed to detect differences between dasometrics parameters by fire severity. Statistical analysis shows significant differences ($p > 0.001$) in the parameters such as basal area, diameter, and height, along the low, medium, and high fire severities. The characterization of the *Pinus hartwegii* spatial structure suggests that, with increasing degree of fire severity, the stands showed an increase on the aggregation index, however, the dimensional differentiation and dominance indices decreases as the fire severity increases.

Keywords: Spatial distribution, fire severity, aggregation index, distances index, dominance, *Pinus hartwegii*.

INTRODUCCIÓN

La estructura y dinámica de la mayoría de los ecosistemas forestales está fuertemente influenciada por diversos disturbios naturales, siendo el fuego uno de los más generalizados (Perry *et al.*, 2008; Bekker y Taylor, 2010; Ávila *et al.*, 2011). En dichos ecosistemas el fuego se presenta como un proceso de alteración fundamental que contribuye a la heterogeneidad ecológica (Omi, 2005). Dentro, de los componentes que integran un régimen de fuego, uno de los más importantes es la severidad, ya que es la que determina el impacto del fuego sobre la vegetación y es la que promueve la diversidad estructural, ya sea a escala de rodal o paisaje (Gill *et al.*, 1999; Bekker y Taylor, 2010). Para todo ecosistema, la estructura es considerada como un indicador de la biodiversidad (Pretzsch, 1998; Del Río *et al.*, 2003; Pomeroy, 2006), sin embargo, es fácilmente modificable, por lo que cualquier impacto, como por ejemplo un incendio, se refleja en, cambios en la distribución espacial de los árboles así como la de sus principales características. Estos cambios en la distribución de los individuos, originan que los patrones y la variación espacial de la estructura del rodal genere importantes efectos en la subsecuente sucesión de los ecosistemas forestales a escala de rodal (Yu *et al.*, 2009).

Lo anterior ha sido evidenciado por los resultados de varios trabajos que se han desarrollado al respecto. Autores como Li-juan y Jian-ping (2003), encontraron diferencias significativas post incendio en la estructura de rodales de *Pinus koraiensis* en el noreste de China, tales autores reportan condiciones de heterogeneidad tanto en las clases diamétricas como en la estructura vertical de dichos bosques. Stephens *et al.* (2004), reportaron que la presencia del fuego de severidad mixta en bosques de *Pinus radiata* generó un fragmento de distintas edades y con alta heterogeneidad espacial. Lecomte *et al.* (2006), argumentan que la diversidad estructural a nivel rodal en el bosque boreal de coníferas en el noroeste de Quebec en Canadá es el resultado de la severidad de los incendios ocurridos así como de los procesos que operan al nivel de dicha escala durante los periodos de ausencia de fuego. Lampainen *et al.*

(2004), reportaron como efectos de los incendios forestales en la estructura de un bosque de *Pinus sylvestris* una gran variabilidad en la distribución de alturas y diámetros así como una gran abundancia de la regeneración post-incendio, resultados similares fueron reportados para bosques mixtos en el noreste de México por González *et al.* (2008).

La mayoría de estos estudios han sido realizados utilizando como herramienta de análisis principal, reconstrucciones históricas de la ocurrencia de incendios, sin embargo, en las últimas décadas se han desarrollado un gran número de índices para cuantificar la estructura del bosque, siendo de particular interés el conjunto de índices basados en criterios de vecindad desarrollados por Gadow y Hui (2002), los cuales miden las variaciones a pequeña escala en la posición de los árboles, las especies y sus dimensiones. No obstante, la aplicación de dichos índices se ha enfocado principalmente a evaluar los efectos de las prácticas silvícolas, siendo menor su aplicación para evaluar los efectos del fuego sobre la estructura forestal.

En este sentido, el objetivo de la presente investigación fue caracterizar de los patrones de distribución espacial y dimensional empleando índices basados en relaciones de vecindad, en un bosque de *Pinus hartwegii* (Lindl.) de la Sierra Madre Oriental afectado por los incendios forestales ocurridos durante el verano de 1998.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente estudio se realizó en el cerro El Potosí, el cual se sitúa dentro del municipio de Galeana en el sur del estado de Nuevo León, entre los 24°50'35" y 24°53'16" de latitud Norte y los 100°13'12" a 100°15'12" de longitud Oeste (Figura1). Fisiográficamente pertenece a la Sierra Madre Oriental. El clima es tipo BSohw(e)w", semiseco templado, registrando lluvias escasas todo el año y más del 18% de precipitación invernal. La precipitación total anual oscila entre los 400 y 600 mm, el rango de temperatura media anual fluctúa entre 12 y 18° C

y registra el 10.2% de la precipitación durante el invierno (INEGI, 1986; Arreola *et al.* 2010). En esta área durante la estación seca del periodo 1997-1998 bajo las condiciones meteorológicas atribuidas al fenómeno de "El Niño" (Yocom *et al.*, 2010), se presentó un incendio forestal de grandes dimensiones, el cual fue considerado por la Comisión Nacional Forestal como el más extenso en la región (Lozano, 2006). Esta conflagración dañó los bosques de pino, eliminando casi por completo las comunidades de *Pinus ayacahuite*, y afectando en gran medida las comunidades de *Pinus hartwegii* y *Pinus cembroides* (Lozano, 2006).

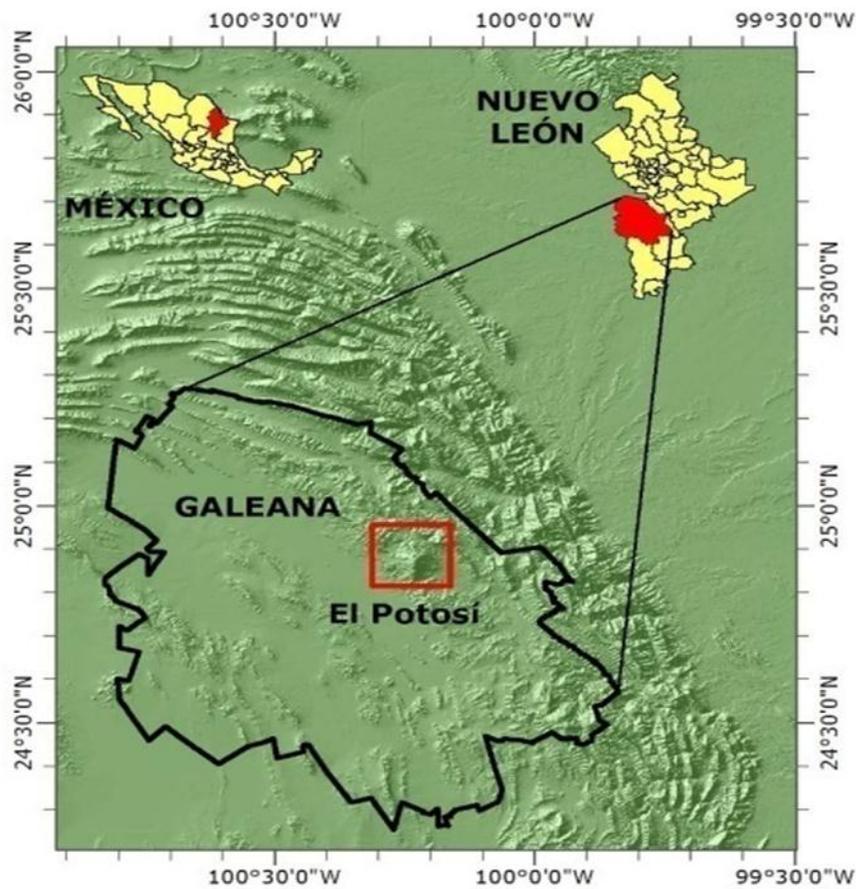


Figura 7- 8. Ubicación del área de estudio Cerro El Potosí

Muestreo de campo y análisis de datos

Para determinar las severidades se tomó como base la clasificación realizada por Treviño *et al.*, (2000), quienes evaluaron las superficies incendiadas en el sur de Nuevo León, mediante el análisis de dos imágenes de satélite Landsat TM, derivando las clases de severidad de incendio así como las superficies afectadas por tipo de vegetación, dicha información fue validada en campo mediante la clasificación propuesta por Turner y Romme (1994), la cual se muestra en el cuadro 1.

Tabla 3Cuadro1. Clases de severidad de incendio de acuerdo con la clasificación propuesta por Turner y Romme (1994).

Severidad	Descripción	Mortalidad post-incendio
Baja	Las copas de los árboles retienen > 20% de hojas verdes (parte superior del dosel). Los árboles permanecen verdes después del fuego.	No
Media	La mayoría de las hojas (> 80%) del dosel se presentan afectadas pero no consumidas. Hojas de color verde se pueden producir en la parte superior (<5%). El dosel presenta una coloración marrón después del incendio (se mantienen las hojas quemadas).	Si
Alta	Dosel con más del 80% de las hojas consumidas y el resto (si lo hay) con señales de daño.	Si

Se instalaron un total de nueve parcelas de muestreo de 40 m x 40 m, (tres severidades x tres rodales/severidad). Para cada parcela y solo para aquellos individuos con un diámetro a la altura de pecho (DAP) \geq 5 cm se obtuvieron las siguientes variables dasométricas: diámetro en cm a 1.30 m, altura total (m), distancia (m) y azimut ($^{\circ}$) de cada árbol con respecto al centro de la parcela. Para detectar si existen diferencias significativas de las variables dasométricas entre severidades, se aplicó un análisis de varianza de un factor (ANOVA). En caso de encontrar diferencias significativas ($p < 0.05$) se procedió con la

comparación múltiple de medias mediante la prueba de Tukey (Zar, 1999). Los análisis fueron realizados con el paquete estadístico *R* (ver.2.12.2).

Para describir la estructura se utilizó un conjunto de índices para caracterizar los siguientes parámetros de los rodales: “*agregación*”, el cuál describe cómo se distribuyen los árboles sobre el terreno, analizando las distancias entre ellos y el “*grado de diferenciación*”, el cuál cuantifica las diferencias en tamaño de los árboles que conviven dentro del rodal (Gadow *et al.*, 2001). La base para el desarrollo de los índices fue el método de *muestreo estructural de los cinco árboles* (Albert, 1999; Hui y Hu, 2001), muestreo desarrollado para evaluar los atributos estructurales (dimensiones, especies y la regularidad de sus posiciones) de los árboles que forman una masa forestal (Gadow *et al.*, 2001; Aguirre *et al.*, 2003). La determinación de los grupos se realizó con el apoyo del programa *Winkelmass* ver. 1.0.0 (2002), desarrollado por investigadores de la Universidad de Göttingen, Alemania. El proceso que realiza el programa *Winkelmass* para obtener los grupos estructurales es el siguiente: mediante la selección de un árbol referencia (*j*), se determinan los cuatro árboles vecinos más cercanos al árbol *j* (grupo estructural), buscándolos en sentido de las manecillas del reloj. Este proceso es iterativo y se realiza para cada árbol que conforma la masa boscosa. De esta manera cada uno de los árboles que conforma la masa arbórea es considerado como árboles referencia (*j*). El conjunto de índices empleados se muestran a continuación:

i) Agregación

Índice de Uniformidad de Gadow W_i . La determinación del índice de uniformidad W_i de Gadow se basa en la medición de los ángulos entre los vecinos a un árbol de referencia *i* y su comparación con un ángulo estándar α , de tal manera que, considerando cuatro vecinos al árbol de referencia, W_i puede tomar valores de 0 hasta 1, donde un valor cercano a cero representa condiciones de regularidad, valores cercanos al 0.5 muestran tendencia a la aleatoriedad y aquellos próximos a 1 presentan condiciones de agrupamiento:

$$W_i = 1/n \sum_{j=1}^n V_{ij}$$

Dónde: W_i = valor del índice para el j -ésimo árbol referencia, n = es el número de árboles vecinos considerados, V_{ij} = variable 1 cuando el j -ésimo ángulo α entre dos árboles vecinos próximos es menor o igual al ángulo estándar α , en caso contrario toma un valor de 0.

Índice de distancias. El índice de distancias D_i , caracteriza la distribución individual de los árboles en un bosque en base a la distancia del árbol de referencia a sus vecinos más cercanos (Pommerening *et al.* 1996; Pommerening, 1997):

$$D_i = \frac{1}{n} \sum_j^n d_{ij}; \bar{D}_i = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N D_i$$

Dónde: d_{ij} = distancias del árbol i -ésimo a su vecino j -ésimo, n = número de vecinos considerados, \bar{D}_i = distancia promedio de la parcela i y N = número de grupos estructurales determinados por el programa Winkelmass. Las distancias promedio de cada severidad fueron distribuidas en diez clases de distancias que comprenden rangos de dos metros: clase 1: $0 < D_i \leq 2$ m; clase 2: $2 \text{ m} < D_i \leq 4$ m;....; clase 9: $16 \text{ m} < D_i \leq 18$ m; clase 10: $18 \text{ m} < 20 D_i$. (Aguirre *et al.* 1998).

i) Diferenciación dimensional

Índice de dominancia U_i . El índice de dominancia, también conocido como medida del entorno describe la dominancia relativa de una especie en su entorno directo. Este índice se define como la proporción de los n vecinos más próximos al árbol de referencia que son de menor tamaño que él:

$$U_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n v_j$$

Siendo $0 \leq U_i \leq 1$ y v_j es igual a 1 si el árbol j es menor que el árbol de referencia i y 0 en caso contrario. Con cuatro vecinos U_i puede tener cinco valores, que corresponden a las clases sociales propuestas por Kraft (1884): $U_i = 0.0$ si los cuatro vecinos son más grandes que el árbol referencia i (suprimido); $U_i = 0.25$ si tres de los vecinos son más grandes (intermedio); $U_i = 0.50$ si dos de los vecinos son más grandes (codominante); $U_i = 0.75$ si uno de los cuatro vecinos es más grande (dominante) y $U_i = 1$ si ninguno de los cuatro vecinos es más grande que el árbol de referencia i (muy dominante).

Índice de diferenciación diamétrica (TDi) y de altura (THi). Índice que se puede aplicar a cualquier variable que represente el tamaño de un árbol y considera el grado de diferenciación en diámetros y/o alturas tomando en cuenta los n árboles más cercanos al árbol de referencia. El valor de ambos se incrementa al aumentar la diferencia media de los tamaños de los árboles cercanos al árbol de referencia. Un valor de cero corresponde a una situación donde todos los árboles tienen el mismo tamaño (Gadow *et al.*, 2007).

$$TD(i) = \frac{1}{N} \sum_N \frac{1}{n} \sum_n \left(1 - \frac{d_{min}}{d_{max}} \right)$$

$$TH(i) = \frac{1}{N} \sum_N \frac{1}{n} \sum_n \left(1 - \frac{h_{min}}{h_{max}} \right)$$

Donde $TD(i)$ y $TH(i)$ = diferenciación diamétrica y en altura de la parcela i ; n = número de vecinos considerados; N = número de árboles medidos; d_{min} , d_{max} , h_{min} y h_{max} = son los diámetros y alturas menor y mayor entre i y cada uno de sus n vecinos.

Para la determinación de la diferenciación en diámetro y altura se consideraron los datos de cada árbol referencia y los de sus cuatro vecinos más próximos. Por lo que la interpretación de los valores de los índices es acorde a lo siguiente: un valor de $TD = 0$ significa que el diámetro normal de los árboles vecinos es igual; para un $TD = 0.1$ el diámetro del árbol más delgado es 10%

menor que el del más grueso. Consecuentemente, valores de TD de 0.2 a 0.9 indican que los diámetros normales de los árboles menores son de 20 a 90 % más pequeños que los de aquellos con mayor diámetro (Fülder, 1995). El rango de valores de TD se clasificó en diez clases de diferenciación dimensional (0.0 a 0.1; 0.1 a 0.2, etc.) mismas que se concentraron en cinco grupos de diferenciación dimensional (baja: 0.0-0.2; moderada: 0.2-0.4; media: 0.4-0.6; alta: 0.6-0.8; muy alta: 0.8-1.0) (Aguirre *et al.* 1998; Jiménez *et al.* 2001). El criterio anterior fue aplicado para la variable altura.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características dasométricas por severidad

Los resultados del análisis estadístico indican que existen diferencias significativas entre las variables dasométricas evaluadas de área basal, densidad, altura y diámetro (Cuadro 2). Las medias del área basal presentaron diferencias significativas solo entre las severidades baja y alta ($p > 0.001$). De igual manera para la variable diámetro se encontraron diferencias significativas, entre las severidades baja y alta ($p > 0.001$). Para la variable altura, las diferencias significativas, se presentaron solo entre las severidades baja-media ($p > 0.001$) y severidades baja-alta ($p > 0.001$). A pesar de no haberse encontrado diferencias significativas entre las severidades media y alta se puede observar que conforme aumenta la severidad del incendio los valores de las variables dasométricas evaluadas tienden a disminuir.

Tabla 4Cuadro 2. Características dasométricas de los rodales de *Pinus hartwegii* en las diferentes clases de severidad estudiadas en el Cerro El Potosí. PHb=severidad baja, PHm=severidad media, PHa=severidad alta. \pm desviación estándar. Letras iguales en cada columna indican diferencias estadísticamente no significativas entre severidades.*parámetros ponderados al área basal.

Severidad	Densidad (N/Ha)	Área basal (m ² /Ha)	*Diámetro (cm)	*Altura (m)
PHb	185 \pm 9.55	21.33 \pm 0.51 ^a	38.30 \pm 1.03 ^a	20.07 \pm 1.57 ^a
PHm	183 \pm 20.09	14.45 \pm 1.02 ^b	31.76 \pm 2.06 ^b	14.89 \pm 0.82 ^b
PHa	150 \pm 37.50	11.21 \pm 5.35 ^b	30.46 \pm 6.83 ^b	16.36 \pm 2.26 ^b

Parámetros de la estructura espacial

Distribución espacial

Los valores medios del *Índice de Uniformidad de Gadow* fueron $W_i = 0.528$, 0.550 y 0.594 para severidad baja, media y alta respectivamente. Hui y Gadow (2002), mencionan que valores menores a 0.475 sugieren una distribución regular y aquellos mayores a 0.517 una distribución irregular con tendencia a la formación de grupos. Acorde con ello, los valores de $\overline{W_i}$ obtenidos para las tres severidades en este trabajo, indican una distribución irregular con tendencia a la agrupación. Tal condición puede ser observada en la distribución de frecuencias por grupo estructural donde el mayor porcentaje de grupos para cada severidad se ubicó en las categorías $W_i=0.50$ y $W_i=0.75$ (Figura 2).

Al respecto, autores como Beaty y Taylor (2007), reportaron para bosques de coníferas de California, impactados por el fuego, que el patrón de distribución espacial de los árboles, presentaba condiciones de agrupamiento. Tales condiciones se asocian principalmente al modelo de propagación del fuego, el cual está determinado por las condiciones topográficas, climáticas y de la vegetación (Taylor, 2002). En este sentido, de acuerdo al modelo de propagación del fuego se promueve la apertura de espacios que permiten el establecimiento de nuevo individuos, es así, que autores como Bekker y Taylor

(2010), refieren que severidades de incendio de moderada a alta intensidad, pueden afectar seriamente la estructura del bosque matando a muchos árboles, tanto jóvenes como adultos y/o especies de corteza delgada, lo que promueve el desarrollo de masas forestales de distintas edades y por ende de distintas dimensiones y con un arreglo espacial distinto.

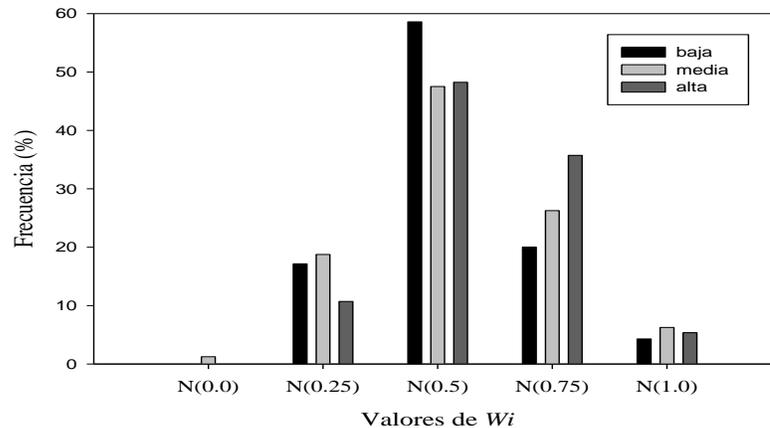


Figura 9Figura 2 Distribución de frecuencias del Índice de Uniformidad de Gadow para las tres severidades del incendio para los rodales de *Pinus hartwegii* en el Cerro El Potosí

Para el índice de distancias D_i , las severidades presentaron los siguientes valores medios: severidad baja con un $\overline{D_i} = 6.49 m$, severidad media con un $\overline{D_i} = 5.63m$ y la severidad alta con un valor $\overline{D_i} = 6.33 m$. Tales valores indican que el arreglo espacial de los árboles por grupo estructural para cada severidad tiene una distribución irregular, tomando como base las distancias entre un árbol referencia i y sus cuatro vecinos más cercanos. Tal arreglo se confirma en la distribución de frecuencias por grupo estructural, donde se logra apreciar que las tres severidades presentaron la mayor frecuencia de grupos estructurales entre las clases de distancias tres y cuatro (Figura 3).

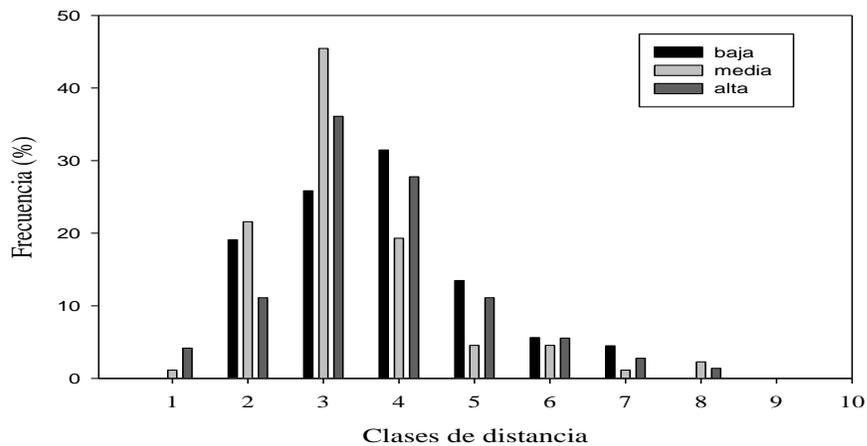


Figura 10Figura 3. Distribución observada de las clases de distancias entre árboles en las tres severidades del incendio para los rodales de *Pinus hartwegii* en el Cerro El Potosí

Con los resultados anteriores se puede observar que a lo largo del gradiente severidad en las parcelas bajo estudio, los individuos de *Pinus hartwegii* que conforman el bosque presentan una fuerte tendencia a la agrupación, es decir, presentan una distribución espacial agregada. Esta situación se ve traducida en la actualidad en rodales abiertos y con baja densidad (Cuadro 2), la cual podría favorecer la regeneración natural de los bosques de *Pinus hartwegii* tal y como se reportan en los resultados de autores como Rodríguez (2001), Rodríguez y Fulé (2003), Rodríguez (2008), quienes hacen referencia que el factor ecológico fuego es un elemento importante para la repoblación de la especie *Pinus hartwegii* ya que favorece la regeneración mediante la apertura de espacios y la creación de las condiciones adecuadas para el establecimiento de nuevos individuos.

Diferenciación espacial por dimensiones

Los valores del *Índice de dominancia* U_i muestran la dominancia de un árbol en particular con respecto a sus vecinos más próximos (Gadow *et al.*, 2007), en este caso, tales valores expresan la dominancia de dimensiones por diámetro y altura. Con respecto a la dominancia por diámetro los valores medios fueron $U_i = 0.504$, 0.483 y 0.475 para la severidad baja, media y alta respectivamente. Para la dominancia con base en la altura, los valores promedio fueron $U_i =$

0.500, 0.491 y 0.453 por severidad respectivamente. Tales valores indican que solo pocos árboles, cuando son considerados como referencia, son dominantes en su entorno local, denotando con ello heterogeneidad de dimensiones diamétricas y de altura.

Lo anterior puede ser observado más a detalle en las distribuciones de frecuencia por clase de dominancia para cada variable evaluada. Así, para la variable diámetro, se observa una distribución regular de grupos estructurales en cada categoría de dominancia para cada una de las severidades (Figura 4a). Ello indica que cada grupo estructural está conformado por individuos de dimensiones diamétricas distintas. Para la dominancia por altura la distribución de frecuencias (Fig.4b), muestra que la severidad baja presenta el mayor porcentaje de sus grupos estructurales (28 y 22% respectivamente) en las categorías codominante ($U_i = 0.5$) y muy dominante ($U_i = 1.0$). En cuanto a las severidades media y alta presentan el mayor porcentaje de grupos estructurales en las categorías $U=0.0$ (suprimido) y $U= 0.75$ (dominante). Las distribuciones de frecuencias para ambas variables reflejan el contraste de dimensiones entre los individuos supervivientes al incendio y los individuos incorporados a partir de la ocurrencia del disturbio.

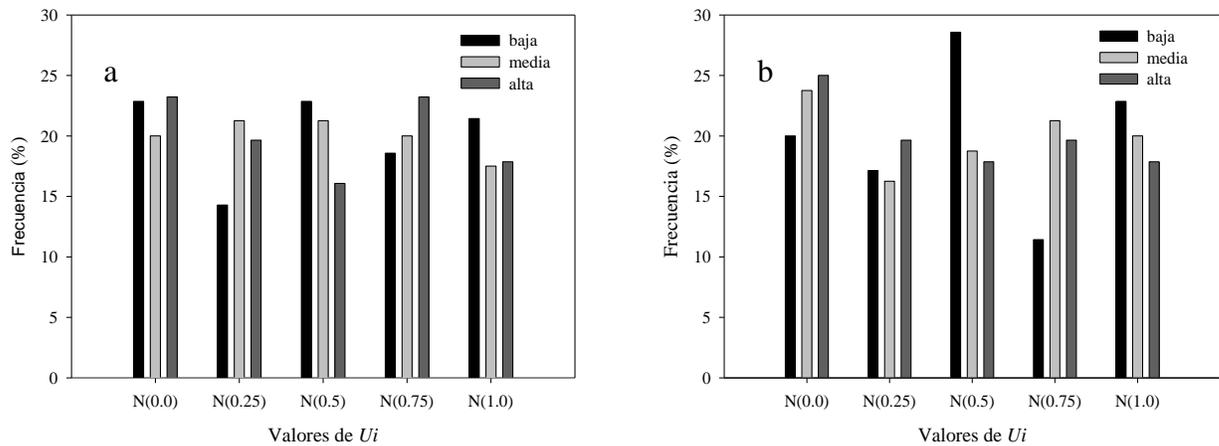


Figura 11 Figura 4. Distribución de frecuencias del Índice de dominancia U_i en base a diámetro (izquierda) y altura (derecha) para las tres severidades del incendio en rodales de *Pinus hartwegii* en el Cerro El Potosí.

De esta manera, los promedios de la diferenciación diamétrica fueron $\overline{T\overline{D}i} = 0.17$, 0.28 y 0.34 para severidad baja, media y alta respectivamente. El valor promedio obtenido para la severidad baja sugiere de la tendencia a la homogeneidad de dimensiones ya que la distribución porcentual de las frecuencias por grupos estructural muestra que más del 60% de ellos se encuentra en la categoría grado de diferenciación débil (Figura 5a), es decir, al menos dos de los árboles por cada grupo estructural son iguales en diámetro pudiendo ser mayores o menores que el árbol referencia. La severidad media registro la mayor cantidad de grupos (37%) en la categoría moderado y la severidad alta en la categoría débil (47%). No obstante tales severidades registran distribución de grupos estructurales en el resto de las categorías, lo que indica que en ellas existe mayor diferencia entre los diámetros de los individuos.

Para la diferenciación en altura los valores promedio fueron para la severidad baja $\overline{T\overline{H}} = 0.11$, severidad media $\overline{T\overline{H}} = 0.18$ y para la severidad alta $\overline{T\overline{H}} = 0.27$. La distribución porcentual de las frecuencias para esta variable exponen

que las tres severidades presentan la mayor cantidad de grupos estructurales en la categoría débil (87, 69 y 48 % respectivamente), sin embargo es importante resaltar que las severidades media y alta si presentan presencia de grupos en el resto de las categorías (Figura 5b).

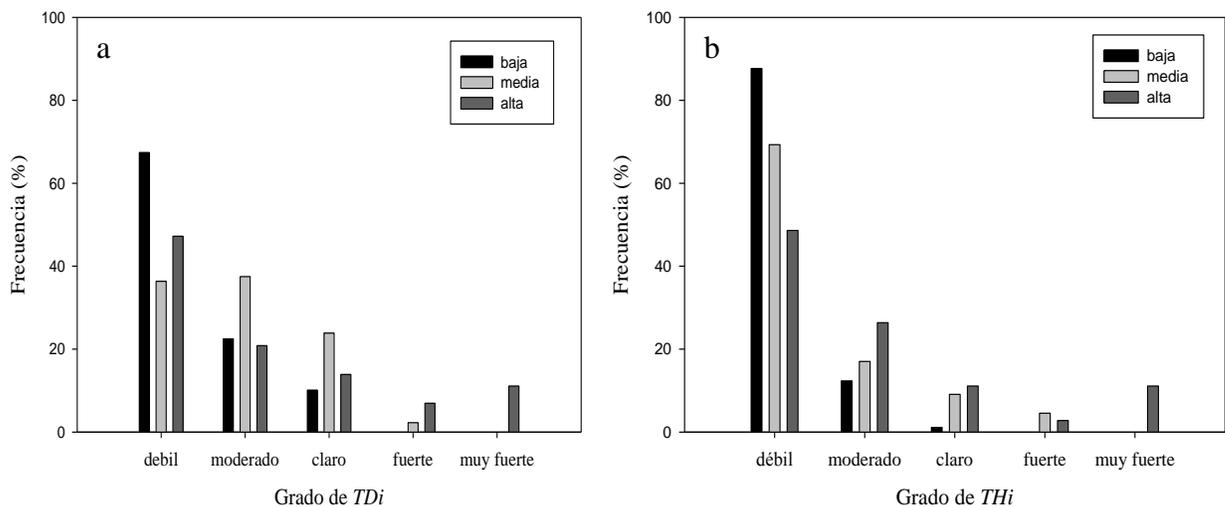


Figura 12Figura 5. Distribución de valores del grado de diferenciación diamétrica *TDi* (a) y de altura *THi* (b) en las tres severidades del incendio para los rodales de *Pinus hartwegii* en el Cerro El Potosí

Los resultados obtenidos por el índice de diferenciación e índice de dominancia para las variables de diámetro y altura, muestran que en la severidad alta es en la que se presenta el mayor contraste de dimensiones. Así mismo, se nota una tendencia al aumento de la agregación y la diferenciación dimensional conforme aumenta la severidad del fuego lo que consecuentemente genera que los valores de dominancia disminuyan conforme aumenta la severidad (Cuadro 3 y Figura 6). Tales resultados están en línea con lo reportado por varios estudios afines (Lecomte *et al.* 2006; Beaty y Taylor, 2007; González *et al.* 2008; Yu *et al.* 2009; Bekker y Taylor, 2010), quienes hacen referencia a condiciones de heterogeneidad dimensional como efecto del impacto del fuego en bosques de coníferas.

Tabla 5Cuadro 3. Valores medios de los índices aplicados de acuerdo a los rodales de *Pinus hartwegii* en las diferentes clases de severidad del incendio. (media±desviación estándar).

Índice	Severidad		
	Baja	Media	Alta
Agregación (Wi)	0.528±0.026	0.550±0.063	0.594± 0.031
Distancias (Di)	6.49± 0.627	5.64± 0.374	6.33± 1.203
Diferenciación diamétrica (TDi)	0.17± 0.078	0.28± 0.033	0.34± 0.113
Diferenciación en altura (THi)	0.11± 0.046	0.18± 0.045	0.27±0.095
Dominancia dimensional (Uid)	0.504± 0.038	0.483± 0.024	0.475± 0.059

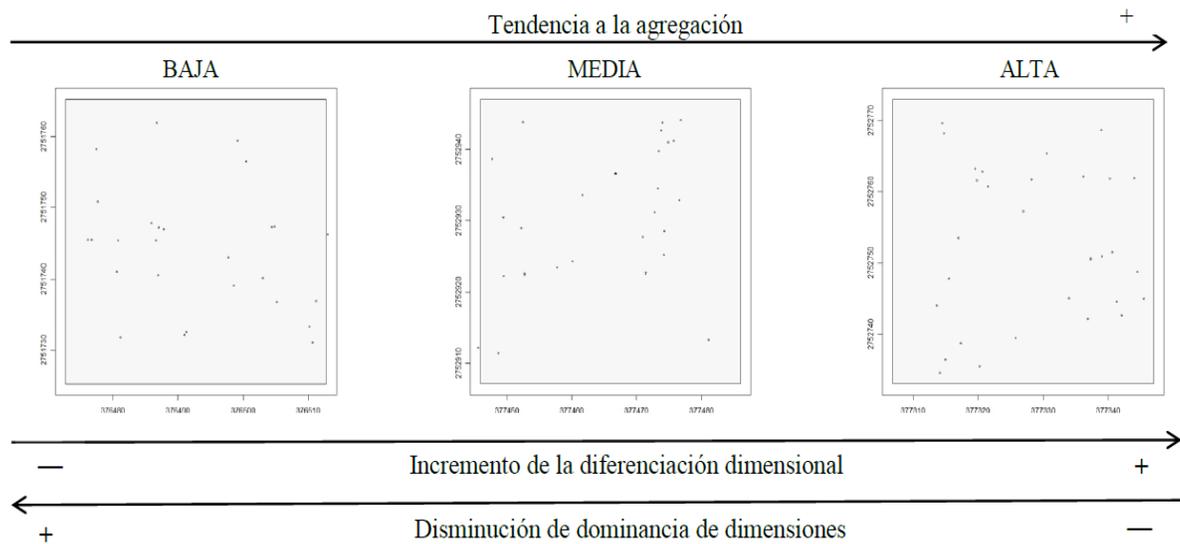


Figura 13Figura 6. Distribución espacial por severidad de los individuos de *Pinus hartwegii* en el área de estudio Cerro El Potosí.

Así mismo es pertinente mencionar que en México la utilización de este tipo de índices para el análisis de la estructura de ecosistemas forestales se ha utilizado de manera restringida para determinar la condición actual de un ecosistema (Jiménez *et al.* 2001; Aguirre *et al.* 2003) o estimar los efectos de las practicas silvícolas (Corral *et al.* 2005; Solís *et al.* 2006), siendo menos común su aplicación con un enfoque ecológico o determinar la influencia del disturbio fuego sobre las características estructurales del bosque (González *et al.* 2008, Avila *et al.* 2011).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos indican que a medida que aumenta el grado de severidad de incendio aumenta el grado de agregación del arbolado así como el grado de diferenciación dimensional. Sin embargo, el grado de dominancia en dimensiones disminuye a medida que aumenta el grado de severidad del incendio.

Así mismo, es oportuno indicar la bondad de aplicación del conjunto de índices empleados, para describir la condición estructural que presenta el bosque de *Pinus hartwegii* del cerro El Potosí, a trece años de la ocurrencia de un incendio forestal de gran magnitud. Por lo que su uso es recomendable para evaluar entre otros disturbios, los efectos del fuego sobre la diversidad estructural de los ecosistemas forestales; además poseen la ventaja de que para su cálculo se requieren inventariar variables dasométricas fáciles de obtener.

De la misma manera, los resultados obtenidos en esta investigación pusieron de manifiesto la necesidad de generar una evaluación de la condición de la regeneración de la especie bajo estudio así como también el análisis de la incidencia histórica del fuego para el área, con lo cual se podrá conocer el grado de disturbio generado y el papel que representa el fuego en el mantenimiento de los bosques de coníferas del cerro El Potosí.

Agradecimientos

Al proyecto PAICYT-UANL (CT311-10) por el apoyo financiero para el desarrollo de la presente investigación.

LITERATURA CITADA

Aguirre O., Kramer H., Jiménez J., 1998. Strukturuntersuchungen in einem Kifern Durchforschungsversucht Nordmexikos. Allgemeine Forst u Jagdzeitung 169, 213-219.

Aguirre O., Hui G., Gadow K. von., Jiménez J. 2003. An analysis of spatial forest structure using neighbourhood- based variables. Forest Ecology and Management 183, 137-145.

Albert M., 1999. Analyse der eingriffsbedingten Strukturveränderung und Durchforstungsmodellierung in Mischbeständen. PhD Diss., Faculty of Forest Sciences, Univ. Göttingen, Germany. Hainholz Verlag. pp. 63-68.

Arreola O., M. R, González E., M., Návar C., 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.

Avila F, D.Y., González T, M.A., Jiménez P, J., Aguirre C, O., Treviño G, E. 2011. Assessment of Post-fire forest structural diversity using neighbourhood based parameters in the Sierra Madre Oriental, Mexico. In: Tropentag 2011. Development on the margin. International Research on Food Security, Natural Resource Management and Rural Development. Bonn, Hrsg.:M. Becker, C. Kreyene, C. Ripken, E. Tielkes. Cuvillier Verlang, Goetingen, Alemania.

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.

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.

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. *Invest Agrar: Sist Recur For* 14(2): 217-228.

Del Río M., Montes F., Cañellas I., Montero G. 2003. Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Invest Agrar: Sist Recur For* 2(1), 159-176.

Fülder K., 1995. Zur Strukturbeschreibung in Mischbeständen. *Forstarchiv* 66, 149-161.

Gadow K. von., Real P., Álvarez G.J. 2001. Modelización del crecimiento y la evolución de los bosques. *IUFRO World Series*. Vol. 12, 242 pp.

Gadow K.von., Hui G. Y., 2002. Characterising forest spatial structure and diversity. In: Bjoerk, L. (Ed.), *Proceedings of the IUFRO International workshop 'Sustainable forestry in temperate regions'*, Lund, Sweden, pp. 20–30.

Gadow, K. von., Sánchez O. S., Álvarez G. J.G., 2007. Estructura y Crecimiento del Bosque. 287 pp.

Gill M., Woinarski J., York A., 1999. Australia's biodiversity responses to fire. *Biodiversity Technical Report No. 1*, Environment Australia.

González T, M. A., Schwendemann, L., Jiménez P, J. y 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.

Hui G.Y., Hu Y.B., 2001. Measuring species spatial segregation in mixed forest. *For Res* 14(1):23-27.

Hui G.Y., Gadow K. von. 2002. Das Winkelmaß. Verteilung des Optimalen Standardwinkels. Allgemeine Forst u Jagdzeitung 10, 173-177.

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1986. Síntesis Geográfica del Estado de Nuevo León. México.

Jiménez J., Aguirre C.O., Kramer H. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. Invest. Agr.: Sist. Recur. For. Vol. 10 (2): 355-366.

Kraft G., 1884. Beiträge zur lehre von den durchforstungen, schlagstellungen und lichtungshieben. Verlag Keindworth, Hannover. 147 pp.

Lampainen, J., Kuuluvainen, T., Wallenius, T.H., Karjalainen, L., Vanha-Majamaa, I. 2004. Long-term forest structure and regeneration after wildfire in Russian Karelia. Journal of Vegetation Science 15: 245-256.

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.

Li-juan, L., G. Jian-ping. 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.

Lozano, F. 2006. Los incendios en Nuevo León, México, durante el verano de 1998. Laboratorio de Sistemas de Información Georeferenciada. Centro de Calidad Ambiental, ITESM Campus Monterrey. En línea: <http://albers.mty.itesm.mx/proyectos/incendios/indexincendios.html#potosí>.

Consultado Agosto 2010.

Omi P.N., 2005. Forest Fires: a reference handbook. ABC-CLIO, Inc. Santa Barbara, California. 345 pp.

Perry D. A., Oren R., Hart S. C. 2008. Disturbance in forest ecosystems. In: forest ecosystems. Ed. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland, E.U.A. pp. 86-117.

Pommerening A., Wiergard C., Gadow K. von. 1996. Bestandesinventuren in strukturreichen Wäldern. Information für die Zielstärken – und Wertnachhaltigkeit. Projektbericht. Göttingen. 68 pp.

Pommerening A. 1997. Eine Analyse neuer Ansätze zur Bestandesinventur in Strukturreichen Wäldern. Dissertation. Göttingen Universität. Cuvillier Verlag, Göttingen, 150 pp.

Pommerening A. 2006. Evaluating structural indices by reversing forest structural analysis. *Forest Ecology Management*, 224: 266–277.

Pretzsch H. 1998. Structural diversity as a result of silvicultural operations. *Lesnictví-Forestry* 44(10), 429-439.

Rodríguez T. D.A. 2001. Ecología del fuego en el ecosistema de *Pinus hartwegii*. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 7(2): 145-151.

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

Rodríguez T. D.A. 2008. Fire Regimes, fire ecology and fire management in Mexico. *A Journal of the Human Environment* 37(7):548-556.

Stephens S.L., Piirto D.D., F. Caramagno D. 2004. Fire Regimes and Resultant Forest Structure in the Native Año Nuevo Monterey Pine (*Pinus radiata*) Forest, California. *Am. Midl. Nat.* 152:25–36.

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.

Turner M. G., Romme W.H. 1994. Landscape dynamics in crown fire ecosystems. *Landscape Ecology*, 9: 59–77.

Treviño G. E.J., Jimenez P. J., Aguiire C. O.A. 2000. Evaluación de las superficies incendiadas en el sur de Nuevo León susceptibles a restauración. VIII Simposium Internacional de la Sociedad de Especialistas Latinoamericanos en Percepción Remota, Iguazú, Argentina. 6-10 de noviembre de 2000. 353-362 pp. Publicado en CD.

Winkelmass. 2002. Forest Management and Harvest Institute. Goettingen University.

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.

Yocom L.L., Fulé P.Z., Brown P.M., Cerano J.N., Villanueva D. J., Falk D.A., Cornejo O. E. 2010. El Niño–Southern Oscillation effect on a fire regime in northeastern Mexico has changed over time. *Ecology* 91(6):1660-1671.

Zar, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey, 4. ed. 663 pp.

CAPITULO V

ANÁLISIS EXPLORATORIO DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE CONÍFERAS EN RODALES AFECTADOS POR DISTINTAS SEVERIDADES DE INCENDIO[§]

RESUMEN

El objetivo de la presente investigación fue realizar un análisis exploratorio de la distribución espacial del arbolado en tres rodales mixtos de coníferas, los cuales fueron afectados por un incendio de gran intensidad durante el verano de 1998 en el cerro El Potosí, en el estado de Nuevo León. El área seleccionada comprendió tres grados de severidad de incendio (baja, media y alta). Se analizaron los patrones de distribución del arbolado mediante la función K de Ripley; se analizó la interacción espacial de los individuos en relación a sus dimensiones y especies mediante una función de correlación. La evaluación espacial de los patrones de puntos y sus atributos se hizo con las librerías *spatstat*, *maptools*, *geosphere* y *rgdal* del programa estadístico R. Los resultados mostraron que las severidades baja y media tienen patrones de distribución aleatorios mientras que para la severidad alta le correspondió el agregado. El análisis de interacción espacial indicó para la severidad baja que los individuos suelen distribuirse espacialmente por similitud de dimensiones y en distancias mayores la distribución es independiente. Para las severidades media y alta la distribución de los individuos fue independiente de la dimensión. La distribución por especies en la condición de severidad baja resultó más heterogénea, contrario a lo registrado en los sitios con media y alta severidad.

Palabras clave: Función K , estructura forestal, fuegos forestales, interacción espacial

[§] Avila-Flores, D. Y., González-Tagle, M.A. Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O.A., Treviño-Garza, E.J., Vargas-Larreta, B. 2013. Análisis exploratorio de la distribución espacial de coníferas en rodales afectados por distintas severidades de incendio. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente. En revisión

ABSTRACT

The objective of this research was to conduct an exploratory analysis of the spatial distribution of trees in three mixed conifer stands, which were affected by a fire of great intensity during the summer of 1998 in the Cerro El Potosí, in the state of New Leon. The selected area included three fire severity levels (low, medium and high). We analyzed the distribution patterns of trees by Ripley's K function, we analyzed the spatial interaction of individuals in relation to their size and species by a correlation function. Assessing spatial patterns of points and their attributes was done with the libraries *spatstat*, *maptools*, *geosphere* and *rgdal* of the statistical program R. The results showed that the lower and middle severities have random distribution patterns while for high severity it accounted aggregated. The spatial interaction analysis for low severity indicated that trees are spatially distributed by similarity of dimensions and at greater distances the distribution is independent. For medium and high severities, the distribution of trees was independent of the dimension. The species distribution in the low severity condition resulted more heterogeneous, contrary to what is recorded on sites with medium and high severity.

Keywords: K function, forest structure, forest fires, spatial Interaction

INTRODUCCIÓN

El fuego es considerado como uno de los principales agentes de deterioro de los ecosistemas forestales (Perry, Oren & Hart, 2008). Sin embargo, para los ecosistemas que requieren de la presencia del fuego, éste se presenta como un factor de alteración natural que contribuye a mantener su función, estructura y composición (Omi, 2005; Phillips & Waldrop, 2008). Dicha consideración es atribuida principalmente al factor denominado como severidad ya que es el que

determina el impacto del fuego sobre la vegetación y promueve la heterogeneidad ecológica ya sea a escala de rodal o paisaje (Gill, Woinarski & York, 1999; Bekker & Taylor, 2010). Así mismo, la estructura de un ecosistema es un excelente indicador de la biodiversidad, por lo que cualquier impacto sobre los ecosistemas forestales representa ante todo un cambio en la estructura (Pomeroy, 2006). De tal manera que tanto la distribución espacial de los árboles como la de sus principales características experimentan importantes cambios después de un incendio, por lo que los patrones y la variación espacial de la estructura del rodal generada por el fuego tiene importantes efectos en la sucesión de los ecosistemas forestales (Yu, Wiegand & Yang, 2009). En este sentido, estudios han referido que la distribución espacial de las masas experimenta cambios que se reflejan en la estructura como resultado de la presencia del fuego en ecosistemas boscosos. Dichos estudios han reportado que la estructura se presenta como un mosaico de una mezcla espacial de individuos de distintas edades y por consiguiente de distintas dimensiones (Avila et al., 2012; Beaty & Taylor, 2008; Li-Juan & Jian-Ping, 2003; Lecomte, Simard & Bergeron, 2006; Stephens & Fry, 2005; Taylor, 2010).

Es por ello, que resulta de gran importancia conocer los patrones de distribución espacial de los individuos en ecosistemas forestales para orientar de manera adecuada una gestión sostenible primordialmente en la restauración de los ecosistemas modificados por la recurrencia de incendios (González, Schwendenmann, Jiménez & Schulz, 2008; Larson & Churchill, 2012).

En este contexto, el objetivo de la presente investigación fue realizar un análisis exploratorio de la distribución espacial del arbolado en rodales mixtos de coníferas en el área del cerro El Potosí, los cuales fueron afectados por un incendio forestal de grandes magnitudes durante la estación seca del año 1998 (Lozano, 2006).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio corresponde a el cerro El Potosí, el cual se sitúa en el municipio de Galeana al sur del estado de Nuevo León entre los 24°50'35" y 24°53'16" de latitud Norte y los 100°13'12" a 100°15'12" de longitud Oeste (Figura 1). Fisiográficamente pertenece a la Sierra Madre Oriental, a la subprovincia de la Gran Sierra Plegada. Su ubicación así como su altura (3,700 msnm) crean las condiciones ecológicas ideales para albergar una gran variedad de tipos de vegetación entre los que destacan los bosques de coníferas, bosques de encino, así como bosques mixtos típicamente localizados en o por encima de los 2,000 msnm (García, 1999). El clima es tipo BSoHW(e)w", semiseco templado. Registra lluvias 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 (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 1986).

Metodología

El área seleccionada para la investigación comprendió tres rodales mixtos de coníferas con tres diferentes grados de severidad de incendio (baja, media y alta). Para determinar las severidades se tomó como base la clasificación realizada por Treviño, Jiménez-Pérez, y Aguirre (2000), quienes evaluaron las superficies incendiadas en el sur de Nuevo León, mediante el análisis de dos imágenes de satélite Landsat TM. De ellas derivaron las clases de severidad de incendio así como las superficies afectadas por tipo de vegetación.

Se instalaron en total nueve parcelas de muestreo de 40m x 40 m. En cada nivel de severidad se instalaron tres parcelas. Las variables obtenidas en todos los árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP) \geq 5 cm dentro de cada una de las parcelas fueron: diámetro a 1.30 m (cm), altura total (m), distancia (m) y azimut (°) a cada árbol con respecto al centro de la parcela. La ubicación de los sitios en campo se muestra en la figura 1.

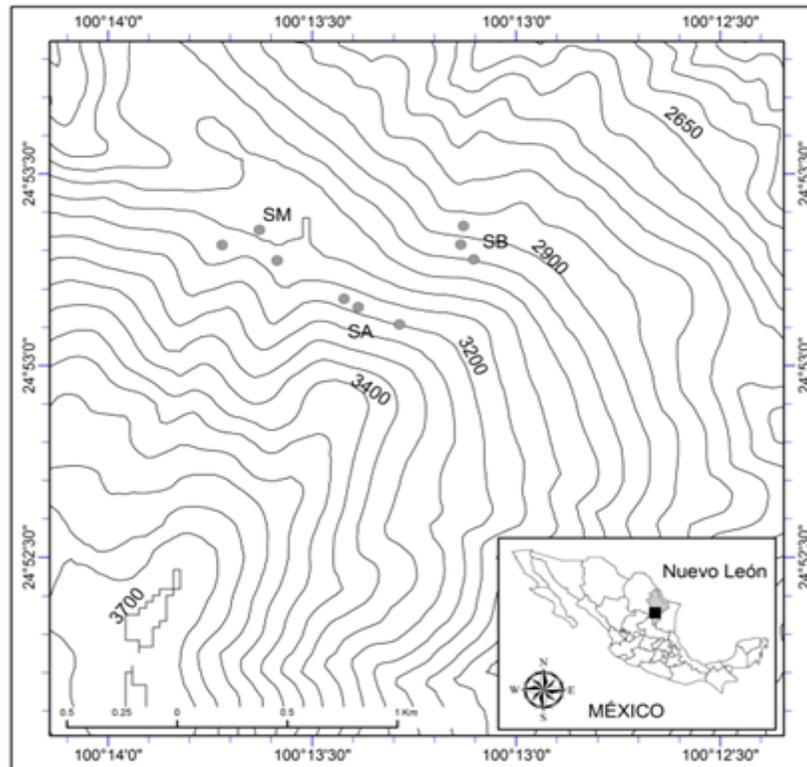


Figura 14Figura 1. Ubicación de las parcelas de muestreo por severidad de incendio. SB=severidad baja. SM= severidad media. SA=severidad alta.

Composición

Para la caracterización de las frecuencias del número de individuos y del área basal para cada una de las especies presentes en cada sitio de muestreo, se tomó como medida de la abundancia el número de individuos por hectárea y como medida de la dominancia, se empleó el valor del área basal de los individuos presentes en cada sitio de muestreo. También fue estimado el valor de importancia ecológica (IE) de cada especie dentro del rodal, estimada como el producto de la abundancia y la dominancia (Gadow, Sánchez- Orois & Álvarez, 2007).

Pre procesamiento de datos para análisis espacial

Para realizar el análisis estadístico del patrón de distribución espacial fue necesario llevar a cabo un pre-procesamiento de datos. Éste consistió en asignar a cada árbol una coordenada geográfica mediante el empleo de las coordenadas centrales de cada parcela así como las distancias y azimut registrados para cada árbol; lo anterior se realizó para cada una de las nueve parcelas. La obtención de las coordenadas se realizó empleando las librerías *geosphere* (Hijmans, 2012) y *rgdal* (Keitt, Bivand, Pebesma & Barry, 2012) del software estadístico R.

Adicionalmente, se generó un archivo shape (.shp) en el cual se almacenaron los polígonos de cada parcela, tales polígonos se generaron empleando el sistema de información geográfica Quantum Gis (ver.1.7). Dicho archivo shape fue importado al software R para unirlo con la base de datos de coordenadas del arbolado y así obtener la referencia geográfica para cada árbol en cada una de las parcelas, para ello se empleó la librería *mapproj* (Lewin-Koh et al. 2012). Posteriormente, el archivo resultante fue transformado a un archivo tipo *planar point pattern* (.ppp) para su análisis estadístico. El análisis fue llevado a cabo usando la librería *spatstat* (Baddeley & Turner, 2005) del mismo software estadístico; tal librería fue diseñada para el análisis y evaluación espacial de patrones de puntos (Baddeley, 2010). El procedimiento de análisis estadístico se describe en los siguientes apartados.

Distribución espacial

La función $K(r)$ de Ripley fue utilizada para analizar el patrón de puntos mapeados de los árboles en cada una de las parcelas de muestreo por severidad (Diggle, 2003). Tal función evalúa si el patrón observado puede considerarse como una representación de un proceso homogéneo de Poisson ($CSR = \text{Complete Spatial Randomness}$).

El análisis consiste en calcular la función $K(r)$ del patrón de puntos observado en los rodales y compararlo con la función K teórica de un patrón de Poisson de una misma intensidad. El valor teórico esperado de la función donde se asume que un proceso es completamente aleatorio (CSR), siempre coincide con el valor de πr^2 . Cuando los valores de $K(r) > \pi r^2$ se considera que un patrón de puntos es agregado, caso contrario, valores de $K(r) < \pi r^2$ indican uniformidad o regularidad dependiendo de la escala considerada. La función K se define señalando que $K(r)$ es el número medio de individuos dentro de un círculo de radio r alrededor de un individuo (árbol) del patrón, sin considerar dicho individuo como central:

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

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

Donde $\hat{K}(r)$ es el valor de la función K , λ es la intensidad (número de individuos por unidad de superficie). N corresponde al número de puntos (árboles) del patrón. A es la superficie de la parcela y $I(d_{ij} < r)$ la función indicadora que toma el valor de 1 si la distancia entre los puntos i y j es menor que r y 0 en caso contrario. Para asegurar suficientes pares de vecinos para la construcción de la función K , ésta fue calculada en intervalos de 0.5 m con una distancia $r \leq 25$ m.

La función transformada (transformación de la raíz) de la función K fue usada. El estimador empleado 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 realizó mediante simulaciones de

Monte Carlo, donde los límites mínimos y máximos se definieron con un 95 % de confiabilidad.

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, para conocer la similitud o disimilitud entre el diámetro de dos árboles a una distancia r , se cuantifico 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. Para el caso de las especies, por tratarse de un patrón de puntos multi-tipo (patrón de puntos que representa diferentes clases de marcas, en este caso especies las cuales son denominadas marcas del tipo discreto) la ecuación empleada fue del tipo $f(m_1, m_2) = 1(m_1 = m_2)$, 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 son consideradas independiente, positiva o negativamente correlacionadas en una distancia r si se cumplen las siguientes afirmaciones: $K_{mm}(r) = 1$, $K_{mm}(r) > 1$, $K_{mm}(r) < 1$ respectivamente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Composición

Un total de cinco especies fueron identificadas en los sitios de muestreo (Cuadro 1). Para la severidad baja *Pinus hartwegii* se presentó como la especie más abundante y la especie con mayor valor de Importancia Ecológica (IE). La especie *Pinus greggii* para la misma severidad sobresalió con un valor alto de

IE, aún sin ser de las más abundantes. Sin embargo, puede ser explicado por los valores altos en área basal, lo que indica que hubo menos individuos pero con mayores dimensiones. Para la severidad media las especies que sobresalieron por su valor de IE fueron *Pinus hartwegii* y *Pinus. strobiformis* ya que ambas fueron las más abundantes.

Las especies de *Pseudotsuga menziesii* y *P. strobiformis* se destacaron con los valores más altos de IE en la severidad alta, a pesar de que *P. menziesii* fue de las especies menos abundantes para tal severidad. Los resultados completos se muestran en el cuadro 1.

Algunas de las especies identificadas en el área de estudio, han sido reportadas como especies con adaptaciones de resistencia (para sobrevivir al paso del fuego) y/o resiliencia (reproducirse después del fuego o en las condiciones creadas por este), tal es el caso de *P. hartwegii* y *P. greggii* (Rodríguez, 2008). Lo anterior sugiere que dichas adaptaciones tales como corteza gruesa y capacidad de rebrote, en el caso de *P. hartwegii* y la presencia de frutos serótinicos en *P. greggii*. Dichas adaptaciones pudieron haber contribuido a que estas especies resultaran como las especies ecológicamente más importantes para las áreas de severidad baja. La presencia de corteza gruesa en *P. hartwegii*, es usualmente considerada como una adaptación a incendios de baja intensidad (Keeley & Zedler, 1998). Sin embargo, en la severidad alta la especie *P. hartwegii* no figura como una especie con un alto valor de IE. Por otra parte los resultados indican que en la severidad alta el número de individuos sobrevivientes es menor, los resultados completos se muestran en el cuadro 1.

Tabla 6Cuadro 1. Frecuencias absolutas y relativas del número de individuos (N/ha), área basal (G/ha) y valor de importancia ecológica (IE) de las especies en cada severidad de incendio.

Severidad	Especie	N/ha	G/ha	N %	G %	IE
Baja	<i>Abies vejarii</i>	29	0.0212	0.0903	0.0221	0.002
	<i>Pinus strobiformis</i>	54	0.0389	0.1677	0.0406	0.0068
	<i>Pinus greggii</i>	44	0.2394	0.1355	0.2496	0.0338
	<i>Pinus hartwegii</i>	171	0.6458	0.529	0.6732	0.3562
	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	25	0.0139	0.0774	0.0145	0.0011
	Total	323	0.9592	1	1	1
Media	<i>Abies vejarii</i>	31	0.1656	0.1145	0.0895	0.0102
	<i>Pinus strobiformis</i>	46	0.4576	0.1679	0.2474	0.0416
	<i>Pinus hartwegii</i>	165	0.8092	0.6031	0.4375	0.2639
	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	31	0.4171	0.1145	0.2255	0.0258
	Total	273	1.8495	1	1	1
Alta	<i>Abies vejarii</i>	169	0.0371	0.4154	0.0309	0.0128
	<i>Pinus strobiformis</i>	117	0.3381	0.2872	0.2817	0.0809
	<i>Pinus hartwegii</i>	31	0.4106	0.0769	0.3421	0.0263
	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	90	0.4144	0.2205	0.3453	0.0761
	Total	407	1.2002	1	1	1

Distribución espacial

Los resultados del análisis de distribución espacial obtenidos de la aplicación de las funciones ($K(r)$ y $L(r)$) indican que para la severidad baja el patrón de distribución observado es aleatorio (Figura 2a). Sin embargo, en distancias menores de 8 m, dos de las tres parcelas presentaron una distribución agrupada. No obstante, la distribución para estas dos parcelas tiene una marcada tendencia hacia la aleatoriedad.

Para la severidad media el patrón de distribución fue aleatorio (Figura 2b) por lo cual, dicha severidad se ajusta a una distribución completamente al azar o CSR. Para la severidad alta se presentó un patrón de distribución agregado (Figura 2c).

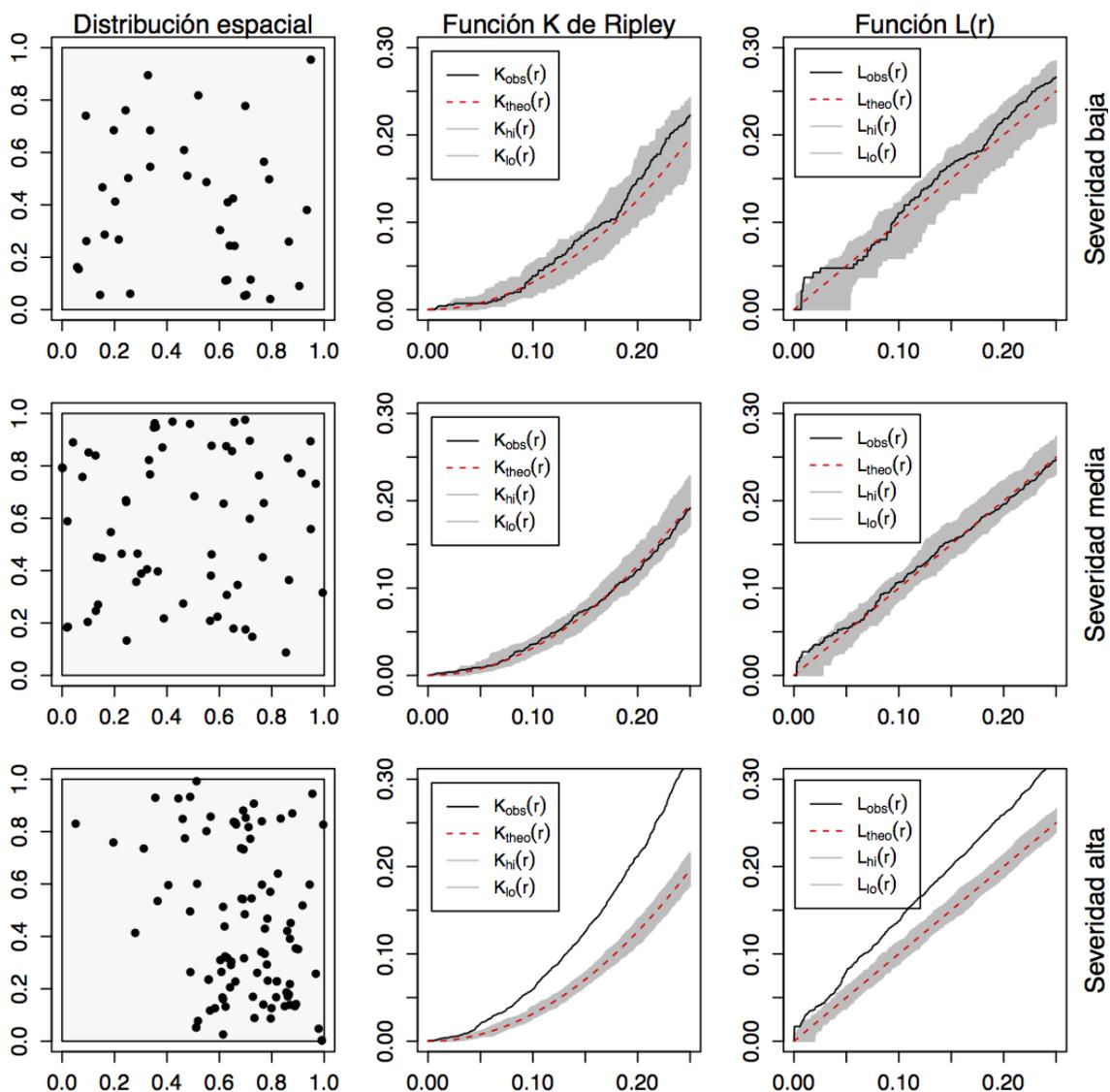


Figura 15Figura 2. Distribución espacial y tendencias del Índice de distribución espacial $K(r)$ y de su transformación $L(r)$ en rodales mixtos de coníferas con distinto grado de severidad de incendio en el cerro El Potosí. La línea continua representa las funciones $K_{obs}(r)$ y $L_{obs}(r)$ de los valores observados y la línea punteada representa el valor teórico de la hipótesis CSR ($K_{theo}(r)$). La zona gris representa el primer ($K_{lo}(r)$ y $L_{lo}(r)$) y tercer cuartil ($K_{hi}(r)$ y $L_{hi}(r)$) de los valores alcanzados por las funciones en 99 simulaciones de patrones Poisson de la misma intensidad que el original.

Algunos trabajos similares realizados para los bosques del oeste de Estados Unidos, refieren que su estructura básica es un mosaico de tres elementos: espacios abiertos, árboles individuales muy separados y árboles agregados (Agee, 2003; Binkley, Romme, & Cheng, 2008; North et al., 2004). Si bien la abundancia y el área ocupada por estos elementos varían entre los tipos de bosques, aparece como la estructura espacial básica que los caracteriza acorde con su régimen de fuego. Tal condición es atribuida a las características propias del comportamiento del fuego (Stephens & Fry, 2005; Taylor, 2010), el cual está determinado por las condiciones topográficas y climáticas prevalecientes en el momento de la ocurrencia del incendio y por la condición estructural de la vegetación (Ryan, 2002). Acorde con ello, la estructura espacial encontrada en esta investigación, sugiere que el patrón de propagación del fuego fue muy heterogéneo principalmente en la severidad alta. Lo que apunta a una gran influencia en la creación de espacios y con ello la formación de pequeños grupos de individuos sobrevivientes dentro del rodal investigado.

Interacción espacial

La función de correlación $K_{mm}(r)$ indicó que en la severidad baja y en distancias menores a 13 m los individuos suelen distribuirse por similitud dimensional (correlación positiva). Ello indica que los individuos suelen tener como vecinos inmediatos árboles de dimensiones similares. No obstante, en un rango de distancias de 13-16 m los individuos presentan una correlación negativa indicando con ello que las dimensiones de los vecinos inmediatos son distintas (Figura 3a).

Para la severidad media y alta la tendencia de la distribución espacial de puntos (árboles) presentó una correlación negativa (Figura 3b y 3c) lo que se traduce en una distribución dimensional heterogénea, es decir, los individuos presentes se distribuyen espacialmente en una mezcla irregular de dimensiones. Lo

anterior refleja que a medida que aumenta la severidad las dimensiones de los individuos presentes se vuelven más heterogéneas.

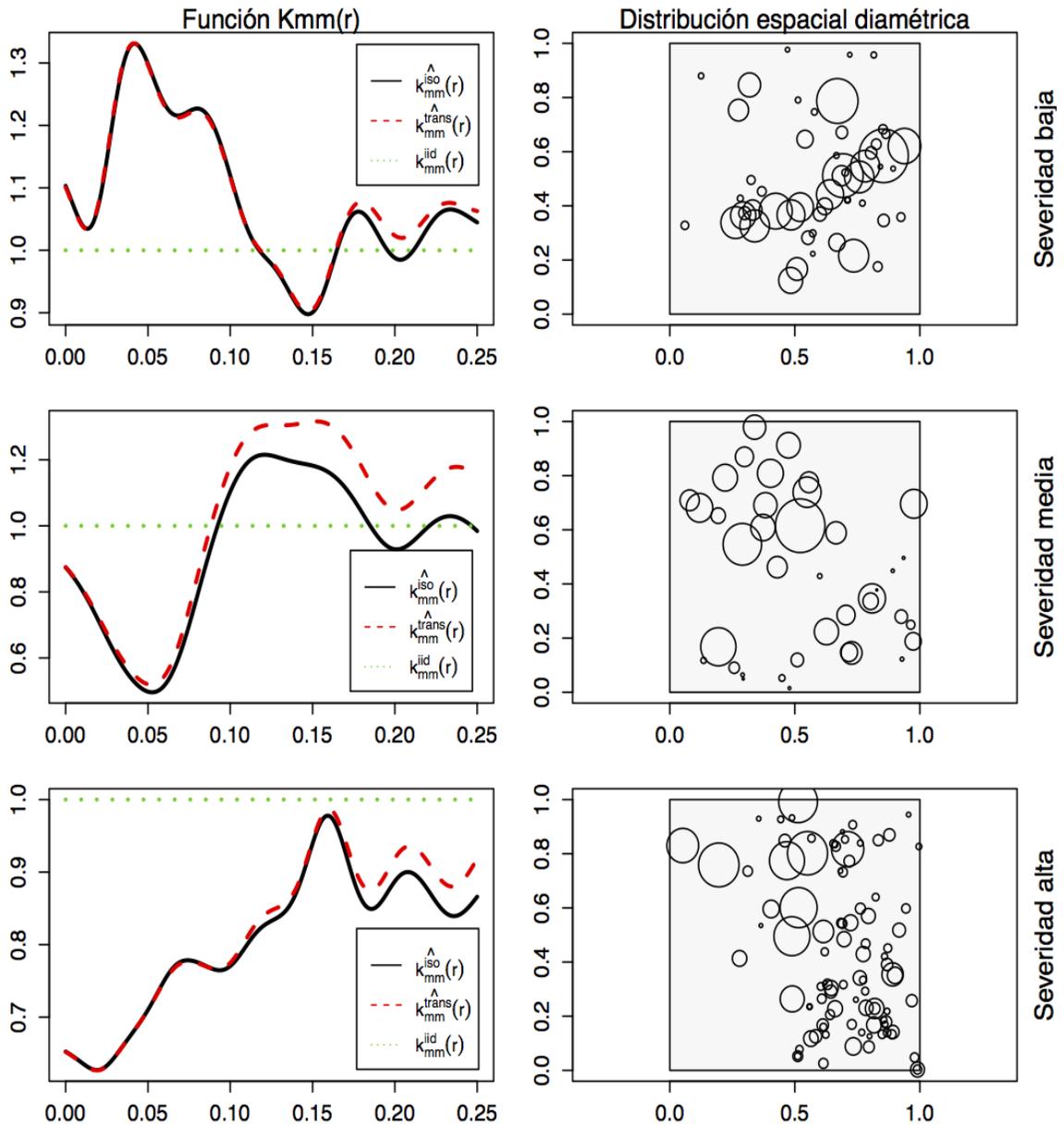


Figura 16 Figura 3. Función de correlación ($K_{mm}(r)$) y distribución espacial por diámetro en rodales mixtos de coníferas afectados por incendios forestales en el cerro El Potosí. Líneas punteada representa el valor teórico esperado $k_{mm}(r) = 1$ en el caso de independencia entre las marcas, la línea discontinua representa los valores teóricos esperados y la línea solida representa los valores observados.

Autores como Beaty y Taylor (2007) y Taylor (2010), reportaron para bosques de coníferas impactados por el fuego, que el patrón de distribución espacial de los árboles presentó condiciones de agrupamiento, donde además los individuos se agrupaban por similitud dimensional. Bekker y Taylor (2010), refieren que severidades de incendio de moderada a alta intensidad, pueden afectar la estructura espacial del bosque ya que eliminan muchos árboles, tanto jóvenes como adultos y/o especies de corteza delgada, lo que promueve el desarrollo de masas forestales de distintas edades y dimensiones. Tal referencia es compatible con los resultados encontrados en esta investigación ya que para las severidades media y alta el patrón de distribución presenta una correlación negativa lo que se traduce en una mezcla de individuos con distintas dimensiones.

Para la distribución espacial por especies, la función de correlación indicó que la tendencia de distribución para la severidad baja es hacia la mezcla de especies, prácticamente en todas las distancias analizadas (Figura 4a). Sin embargo, para las severidades media y alta la correlación fue positiva, es decir, la tendencia es hacia la homogeneidad de especies. Lo anterior indica que la mayoría de los individuos en estas severidades suelen tener como vecinos árboles de su misma especie (Figura 4b y 4c).

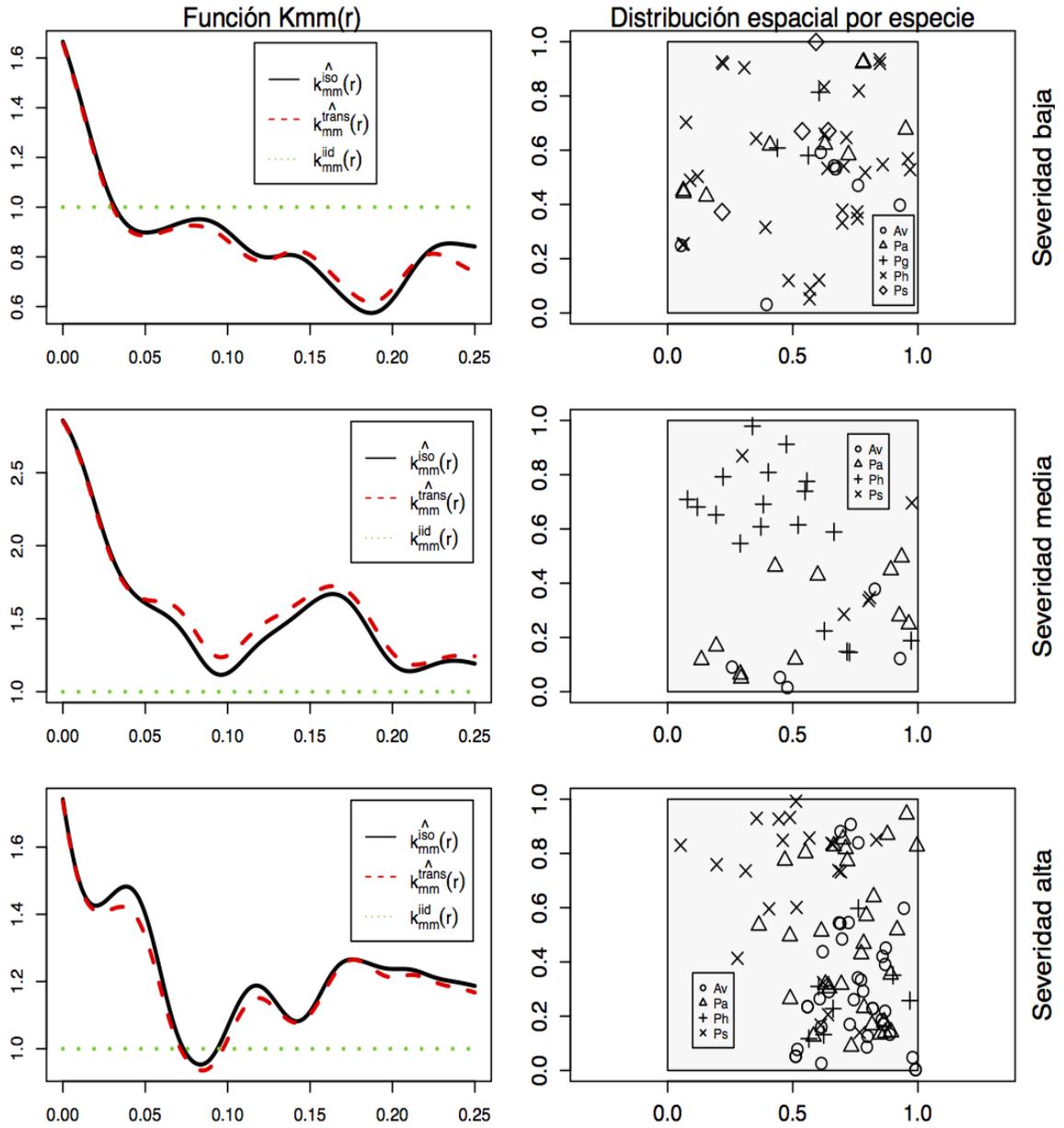


Figura 17Figura 4. Función de correlación y distribución espacial por especies en rodales mixtos de coníferas afectados por incendios forestales en el cerro El Potosí. La línea punteada representa el valor teórico $k_{mm}(r) = 1$ esperado en el caso de independencia entre las marcas. La línea discontinua representa los valores teóricos. La línea sólida representa los valores observados. Av= *Abies vejarii*, Pa= *Pinus strobiformis*, Pg= *Pinus greggii*, Ph= *Pinus hartwegii*, Ps= *Pseudotsuga menziesii*.

CONCLUSIONES

Las severidades baja y media presentaron un patrón de distribución de individuos aleatorio. En cambio, para la severidad alta el patrón de distribución encontrado fue agrupado.

La distribución espacial de los individuos en la severidad baja presentó condiciones de distribución por similitud de dimensiones en distancias menores a 13 m. Para las severidades media y alta la distribución de las dimensiones de los individuos se observó de manera independiente.

En la severidad baja la distribución espacial por especies presentó condiciones de heterogeneidad (mayor mezcla espacial de especies); mientras que para la severidad media y alta se obtuvo una correlación positiva, es decir, ambas severidades mostraron mayor tendencia a la homogeneidad en la mezcla espacial de especies.

LITERATURA CITADA

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

Avila 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/view/1465>

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

Baddeley, A. (2010). Analyzing spatial point patterns in R. CSIRO and University of Western Australia. Obtenido de www.csiro.au/files/files/piph.pdf

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. Colorado Forest Restoration Institute. Colorado State University. Obtenido de <http://warnercnr.colostate.edu/images/docs/cfri/UPP25MesaFinal.pdf>

Diggle, P.J. (2003). *Statistical Analysis of Spatial Point Patterns*. (2a ed.). New York: Oxford University Press Inc.

Gadow, K. von., Sánchez O. S., & Álvarez G, J.G. (2007). *Estructura y Crecimiento del Bosque*. Alemania: Universität Verlang

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.igeograf.unam.mx/web/sigg/docs/pdfs/publicaciones/inves_geo/boletines/38/b38_art272.pdf

Gill, M., Woinarski J., & York A. (1999). Australia’s biodiversity responses to fire. Biodiversity Technical Report No. 1, Environment Australia.

González T, 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

Hijmans, R. J. (2012). Geosfera: Trigonometría Esférica. W. Vennes, & C. Vennes (Eds.), R versión del paquete 1.2-28. Obtenido de <http://CRAN.R-project.org/package=geosphere>

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (1986). Síntesis Geográfica del Estado de Nuevo León. México.

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 del paquete 0.7-25. Obtenido de <http://CRAN.R-project.org/package=rgdal>

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

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

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/i1195-6860-13-2-152.1

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 del paquete 0.8-20. Obtenido de <http://CRAN.R-project.org/package=maptools>

Lozano, F. (2006). Los incendios en Nuevo León, México, durante el verano de 1998. Laboratorio de Sistemas de Información Georeferenciada. Centro de Calidad Ambiental, ITESM Campus Monterrey. Consultado 15-11-2012 en http://albers.mty.itesm.mx/proyectos/incendios/indexincendios_es.html

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

Omi P.N., (2005). *Forest Fires: A reference handbook*. Santa Barbara, California, E.U.A: ABC-CLIO, Inc.

Perry, D. A., Oren, R., & Hart, S. C. (2008). Disturbance in forest ecosystems. In D. A Perry., R. Oren., & S. C. Hart, (Eds.), *Forest ecosystems* (pp. 86-117). Baltimore, Maryland, E.U.A: The Johns Hopkins University Press.

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

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

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

Ryan, K.C. (2002). Dynamic interactions between forest structure and fire behavior in boreal ecosystems. *Silva Fennica*, 36(1), 13–39. Obtenido de <http://www.metsantutkimuslaitos.fi/silvafennica/full/sf36/sf361013.pdf>

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/GB: 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

The Nature Conservancy (TNC). (2004). Fire, ecosystems & people. Tallahassee, FL: TNC. Obtenido de <http://www.myfirecommunity.net/discussionimages/NPost5256Attach1.pdf>

Treviño G, E.J., Jimenez P, J., & Aguiire C, O.A. (2000). Evaluación de las superficies incendiadas en el sur de Nuevo León susceptibles a restauración. In VIII Simposium Internacional de la Sociedad de Especialistas Latinoamericanos en Percepción Remota (pp. 353-362). Iguazú, Argentina: Publicado en CD.

Whelan, R. J. (1995). *The ecology of fire*. Cambridge: Cambridge University Press.

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, 2098-2117. doi: 10.1016/j.foreco.2009.02.019.

CAPITULO VI

CONCLUSIONES GENERALES

Los resultados del estudio dendrocronológico indican que los 15 incendios encontrados durante el periodo de 1881 - 1998 se presentaron en años donde las condiciones climáticas fueron secas, sin embargo, mediante el análisis de relación con patrones históricos de clima y los registros de incendio en los anillos de crecimiento no se observó una relación significativa entre los parámetros climáticos y la frecuencia de incendios.

Hasta antes de 1955 los periodos libres de incendios oscilaron en un rango de 4 a 11 años, pero después de esta fecha dichos periodos fueron más prolongados. De esta manera entre los incendios registrados entre 1955 y 1978 se registraron periodos libres de incendios de hasta 23 años así como uno de 23 años entre 1978 y 1998.

Por lo anteriormente descrito se puede concluir que la ocurrencia de incendios está principalmente asociada a las actividades antropogénicas, como por ejemplo la extracción de madera principalmente. A este respecto, se puede dilucidar que el régimen de fuego para la superficie analizada en el cerro El Potosí fue modificado por actividades antropogénicas.

Si bien la frecuencia de incendios ha disminuido, las intensidades de los mismos han aumentado, lo que representa serias amenazas para la estabilidad ecológica de dichos ecosistemas. Es por ello que sería ventajoso utilizar planes de quemas prescritas que permitan reintegrar la variabilidad natural del régimen de fuego así como para promover el reciclaje de nutrientes y preparar el suelo para las semillas de las cuales depende la regeneración futura.

La caracterización estructural en las áreas de bosque de *Pinus hartwegii* indican que un aumento en el grado de severidad de incendio incrementa la agregación del arbolado así como un aumento en la diferenciación dimensional, contrariamente a lo ocurrido con la dominancia de dimensiones, ya que esta disminuye conforme al aumento en la severidad del incendio. Estos patrones de distribución espacial se dan como resultado del modelo de propagación e intensidad del fuego, lo que a su vez generó rodales dimensionalmente más heterogéneos pero con bajas densidades.

La caracterización estructural en las áreas de bosque mixto, la distribución espacial del arbolado y sus características (especie, diámetro y altura) fue similar a lo encontrado en las áreas de bosque de *Pinus hartwegii*. No obstante, el grado de mezcla de especies disminuye conforme al aumento en el grado de severidad, esto es, se encontró mayor mezcla de especies en los rodales con menor grado de afectación. Las especies que sobresalieron en los rodales con mayor grado de afectación fueron aquellas que han sido reportadas como especies con adaptaciones para sobrevivir a la presencia del fuego.

Conocer la frecuencia histórica de incendios en los ecosistemas forestales y la relación con su estructura espacial y de dimensiones brinda un antecedente extraordinario para la elaboración de estrategias de manejo y restauración.