

Incendios forestales en México

Métodos de evaluación

Incendios forestales en México

Métodos de evaluación

LOURDES VILLERS RUIZ • JORGE LÓPEZ BLANCO

Editores

H. ASBJORNSEN • Ó. E. BALCÁZAR MEDINA • H. BRAVO ÁLVAREZ
F. CASTILLO NAVARRO • J. C. CHACÓN MATHIEU
J. G. FLORES GARNICA • C. GALLARDO HERNÁNDEZ
M. JAIMES PALOMERA • E. J. JARDEL PELÁEZ • J. LÓPEZ BLANCO
H. C. MARTÍNEZ HERNÁNDEZ • D. MCKENZIE
R. MIRANDA SALAZAR • M. J. MONTERO MARTÍNEZ
F. OROPEZA ROSALES • V. ORTEGA BARANDA
J. M. POLANCO MARTÍNEZ • R. RAMÍREZ VILLEDA
D. A. RODRÍGUEZ TREJO • P. SÁNCHEZ ÁLVAREZ
R. SOSA ECHEVERRÍA • L. VILLERS RUIZ



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

2004

La impresión de este libro fue posible gracias al apoyo del CONACYT al proyecto 38697-V.

Diseño de portada e interiores de Marco Antonio Pérez Landaverde.

Primera edición: 2004

© D. R. UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
Ciudad Universitaria, 04510, México, D. F.

Prohibida su reproducción total o parcial por cualquier medio, sin autorización escrita del titular de los derechos patrimoniales.

ISBN 970-36-

Impreso y hecho en México

Contenido

La historia del fuego y su relación con el clima DONALD MCKENZIE	9
Implementación de un algoritmo para la detección de fuegos usando imágenes GOES MARTÍN J. MONTERO MARTÍNEZ, JOSUÉ M. POLANCO MARTÍNEZ Y FERNANDO OROPEZA ROSALES	25
Simulación del comportamiento del fuego con base en la estimación geoestadística de la variación espacial de combustibles JOSÉ GERMÁN FLORES GARNICA	41
Comportamiento del fuego y evaluación del riesgo por incendios en las áreas forestales de México: un estudio en el volcán La Malinche LOURDES VILLERS RUIZ Y JORGE LÓPEZ BLANCO	57
El impacto en la calidad del aire por incendios forestales HUMBERTO BRAVO ÁLVAREZ, RODOLFO SOSA ECHEVERRÍA, PABLO SÁNCHEZ ÁLVAREZ Y MÓNICA JAIMES PALOMERA	75
Determinación de las áreas de riesgos a incendios forestales del parque ecológico Chipinque, Nuevo León ROSALVA MIRANDA	95
Ecología del fuego en bosques de <i>Pinus hartwegii</i> DANTE ARTURO RODRÍGUEZ TREJO, HORTENSIA CATALINA MARTÍNEZ HERNÁNDEZ Y VERÓNICA ORTEGA BARANDA	103

Impactos de los incendios de 1998 en el bosque mesófilo de montaña en Los Chimalapas, Oaxaca HEIDI ASBJORNSEN Y CLAUDIA GALLARDO HERNÁNDEZ	121
Los incendios forestales en la reserva de la biósfera Sierra de Manantlán, Jalisco y Colima ENRIQUE J. JARDEL PELÁEZ, FAVIOLA CASTILLÓN NAVARRO, RUBÉN RAMÍREZ VILLEDA, JUAN CARLOS CHACÓN MATHIEU Y ÓSCAR E. BALCÁZAR MEDINA	143

La historia del fuego y su relación con el clima

DONALD MCKENZIE*

Resumen

Para entender los efectos del clima sobre el fuego tenemos que considerar no sólo los registros meteorológicos y de incendios recientes, sino también los patrones históricos presentes antes de la influencia del manejo de los ecosistemas y de otras actividades humanas en el siglo xx. En este trabajo se presenta un resumen de dos métodos para identificar las relaciones entre los incendios y el clima, así como los resultados de algunos investigadores acerca de este tema. Los estudios de la historia del fuego pueden ser una importante fuente de información, tanto en lo referente a los pronósticos de los efectos del cambio climático como en el manejo de los regímenes del fuego. La aplicación de los métodos de la historia del fuego ha permitido obtener relaciones coherentes entre los patrones espaciales y temporales de los incendios y la variabilidad climática, la sequía, y los patrones semi-periódicos. Durante el Holoceno, la frecuencia del fuego fue más corta cuando el clima fue más seco y cálido. Los estudios de árboles quemados sugieren que el clima controla la frecuencia del fuego y la superficie quemada en escalas temporales anuales y por década. La relación entre la sequía y la superficie quemada se manifiesta en muchos ecosistemas, a pesar de que los efectos de las condiciones antecedentes son variables de un sistema a otro. Una tarea para el futuro es entender los patrones espaciales a grandes escalas, para que se puedan antici-

* USDA Forest Service, Pacific Wildland Fire Sciences Lab, 400 North 34th Street, Suite 201, Seattle, WA 98103, EUA. Tel. (206) 732-7824, donaldmckenzie@fs.fed.us.

par nuevos regímenes del fuego en diversos ecosistemas y sus repercusiones para el manejo y la conservación.

Palabras clave: historia del fuego, clima, regímenes del fuego, carbón, árboles quemados.

Abstract

In order to understand the effects of climate on fire, we need to consider not only recent fires and meteorological records, but also historical patterns that predate the influence of management on ecosystems and other human activities in the 20th century. This paper presents a review of the methods for identifying fire-climate relationships in terms of the results of numerous researchers in this area. Fire-history studies can be an important source of information, both for predicting the effects of climatic change and understanding the effects of management on fire regimes. The application of fire-history methods enables us to see coherent relationships between spatial and temporal patterns of fire and climatic variability, drought, and quasi-periodic climatic patterns. During the Holocene, fires were more frequent when climate was dry and warm. Studies of fire-scarred trees suggest that climate controls both fire frequency and area burned, at temporal and decadal scales. The relationship between drought and area burned appears in numerous ecosystems, despite the differential effects of antecedent conditions from one ecosystem to the next. A task for the future is to understand spatial patterns at broad scales, in order to anticipate new fire regimes in different ecosystems and their repercussions for management and conservation.

Key words: Fire-history, climate, fire regimes, Charcoal, burned trees.

Introducción

Los incendios no controlados son la alteración más importante de los ecosistemas de zonas templadas del continente americano (Lenihan *et al.* 1998, Keane *et al.* 1999, Schmoltdt *et al.* 1999). Por lo tanto, es esencial conocer las relaciones entre el clima y las características de

los regímenes del fuego: la frecuencia, la severidad y los efectos sobre la vegetación y el hábitat. De cara a la conservación y al manejo de dichos ecosistemas, con el fuego nos encontramos frente a un gran desafío debido a su naturaleza estocástica y a su variabilidad espacial y temporal (Agee 1998, Lertzman *et al.* 1998).

Existe bastante variabilidad en los regímenes del fuego en Norteamérica, tanto en los bosques como en los matorrales. La frecuencia del fuego determina en parte las especies dominantes de cada ecosistema. Por ejemplo, las especies de coníferas tienen diferentes mecanismos para evitar, resistir, o sobrevivir a los incendios (Rowe 1981, Agee 1993). Los intervalos libres de fuego (FRI = "fire-return intervals") varían desde 2-5 años en bosques secos del suroeste de los EUA (Baisan y Swetnam 1990, Fulé *et al.* 1997) hasta más de 300 años en las selvas húmedas templadas y los bosques de altitud elevada de las Rocallosas y la cordillera de las Cascadas (Romme y Knight 1981, Agee 1993) (Tabla I).

La severidad de los incendios determina no sólo los efectos a la vegetación, sino también los métodos con que se identifican los patrones temporales y espaciales del fuego en el paisaje. Los incendios de

Tabla I. Frecuencia y severidad del fuego en ecosistemas representativos del oeste de norteamérica. Las Figuras 1 a 3 muestran la distribución geográfica de las especies dominantes.

Ecosistema	Vegetación dominante	Frecuencia del fuego (años)	Severidad del fuego
Bosque boreal	<i>Picea mariana</i> , <i>Pinus banksiana</i> , <i>Picea glauca</i>	35 - 100	Alta
Bosques secos de altitud baja	<i>Pinus ponderosa</i> , otras especies de <i>Pinus ssp.</i>	5 - 50	Baja
Bosques de altitud elevada	<i>Pinus contorta</i> , <i>Abies lasiocarpa</i> , <i>Tsuga mertensiana</i>	100 - 400	Alta
Bosques en el límite de la vegetación arbórea	<i>Pinus albicaulis</i> , <i>Larix lyallii</i> , <i>Pinus aristata</i>	>300	Mezclada
La salvia	<i>Artemisia tridentata</i>	30 - 50	Mezclada
El chaparral	<i>Adenostoma fasciculatum</i> , <i>Arctostaphylos sp.</i>	10 - 35	Alta

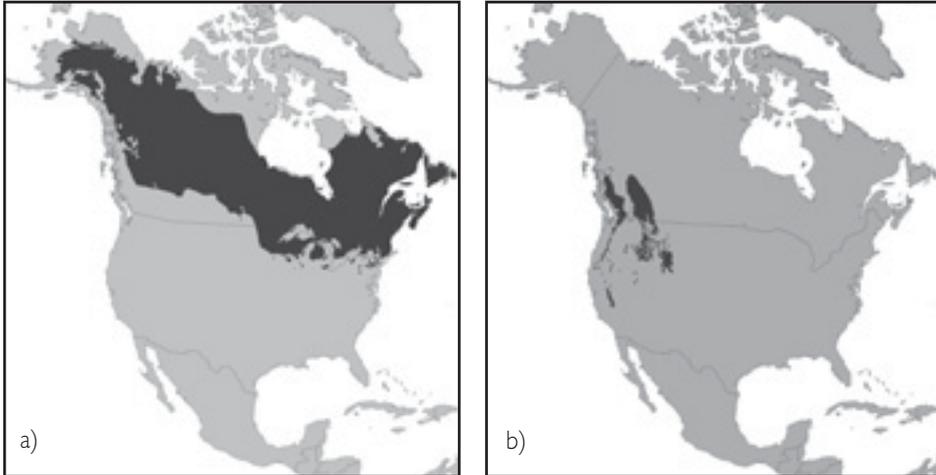


Figura 1. Distribución geográfica de (a) *Picea mariana*, y (b) *Pinus contorta* en Norteamérica.

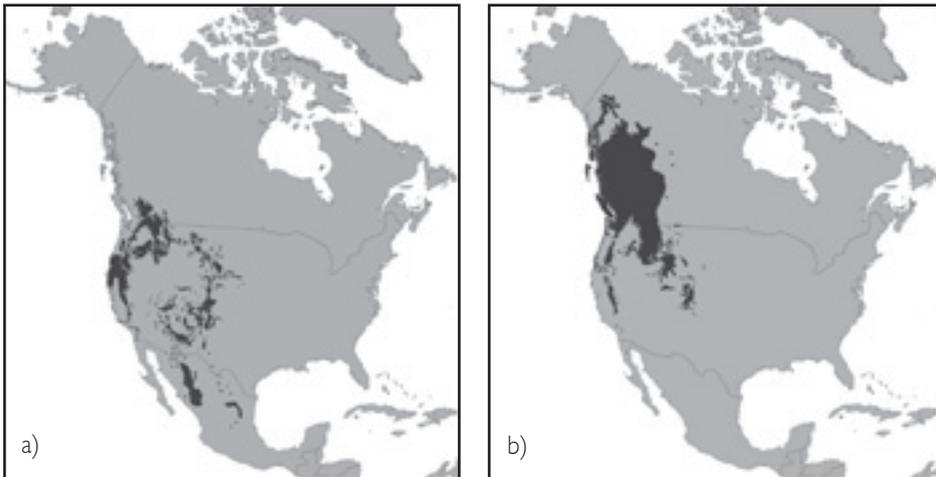


Figura 2. Distribución geográfica de (a) *Pinus ponderosa*, y (b) *Pinus albicaulis* en Norteamérica.

severidad baja son típicos en los bosques secos y semisecos; tratándose de incendios bastante frecuentes donde sólo se mueren los árboles de niveles bajos. En contraste, los incendios de severidad alta son típicos tanto en los bosques de elevada altitud como en los bosques en

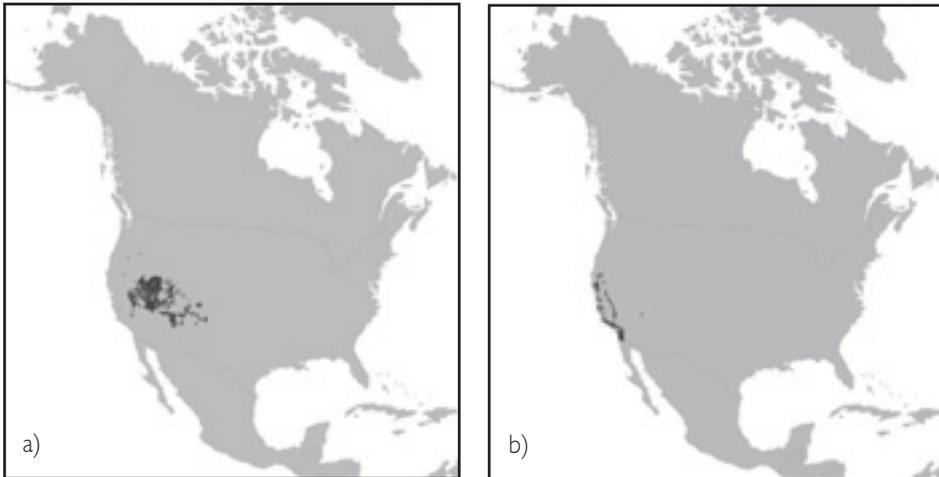


Figura 3. Distribución geográfica de (a) *Artemisia tridentata*, y (b) *Adenostoma fasciculatum* en Norteamérica.

que el clima es húmedo y hay una gran cantidad de biomasa. En los incendios de severidad mezclada varía la propagación del fuego, lo que da por resultado patrones irregulares de la mortandad de árboles y del consumo de combustibles (Taylor 1993, Agee 1998). En ecosistemas no forestales, también varía la severidad de los incendios; por una parte se presentan quemadas superficiales en las sabanas y, por la otra, quemadas muy severas en el chaparral (Zedler *et al.* 1983, Christensen 1985, Keeley y Fotheringham 2003).

La importancia del clima, así como de los combustibles, para explicar el comportamiento del fuego varía a lo largo de Norteamérica. En bosques boreales y bosques templados, como los del Noroeste, las condiciones climáticas extremas son las que regulan los incendios (Bessie y Johnson 1995, Ferguson 1997, Skinner *et al.* 1999). Se necesita un período extenso de sequía, junto con una temperatura alta, viento rápido y humedad relativa baja, para mantener los incendios en estos ecosistemas. Por su parte, en ecosistemas más secos, los factores que intervienen en la mayoría de los incendios son el patrón y la abundancia de combustibles, aunque los incendios severos y raros presentan cierta vinculación con patrones específicos del clima (Gedalof *et al.* en dictamen). Para entender los efectos del clima sobre el fuego tenemos que considerar no sólo los registros meteorológicos y de incen-

dios recientes, sino también los patrones históricos presentes antes de la influencia del manejo de los ecosistemas y de otras actividades humanas en el siglo xx.

Por lo anterior, en este trabajo se presenta un resumen de dos métodos para identificar las relaciones entre los incendios y el clima, así como los resultados de algunos investigadores acerca de este tema. También se menciona cómo los estudios de la historia de los incendios pueden ser una importante fuente de información, tanto en lo referente a los pronósticos de los efectos del cambio climático como en el manejo de los regímenes del fuego. Por último, se discuten algunas de las áreas potenciales para colaboraciones futuras entre investigadores de varios países.

Materiales y métodos

Dos de los métodos para entender las relaciones entre el clima y los regímenes históricos de los incendios son los que usan sedimentos del carbón y los que utilizan árboles quemados. Existen ciertas ventajas y desventajas vinculadas con cada método (**Tabla II**).

Métodos que usan carbón en sedimentos

Los lagos guardan diversos registros de acontecimientos geológicos (como erupciones volcánicas), ecológicos (como las hojas de árboles que han muerto) y de incendios (el carbón). Estos registros se extraen de una muestra del fondo del lago. Se puede calcular la velocidad de la acumulación del carbón ($CH_{AR} = \text{“CHarcoal Accumulation Rate”}$) por la relación estadística entre la profundidad de un fragmento y la velocidad de sedimentación (Clark y Royall 1996, Prichard 2003). Esto se lleva a cabo con una combinación de dos métodos: el cálculo de las fechas aproximadas del carbono radiactivo y una calibración con fechas conocidas por otros medios, como las erupciones, representadas por niveles de ceniza. La resolución temporal es, como máximo, de diez años (Prichard 2003), pero la extensión temporal puede exceder los 10 mil años (Millsbaugh *et al.* 2000, Prichard 2003).

Tabla II. Ventajas y desventajas de los métodos de la historia del fuego, en contraste con el uso de los datos corrientes.

Método	Ventajas	Desventajas
Análisis de sedimentos del carbón	La extensión temporal es muy larga (puede exceder de 10 mil años). Se incorpora la variabilidad histórica del clima.	La resolución temporal es gruesa (como máximo, 10 años). La identificación de cumbres de presencia de carbón (vinculadas con incendios) es, en parte, subjetiva.
Análisis de árboles quemados	La resolución temporal es de un año. Se puede identificar la ubicación de los incendios exactamente.	El cálculo de la frecuencia y la extensión de los incendios dependen de muchos factores (por ejemplo, el área de la muestra).
Análisis de registros corrientes (siglo XX)	El clima es reconocido a partir de registros instrumentales. Las extensiones de los incendios son conocidas directamente.	Hay otros factores más importantes que el clima (por ejemplo, el manejo), que modifican el análisis de las relaciones entre el fuego y el clima.

Para derivar los cálculos independientes de la variabilidad climática se han usado los isótopos de oxígeno de sedimentos del océano y núcleos de hielo, cambios de radiación solar inducidos por las modificaciones de la órbita del planeta, reconstrucciones de niveles del agua de los lagos, y simulaciones matemáticas (Berger 1978, Imbrie *et al.* 1989, Webb y Kutzbach 1998, Petit *et al.* 1999). Esta combinación de los cálculos independientes y los registros del carbón permite el análisis de las interacciones entre el clima, el fuego y la vegetación.

Métodos que usan los árboles quemados

La combinación de las cicatrices en los árboles, junto con el recuento de los anillos de crecimiento, permite datar incendios con una resolución anual (Fritts y Swetnam 1986). Cada árbol puede registrar mu-

chas quemas superficiales, conservando así la historia de los incendios de un punto específico. Además, con una muestra suficiente de árboles quemados se pueden describir los regímenes históricos del fuego. El porcentaje de árboles que registran incendios dentro de un mismo año proporciona un valor sustituto de la superficie quemada. Se puede usar el método del análisis de supervivencia (Hosmer y Lemeshow 2002) para calcular las propiedades estadísticas de los regímenes del fuego (Grissino-Mayer 1999, Heyerdahl *et al.* 2001, Hessl *et al.* 2003). Sin embargo, para entender la historia del fuego en el paisaje, especialmente para comprender su relación con el clima, se necesita un registro de puntos muy amplio (Baisan y Swetnam 1990, Hessl *et al.* 2003). Es decir, para obtener resultados óptimos respecto al clima, se requiere una red que considere un elevado número de emplazamientos, distribuidos espacialmente dentro de toda el área considerada. Con un registro regional de las reconstrucciones del clima (Cook *et al.* 1999) se pueden deducir las relaciones entre el clima y la historia del fuego, tanto año por año como de varias décadas. Para escalas temporales cortas se calculan coeficientes de correlación (Grissino-Mayer 1995). Es común utilizar métodos de análisis espectral para identificar los patrones semi-periódicos de los incendios y del clima juntos (Percival y Walden 1993, Bloomfield 2000, Hessl *et al.* 2003).

Los métodos de análisis difieren para los ecosistemas en que se registran incendios de alta severidad, ya que los árboles que permanecen sólo registran un incendio. Sin embargo, a pesar de esta limitación, es posible construir mapas a partir de las edades del renuevo forestal (*stand-age maps*), con la finalidad de calcular los atributos estadísticos de los regímenes del fuego (Heinselman 1973, Morrison y Swanson 1990, Agee *et al.* 1990, Johnson y Gutsell 1994). Para calcular la frecuencia del fuego en estos ecosistemas se utilizan las curvas de sobrevivencia (*survivorship curves*) que toman en cuenta la distribución exponencial de la probabilidad o las distribuciones de densidad de probabilidad del tipo *Weibull* con dos o tres parámetros (Johnson y Gutsell 1994). Estas curvas muestran las porciones del territorio que no han sufrido incendios dentro de un cierto período de años. Debido a que los incendios son raros en estos bosques, es difícil inferir las relaciones del fuego con el clima; no obstante, con un registro temporal muy largo se pueden identificar diferentes períodos de frecuencias de los incendios (Reed *et al.* 1998, Reed 2002).

Por último, en los ecosistemas formados por arbustos y por hierbas faltan las estructuras residuales (los árboles) que puedan registrar múltiples incendios en un mismo punto, por lo tanto, no es posible un registro anual de incendios en estos lugares. Sin embargo, se puede recurrir a otros métodos para obtener esos registros. Por ejemplo, en el fondo del océano existen sedimentos de carbón de los que se puede extraer el registro de incendios históricos de ecosistemas terrestres cercanos (Schimmelman *et al.* 1992, Mensing *et al.* 1999). También se pueden considerar los registros de incendios recientes correspondientes al siglo xx, que tienen una resolución anual, pero teniendo en cuenta que la precisión en los primeros de ellos no es muy confiable (Mensing *et al.* 1999).

Resultados

Los datos resultantes de la aplicación de ambos métodos de la historia del fuego indican relaciones coherentes entre los patrones espaciales y temporales de los incendios y la variabilidad climática, la sequía y los patrones semi-periódicos como El Niño- Oscilación del Sur (ENSO) y la Oscilación Decenal del Pacífico (PDO - Mantua *et al.* 1997).

Durante el holoceno, los niveles elevados de CHAR han sido vinculados con una temperatura más cálida que el presente, en toda la parte oeste de Norteamérica (Clark 1990, Long *et al.* 1998, Mohr *et al.* 1998, Mensing *et al.* 1999, Millspaugh *et al.* 2000, Carcaillet *et al.* 2001, Lertzman *et al.* 2002, Hallett *et al.* 2003, Prichard 2003). Las áreas de estudio de las investigaciones que demuestran lo anterior se indican en la **Figura 4**. Asimismo, varios autores (Long *et al.* 1998, Mohr *et al.* 1998, Carcaillet *et al.* 2001, y Prichard 2003) han identificado cambios de la vegetación vinculados con cambios en la frecuencia y la severidad del fuego. Durante el holoceno, los FRI fueron más cortos cuando el clima fue más seco y cálido (10-6 mil años antes del presente). Se infiere que la severidad de los incendios fue más baja en estos períodos considerando dos razonamientos indirectos: 1) las especies comunes vinculadas con los regímenes del fuego de severidad más baja aumentaron en proporción, y 2) en ecosistemas forestales existe una relación casi inversa entre la severidad y la frecuencia del fuego dentro de una misma área (McKenzie *et al.* 2000).



Figura 4. El ENSO es una influencia dominante en los regímenes del fuego para las latitudes tropicales y subtropicales. Se señala la ubicación de los árboles quemados y los sitios de estudio del carbón mencionados en el texto.

La resolución gruesa de los estudios paleoecológicos no permite ningún análisis de las relaciones anuales ni de las relaciones entre el fuego y los índices semi-periódicos. En contraste, los estudios de árboles quemados sugieren que el clima controla la frecuencia del fuego y la superficie quemada, en escalas temporales anuales y decenales. Tanto el clima anual y estacional como las condiciones propiciadas por el clima de años anteriores reflejadas en los tipos y cantidades de combustibles controlan los patrones de incendios (Grissino-Mayer y Swetnam 2000, Veblen *et al.* 2000, Heyerdahl *et al.* 2002, Hessler *et al.* 2003). La relación entre la sequía y la superficie quemada se manifiesta en muchos ecosistemas, a pesar de que los efectos de las condiciones antecedentes son variables de un sistema a otro. Por ejemplo, los años con incendios de grandes extensiones en el suroeste de los EUA, las Montañas Rocosas y el norte de México se vinculan con ENSO

(Swetnam y Betancourt 1990, Veblen *et al.* 2000, Heyerdahl y Alvarado 2003). Sin embargo, esa relación no es suficientemente clara en el noroeste de los EUA (Heyerdahl *et al.* 2002, Hessl *et al.* 2003).

Conclusiones

De acuerdo con los estudios paleoecológicos, podemos inferir que los incendios responden a la variabilidad climática. Asimismo, por la resolución más fina de los estudios de árboles quemados se pueden distinguir, por ejemplo, los efectos acumulativos de la variabilidad en diversas escalas temporales. Una tarea para el futuro es entender los patrones espaciales en grandes escalas para que se puedan anticipar nuevos regímenes del fuego en diversos ecosistemas y sus repercusiones para el manejo y la conservación (McKenzie *et al.* 2003).

Actualmente existen varias redes de emplazamientos de la historia del fuego en los EUA y México (Fig. 4). La mayoría de ellas se encuentran dentro de paisajes en los que se presentan incendios de severidad baja, por lo tanto, se requieren más estudios de la relación histórica entre el clima y los incendios severos. Además, en algunas áreas el patrón de distribución espacial es adecuado para un análisis regional, mientras que en otras zonas, por ejemplo la parte noroeste del Pacífico, dicho patrón está muy agrupado, por lo que sólo es adecuado para el análisis en escalas finas.

Por todo lo anterior, se considera que existe una amplia gama de posibilidades para futuros estudios conjuntos. Es claro que ENSO es un fenómeno dominante en las latitudes tropicales (Fig. 3), pero su relación precisa con los mecanismos del fuego es todavía poco clara. También, es posible que la estación en que cambia una fase (El Niño a La Niña o viceversa) sea más importante para predecir los incendios que la fase propia, por lo menos en algunas zonas (Kitzberger *et al.* 2001, Kitzberger y Veblen 2003). Además, sería muy interesante conocer cómo cambiarían las interacciones entre los índices climáticos y los regímenes de incendios con relación a los grandes gradientes geográficos.

Agradecimientos

A Isabel Ramírez, Ángeles Mendoza, y Ernesto Alvarado por sus comentarios técnicos que ayudaron a mejorar este manuscrito. A Alynne Bayard por los mapas. Gracias también a la Dra. Ramírez por su ayuda con el idioma español. Al Servicio Forestal de los EUA y a la Universidad Nacional Autónoma de México por el apoyo económico.

Referencias

- Agee J. K. (1993). *Fire Ecology of Pacific Northwest Forests*. Island Press, Washington DC.
- Agee J. K. (1998). The landscape ecology of western fire regimes. *Northwest Sci.* 72, 24-34.
- Agee J. K., Finney, M. y de Gouvenain, R. (1990). Forest fire history of Desolation Peak, Washington. *Can. J. For. Res.* 20, 350-356.
- Baisan C. H., y Swetnam, T. W. (1990). Fire history on a desert mountain range: Rincon Mountain Wilderness, Arizona, USA. *Can. J. For. Res.* 20, 1559-1569.
- Berger A. L. (1978). Long-term variations of daily insolation and Quaternary climatic change. *J. Atmos. Sci.* 35, 2362-2367.
- Bessie W. C. y Johnson, E. A. (1995). The relative importance of fuels and weather on fire behavior in subalpine forests. *Ecology* 76, 747-762.
- Bloomfield P. (2000). *Fourier Analysis of Time Series: an Introduction*. 2a. ed, Wiley and Sons, New York, NY. 261 pp.
- Carcaillet C., Bergeron Y., Richard P. J. H., Frechette B., Gauthier S., and Prairies Y.T. (2001). Range of fire frequency in the eastern Canadian boreal forests during the Holocene: does vegetation composition or climate trigger the fire regime? *J. Ecology* 89, 930-946.
- Christensen N. L. (1985). Shrubland fire regimes and their evolutionary consequences. En S.T.A. Pickett y P.S. White, (Eds.). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, San Diego, CA., pp. 85-100.
- Clark J. S. (1990). Fire and climate change during the last 750 yr in northwestern Minnesota. *Ecol. Monogr.* 60, 135-159.

- Clark J. S., y Royall, P. D. (1996). Local and regional sediment charcoal evidence for fire regimes in presettlement north-eastern North America. *J. Ecology* 84, 365-382.
- Ferguson S. A. (1997). *A climate-change scenario for the Columbia River Basin*. USDA Forest Service Research Paper PNW-499. Pacific Northwest Research Station, Portland, OR.
- Fritts H. C., y Swetnam, T. W. (1986). Dendroecology: a tool for evaluating variations in past and present forest environments. Laboratory of Tree-Ring Research, University of Arizona, Tucson, AZ.
- Fule P. Z., Covington, W. W. y Moore, M. M. (1997). Determining reference conditions for ecosystem management of southwestern ponderosa pine. *Ecol. Appl.* 7, 895-908.
- Gedalof Z., Peterson, D.L., y Mantua, N. (en dictamen). Atmospheric and climatic controls on severe wildfire years in the northwestern United States. *Ecol. Appl.*
- Grissino-Mayer, H.D. (1995). Tree-ring reconstructions of climate and fire history at El Malpais National Monument, New Mexico. Ph.D. dissertation, University of Arizona, Tucson, AZ.
- Grissino-Mayer, H. D. (1999). Modelling fire interval data from the American Southwest with the Weibull distribution. *Int. J. Wildland Fire* 9, 37-50.
- Grissino-Mayer, H. D., y Swetnam, T. W. (2000). Century-scale climatic forcing of fire regimes in the American Southwest. *Holocene* 10, 213-220.
- Hallett D. J., Lepofsky, D. S., Mathewes, R.W., y Lertzman, K.P. (2003). 11000 years of fire history and climate change in the mountain hemlock rain forests of southwestern British Columbia based on sedimentary charcoal. *Can. J. For. Res.* 31, 292-312.
- Heinselman M. L. (1973). Fire in the virgin forests of the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota. *Quaternary Res.* 3, 329-32.
- Hessl A.E., McKenzie, D., y Schellhaas, R. (en revisión). Drought and Pacific Decadal Oscillation linked to fire occurrence in the inland Pacific Northwest. *Ecol. Appl.*
- Heyerdahl E. K., Brubaker, L. B., y Agee, J. K. (2002). Annual and decadal climate forcing of historical fire regimes in the interior Pacific Northwest, USA. *Holocene* 12, 597-604.
- Heyerdahl E. K., y Alvarado, E. (2003). Influence of climate and land use on historical surface fires in pine-oak forests, Sierra Madre Occidental, México. En T.T. Veblen, W.L. Baker, G. Montenegro, y T.W. Swetnam, (Eds.). *Fire and climatic change in temperate ecosystems of the Western Americas*. Springer-Verlag, New York, NY., pp 196-217.

- Hosmer D. W., y Lemeshow, S. (2002). *Applied Logistic Regression*, 2a. ed. Wiley and Sons, New York, NY.
- Imbrie, J., McIntyre, A., y Mix, A. C. (1989). Oceanic response to orbital forcing in the Late Quaternary: observational and experimental strategies. En A. Berger, S.H. Schneider, y J.C. Duplessy (redactores). *Climate and Geosciences, a Challenge for Science and Society in the 21st Century*. Kluwer Publishers. Dordrecht, The Netherlands, pp. 121-164.
- Johnson E. A., y Gutsell, S. L. (1994). Fire frequency models, methods, and interpretations. *Adv. Ecol. Res.* 25, 239-287.
- Keeley J. E., y Fotheringham, C. J. (2003). Impact of past, present, and future fire regimes on North American Mediterranean shrublands. En T. T. Veblen, W. L. Baker, G. Montenegro, y T.W. Swetnam, (Eds.). *Fire and climatic change in temperate ecosystems of the Western Americas*. Springer-Verlag, New York, NY., pp. 218-262.
- Kitzberger T., Swetnam T. W., y Veblen T. T. (2001). Inter-hemispheric synchrony of forest fires and the El Nino-southern oscillation. *Global Ecology Biogeog.* 10, 315-316.
- Kitzberger T., y Veblen T. T. (2003). Influences of climate on fire in Northern Patagonia, Argentina. En 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, NY., pp. 296-321.
- Lenihan J., Daly, C., Bachelet, D., y Neilson, R.P. (1998). Simulating broad-scale fire severity in a dynamic global vegetation model. *Northwest Sci.* 72, 91-103.
- Lertzman K., Fall, J., y Dorner, B. (1998). Three kinds of heterogeneity in fire regimes: at the crossroads of fire history and landscape ecology. *Northwest Sci.* 72, 4-23.
- Lertzman K., Gavin, D. Hallett, D., Brubaker, L.B., Lepofsky, D., y Mattewes, R. (2002). Long-term fire regime estimated from soil charcoal in coastal temperate rainforests. *Conservation Ecology* [online] 6(2). URL: <http://www.cosecol.org/vol6/iss1/art2>.
- Long C. J., Whitlock, C., Bartlein, P. J., y Millspaugh, S. H. (1998). A 9000-year history from the Oregon Coast range, based on a high-resolution charcoal study. *Can. J. For. Res.* 28, 774-787.
- Mantua N. J., Hare, S. R., Zhang, Y., Wallace, J. M., y Francis, R. C. (1997). A Pacific inter-decadal climate oscillation with impacts on salmon production. *Bull. Amer. Meteorol. Soc.* 78, 1069-1079.
- McKenzie D., Peterson, D. L., y Agee, J. K. (2000). Fire frequency in the Columbia River Basin: building regional models from fire history data. *Ecol. Appl.* 10, 1497-1516.

- McKenzie D., Gedalof, Z. M., Peterson, D. L., y Mote, P. (en dictamen). Climatic change, wildfire, and conservation. *Conserv. Biol.*
- Mensing S. A., Michaelsen, J., y Byrne, R. (1999). A 560-year record of Santa Ana fires reconstructed from charcoal deposited in the Santa Barbara Basin, California. *Quaternary Res.* 51, 295-305.
- Miller C., y Urban, D. (1999). Forest pattern, fire, and climatic change in the Sierra Nevada. *Ecosystems* 2, 76-87.
- Millspaugh S. H., Whitlock, C., y Bartlein, P. J. (2000). Variations in fire frequency and climate over the past 17,000 yr in central Yellowstone National Park. *Geology* 28, 211-214.
- Mohr J. A., Whitlock, C., y Skinner, C. N. (2000). Postglacial vegetation and fire history, eastern Klamath Mountains, California, USA. *Holocene* 10, 587-602.
- Moritz, M. (1997). Analyzing extreme disturbance events: fire in Los Padres National Forest. *Ecol. Appl.* 7, 1252-1262.
- Morrison P. H., y Swanson, F. J. (1990). *Fire history and pattern in a Cascade Range landscape*. USDA Forest Service General Technical Report PNW-254, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR.
- Percival D. B., y Walden, A. T. (1993). *Spectral Analysis for Physical Applications*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 583 pp.
- Petit J. R., Jouzel, J., Raynaud, D., y otros 16. (1999). Climate and atmospheric history of the past 420,000 years from the Vostok ice core, Antarctica. *Nature* 399, 429-436.
- Price C., y Rind D. (1994a). The impact of a 2 x CO₂ climate on lightning-caused fires. *J. Climate* 7, 1484-1494.
- Price C., y Rind D. (1994b). Possible implications of global climate change on global lightning distributions and frequencies. *J. Geophys. Res.* 99, 10823-10831.
- Prichard S. J. (2003). Spatial and temporal dynamics of fire and forest succession in a mountain watershed, North Cascades National Park. Ph.D. Dissertation, University of Washington, Seattle, WA.
- Reed W. J. (2002). Statistical inference for historical fire frequency. En E.A. Johnson y K. Miyanishi, (eds.). *Forest fires: behavior and ecological effects*. Academic Press, San Diego, CA., pp. 419-435.
- Reed W. J., Larsen, C. P. S., Johnson, E. A., y MacDonald, G. M. (1998). Estimation of temporal variations in fire frequency from time-since-fire map data. *For. Sci.* 44, 465-475.

- Romme W. H., y Knight, D. (1981). Fire frequency and subalpine forest succession along a topographic gradient in Wyoming. *Ecology* 62, 319-326.
- Rowe J. S. (1981). Concepts of fire effects on plant individuals and species. En R. W. Wein y D. A. Maclean, (eds.). *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*. Wiley and Sons, New York, NY.
- Schimmelmann A., Lange, C. B., Berger, W. H., Simon, A., Burke, K. S., y Dunbar, R. B. (1992). Extreme climatic conditions recorded in Santa Barbara Basin laminate sediments: the 1835-1840 Macoma event. *Marine Geol.* 106, 279-299.
- Schmoldt D. L., Peterson, D. L., Keane, R. E., Lenihan, J. M., McKenzie, D., Weise, D. R., y Sandberg, D. V. (1999). Assessing the effects of fire disturbance on ecosystems: a scientific agenda for research and management. USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-455.
- Skinner W. R., Stocks, B. J., Martell, D. L., Bonsal, B. y Shabbar, A. (1999). The association between circulation anomalies in the mid-troposphere and area burned by wildland fire in Canada. *Theor. Appl. Climatol.* 63, 89-105.
- Swetnam T.W. y Betancourt, J. L. (1990). Fire-Southern oscillation relations in the southwestern United States. *Science* 249, 1017-1020.
- Taylor A. H. (1993). Fire history and structure of red fir (*Abies magnifica*) forests, Swain Mountain Experimental Forest, Cascade Range, eastern California. *Can. J. For. Res.* 23, 1672-1678.
- Veblen T. T., Kitzberger, T., y Donnegan, J. (2000). Climatic and human influences on fire regimes in ponderosa pine forests in the Colorado Front Range. *Ecol. Appl.* 10, 1178-1195.
- Webb T. III, y Kutzbach, J. E. (1998). An introduction to 'late quaternary climates: data synthesis and model experiments'. *Quat. Sci. Rev.* 17, 465-471.
- Zedler P. H., Gautier, C. R., y McMaster, G. S. (1983). Vegetation change in response to extreme events: The effects of a short interval between fires in California chaparral and coastal scrub. *Ecology* 64, 809-818.

Implementación de un algoritmo para la detección de fuegos usando imágenes GOES

MARTÍN J. MONTERO MARTÍNEZ, JOSUÉ M. POLANCO MARTÍNEZ
Y FERNANDO OROPEZA ROSALES*

Resumen

Desde hace más de dos décadas la percepción remota ha sido utilizada para la detección de fuegos (quema de biomasa) y también para el estudio de las propiedades de los gases y partículas generadas por la quema de biomasa. La gran mayoría de estos métodos han sido desarrollados empleando información del *Advanced Very High Resolution Radiometer* (AVHRR), debido principalmente a las características espectrales y de resolución espacial de este último. Sin embargo, los escasos algoritmos implementados que utilizan imágenes del *Geostationary Operational Environmental Satellite* (GOES), aunque de menor resolución espacial, tienen una gran resolución temporal y por tanto aportan un mejor conocimiento del ciclo diurno de la actividad de la quema de biomasa. El presente trabajo describe la implementación de un algoritmo contextual de detección de fuegos con imágenes GOES, el que se utiliza actualmente para estudiar la quema de biomasa en el sureste de México y norte de Centroamérica. Los resultados de la evaluación de Marzo y Abril, de 2003, que se encuentran dentro de la temporada alta de quema de biomasa en la zona, señalan a la región noroeste de Guatemala como la región más activa durante este período. El hecho de tener diferentes herramientas disponibles (sobre todo con diferentes

* Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac 8532 Col. Progreso, Jiutepec 62550, Morelos, México, mmontero@tlaloc.imta.mx

sensores) para hacer un seguimiento de los incendios en esta región, es de suma importancia para instituciones como la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), quienes se dedican oficialmente a proteger áreas forestales que podrían estar en riesgo, como sucedió en el año de 1998 y en menor grado como en el año 2003.

Palabras clave: percepción remota, fuegos, sureste de México.

Abstract

Since more than two decades, remote sensing has been used for fire detection, and also to study the properties of gases and particulates generated by biomass burning. Most of these methods have been developed using data from the Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) due mainly to the spectral properties and spatial resolution of the last. However, the few algorithms which use Geostationary Operational Environmental Satellite (GOES) imagery, even though they have a coarse spatial resolution, they have a great temporal resolution, leading to a better knowledge of the fire activity diurnal-cycle. The present work describes the implementation of a contextual algorithm to detect fires by using GOES imagery, which is now used to study the activity of the biomass burning season in southeastern Mexico and northern Centro America. The results of the evaluation for the last March and April, which are into the peak-season of biomass burning in the zone, show the Guatemala northwestern region as the most active for the studied period. The fact of having different tools available (especially with different sensors) to monitor fires in this zone, should be particularly important to institutions like the *Comision Nacional Forestal* (CONAFOR), which is officially dedicated to preserve forest areas which could be at risk in years like 1998, or in a lesser degree as in 2003.

Key words: Remote Sensing, Fires, South-eastern Mexico.

Introducción

El clima, como se sabe, está siendo actualmente modificado por diversas fuentes antrópicas como la quema de combustibles fósiles y la que-

ma de biomasa, entre otras (Simon y DeFries 1990, Penner *et al.* 1994, Charlson y Heintzenberg 1995). La quema de biomasa como tal, es una fuente importante de gases y partículas emitidas a la atmósfera. Los gases producidos por la quema de biomasa incluyen: (1) gases invernadero: dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), y óxido nitroso (N_2O), que conducen al calentamiento global; (2) gases químicamente activos: óxido nítrico (NO), monóxido de carbono (CO), metano, e hidrocarburos (no metano), que conducen a la producción fotoquímica del ozono (O_3) en la troposfera; y (3) cloruro de metilo (CH_3Cl), y bromuro de metilo (CH_3Br), los cuales conducen a la destrucción química del ozono en la estratosfera (Levine 1996).

Uno de los mayores retos de la comunidad científica que estudia la quema de biomasa es evaluar de manera exacta la distribución espacial y temporal de la quema sobre un período de tiempo dado (Levine 1996). La clave para lograr buenas estimaciones del impacto atmosférico y climático de la quema es a través del seguimiento de la distribución espacial y geográfica de la misma. La percepción remota otorga la posibilidad de realizar esto. Desde hace ya más de dos décadas, diferentes algoritmos han sido desarrollados para detectar quema de biomasa y poder darle seguimiento con diferentes sensores remotos (Justice *et al.* 1993). A la fecha, el principal sensor utilizado para detección de quema de biomasa ha sido el *Advanced Very High Resolution Radiometer* (AVHRR), a bordo de los satélites NOAA de órbita polar. Otras fuentes que se utilizan para detección de quema de biomasa incluyen al *Defense Meteorological Satellite Program - Optical Linescan* (DMSP-OLS), el *Along Track Scanning Radiometer* (ATSR), y el *Geostationary Operational Environmental Satellite* (GOES) (Fuller 2000). Recientemente, se ha incorporado otro sensor de alta resolución para detección de fuegos, el *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS).

Matson y Dozier (1981), desarrollaron una técnica que utiliza los canales de $3.7 \mu\text{m}$ y $10.8 \mu\text{m}$ del AVHRR para detectar fuentes industriales (de alta temperatura) en Detroit y quema de combustibles derivados del petróleo en el Golfo Pérsico (nótese que la primera aplicación que se le dio a este algoritmo no fue para detectar quemas forestales). Más tarde, este algoritmo fue utilizado para detectar quemas forestales sobre los EUA y Brasil (Matson *et al.* 1984). La técnica proporciona estimaciones razonables de temperatura y área de los fuegos en aquellos píxeles que

no están saturados (Matson y Holben 1987). Desafortunadamente, muchos de los píxeles son saturados (Prins y Menzel 1992). Menzel y colaboradores adaptaron la técnica de Matson y Dozier (1981) al sensor GOES *Visible Infrared Spin Scan Radiometer Atmospheric Sounder* (GOES VAS) (Menzel *et al.* 1991, Prins y Menzel 1992, Prins y Menzel 1994), y posteriormente al mejorado *Imager* de GOES-8 (Prins *et al.* 1998). El algoritmo que desarrollaron es conocido como *Automated Biomass Burning Algorithm* (ABBA).

Los sistemas geostacionarios proporcionan una buena caracterización del ciclo diurno de la quema de biomasa a escala regional, debido a su alta resolución temporal, pero su resolución espacial es burda (cercana a 4 km) (Prins y Menzel 1994). Por otro lado, los satélites de órbita polar son capaces de proporcionar alta resolución de datos globales, pero con un limitado ciclo diurno de la actividad debido a que sólo pasan una o dos veces máximo, por el mismo lugar durante el día.

Las técnicas utilizadas en los diferentes algoritmos, utilizan pasos de procesamiento y datos de entrada similares (predominantemente bandas del infrarrojo cercano y lejano) y pueden ser vistas en dos grandes categorías: las técnicas de umbral fijo y las técnicas de análisis espaciales o contextuales (Justice y Dowty 1994). Los algoritmos de umbral fijo dependen de umbrales absolutos predeterminados (usualmente a través de pruebas de campo), y consideran un solo píxel a la vez, mientras que los métodos contextuales calculan los umbrales relativos basados en cálculos estadísticos de sus píxeles vecinos (Giglio *et al.* 1999).

El presente trabajo describe la adaptación de un algoritmo contextual para detectar fuegos con imágenes de GOES-8, y actualmente con su sucesor el GOES-12. Información adicional a la presente descripción se encuentra en el trabajo de Polanco Martínez (2003). El trabajo se basa en el algoritmo de Justice *et al.* (1996) originalmente creado para AVHRR. El algoritmo, al cual nombramos ADFEA (Algoritmo de Detección de Fuegos en Activo), está siendo utilizado para dar seguimiento y analizar la temporada de quema de biomasa 2003, en la región sureste de México, y norte de Centroamérica. Se presentan resultados comparando la actividad de los fuegos en los meses de marzo y abril de 2003, así como una referencia geográfica de las áreas más activas durante este período. Relacionado con lo anterior, Galindo *et al.* (2003) recién-

temente publicaron un interesante análisis de la quema de bosques en México para el período (1998-2000) utilizando AVHRR. Para el análisis, dividen al país en cinco zonas, y la zona sureste de México coincide prácticamente con la zona de estudio de este trabajo; será interesante, en un futuro próximo, un análisis comparativo de resultados por ambos métodos.

Metodología

Giglio y colaboradores (1999) hacen una comparación entre varios algoritmos seleccionados para detectar y monitorear fuegos usando datos del sensor AVHRR. Entre esos algoritmos, describen la versión más actualizada del algoritmo desarrollado por Justice *et al.* (1996), base del presente trabajo. Las imágenes utilizadas en esta investigación, fueron obtenidas gratuitamente de GSFC-NASA a través de su sitio FTP. El formato de las imágenes GOES-8 colectadas es conocido como *mode-A counts* (son datos de 8 bits, es decir, se tienen 256 tonalidades de gris). La información de nuestro interés son las imágenes del instrumento *Imager*, el cual recibe información en 5 bandas o canales. Para este trabajo se utilizan los datos de las bandas 2 y 4, es decir, de 3.9 μm y 10.7 μm , respectivamente.

Los pasos para determinar los fuegos sobre la superficie de la tierra son los siguientes:

- i) Se convierten los valores de los píxeles (en 8 bits) a temperaturas de brillantez (en Kelvin) de ambos canales utilizando las siguientes relaciones:

$$\text{De } 0 \text{ a } 176 \text{ (valor del píxel = vp), } \quad T(\text{K}) = (660 - \text{vp})/2, \quad \text{vp} = 660 - 2T(\text{K})$$

$$\text{De } 177 \text{ a } 255, \quad T(\text{K}) = 418 - \text{vp}, \quad \text{vp} = 418 - T(\text{K})$$

- ii) El criterio para que un píxel pueda ser considerado como candidato a fuego es el siguiente:
 - a) $T(3.9 \mu\text{m}) \geq 316 \text{ K}$, este número es un mínimo ampliamente utilizado, y fue propuesto por Kaufman *et al.* (1990) para bioma tropical.
 - b) $T(10.7 \mu\text{m}) \geq 280 \text{ K}$, umbral determinado a través de análisis empírico de series de tiempo de datos multianuales (Justice *et al.* 1996), se aplica para asegurar que el píxel está substancialmente libre de nubes y cuerpos de agua.

- iii) Si el pixel ha sido determinado como un candidato a fuego, se hace un intento de utilizar los pixeles vecinos para estimar la temperatura de brillantez del pixel candidato a fuego en la ausencia de fuego. Estos pixeles son conocidos como pixeles de fondo. Para ser un pixel de fondo, dichos pixeles vecinos, a) no deben ser ellos mismos candidatos a fuego $\{T(3.9 \mu\text{m}) < 316 \text{ K}\}$, b) ni tampoco estar cubiertos de nubes $\{T(10.7 \mu\text{m}) \geq 280 \text{ K}\}$. Se empieza encerrando el pixel sospechoso a "fuego" junto con sus vecinos más cercanos en una malla de 3x3 (la longitud de esta malla puede variar, hasta llegar a una de 7x7), si al menos el 25% de estos pixeles cumplen el punto iii), esos pixeles son considerados como pixeles de fondo válidos. A continuación, se obtiene el promedio de temperatura de brillantez del canal 4 de los pixeles de fondo, se obtiene la diferencia entre las temperaturas de brillantez de los canales 2 y 4 de cada pixel de fondo, y se obtiene además la media y la desviación estándar de esa diferencia. Si al llegar a una malla de 7 por 7 aún no se han cumplido las condiciones anteriormente expuestas, ese pixel es clasificado como desconocido y se prosigue a analizar otro pixel candidato a fuego.
- iv) Se calcula ΔT , la cual representa el valor mayor de entre 5 K y el cálculo de dos veces la desviación estándar de la diferencia entre las temperaturas de brillantez del canal 2 menos el 4 de los pixeles de fondo, calculada en el punto (iii).
- v) Si la diferencia de los valores de las temperaturas del canal 2 y 4 es mayor que el promedio de la diferencia de las temperaturas de fondo del canal 2 y 4 más ΔT , y si además, la temperatura del canal 4 es mayor e igual que la temperatura de fondo del mismo canal, entonces ese punto será clasificado como un posible fuego. De lo contrario ese pixel será clasificado como no fuego.
- vi) Los puntos localizados como fuegos son georreferenciados usando el programa en Fortran '*readgnav.f*', proporcionado por GSFC-NASA.

Resultados

La **Figura 1** muestra la comparación entre los fuegos obtenidos por ADFA (izquierda) y ABBA (derecha), para el día 26 de febrero de 2003 a las

20:15 UTC (14:15 hora local). Como se puede observar, este caso es para un día en el que la temporada alta de quema de biomasa (marzo a mayo) aún estaba por comenzar, por lo tanto encontramos muy pocos fuegos. Sin embargo, es notable el que se haya encontrado una similitud tan marcada (observe los puntos rojos en ambas figuras), como en este caso, con dos diferentes algoritmos de detección de fuegos.

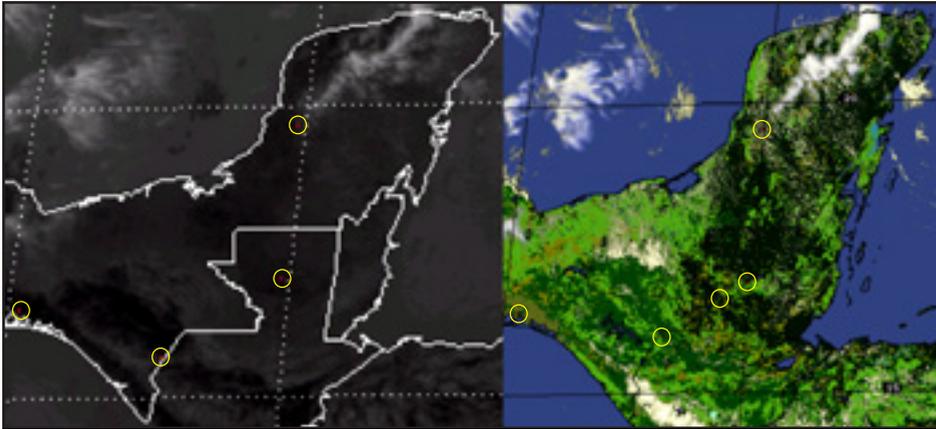


Figura 1. Fuegos detectados (en rojo) por los algoritmos ADFA (izquierda) y ABBA (derecha) para el día 26 de febrero de 2003 a las 20:15 UTC.

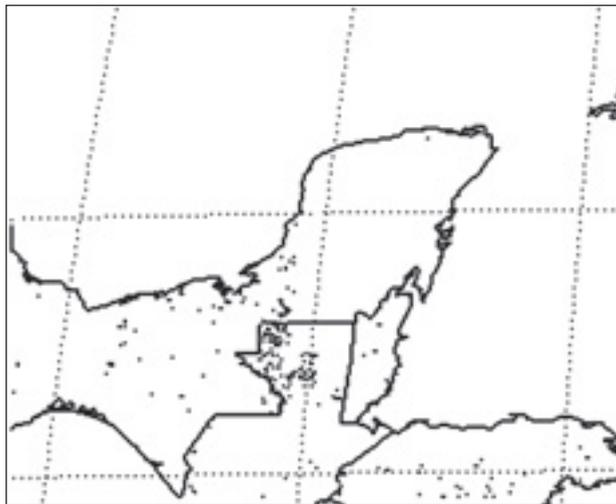
La **Tabla I** presenta el tipo de datos generados por el programa ADFA con su notación respectiva. Los resultados son para el 26 de febrero de 2003 a las 20:15 UTC, 14:15 hora local. La notación se indica a continuación: #F – número de fuego; #Px – número de pixel en X; #Py – número de pixel en Y; Lat – latitud; Lon – longitud; T2(K) – temperatura de brillantez en el canal 2 del pixel (en grados Kelvin); T4(K) – temperatura de brillantez en el canal 4 del pixel; T4b(K) – temperatura promedio de los pixeles de fondo válidos; ΔT – valor mayor entre 5K y dos veces la desviación estándar de la diferencia entre las temperaturas de brillantez del canal 2 menos el canal 4 de los pixeles de fondo; T(2-4)b – temperatura media de la diferencia del canal 2 menos el canal 4 de los pixeles de fondo; T2-T4 – diferencia de la temperatura de brillantez del canal 2 menos el 4; m – el número de ciclo para encontrar suficientes puntos de fondo ('1' denota una malla de 3x3, '2' una malla de 5x5; y '3' una malla de 7x7); #bp – número de puntos de fondo encontrados para el pixel analizado.

Tabla I. Resultados generados por ADFA.

#F	#Px	#Py	Lat	Lon	T2(K)	T4(K)	T4b(K)	ΔT	T(2-4)b	T2-T4	m	#bp
1	150	115	19.55	-90.11	326.00	294.50	291.62	8.00	13.12	31.50	1	8
2	143	182	16.91	-90.10	317.50	305.50	303.81	5.00	5.88	12.00	1	8
3	28	196	16.43	-94.76	320.50	310.00	308.07	5.00	5.29	10.50	1	7
4	90	217	15.57	-92.11	318.00	304.00	302.56	5.00	4.62	14.00	1	8

La **Figura 2** indica los fuegos detectados por ADFA en el área de estudio para el caso con más actividad de fuegos que ocurrió el 18 de marzo de 2003 a las 20:15 UTC (14:15 hora local). El número total de fuegos detectados para este caso fue de 391. Como puede observarse la mayor parte de los fuegos se concentra en la región noroeste de Guatemala.

La **Figura 3** muestra los fuegos detectados por ADFA en el área de estudio para los meses de marzo (**Fig. 3a**) y abril (**Fig. 3b**) respectivamente. Cada símbolo x representa el número total de fuegos encontrados para cada imagen GOES procesada. Se pueden observar los tiempos que registraron mayor actividad en la zona, como lo fueron los días del 17 al 20 de marzo, así como el 19 y 20 de abril. La parte faltante de datos del 2 al 6 de abril fue debida al cambio del satélite GOES-8 al GOES-12, ya que las imágenes recibidas no contenían información alguna.

**Figura 2.** Fuegos detectados por ADFA para el día 18 de marzo de 2003 a las 20:15 UTC.

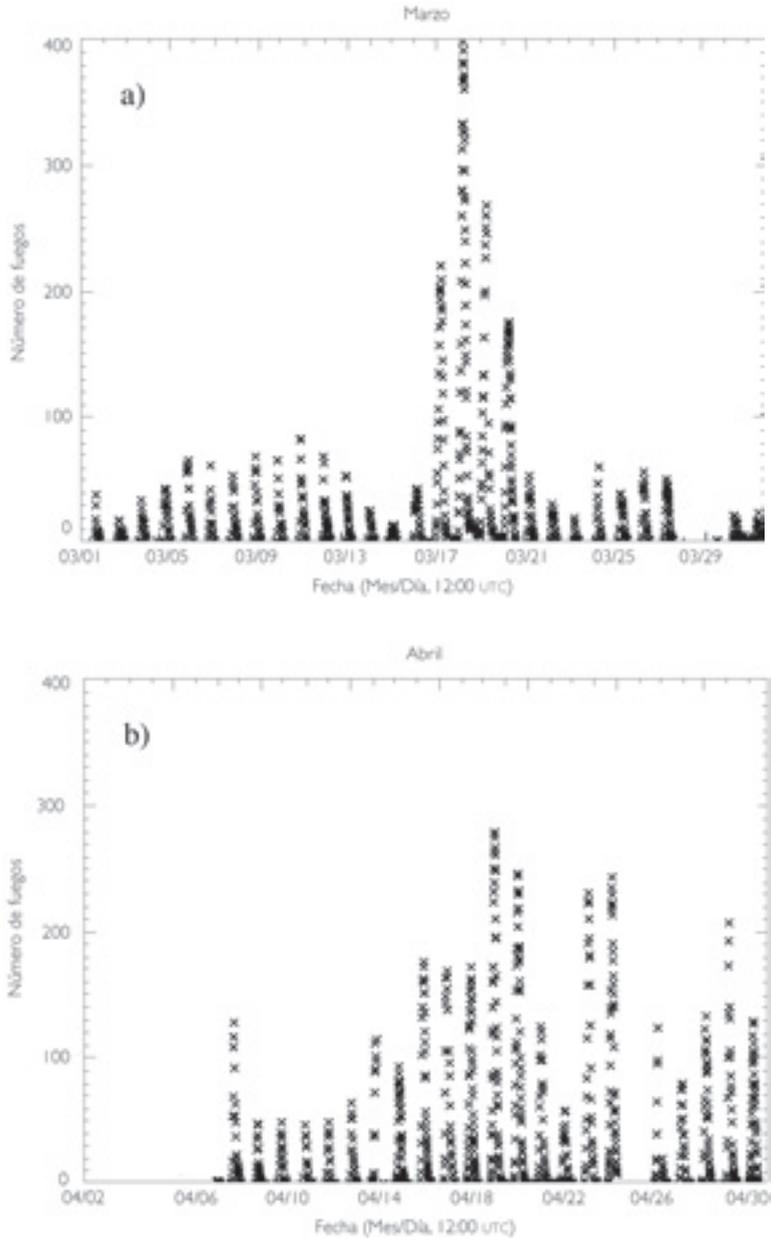


Figura 3. Fuegos detectados por ADF en el área de estudio para los meses de (a) marzo y (b) abril. El símbolo x representa el número total de fuegos detectados para cada imagen procesada.

La **Figura 4** es una ampliación de la anterior para observar con más detalle el comportamiento de la actividad de los fuegos en ciertos días. Como se puede observar, el número de fuegos del máximo evento registrado en este estudio (18 de marzo **Fig. 4b**) sobrepasa hasta cuatro veces el número de fuegos de un día típico de la primera quincena de marzo (**Fig. 4a**). También se observan cambios en la hora pico de máxima actividad, así como en la distribución de la curva diaria de fuegos registrados. Por ejemplo, el día 11 de marzo el máximo número de fuegos en el área (81) se registró a las 17:02 UTC, es decir 11:02 hora local. Sin embargo, la gran mayoría de los casos registraron la hora pico entre las 14:00 y 15:00 local. El aparente desfase, de alrededor de una hora, en la hora pico de máxima actividad para los días de abril (**Fig. 4c, 4d**) con respecto a marzo se debe al cambio de horario de verano el 6 de abril de 2003. También es posible observar que en algunos casos como el 18 de marzo (**Fig. 4b**), se detectaron fuegos durante todo el día y la noche.

Finalmente, la **Figura 5** muestra contornos de píxeles que presentaron fuegos con frecuencias mayor o igual a 5 (**Fig. 5a**), a 10 (**Fig. 5b**), y a 30 (**Fig. 5c**) respectivamente, durante el período estudiado. Se puede observar, de esta forma, cuales fueron las áreas que presentaron paulatinamente mayor actividad durante el período estudiado (marzo y abril de 2003). En el sureste de México, las áreas más activas fueron el área centro sur de Yucatán, el suroeste de Campeche, y en Chiapas, el este de la selva Lacandona, algunas áreas del centro, y algunos puntos alrededor de la costa del Pacífico. Sin embargo, el área que presentó más actividad de fuegos en este período fue el área noroeste de Guatemala, la cual corresponde con la porción guatemalteca de la selva Lacandona (**Fig. 5c**). Las áreas delimitadas aquí, coinciden cercanamente con las encontradas a través de otros sensores de mayor resolución espacial y espectral, como el AVHRR o el MODIS, según lo muestra un boletín reciente de la NASA*.

Conclusiones

El presente trabajo, describe los resultados obtenidos por el algoritmo ADFa para los meses de marzo y abril de 2003, dentro de la temporada

* http://ciencia.nasa.gov/headlines/y2003/16may_biocorridors.htm?friend

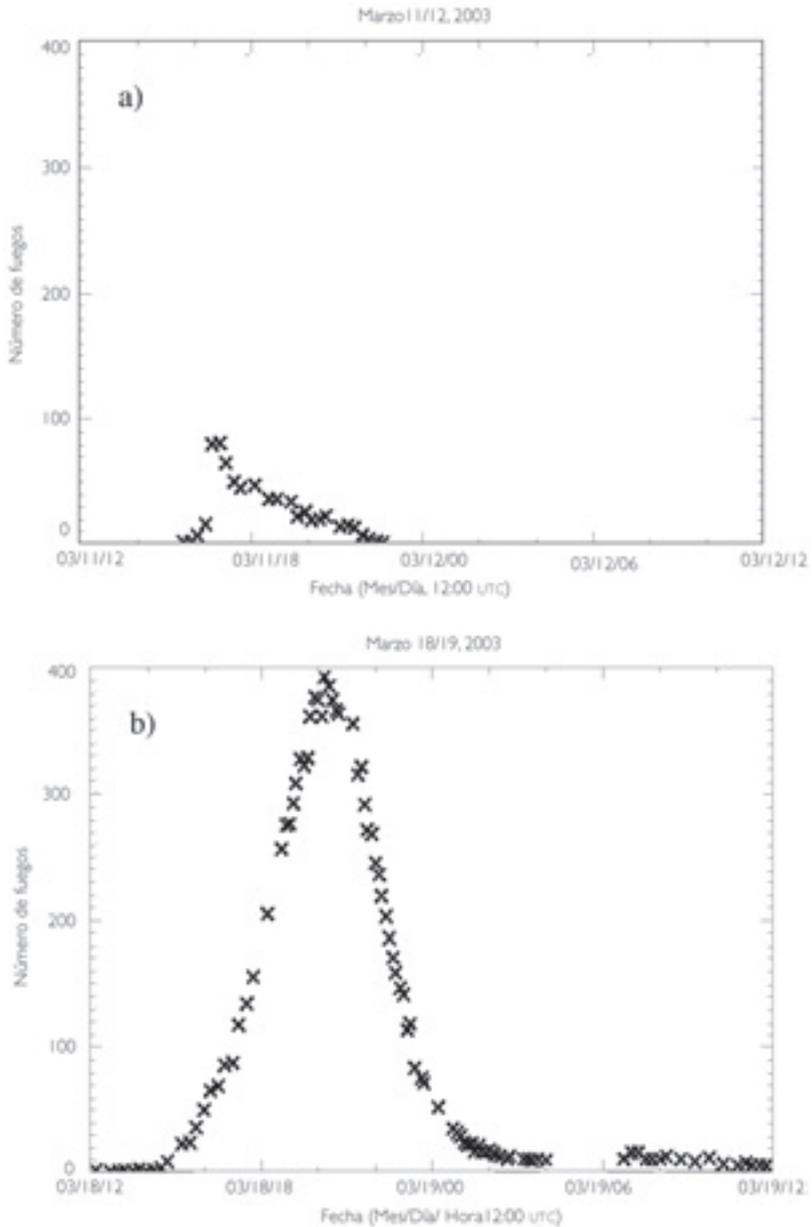


Figura 4. Fuegos detectados por ADEFA, pero para los días (a) 11 de marzo, (b) 18 de marzo, (c) 19 de abril, y (d) 29 de abril de 2003. Observe que la fecha está dada en la forma Mes/Día/Hora en UTC.

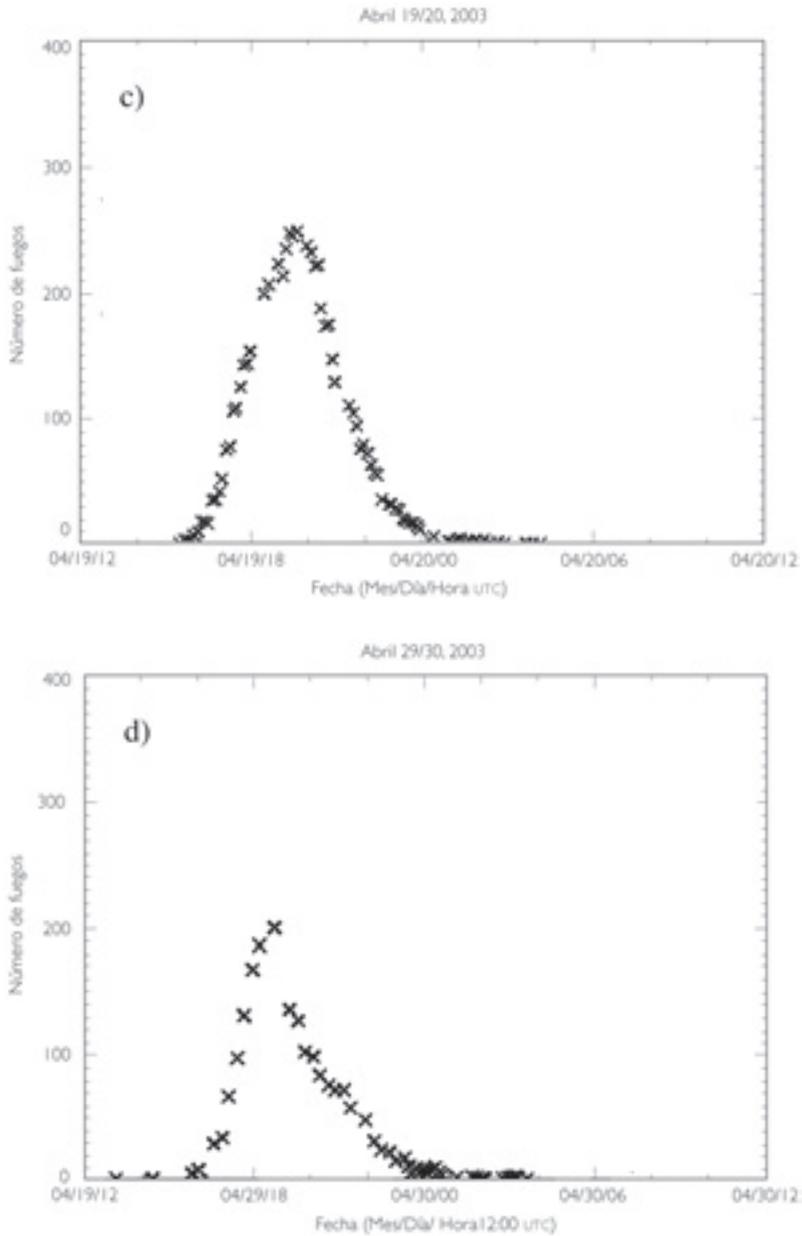


Figura 4. Fuegos detectados por ADEFA, pero para los días (a) 11 de marzo, (b) 18 de marzo, (c) 19 de abril, y (d) 29 de abril de 2003. Observe que la fecha está dada en la forma Mes/Día/Hora en UTC.

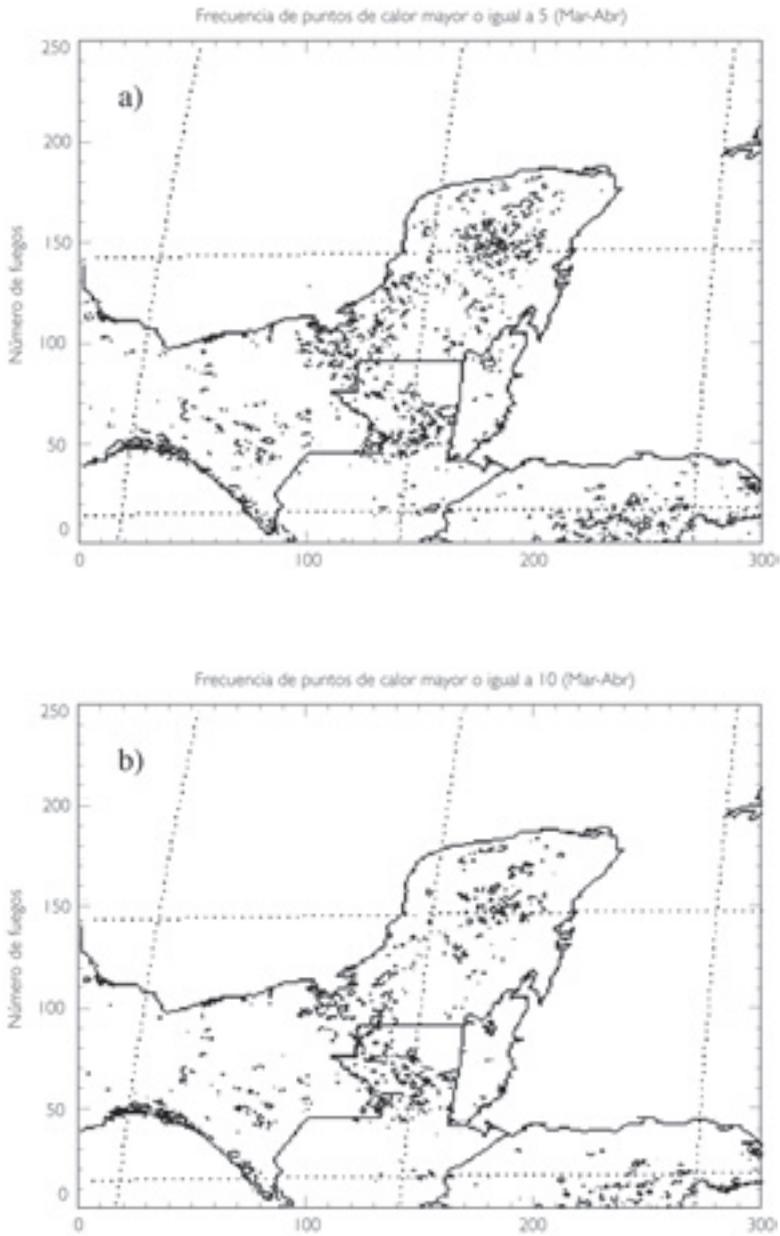


Figura 5. Contornos de pixeles que presentaron fuegos con frecuencias mayor o igual a (a) 5, (b) 10, y (c) 30 respectivamente, durante el periodo estudiado.

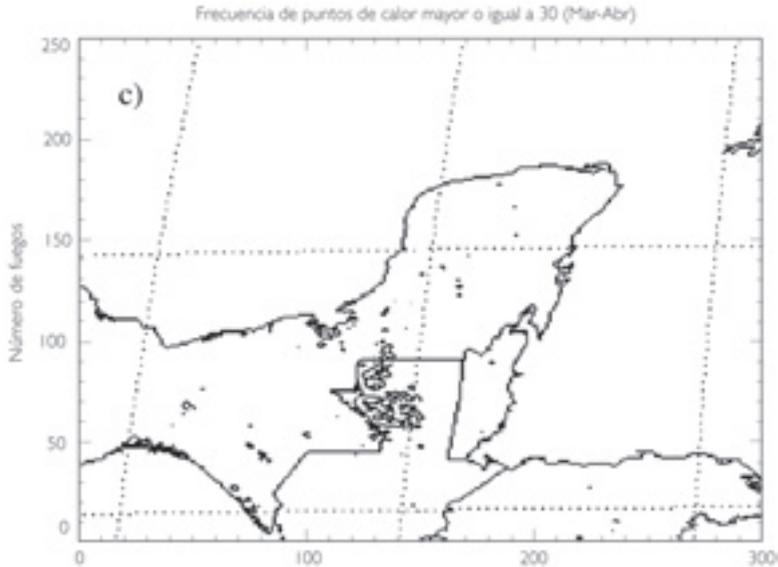


Figura 5. Contornos de pixeles que presentaron fuegos con frecuencias mayor o igual a (a) 5, (b) 10, y (c) 30 respectivamente, durante el período estudiado.

alta de quema de biomasa en el sureste de México y norte de Centroamérica. Los resultados muestran que dentro del período estudiado, los días del 17 al 20 de marzo presentaron el mayor número de fuegos detectados. El día 18 de marzo a las 20:15 UTC presentó el caso con mayor número de fuegos que fue de 391. Los resultados mostraron, como se esperaba, que existen variaciones en cuanto a la distribución del ciclo diario de la actividad de los fuegos en una área determinada. Sin embargo, la mayoría de los casos analizados coincidieron en que el número máximo de fuegos se presentaba entre las 14 y 15 hr (tiempo local), lo cual concuerda en cierta forma con el máximo de temperatura que conocemos en estas latitudes. La explicación a lo anterior parece razonable, debido a que es precisamente en esta hora del día cuando las condiciones para producir fuegos son más propicias, ya que el combustible potencial está más seco. El área que presentó el mayor número de fuegos en el período analizado fue la región noroeste de Guatemala, lo cual coincide con lo observado a través de otros sensores (AVHRR, MODIS).

Finalmente, el trabajo corrobora que a pesar de la pobre resolución espacial (4 km) de los satélites geoestacionarios para la detección de fuegos, su alta resolución temporal (cada 30 minutos o menos) permite dar un mejor seguimiento del ciclo diurno de la actividad de los "fuegos". Por ello, este tipo de información no debería de ser menospreciada, sino más bien complementada con la obtenida por otros sensores de mayor resolución espacial, para poder servir como un conjunto de herramientas para un mejor seguimiento de quemas agropecuarias o incendios forestales que tuvieran el potencial de perjudicar la riqueza de zonas ecológicas como la analizada en este trabajo.

Agradecimientos

Se agradece a CONACYT, por el soporte financiero a este proyecto, y a GSFC-NASA, por la información de GOES y por las imágenes que ponen disponibles gratuitamente a la comunidad en Internet. Ambas contribuciones fueron esenciales para la realización de este proyecto.

Referencias

- Charlson R. J. y Heintzenberg J. (1995). *Aerosol Forcing of Climate*. John Wiley & Sons. Berlin, Alemania, 432 pp.
- Fuller D. O. (2000). Satellite remote sensing of biomass burning with optical and thermal sensors. *Progress on Physical Geography*, 24, 543-561.
- Galindo I., López P. y Evangelista, M. (2003). Real-time AVHRR forest fire detection in Mexico (1998-2000). *Int. J. Remote Sensing*, 24, 9-22.
- Giglio L., Kendall J.D., y Justice C.O. (1999). Evaluation of global fire detection algorithms using simulated AVHRR infrared data. *Int. J. Remote Sensing*, 20, 1947-1985.
- Justice C. O., Malingreau, J. P. y Setzer, A. W. (1993). Satellite remote sensing of fires: potential and limitations. En: *Fire in the Environment* (P. J. Crutzen y J. G. Goldammer Eds). New York, Wiley, pp. 77-88.
- Justice C. O. y P. Dowty (1994). IGBP-DIS satellite fire detection algorithm workshop technical report. En: *IGBP-DIS Working Paper 9*, NASA/GSFC, Greenbelt, Maryland, EUA.

- Justice C.O., Kendall J.D., Dowty P.R., y Scholes R.J. (1996). Satellite remote sensing of fires during the SAFARI campaign using NOAA-AVHRR data. *J. Geophys. Res.*, 101, 23851- 23863.
- Kaufman Y. J., Setzer A., Justice C. O., Tucker C. J., Pereira M. C., y Fung I. (1990). Remote sensing of biomass burning in the tropics. En: *Fire in the tropical biota: Ecosystem Processes and Global Challenges* (J. G. Goldammer Ed.) Berlin: Springer-Verlag, pp. 371-399.
- Levine J. S. (1996). *Biomass Burning and Global Change*. (J. S. Levine Ed.). MIT Press, Cambridge, Mass., 902 p.
- Matson M. y Dossier J. (1981). Identification of subresolution high temperature sources using thermal IR sensor, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 47, 1311-1318.
- Matson M., Schneider S. R., Aldridge B., y Satchwell B. (1984). Fire Detection Using the NOAA-Series Satellites, NOAA Technical Report NESDIS 7, 34.
- Matson M. y Holben B. (1987). Satellite detection of tropical burning in Brazil. *Int. J. Remote Sensing* , 8, 509-546.
- Menzel W. P., Cutrim E. C. y Prins E. M. (1991). Geostationary satellite estimation of biomass burning in Amazonia during BASE-A. En: *Global Biomass Burning*. (J. S. Levine), MIT Press, Cambridge, Mass, 41-46.
- Penner J.E., Charlson R.J., Hales J.M., Laulainen N.S., Leifer R., Novakov T., Ogren J., Radke L.F., Schwartz S.E., y Travis L. (1994). Quantifying and minimizing uncertainty of climate forcing by anthropogenic aerosols. *Bull. Amer. Met. Soc.*, 75, 375-400.
- Polanco Martínez, J.M. (2003). Monitoreo de quema de biomasa utilizando imágenes GOES-8 en el sureste de la República Mexicana. Tesis de licenciatura, Facultad de Instrumentación Electrónica y Ciencias Atmosféricas, Universidad Veracruzana, México, 98 p.
- Prins E. M. y Menzel W.P. (1992). Geostationary satellite detection of biomass burning in South America. *Int. J. Remote Sensing*, 13, 2783-2799.
- Prins E. M. y Menzel W.P. (1994). Trends in South America biomass burning detected with GOES visible infrared spin scan radiometer atmospheric sounder from 1983 to 1991. *J. Geophys. Res.*, 99, 16719-16735.
- Prins E.M., Feltz J.M., Menzel W.P., y Ward D.E. (1998). An overview of GOES-8 diurnal fire and smoke results for SCAR-B and 1995 fire season in South America. *J. Geophys. Res.*, 103, 31821-31835.
- Simon C. y DeFries R. (1990). *One Earth, One Future: Our Changing Global Environment*. National Academy Press, Washington D.C., 208 p.

Simulación del comportamiento del fuego con base en la estimación geoestadística de la variación espacial de combustibles

JOSÉ GERMÁN FLORES GARNICA*

Resumen

Este trabajo se enfoca a la necesidad de contar con una metodología alternativa en la simulación del comportamiento del fuego. Ésta se basa en el mapeo de combustibles forestales, como opción al concepto de modelos de combustibles que tradicionalmente se ha usado. Se usaron tres mapas correspondientes a la distribución de tres clases de combustibles, los que se clasifican con base al tiempo en el que, por su tamaño, los combustibles muertos ganan o pierden humedad hasta estar en equilibrio con el aire que los rodea (1-h, 10-h y 100-h). La generación de estos mapas fue a través de la evaluación y la comparación de técnicas de interpolación tanto determinísticas como estocásticas. Esto permitió una mejor definición de la variación espacial de combustibles, incluso dentro de una misma zona clasificada con un determinado modelo de combustible. En general, las técnicas geoestadísticas (específicamente *co-kriging*) fueron la mejor alternativa. La elevación fue la variable más relevante en las estimaciones al usar *co-kriging*, la que se obtuvo a través de un modelo de elevación digital. Los datos de campo fueron inventariados en 554 sitios, en un área aproximada de 1,400 ha, en el ejido El Largo y Anexos, de Chihuahua. Posteriormente se generó un modelo espacial de simulación

* Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, INIFAP Unidad Guadalajara, Ap. Postal 6-163, Guadalajara, Jalisco, C.P. 44600, México. german@cirpac.inifap.gob.mx

(MESI) bajo la perspectiva de celdas (*raster*). Este modelo considera variaciones espaciales del comportamiento del fuego no sólo debidas a la pendiente y la dirección y velocidad del viento, sino también a las variaciones en las cargas de combustibles. El uso de este tipo de herramientas en el manejo de uso del fuego es esencial, ya que se puede simular previamente cual sería el comportamiento del fuego, tanto en forma controlada o en forma de incendio forestal. Esta información apoyaría en la toma de decisiones para el manejo sustentable de un área, ya que se podrían implementar estrategias tanto de prevención de incendios, como de quemas prescritas con diferentes fines.

Palabras clave: comportamiento del fuego, simulación espacial, combustibles forestales, interpolación, incendios forestales, *co-kriging*.

Abstract

This work is focused on the need of an alternative methodology for fire behavior simulation. It is based on forest fuels mapping, as an option to the fuel model concept that traditionally is used. Three maps were used that correspond to the distribution of three fuel classes, which are classified based on the time that, according to their size, death fuels gain or loose humidity until they reach an equilibrium with the surrounded air (1-h, 10-h, y 100-h). These maps were generated through the evaluation and comparison of some interpolation techniques, both deterministic and stochastic. This allowed a better definition of the spatial variation of fuels, even within a zone classified with a determined fuel model. In general, the geostatistics techniques (specifically *co-kriging*) were the best option. Elevation, obtained on a digital elevation model basis, was the most relevant variable for fuel estimations when *co-kriging* was used. Field data were gathered through an inventory of 554 plots, within an area of 1,400 ha, in the *Ejido El Largo y Anexos*, of Chihuahua (México). After that a spatial simulation model was generated (*SSM*) under a raster approach. This model takes into account spatial variations of fire behavior due not only to variation of slope, wind direction and wind velocity, but also to spatial variations of fuels loading. The use of this kind of tools in the management of fire application is very important, because they help to simulate the poten-

tial fire behavior of either a controlled fire or a wildland fire. This information would support the decision making process for the sustainable management of a given area, because it could be possible to implement strategies to prevent forest fires or to establish prescribed fires with different goals.

Keywords: fire behavior, spatial simulation, forest fuels, interpolation, forest fires, *co-kriging*.

Introducción

Los incendios forestales son uno de los problemas ambientales más importantes que afectan a los ecosistemas forestales en México (Flores 2001). Para contrarrestar sus efectos nocivos, las dependencias de gobierno correspondientes, han implementado una serie de actividades operativas encaminadas a tres rubros: control, prevención y restauración (Flores y Benavides 1994). Dentro de las medidas de prevención destacan las quemas controladas, las cuales, además de disminuir tanto el riesgo como el efecto del fuego, también favorecen el establecimiento de la regeneración natural y la definición de hábitats para las especies faunísticas de interés específico. No obstante, la aplicación de quemas controladas ha sido muy limitada en México (Flores y Benavides 1994). La principal razón de esto es que se ha documentado muy poco sobre el comportamiento del fuego en las condiciones de los bosques mexicanos (Flores y Benavides 1993). Este conocimiento puede ser generado a través de la simulación de dicho comportamiento del fuego. Lo cual podría llevarse a cabo usando alguno de los actuales sistemas de simulación, que no sólo predicen el ritmo de dispersión, sino también la longitud de la flama, la profundidad de la flama y la intensidad de reacción (Finney 1998). Sin embargo el uso y la utilidad de estos sistemas está limitado al hecho de que se cuente con mapas verídicos de los combustibles forestales. La adecuada caracterización de combustibles, y la definición de su distribución espacial, son factores críticos para la simulación del comportamiento del fuego. No obstante, la definición de la distribución espacial de combustibles forestales ha sido uno de los retos más difíciles a los que se han enfrentado los científicos relacionados con incendios forestales (Keane *et al.* 1999). Como

una alternativa práctica se ha implementado el concepto de modelos de combustibles (caracterización numérica del comportamiento del fuego, Omi 1997). Sin embargo, esta perspectiva tiene la limitante de que se clasifican grandes áreas como un modelo de combustibles dado. Esto no permite apreciar los cambios internos de las cargas de combustibles, por lo que una simulación que se haga en dicha área sólo se verá afectada por las variaciones de pendiente y de la fuerza y dirección del viento. Es decir, no se consideran las variaciones de los tipos y cargas de combustibles al interior de un área definida. Esto es de suma importancia ya que la distribución espacial de los combustibles forestales es más bien discontinua (Brown y Bevins 1986). Considerando que no se cuenta con un sistema de simulación que considere tal variación espacial de los combustibles forestales, entonces el objetivo de este estudio fue el de desarrollar un sistema que permita simular los cambios espaciales del comportamiento de un incendio forestal superficial, con base en la variación espacial de las cargas de combustibles.

Metodología

Descripción del área de estudio

La información requerida en este estudio fue colectada en la sección III del ejido El Largo y Anexos, que se localiza en la región denominada Mesa del Huracán al NW de la ciudad de Chihuahua, en el estado de Chihuahua (Fig. 1). Las especies arboladas predominantes son *Pinus durangensis* (Martínez), *P. arizonica* (Engelmann), *P. engelmanni* (Carriere) y *Quercus sideroxyla* (Humb. y Bonpl.). En 1998 se llevó a cabo un inventario de combustibles en 554 sitios, distribuidos al azar, dentro de un área de 1,400 ha. Los combustibles fueron medidos de acuerdo a la metodología propuesta por Brown *et al.* (1982). Cada uno de los sitios fue georeferenciado con el uso de navegadores GPS.

Clasificación de combustibles

Los combustibles evaluados fueron clasificados con base al tiempo de equilibrio. Este es el tiempo requerido para que un combustible, de acuerdo a su tamaño, equilibre su contenido de humedad con la humedad relativa del ambiente (Deemig *et al.* 1977). De esta forma se

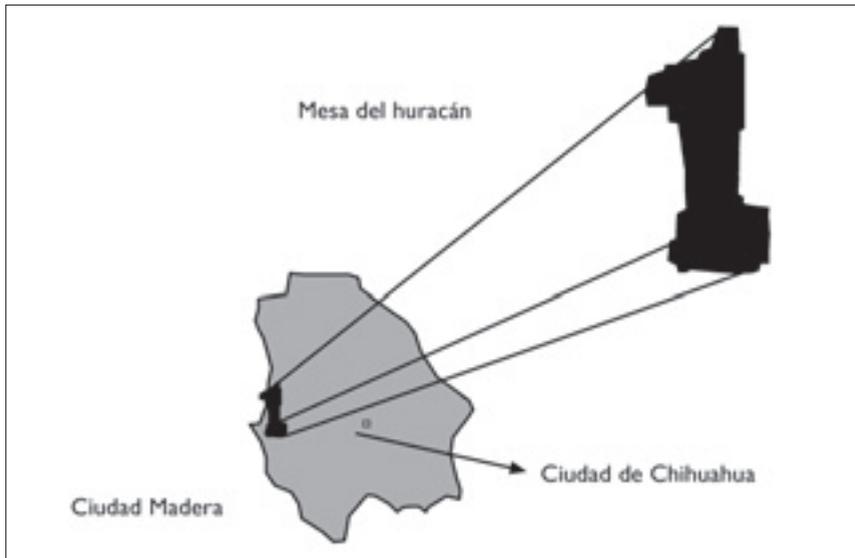


Figura 1. Localización del área de estudio.

definieron las siguientes clases: combustibles de 1 hora (1-h); de 10 horas (10-h); y de 100 horas (100-h). Los mapas correspondientes a esas clases de combustibles, utilizados en este estudio, fueron generados por Flores (2001). Este autor evaluó y comparó varias alternativas de interpolación (tanto determinísticas, como estocásticas [Hunner *et al.* 2000]).

Modelo espacial de simulación (MESi)

Se desarrolló un modelo espacial con el propósito de simular el comportamiento del fuego, específicamente con relación a su tamaño, forma y localización geográfica. Este modelo se basó en la variación espacial de los combustibles forestales. El computo del comportamiento del fuego se ejecutó bajo la perspectiva de localidad, donde unidades espacialmente individuales (celdas), de ubicación espacial conocida, describen la realidad (Yuan 1994). De esta forma, el algoritmo correspondiente calcula, determinísticamente, el comportamiento del fuego en cada celda (bajo un ambiente *raster*), basándose en las ecuaciones de Rothermel (1972). La arquitectura del MESi fue desarrollada con base en el Arc Macro Language de ArcInfo® (ESRI, 1996), y en los

requerimientos y salidas de este tipo de sistemas (**Fig. 2**). Los datos de entrada fueron (Omi 1997, Campbell *et al.* 1996): 1) tres mapas de cargas de combustibles (uno por clase); 2) mapa de modelos de combustibles; 3) contenido de humedad de cada clase; 4) fuerza y dirección del viento; 5) mapa de pendientes; 6) coordenadas del punto de inicio; y 7) tiempo de duración de la simulación. Las salidas resultantes del MESI son las que se requieren en un proceso de toma de decisiones en el manejo del fuego (Omi 1997, Albini 1976): a) rango de dispersión, que es la velocidad a la que avanza la cabeza del fuego (m/min); b) calor por unidad de área, el rango de calor liberado por unidad de área dentro del frente de la flama (kJ/m^2); c) intensidad de la línea de fuego, el rango de calor liberado por metro del frente del

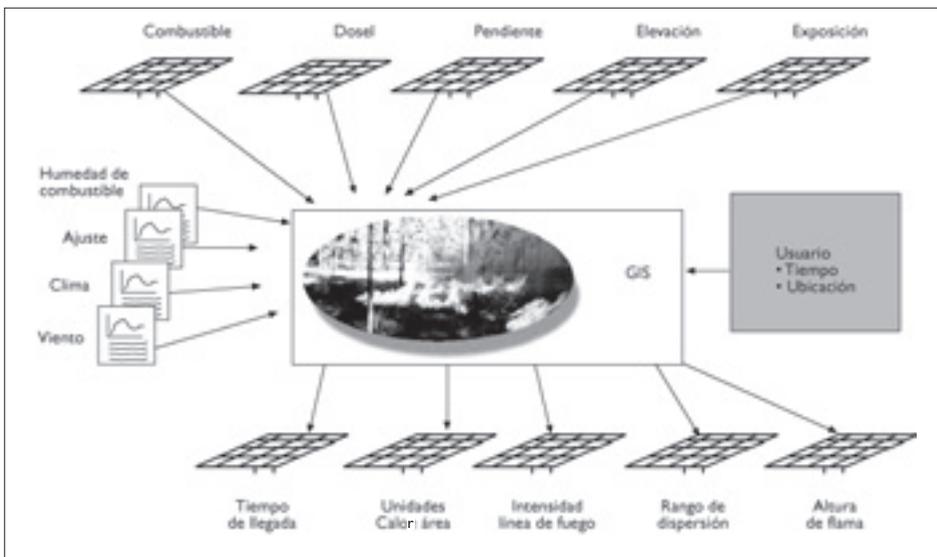


Figura 2. Entradas y salidas típicas de un sistema de simulación espacial del comportamiento del fuego.

fuego por segundo (kW/m); d) longitud de flama, longitud promedio de la flama (m); e) intensidad de reacción, calor liberado por metro cuadrado por minuto ($\text{kJ}/\text{m}^2/\text{min}$); f) profundidad de flama, distancia desde la parte trasera a la parte delantera de la flama (m); y g) área, estimación del área incendiada (ha).

Condiciones de simulación

Se llevó a cabo un ejemplo de la ejecución del MESI con el fin de apreciar la influencia de la variación espacial de las cargas de combustibles en el comportamiento del fuego. En esta simulación se asumió que el contenido de humedad para 1-h, 10-h, 100-h fue de 5, 7 y 8 % respectivamente. Asimismo se consideró una velocidad del viento de 30 km/h, La dirección del viento (desde donde sopla) fue de 180°. Se eligió un punto de inicio al azar.

Resultados

Distribución de combustibles

La **Figura 3** muestra la distribución de cada una de las clases de combustibles que se usaron en la simulación del MESI. De acuerdo con Flores (2001), al usar la elevación como variable secundaria en la estimación de la carga de combustibles (a través del procedimiento *co-kriging*) se obtuvo la mejor estimación para las clases de 1-h y de 100-h. Mientras que la clase de 10-h fue mejor estimada a través de la técnica de la distancia inversa (a la potencia 1). Las cargas de combustibles (ton/ha) resultantes fueron similares a las reportadas en otros estudios realizados en México (Flores y Benavides 1994). La **Tabla I** presenta las estadísticas generales para cada una de las clases de combustibles.

Tabla I. Estadísticas correspondientes a las tres clases de combustibles (ton/ha), para el área de estudio (Ciudad Madera, Chihuahua).

Estadístico	1-hora	10-horas	100-horas
Mínimo	1.62	0.00	0.00
1 ^{er} Quintil	5.44	0.66	0.00
Media	7.41	2.08	10.09
Mediana	6.92	1.31	7.22
3 ^{er} Quantil	7.95	2.63	14.45
Máximo	16.06	13.79	101.14
Dev. estándar	3.52	2.19	14.33

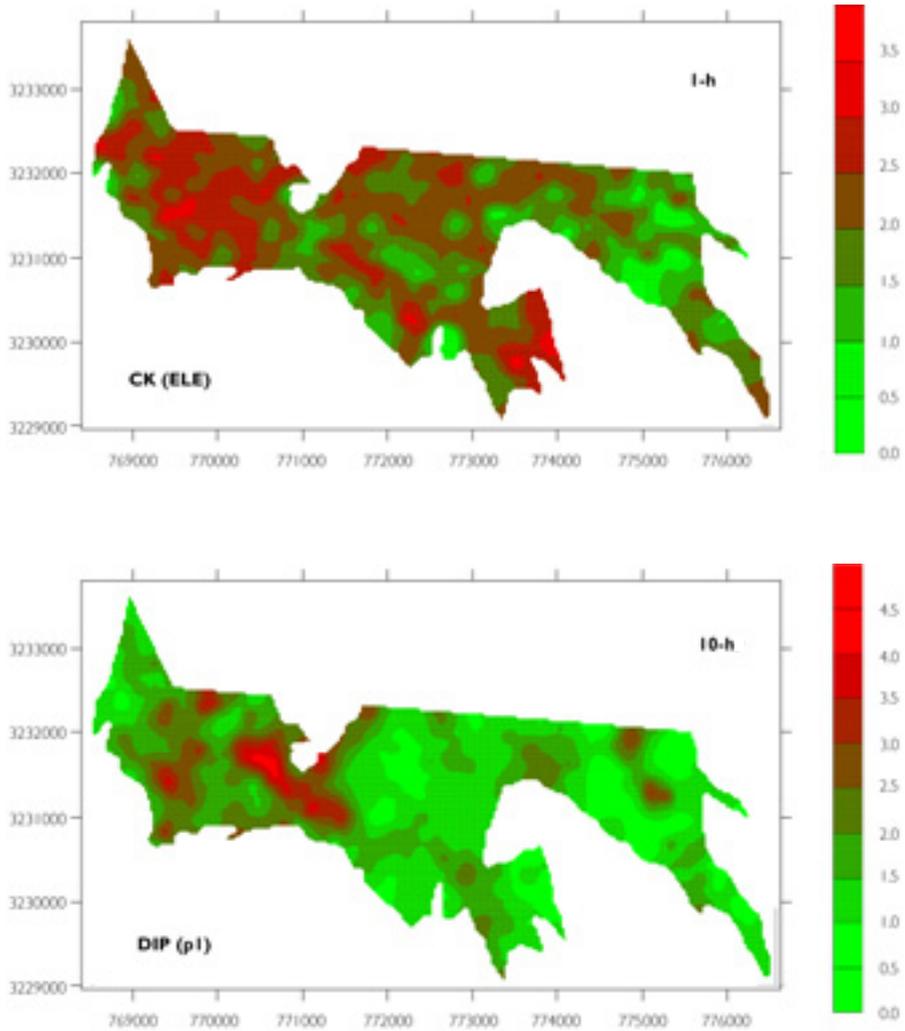


Figura 3. Mapas de distribución de combustibles en el área de estudio de Ciudad Madera, Chihuahua. *Fuente:* Flores (2001). CK (ELE) = *Co-kriging* con elevación como variable auxiliar. DIP (p1) = Distancia Inversa Ponderada, a la primera potencia. 1-h = Combustibles de 1 hora. 10-h = Combustibles de 10 horas. 100-h = Combustible de 100 horas.

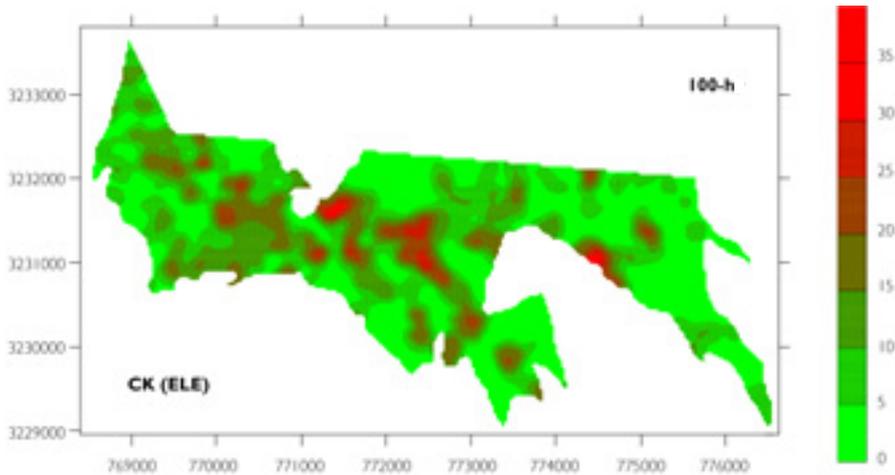


Figura 3. Mapas de distribución de combustibles en el área de estudio de Ciudad Madera, Chihuahua. *Fuente:* Flores (2001). CK (ELE) = *Co-kriging* con elevación como variable auxiliar. DIP (P1) = Distancia Inversa Ponderada, a la primera potencia. 1-h = Combustibles de 1 hora. 10-h = Combustibles de 10 horas. 100-h = Combustible de 100 horas.

Rango de dispersión

Al llevar a cabo la simulación con el MESI, en general, la dirección del viento (de sur a norte) tuvo una fuerte influencia en la forma del incendio. La **Figura 4** muestra la secuencia del crecimiento del incendio simulado. Con propósitos de ilustración, esta figura presenta como fondo el mapa de combustibles de 1-h. Dado que los combustibles finos (p.e. 1-h) son más influyentes en la dispersión del fuego, el fondo del mapa de 1-h permite apreciar que la tendencia de dispersión del fuego es hacia las áreas con mayores cargas de combustibles. También se muestran líneas de contorno que corresponden a las variaciones en altitud, por medio de las cuales es posible apreciar cambios en la pendiente del terreno. El tiempo total de la simulación fue de 7 horas y el área total que abarcó el incendio simulado fue de 137 ha.

Tanto la forma, como la dirección del incendio se van definiendo a medida que pasa el tiempo de simulación (**Fig. 5**). El fuego tiende a crecer hacia el noroeste debido a las menores cargas de combustibles de 1-h. Esto se explica porque en las cargas menores se tiene mejor aeración, lo cual permite: a) condiciones más propicias para la com-

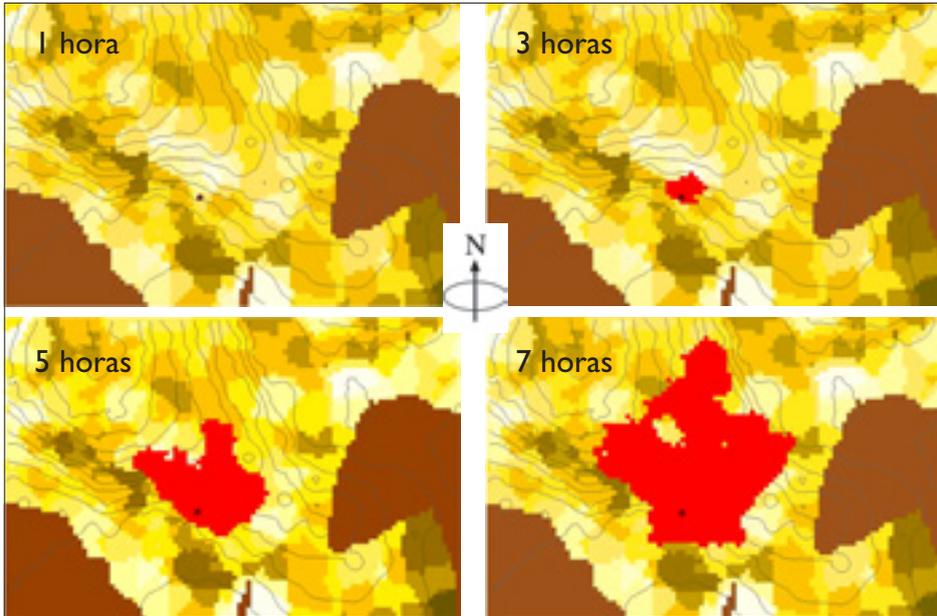


Figura 4. Secuencia gráfica de la dispersión del fuego resultante de la simulación con MESI. Los tonos oscuros indican mayores cargas (ton/ha) de combustibles de 1-h. La dirección del viento es de sur a norte.

bustión; y b) una pérdida más acelerada de humedad. Lo mismo ocurre en la parte norte, del punto de inicio del incendio, donde las cargas de combustibles son ligeras, por lo que la dispersión del fuego es más rápida en esa dirección. Dado que en la parte oeste se tiene una mayor carga (áreas más oscuras), es clara la disminución en la velocidad de dispersión del fuego. Después de cinco horas de simulación, se observa que la propagación del fuego es influenciada por la distribución de combustibles. De esta forma la parte norte del fuego se desplaza sobre una superficie con baja carga de combustibles. Como consecuencia de esto, y de la influencia del viento y la pendiente, el fuego define una dirección hacia el noroeste. Aunque la parte noreste presenta una mayor carga de combustibles (color amarillo) que la porción noroeste del inicio, se aprecia una mayor dispersión en comparación con la dirección oeste del punto inicial. Después de las siete horas la influencia de la distribución de cargas bajas de combustibles y de la topografía (pendiente) es más considerable.

Intensidad de la línea de fuego (ILF)

El rango de calor liberado por metro, en el frente del fuego, por segundo siguió un patrón similar a la dispersión del rango de dispersión (RD) (Fig. 5). La simulación con MESI definió el siguiente rango de intensidad de la línea de fuego: 0.28-483.29 kW/m/s (Fig. 5b), lo cual implica una gran variación en las cargas de combustibles. Esto significa que la ILF más alta se presentó en las áreas donde concentraciones de combustibles eran mayores. Sin embargo, algunas áreas pequeñas al oeste y sur resultaron con valores intermedios de ILF.

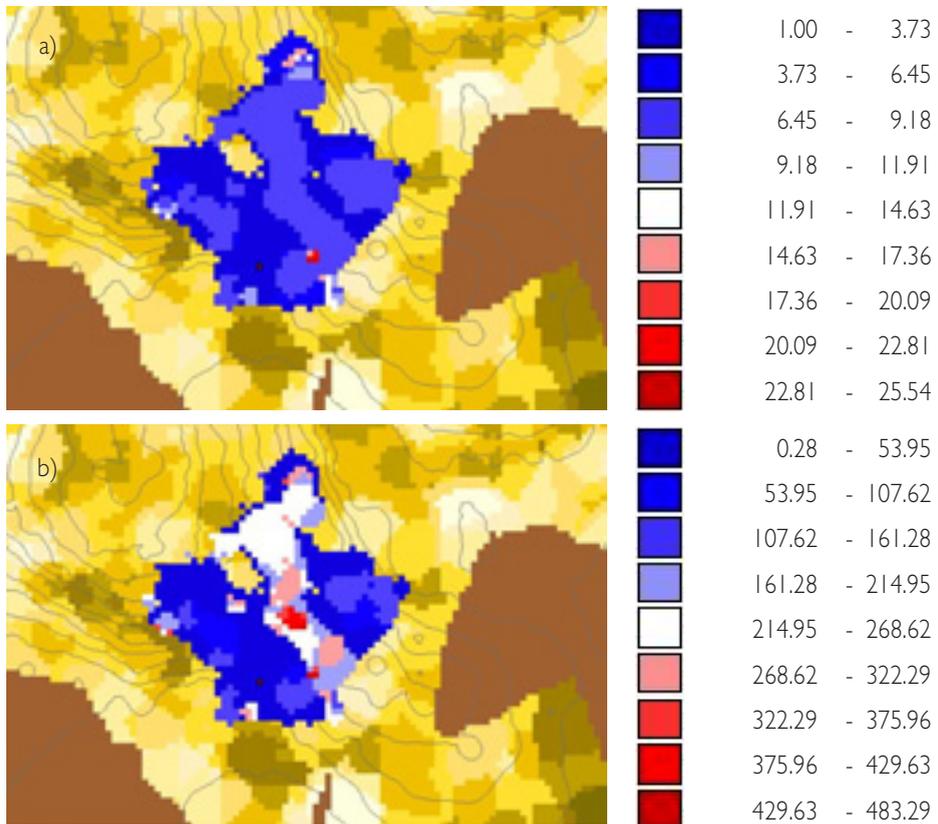


Figura 5. Comportamiento de un fuego superficial basado en el Modelo Espacial de Simulación (MESI) después de 7 horas (el fondo [tonos amarillos] corresponde a combustibles de 1-h): a) Rango de dispersión (m/min); b) Intensidad de la línea de fuego (kW/m); c) Calor por unidad de área (kJ/m²); d) Longitud de flama (m).

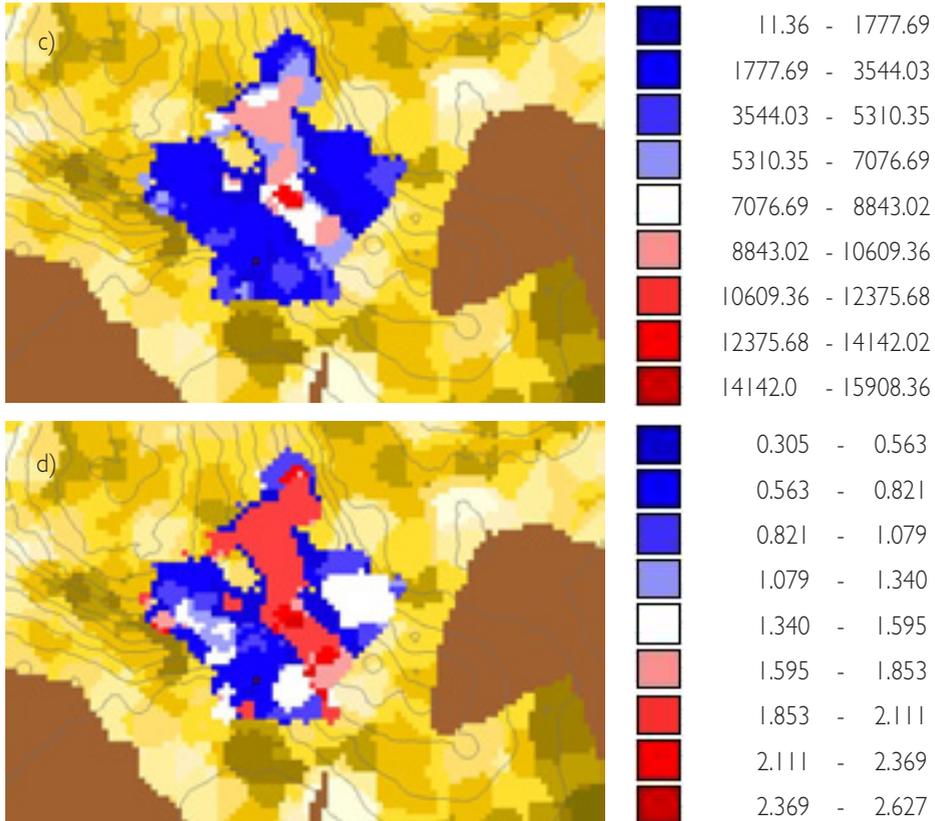


Figura 5. Comportamiento de un fuego superficial basada en el Modelo Espacial de Simulación (MESI) después de 7 horas (el fondo [tonos amarillos] corresponde a combustibles de 1-h): a) Rango de dispersión (m/min); b) Intensidad de la línea de fuego (kW/m); c) Calor por unidad de área (kJ/m²); d) Longitud de flama (m).

Calor por unidad de área (CUA).

La variación espacial de CUA resultó menos heterogénea, en comparación con el RD (Fig. 5c).

Longitud de flama (LF).

La distribución espacial de la LF fue muy similar a la distribución de la ILF, ya que presentan similar variación espacial (Fig. 5d). Lo cual no ocurre en el caso de RD, donde la variación es menos marcada. Como

se esperaba, la simulación con MESI resultó con valores altos de longitud de flama en aquellas áreas con las más altas cargas de combustibles. El rango de L_F fue de 0.3 a 2.6 m.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El modelo espacial para predecir el comportamiento de un incendio superficial, basado en la variación espacial de las tres clases de combustibles, reveló una dinámica del fuego que posiblemente no podría ser apreciada bajo la perspectiva de modelos de combustibles. La capacidad del MESI para usar información de combustibles, a nivel de pequeñas celdas (enfoque *raster*), permitió la evaluación de cambios del comportamiento del fuego en áreas pequeñas (en este caso celdas de 90 x 90 m [810 m²]). De hecho, una celda es la unidad mínima donde el MESI puede simular el comportamiento del fuego. Por lo tanto el MESI mejora la resolución espacial de la predicción del comportamiento del fuego al considerar las variaciones espaciales en las cargas de combustibles que pueden ocurrir a distancias cortas. Actualmente, los modelos alternativos (especialmente explícitos) consideran que las variaciones del comportamiento del fuego, dentro de un área clasificada como un cierto modelo de combustible, son debidas solamente a variaciones en el viento (dirección e intensidad) y la pendiente (Flores 2001). El enfoque del MESI toma en cuenta no sólo las variaciones de estos factores, sino también las variaciones en las cargas de combustibles. Esto permite una determinación más precisa del comportamiento espacial potencial del fuego, como se ilustra en este estudio. No obstante, esta determinación podría mejorarse si se tomaran en cuenta también las variaciones espaciales de otros factores propios de las ecuaciones de Rothermel (1972), por ejemplo la profundidad de combustibles y la relación superficie/volumen, los que, en esta simulación, se consideraron como constantes. Finalmente, un siguiente paso en el proceso de la simulación del comportamiento del fuego sería la validación del modelo MESI. Lo cual permitirá ratificar la exactitud del modelo o, en su caso, definir las estrategias de ajuste más apropiadas.

Referencias

- Albini F. A (1976). *Estimating wildfire behavior and effects*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-30.
- Brown J.K. y Bevins, C. D. (1986). *Surface fuel loadings and predicted fire behavior for vegetation types in the Northern Rocky Mountains*. USDA Forest Service, Intermountain Research Station. Res. Note INT-358.
- Brown J. K. Oberheu, R. D. y Johnston, C. M. (1982). *Handbook for inventorying surface fuels and biomass in the Interior West*. USDA Forest Service. Intermountain Forest and Range Experiment Station. General Technical Report INT-129.
- Campbell J. Green, K.; Weinstein, D., y Finney, M. (1996). A. Fire growth modeling in an integrated GIS environment. In: *SOFOR GIS '96. Southern Forestry Geographic Information Systems Conference*. pp 133-142.
- Deeming J. E. Burgan, R. E. y Cohen, J. D. (1977). *The National Fire Danger Rating System-1978*. USDA, Forest Service. Gen Tech. Rep. INT-39. 66 pp.
- ESRI (1996). *ARC/INFO*. Environmental Systems Research Institute, Redlands, Cal M. A. (1998). *FARSITE: Fire Area Simulator-Model development and evaluation*. USDA, Forest Service. Research Paper RMRS-GTR-4. 47 p.
- Flores G., J. G. y Benavides S., J. D. (1993). Quemadas controladas y su efecto en los nutrimentos del suelo en un rodal de pino. *Amatl* 24-25. Vol VII, No. 12. Boletín de Difusión del Instituto de Madera, Celulosa y Papel. Universidad de Guadalajara.
- Flores G., J.G. y Benavides S., J.D. (1994). Influencia de dos tipos de quemadas controladas en bosques de pino en Jalisco. Folleto Técnico 5. Centro de Investigaciones del Pacífico Centro. INIFAP, SARH. Guadalajara. 11 pp.
- Flores G., J. G. (2001). Modeling the spatial variability of forest fuel arrays. Ph.D. Dissertation. Dept. of Forest Sciences. Colorado State University. 201 p.
- Hunner G. Mowrer, H. T. y Reich, R. M. (2000). An accuracy comparison of six spatial interpolation methods for modeling forest stand structure of the Fraser Experimental Forest, Colorado. Proceedings of the 4th *International Symposium on Spatial Accuracy Assessment in Natural Resources and Environmental Sciences*. July 2000. Amsterdam. pp. 305-312.
- Keane R. E., Burgan, R. y van Wagtenok. (1999). *Mapping wildland fuels for fire management across multiple scales: Integrating remote sensing, GIS, and biophysical modeling*. USDA For. Ser. RMRS. Fire Sciences Laboratory, Fire Modeling Institute.

- Liu P.S. y Chou, Y.H. (1997). A grid automation of wildfire growth simulation. Proceedings of the 1997 ESRI User Conference. San Diego, California. <http://www.esri.com/library/userconf/proc97/proc97/to200/pap158/p158.htm>.
- Omi P.N. (1997). Forest fire management. F424 course. University Text. Colorado State University. 117 p.
- Rothermel R C. (1972). A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. USDA For. Serv. Research Paper INT-115.

Comportamiento del fuego y evaluación del riesgo por incendios en las áreas forestales de México: un estudio en el Volcán la Malinche

LOURDES VILLERS RUIZ Y JORGE LÓPEZ BLANCO*

Resumen

Los incendios forestales han tenido gran relevancia en los últimos años debido a su participación directa en el incremento de bióxido de carbono en la atmósfera, así como por su contribución a la deforestación y sus consecuencias como la erosión de los suelos o el cambio en la estructura y composición de los bosques. Este trabajo presenta los resultados preliminares sobre el comportamiento del fuego para el Parque Nacional La Malinche y una eventual evaluación de riesgos a incendios con base en un inventario de combustibles y variables físicas del terreno. Los resultados que se presentan son: 1. Los datos de cobertura vegetal del parque obtenidos mediante fotointerpretación corroborada en campo. 2. Un mapa inventario de los combustibles por comunidad vegetal, el cual contiene el volumen total de combustibles por clase dominante de bosque. El análisis del comportamiento potencial del fuego se hizo utilizando el programa *BehavePlus*. Se presentan escenarios para los tres tipos de comunidades vegetales considerando pendiente del terreno y dirección y velocidad del viento. Los resultados preliminares del modelo sugieren que los bosques de oyamel y encino presentan valores más altos en los parámetros

* Centro de Ciencias de la Atmósfera e Instituto de Geografía, UNAM, Circuito Exterior Ciudad Universitaria, 04510, México D.F. villers@servidor.unam.mx; jblanco@servidor.unam.mx

analizados, durante la presencia de un incendio, debido al mayor volumen de material vegetal sobre el suelo, asimismo por la presencia de hierbas y arbustos. Por otro lado, los bosques de pino presentaron alta vulnerabilidad de inicio de incendio por su cercanía con las áreas agrícolas, poblados y caminos, sin embargo el suelo de estos bosques mostró un volumen menor de combustibles vegetales.

Palabras clave: combustibles vegetales, incendios forestales, peligros naturales, modelos de incendios.

Abstract

Wildfires have had a great relevance in the last few years due to their direct contribution to the increment of carbon dioxide in the atmosphere, as well as to their participation to deforestation and their consequences in soil erosion or in the forest structure and composition change. This work presents the preliminary results obtained in the La Malinche Volcano National Park (LMVNP) about potential fire behavior and an eventual risk evaluation of wildfire based in a fuel inventory and in the physical variables of the land. Results presented here are: 1. The extents of the different land use/cover classes of the LMVNP obtained by photointerpretation delineation checked by fieldwork, and 2. The fuel inventory map that include average fuel-volume per forest dominant category (vegetation community). Potential fire-behavior analysis was made using the BehavePlus model. Scenarios are presented for the three types of vegetation communities considering hillslope, wind velocity and wind direction. Preliminary results of model show that fir forests present higher values of the analyzed parameters, during a simulated fire activity, due to a higher volume of vegetal material on soil, and also by the existence of grasses and bushes. In other subject, pine forest presented high fire-initiation vulnerability due its proximity to agricultural areas, towns and roads, however its soil cover shown a small amount of fuel volume.

Keywords: Fuels, wildfire, natural hazards, wildfire models.

Introducción

Un incendio forestal es la perturbación que, con una ocurrencia y propagación no controlada, afecta selvas, bosques y vegetación de zonas áridas y semiáridas. Se consideran tres tipos de incendios forestales: superficiales, donde el fuego consume los combustibles que se han depositado sobre el suelo, como hierbas, zacates, leñas, hojarasca, sin quemar todo el cuerpo de los árboles. Subterráneos, el fuego quema el mantillo y raíces bajo la superficie del suelo o la materia orgánica acumulada en las fracturas de grandes afloramientos de roca, y por último los incendios de copa o corona, los cuales son poco frecuentes en México (Cedeño 1999).

Estos tres tipos de incendios implican diferentes grados de daño en los ecosistemas. Cabe mencionar que bajo condiciones extremas de sequías como las experimentadas en 1998, los incendios más severos, como los de copa, se incrementaron. También, los ecosistemas que normalmente no son susceptibles a incendios, como los bosques húmedos y la vegetación de los desiertos, experimentaron ocurrencia de incendios fuera de lo normal (Magaña 1999).

Por otra parte, el manejo del fuego comprende las actividades de prevención y combate de incendios forestales e incluso de uso y conservación (Agee 1993). En una adecuada planificación de las anteriores actividades o bien en una planeación para su control, es importante que se consideren los aspectos ambientales involucrados y que se tenga, como base fundamental, un conocimiento del fuego y su comportamiento.

Desde la década de los años sesenta, los estudios sobre incendios forestales en México han presentado distintos enfoques, ellos contemplan básicamente tres aspectos: estudios sobre los efectos del fuego en los ecosistemas forestales (Olvera 1967, Zendejas 1971, Aguirre 1978, García 1985, Flores y Benavides 1993, Becerra-Luna 1995, Rodríguez-Trejo 1996), actividades de prevención y combate, dividiéndose éstas en dos partes, la operativa (Carvajal 1966, Rodríguez-Trejo *et al.* 2002) y el desarrollo de índices de comportamiento y riesgo de incendios (Magaña 1983, Marín y Borja 1984, Alvarado 1986, Flores 2001); el tercer aspecto lo constituye el uso del fuego como herramienta silvícola-pastoril (Sánchez y Dietrich 1983, Velázquez *et al.*, 1986).

Para el volcán La Malinche ciertos resultados sobre la ocurrencia de los incendios han sido reportados en algunos trabajos, por ejemplo en Villers *et al.* (2002), se presenta una relación entre la precipitación pluvial con respecto a la presencia y severidad de los incendios, usando un período de datos de diez años. Esta investigación reveló que existe una relación inversa entre los valores promedio de la precipitación pluvial de los períodos de quince días consecutivos secos (o con lluvia inapreciable) con respecto a un incremento en el número de los incendios.

Asimismo, con base en los diez años de registros de incendios dentro del parque y del análisis de las características físicas en donde estos se presentan, se ha reportado que los bosques de pino y los pastizales han sido los más afectados por los incendios y que el mayor número de ellos se manifiesta entre los 2,600 y 3,200 msnm, en donde existe una gran dinámica de uso agropecuario del suelo (Villers *et al.* 2001).

En el presente estudio se exponen los resultados preliminares de una investigación, a tres años, en el volcán La Malinche. El enfoque principal es sobre el entendimiento de los incendios superficiales, evaluando la composición de los bosques, sus combustibles vegetales asociados por encima del nivel del suelo y su relación con los parámetros físicos y meteorológicos del ambiente, integrando y analizando la información desde un punto de vista espacial en un sistema de información geográfica (SIG).

Área de estudio

El volcán La Malinche se localiza entre los 19° 05' y 19° 22' de latitud norte y los 97° 53' y 98° 12' de longitud oeste, en la porción sureste del estado de Tlaxcala. Abarca poco más de 30 km de diámetro, y se eleva de los 2,300 a los 4,461 msnm. Desde una perspectiva político-administrativa 4/5 partes de su superficie quedan comprendidas dentro de la entidad tlaxcalteca, el resto corresponde al estado de Puebla (**Fig. 1**). Con el propósito de controlar de mejor manera el uso forestal y agropecuario, así como para monitorear los incendios forestales, se encuentran en La Malinche seis casetas de vigilancia forestal. Cada caseta cuenta con dos guardabosques y un vehículo, también se tiene



Figura 1. Localización general del área de estudio.

comunicación por radio entre cada caseta con las oficinas centrales de la Coordinación General de Ecología del Estado de Tlaxcala, de la cual ellos dependen.

Materiales y métodos

Mapas de cobertura vegetal y de uso del suelo 1994/95 y 2001.

Se realizó un procedimiento de fotointerpretación y corrección fotogramétrica en línea (o en tiempo real), para obtener el mapa de cobertura vegetal/uso del suelo, los rasgos trazados en las fotografías aéreas, que incluyeron las áreas quemadas de 1997 y 1998 (**Fig. 2**), fueron digitalizadas utilizando un SIG (ILWIS; ver ITC 2000). Se utilizaron las fotografías aéreas pancromáticas a escala 1:75,000, tomadas por el INEGI en mayo de 1994 y febrero de 1995 y las fotografías aéreas pancromáticas y las fotografías aéreas pancromáticas a escala 1:25,000, tomadas por SECODUVI en enero de 2001 (SECODUVI 2001).

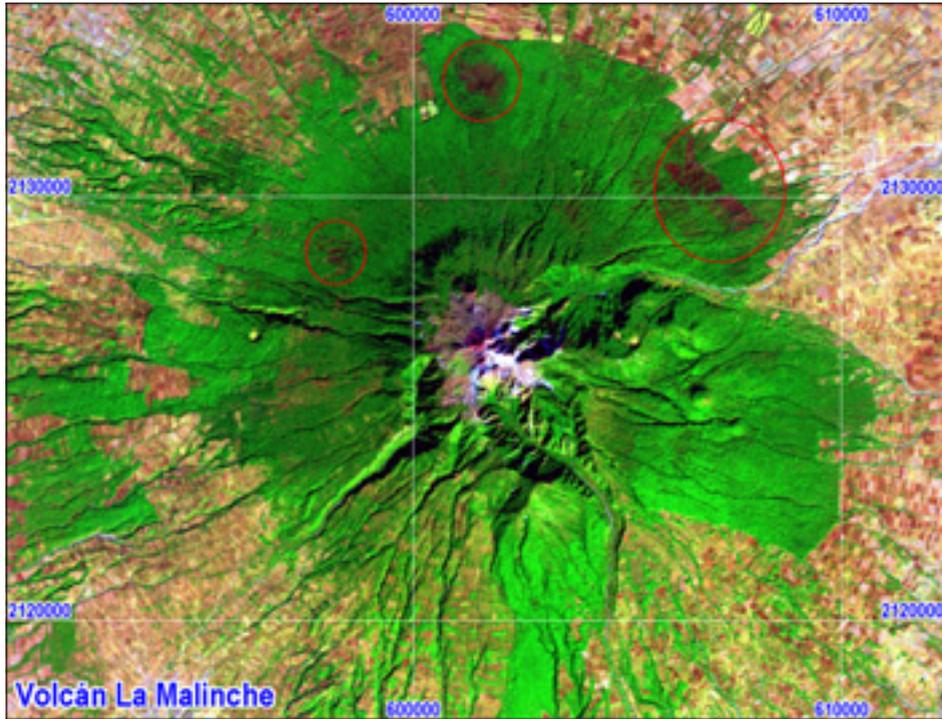


Figura 2. Compuesto en color de la imagen de satélite Landsat, de diciembre de 1999, en donde se señalan las áreas que fueron afectadas por los incendios de 1998.

Actualmente se está realizando la fotointerpretación geomorfológica morfogenética y morfodinámica del volcán La Malinche a escala 1:75,000 con el fin de tener una delimitación de las unidades cartográficas de referencia (unidades ambientales biofísicas), determinadas a partir de un criterio de homogeneidad relativa geomorfológica e incluyendo factores ambientales (geología, suelos, vegetación, clima, etc.). Dichas unidades servirán para jerarquizarlas, en función de la influencia del relieve, con respecto a la presencia de los incendios forestales (Castillo-Rodríguez y López-Blanco 2004).

Clasificación de los combustibles

Se entiende por combustibles forestales a un complejo de materiales vivos y muertos. En este caso se reportan los combustibles muertos, que son aquellos que no tienen tejido vivo y yacen sobre el suelo.

Pueden ser de dos tipos, hojarasca y mantillo y el material leñoso, el cual se clasifica según el grosor en: Clase 1 (< 0.6 cm), 10 (0.6-2.5 cm), 100 (2.5-7.6 cm), y 1000 (> 7.6 cm) horas retardo (Fosberg 1972, Burgan y Rothermel 1984, Anderson 1990). El tiempo de retardo es el período en el que un combustible tarda en perder o ganar dos tercios de la diferencia entre su contenido inicial de humedad y la del ambiente. Conforme el combustible es más grande, más lentamente perderá o ganará humedad, por lo que tendrá mayor tiempo de retardo. El complejo de combustibles debe estar bien caracterizado para poder entender las interacciones que se den entre combustibles, ambiente y fuego.

Trabajo de campo

El criterio para la selección de los sitios de muestreo de combustibles en campo se estableció con base en la fotointerpretación del área forestal del Parque. Los factores que se tomaron en cuenta fueron los siguientes: 1) tipos de asociaciones vegetales 2) su distribución, 3) los niveles altitudinales y la topografía, y 4) su estado de conservación. Se determinó un número de muestra de trece sitios en una hectárea, los cuales fueron asignados a cada comunidad vegetal, de acuerdo con su extensión y su relación con la superficie total de bosque. Cada sitio de muestreo estuvo compuesto por diez círculos de 0.1 ha de superficie.

De abril de 2002 a febrero de 2003 se llevó a cabo el trabajo de campo. Los sitios elegidos fueron registrados con un GPS y marcados en una carta topográfica a escala 1:50,000. En cada uno de los diez círculos que conforman a un sitio de muestreo se eligió un punto central. Entre centros de círculos existió una distancia de 50 m. Para la colecta y cuantificación de la carga de combustibles se usó la técnica de intersecciones lineales sobre transectos de 25 m de longitud, desde el centro del círculo; la dirección de la primera línea se estableció al azar y las dos subsiguientes fueron establecidas a partir de ángulos de 120° grados hacia la derecha e izquierda con respecto a la primera. En cada transecto el material leñoso fue inventariado en grupos, considerando a las cuatro clases diamétricas señaladas antes. Asimismo, a lo largo de las líneas fue medida, a cada 5 m, la profundidad del mantillo y al final de cada línea se colectó la hojarasca de un cuadro

de 400 cm², para determinar su densidad, siguiendo los lineamientos establecidos por Brown (1974), McRae *et al.* (1979) y Schmid-Haas *et al.* (1993).

Modelo de comportamiento del fuego

El análisis del comportamiento potencial del fuego se realizó con base en los datos de combustibles obtenidos en campo, utilizando el programa *BehavePlus Fire Modeling System*, version para *Windows* de octubre de 2000 (USFS 2000). Este programa utiliza los modelos matemáticos originados por Rothemel (1972). El modelo en sí predice, entre otros aspectos, la tasa de dispersión e intensidad del fuego cuando se conocen ciertas propiedades de los combustibles y de las condiciones ambientales que se presentan durante el incendio. En este caso se aplicaron los datos correspondientes a combustibles de tres sitios que coincidieron con bosques de: oyamel, pino y encino (y dos de sus combinaciones posibles) y se modelaron o plantearon escenarios para distintas condiciones de humedad de combustibles, dirección y velocidad del viento y pendiente del terreno.

El valor de humedad de extinción que fue usado en este trabajo fue obtenido a partir de los trece modelos estándares de combustibles para el comportamiento del fuego, reportados por la *National Fire Danger Rating System* (NFDRS; Anderson 1985). Se usaron tres escenarios para *Behave*, con humedad baja, media y alta. Presentamos en este trabajo los resultados de los cálculos realizados con humedad de combustible baja. De esta manera el contenido de humedad usado para las clases 1, 10 y 100 horas, de los combustibles leñosos, fue de 3, 4 y 5% de humedad, respectivamente. Se usó un 70% de humedad para hierbas y para combustibles leñosos vivos. Para la simulación de la velocidad del viento se utilizó la escala de Beaufort (11, 19, 29, 39 y 50 km/h) y estos valores fueron ensayados para dos escenarios, vientos con dirección hacia arriba de la ladera y con dirección hacia abajo de la ladera. Las inclinaciones de las pendientes usadas fueron de seis clases (0, 22, 32, 45, 64, y 90%). Finalmente las predicciones fueron realizadas con una hora de ignición. Para obtener el porcentaje de mortalidad se utilizó el grosor de la corteza por género, medido en campo.

Evaluación del riesgo

Para la realización de la evaluación de riesgo a la presencia de los incendios forestales, en el área del volcán La Malinche, se partió del siguiente marco conceptual (van Westen 1994): un peligro natural (H) se representa por la probabilidad de la ocurrencia de un fenómeno potencialmente dañino dentro de un período específico de tiempo y dentro de una área dada. La vulnerabilidad (V) es el grado de pérdida de un elemento o de un conjunto de elementos dados, que están en peligro, como resultado de la ocurrencia de un fenómeno natural de una magnitud dada (se cuantifica como 0 = sin daño y 1 = pérdida total). El riesgo específico (R_s) es el grado esperado de pérdidas debido a un fenómeno natural particular, puede ser expresado por el producto de H por V . Los elementos en riesgo (E) corresponden con la cantidad de población presente en una área dada, sus propiedades, sus actividades económicas, incluyendo a los servicios públicos, etc. El riesgo total (R_t) es el número potencial de pérdidas humanas, personas heridas, daño a las propiedades o afectación de las actividades económicas debido a un fenómeno natural particular y se representa en términos formales por la siguiente relación:

$$R_t = E \cdot R_s = E \cdot (H \cdot V)$$

En dicha evaluación del riesgo se consideran las relaciones causa-efecto de algunas variables fundamentales como: a) combustibles potenciales en función de los tipos de bosque, b) las variables meteorológicas pre-incendio (lluvia y temperatura), c) las variables meteorológicas que tienen influencia durante el incendio (velocidad y dirección dominante del viento), d). Las condiciones geométricas del relieve (pendiente, orientación de las laderas, altitudes y la presencia de barrancos) y e). La influencia humana en la presencia (o ausencia) de los combustibles y en el patrón de uso del suelo.

Para la elaboración del mapa de riesgos a incendios (*risk map*) se han estado trabajando los siguientes tres mapas principales:

1. El mapa de frecuencias de incendios, registrados por cuadrante de un km^2 , que al ser integrado con el mapa de factores ambientales combinados, en donde se evaluarán todas las variables biofísicas y

- socioeconómicas que influyen en dicho fenómeno (combustibles, meteorológicas, de relieve, de vegetación, etc.) permitirá tener un mapa resultante de peligrosidad a la presencia de incendios (*hazard map*), en función de sus valores finales de probabilidad (factor *H*). Se parte de una base de datos que incluye la frecuencia y la extensión dañada por los incendios ocurridos en el período de 1995 al año 2000. Estos datos tienen origen en los registros hechos por las brigadas de campo de control de incendios del estado de Tlaxacala.
2. El mapa de vulnerabilidad socioeconómica ambiental (o de grado de pérdida posible), se construirá al considerar los diferentes escenarios de incendios, en términos de localización, intensidad, extensión y rapidez de propagación (factor *V*). Este mapa se elaborará a partir de la consideración de las áreas que sufrieron mayores cambios de cobertura-uso del suelo entre 1970-1994-2000, sobre todo en aquellas áreas colindantes en donde: a) se amplió el uso agrícola del suelo, b) en donde se observó una mayor perturbación en el bosque por la extracción de madera (áreas de aprovechamiento forestal), c) en donde se han provocado incendios o bien se abrieron o ampliaron áreas para la inducción de pastos y d) en áreas con mayor presencia de caminos y brechas.
 3. El mapa combinado de los elementos en riesgo, será construido con los datos de cantidad de población por localidad y por municipio, sus propiedades, sus actividades económicas, sus recursos naturales, etc. (factor *E*).

En la segunda fase de este proyecto se aplicará un procedimiento de toma de decisiones para establecer una estrategia de manejo de los incendios forestales, basándose en el conocimiento de los mapas de peligros y riesgos elaborados con el método propuesto en este trabajo. Para ello se aplicarán las técnicas de análisis multicriterio (Ceballos Silva y López Blanco 2003a, 2003b), con base en un arreglo jerárquico de los diferentes niveles de importancia de cada factor (conjunto de variables decisión), que serán asignados tanto por los expertos en el análisis y en el manejo de los incendios forestales, como en los reportes de la literatura especializada.

Resultados

A partir de la evaluación realizada mediante fotointerpretación y corroboración de campo, se conoce ahora la distribución espacial de los tipos de bosque y de las áreas agrícolas existentes en el volcán La Malinche. Aproximadamente el 51% del parque (23,612 ha) corresponde a agricultura, poblados y áreas sin cobertura vegetal aparente, en donde la presencia del disturbio humano es marcada y se presenta escaso arbolado. La otra mitad del parque corresponde predominantemente a bosque de coníferas y latifoliadas. Dentro de las especies de pino se incluyen *Pinus montezumae*, *P. pseudostrobus*, *P. leiophylla*, *P. patula*, y *P. teocote*, que ocupan 8,933 ha. La asociación de pino-encino cubre 4,800 ha, en donde las especies comunes de encino incluyen a *Quercus crassifolia*, *Q. laurina*, y *Q. rugosa*. La asociación pino-pastizal ocupa 3,863 ha. y la Pino-oyamel (*Abies religiosa*) cubre 1,601 ha. El bosque de oyamel cubre solamente una extensión de 1,255 ha. El matorral con encino cubre una área de 1,146 ha. El área cubierta solamente con pastizales es de 648 ha y con encinares exclusivamente es de 204 ha.

Combustibles

En la **Tabla I** se presenta el volumen de combustible por clase diamétrica y por tipo de asociación de vegetación, asimismo muestra la dimensión de la profundidad del mantillo. En ella se observa que para el primer diámetro (0-0.6 cm), el bosque de oyamel tiene un mayor volumen, y para los dos diámetros restantes, los bosques de encino y pino-encino poseen los valores volumétricos dominantes. También se observa que conforme los materiales leñosos son de diámetro mayor el volumen se reduce, sobre todo para el diámetro de 2.5-7.6 cm. Con respecto a la profundidad del mantillo, el valor mayor corresponde al bosque de encino (27 cm), la asociación de pino-encino tiene 24 cm, mientras que para el de oyamel el espesor de combustibles es de 17 cm y para el de pino sólo de 15 cm. A partir de la estimación volumétrica de los combustibles se realizó el mapa de valores medios de combustibles. La sumatoria de todas las clases diamétricas señaladas en la **Tabla I**, por tipo de bosque, se presenta en la **Figura 3**.

Tabla I. Volumen de combustibles según tiempo de retardo, diámetro del material leñoso y tipo de bosque.

Tipo de bosque	1 h de retardo (0-0.6 cm) kg m ⁻²	10 h de retardo (0.6-2.5 cm) kg m ⁻²	100 h de retardo (2.5-7.6 cm) kg m ⁻²	Profundidad del mantillo m
Oyamel	0.70	0.47	0.06	0.17
Oyamel-Pino	0.44	0.42	0.05	0.16
Encino	0.42	0.87	0.34	0.27
Encino-Pino	0.38	0.81	0.37	0.24
Pino	0.04	0.33	0.04	0.15

Nota: los datos para los bosques de Pino-Oyamel y Pino-Encino fueron calculados a partir de la combinación de sus datos individuales por género.

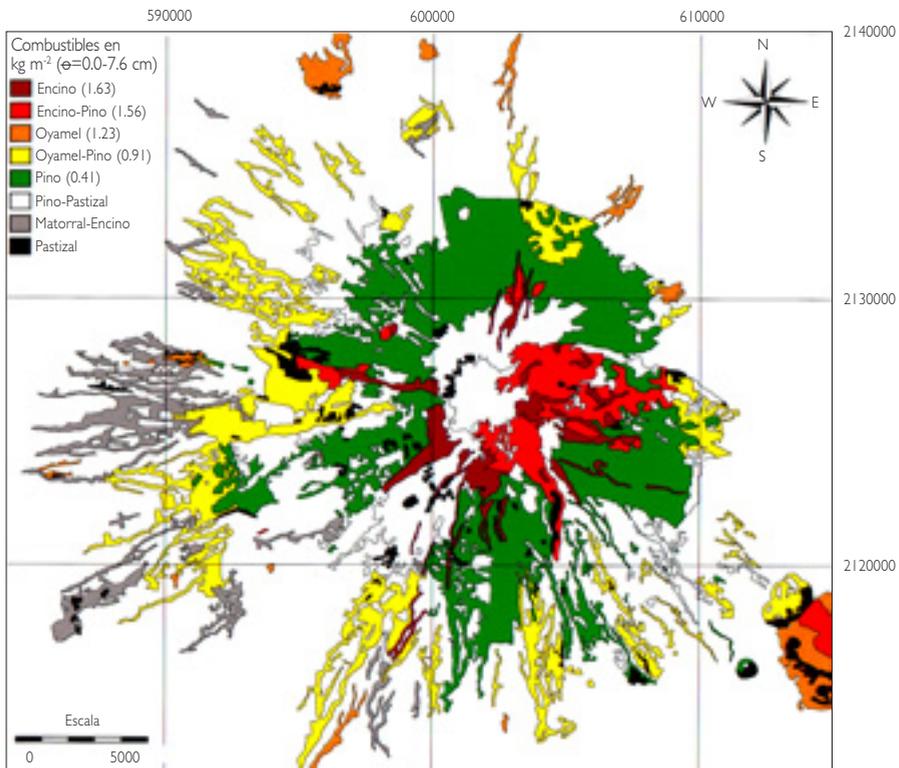


Figura 3. Mapa que muestra la distribución de los combustibles para las distintas clases de bosque.

Comportamiento del fuego

En las Figuras 4 y 5 se presentan los resultados obtenidos de la simulación realizada con *Behave*, para los tres tipos de bosque analizados. Los de *Abies* presentan la tasa más alta de dispersión del fuego, seguido de los de pino-encino y finalmente de los de pino. En la Figura 4 se presentan los resultados de la tasa de dispersión del fuego cuando el viento, a distintas velocidades, va en dirección de abajo hacia arriba sobre la ladera, en condiciones secas y para pendientes desde 0 a 90%. El mayor peligro de incendio está en los bosques de *Abies*, con terrenos muy escarpados (90% de pendiente) y cuando los vientos son extremos, de 50 km/h. Bajo estas condiciones la tasa de dispersión del fuego puede llegar hasta velocidades de 4,104 m/h.

Para el caso de la intensidad en la línea de fuego (Fig. 5), los resultados muestran un patrón de comportamiento similar al de la tasa de dispersión señalada anteriormente, de esta manera los bosques de *Abies* presentan la intensidad más alta en terrenos escarpados. En cambio los bosques de pino muestran el más bajo potencial de la intensidad de la línea de fuego, presentando el punto más bajo en terrenos planos y con una velocidad del viento hacia arriba de la ladera de 11 km/h. Bajo este escenario la intensidad fue de 163 kW/h. Esta intensidad del fuego se incrementa proporcionalmente de acuerdo con la pendiente y con la velocidad del viento hasta alcanzar una intensidad de 882 kW/h, en terrenos escarpados con 90% de pendiente y un viento ladera arriba de 50 km/h.

Discusión y conclusiones

Los tres tipos de bosque más representativos del volcán La Malinche fueron analizados, ellos ocupan el 67% del área. El volcán está bajo constante influencia humana, las comunidades locales recogen material leñoso y realizan tanto quemas agrícolas en áreas colindantes con bosque, como propiamente en éstas, para promover el renuevo de los pastos y llevar sus hatos de ganado menor (principalmente borregos y cabras) a estos lugares.

De cierta manera la vulnerabilidad de los bosques de pino es mayor debido a su mayor cercanía con las áreas agrícolas, poblados y

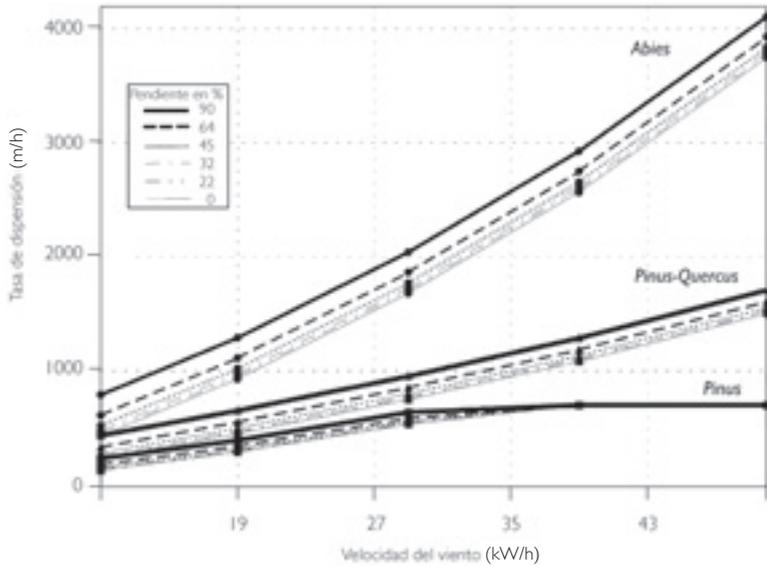


Figura 4. Tasa de dispersión potencial del fuego en sitios de oyamel, pino-encino y pino, bajo distintas condiciones físico-ambientales.

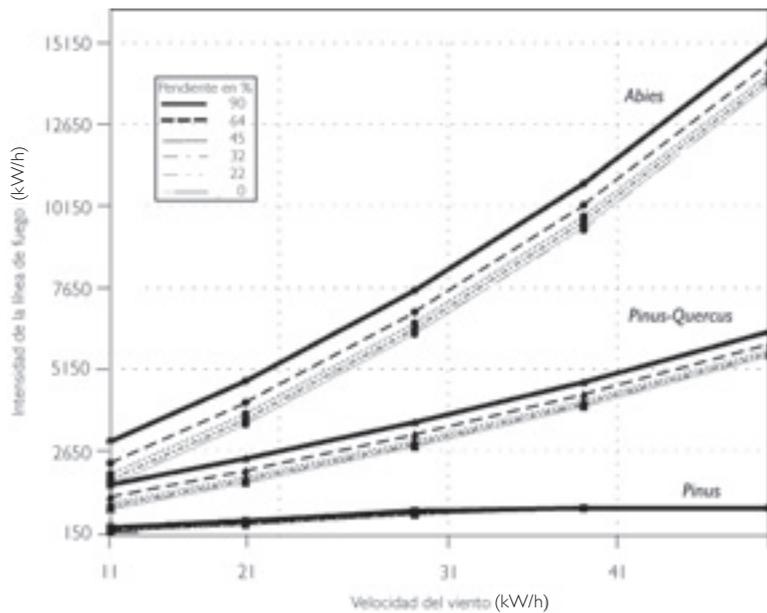


Figura 5. Intensidad potencial del fuego en sitios de oyamel, pino-encino y pino, bajo distintas condiciones físico-ambientales.

caminos y son áreas menos húmedas y con mayor exposición a la radiación solar. Sin embargo según los resultados del modelo, el riesgo se reduce, pues tienen una densidad arbórea baja, comparada con las comunidades de oyamel y encinos y se presentan preferentemente en áreas que tienen menor inclinación del terreno, asimismo su bajo impacto según la conducta potencial del fuego modelada, es debido a las cantidades reducidas de combustibles en todas las clases diamétricas reportadas para este tipo de bosque. Para los bosques de *Quercus* (encinos) su nivel de peligrosidad es intermedio, debido a una mayor cantidad de arbustos y pastizales, la cantidad de combustibles es mayor que en los bosques de coníferas (pino y oyamel) y en condiciones ambientales físicas semejantes a las de los bosques de oyamel, presentan un comportamiento parecido.

Para el caso de los bosques de *Abies* (oyamel) su nivel de peligrosidad es el menor debido a su menor accesibilidad para los pobladores locales, por encontrarse dichos bosques en áreas más abruptas, sin embargo, tienen mayor densidad arbórea, mayor pendiente, menor presencia de áreas agrícolas cercanas, una cantidad mayor de combustibles en la primer clase diamétrica y por lo tanto mayor riesgo a que el impacto o severidad del incendio sea mayor.

Agradecimientos

Al CONACYT por el financiamiento del Proyecto Núm. 38697-V. A la Coordinación de Ecología del Gobierno del Estado de Tlaxcala, a los ingenieros José Felipe Marín y Miguel Salinas, y al Biól. Juan Carlos López Domínguez, por su apoyo durante el trabajo de campo y a SECODUVI, Secretaría de Comunicaciones, Desarrollo Urbano y Vivienda del Gobierno del Estado de Tlaxcala, por las fotografías aéreas brindadas.

Referencias

Agee, J. K., (1993). *Fire ecology of Pacific Northwest forests*. Island Press, Washington EUA, 493 p.

- Aguirre B. C. (1978). Efecto del fuego en algunas características y propiedades de suelos forestales. Tesis Profesional. ENA Chapingo, México. 287 p.
- Alvarado E. C. (1986). Comportamiento del fuego en rodales poco perturbados de *Pinus montezumae* Lamb. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. México. 113 p.
- Anderson H. E. (1990). Relationship of fuel size and spacing to combustion characteristics of laboratory fuel cribs. Res. Pap. INT-424, USDA – Forest Service, Intermountain Research Station 9 p.
- Anderson Hal E. (1985). Moisture and fine forest fuel response. In: Weather-the drive-train connecting the solar engine to forest ecosystems. En: *Proceedings 8th conference on fire and forest meteorology*; 1985 April 29 May 2; Detroit, MI. Bethesda, MD: Society of American Foresters: 192-199.
- Becerra-Luna F. (1995). Establishment of *Pinus montezumae* Lamb., in the presence of fire, grass and grazing in the highlands of Central Mexico. Doctor of Forestry, Yale University, 124 p.
- Brown J.K. (1974). Handbook for inventorying downed woody material. USDA Forest Service Gral. Technical Report INT-16, 24 p.
- Burgan R.E. y Rothermel R.C. (1984). BEHAVE: Fire behavior prediction and fuel modeling system. *Fuel subsystem*. General Technical Report INT-167, USDA - Forest Service, 126 p.
- Carvajal Ch. F. (1966). Posibles mejoras en la prevención y combate de incendios en los bosques mexicanos de la región templada. Tesis profesional. ENA Chapingo, México.
- Castillo Rodríguez M. y López Blanco J. (2004). Mapeo de unidades morfo-genéticas a escala 1:75,000 en el volcán La Malinche, México. En: *Resúmenes del III Seminario Latinoamericano de Geografía Física*, Puerto Vallarta, 28 Abril-1 Mayo 2004.
- Ceballos-Silva A. y López-Blanco J. (2003 a). Delineation of suitable areas for crops using a Multicri-Criteria Evaluation approach and land use/cover mapping: a case study in Central Mexico. *Agricultural Systems* 77, 117-136.
- Ceballos-Silva A. y López-Blanco J. (2003 b). Evaluating biophysycal variables to identify suitable areas for Oat in Cental Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 95, 371-377.
- Cedeño S. O. (1999). Incendios forestales en México en 1998: magnitud, extensión, combate y control. En: *Incendios forestales y agropecuarios: prevención e impacto y restauración de los ecosistemas* UNAM/PUMA-IPN, pp. 1-18.

- Escobedo F. J. (1998). Fire frequency effects on fuel loading in pine-oak ecosystems of the Madrean province. Master of Science Dissertation, The University of Arizona, 85 p.
- Espejel R. A. (1996). La Malinche: una visión retrospectiva de su deterioro y conservación. *Gaceta Ecológica* 41, 16-23.
- Farjon F. L. S. (1996). Biodiversity of *Pinus* (Pinaceae) in Mexico: speciation and paleo-endemism. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 121, 365-384.
- Flores J. G. y Benavides J.D. (1993). Quemadas controladas y su efecto en los nutrientes del suelo en un rodal de pino. *Amatl* 24-25. Vol VII, Núm. 12. Boletín de Difusión del Instituto de Madera, Celulosa y Papel. U. de Guadalajara.
- Flores J. G. (2001). Modeling the spatial variability of forest fuel arrays. PhD Dissertation. Department of Forest Sciences, Colorado State University, 201 p.
- Fosberg M. A. (1972). Theory of precipitation effects on dead cylindrical fuels. *Forest Science* 16, 121-128.
- García L. E. (1985). Efecto del fuego en el comportamiento de la regeneración natural de *Pinus hartwegii*, Lindl. en Zoquiapan, México. *Revista Chapingo*.
- ITC (2000). *ILWIS 3.0 Academic. User's Guide*. International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences. Enschede, The Netherlands. 530 p.
- Magaña T. O. S. (1983). Determinación de un índice de peligro de incendios forestales para el municipio de Tlahuapan, Puebla. Tesis Profesional. UACH Chapingo, México.
- Magaña R.V. (ed). (1999). *Los impactos de El Niño en México*. Dirección General de Protección Civil, Secretaría de Gobernación. 229 p.
- Marín J, y Borja G. L. (1984). Los incendios forestales en el estado de México. *Revista Chapingo* 43-44, 202-207.
- McRae D. J., Alexander M. E. y Stocks B. J. (1979). Measurement and description of fuels and fire behavior on prescribed burns: a handbook. Report 0-X-287. Canadian Forestry Service, Department of the Environment 44 p.
- Olvera R. J. (1967). Condiciones actuales en bosques afectados por el ciclón Janet e incendios forestales en la parte del territorio de Quinatna Roo. Tesis profesional ENA Chapingo México 85 p.
- Rodríguez-Trejo, D. A. (1996). *Incendios Forestales*. Universidad Autónoma Chapingo, Mundi-Prensa, México, 630 p.

- Rodríguez-Trejo D. A., Rodríguez Aguilar M., Fernández Sánchez F. y Pyne S.J. (2002). *Educación e incendios forestales*. 2a ed. Mundi-Prensa, México 201 p.
- Rothemel R. C. (1972). A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. USDA Forest Service Res. Paper INT-115, 40 p.
- Sánchez C. J. y Dieterich J. H.. (1983). Efecto de quemas controladas en *Pinus durangensis* en Madera, Chihuahua. CIFONOR, INIF Nota técnica No. 9 Chihuahua, México.
- Schmid-Haas P, Baumann E. y Wernwe J. (1993). Forest inventories by unmarked permanent samples plots: instructions. Birmensdorf, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research. 135 p.
- SECODUVI. (2001). Secretaría de Comunicaciones Desarrollo Urbano y Vivienda del Gobierno del Estado de Tlaxcala. 32 fotografías aéreas pancromáticas del año 2001, a escala 1:25,000, México.
- USFS. (2000). *BehavePlus Fire Modeling System Users' Guide Beta Test Version* October 2000. US Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Systems for environmental management, Missoula, Montana EUA, 100 p.
- Van Westen, C. J. (1994). GIS in landslide hazard zonation: a review, with examples from the Andes of Colombia. En: *Mountain Environments and Geographic Information Systems* (M. F. Price y D. I. Heywood, Eds.). Taylor & Francis, UK-USA pp. 135-165.
- Velázquez M.A., Musálem M.A., Keyes M.R. y Zárate L.G. (1986). Influencia del tratamiento en el suelo y la condición de apertura del dosel en el establecimiento inicial de la regeneración natural de *Pinus hartwegii* Lindl. *Agrociencia* 64, 147-170.
- Villers L., Arellano, A. y Peña del Valle A. (2001). Los incendios forestales en el volcán La Malinche y su relación con ciertos aspectos físicos y humanos en el área. En: *Programa de Resúmenes del XVI Congreso Nacional de Geografía*, Mérida, p. 68.
- Villers L., Peña del Valle A. y Arellano A. (2002). Recurrencia de los incendios forestales en el volcán La Malinche y la presencia del fenómeno de El Niño 1998. En: *México en su unidad y diversidad territorial* (A. Sánchez-Crispin, Ed.). INEGI, México, Tomo I, pp. 162-175.
- Zendejas E. J. A. (1971). Efecto de las altas temperaturas originadas por el fuego en los conos y semillas de *Pinus montezumae* y *P. oocarta*. Tesis Profesional. ENA Chapingo, México, 63 p.

El impacto de los incendios forestales en la calidad del aire

HUMBERTO BRAVO ÁLVAREZ, RODOLFO SOSA ECHEVERRÍA,
PABLO SÁNCHEZ ÁLVAREZ, MÓNICA JAIMES PALOMERA *

Resumen

Los incendios forestales son fuentes potenciales de emisión de contaminantes atmosféricos que deben ser considerados al intentar correlacionar las emisiones con la calidad del aire. La extensión e intensidad de un incendio forestal dependen directamente de variables como: condiciones meteorológicas, tipos de vegetación involucradas, grado de humedad, y carga de combustible consumido por unidad de área. Para el caso de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM), esta ha venido sufriendo el impacto de los incendios forestales continuamente; sin embargo, durante 1998 las condiciones meteorológicas presentaron cambios drásticos que ocasionaron el incremento de los incendios. En el periodo de julio de 1997 a marzo de 1998 el fenómeno de "El Niño" estuvo presente, mientras que el fenómeno de "La Niña" ocurrido posteriormente, presentó condiciones apropiadas para los incendios forestales. Los incendios forestales en México aumentaron en 1998, en comparación con la información registrada durante los últimos seis años (CONAFOR, 1998). El número promedio de incendios forestales en la ZMCM durante este año (1998) fue de 58% (1916 eventos) más eventos que los registrados durante 1992 a 1997

* Sección de Contaminación Ambiental, Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM, Circuito Exterior, Ciudad Universitaria, México, D.F., 04510, México, hbravo@servidor.unam.mx

(con un promedio anual de 1217 eventos). En la ZMCM se afectó el área correspondiente a 1.3% de la superficie siniestrada a nivel nacional. El propósito de este trabajo es evaluar el impacto en la calidad de aire de la ZMCM por las emisiones de los incendios forestales ocurridos en la propia ZMCM y en las áreas circundantes. Con base en los factores de emisión desarrollados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos correspondientes a los incendios forestales, se estimaron las emisiones de partículas, óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono e hidrocarburos totales. Se correlacionaron las emisiones calculadas durante los incendios forestales con los niveles de partículas presentes en la atmósfera. También se comparó la concentración promedio de las partículas, tanto de las partículas menores a 10 Mm (PM_{10}) como de las partículas suspendidas totales (PST), durante los años 1992 a 1998, considerando a las estaciones seca y húmeda, particularmente los meses de marzo, abril y mayo, críticos debido a la presencia de los incendios forestales. Se observó una alta correlación entre las emisiones estimadas de incendios forestales y la calidad del aire en la ZMCM por partículas, siendo más evidente para el caso de las PST. Se presentó un impacto significativo en la calidad del aire por las partículas debido al aumento de los incendios forestales en 1998, esto se observa claramente cuando este año se compara con 1997, presentando un incremento de 200-300% para algunas las estaciones de monitoreo. Es necesario el desarrollo de factores de emisión apropiados para los diferentes tipos de vegetación en México.

Palabras claves: partículas, contaminantes atmosféricos, Ciudad de México.

Abstract

Wildfires are potential sources of atmospheric pollutants, which have great effects on the air quality of a given area. The size and intensity of wildfires depend directly on variables as: meteorological conditions, vegetation types, humidity, and fuel load consumed by area unit. The Metropolitan Area of the Mexico City (MAMC), has suffered from the problem of wildfires continually. However, during 1998, the meteorological conditions presented drastic changes that caused the increment of the

wildfires. In the period of July of 1997, to March of 1998, the phenomenon of "El Niño" was present, while the phenomenon of "La Niña" happened later on, presenting appropriate conditions for the wildfires. The wildfires in México increased in 1998, when compared with the recorded information during the years from 1992 to 1998. The annual average of wildfires was 1,916 in the MAMC during this year (1998), which represented 58% more events than those recorded from 1992 to 1997 (annual average of 1,217 events). In the MAMC, the area corresponded to 1.3% of the total surface burned area at national level. The purpose of this work is to evaluate the impact in the air quality in the MAMC due to the emissions from wildfires in the MAMC and surrounding areas. This calculation was based on the emission factors developed by the Environmental Protection Agency of the United States of America (US-EPA). The emissions of particles, nitrogen oxides, carbon monoxide and total hydrocarbons were calculated. The emissions during the wildfires were correlated with the levels of particles in the atmosphere. The average concentration of particles as total suspended particles (TSP), and the average concentration of particles with a diameter less than 10 Mm (PM10), were compared from the years 1992 to 1998, during the dry and rainy seasons, being the dry months of March, April and May, critical because to the presence of wildfires. A high correlation was observed between the emissions of wildfires and the air quality by particles, being more evident in the case of the TSP. A significant impact was presented in the air quality for particles due to the increase of wildfires in 1998, this was observed clearly when this year, 1998, was compared with the wildfires of 1997, presenting an increment of 200-300% in TSP concentrations for some monitoring stations. It is necessary the development of appropriate emission factors for the different vegetation types and the environmental conditions of México.

Keywords: Particles, atmospheric pollutants, México City.

Introducción

La Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) se localiza en la parte suroeste de la cuenca de México (Al norte 19°36', al sur 19°03' de latitud norte; al este 98°57', al oeste 99°22' de longitud oeste) a una

altitud de 2,240 metros sobre el nivel del mar. La situación orográfica de la cuenca restringe la libre circulación de vientos y una buena ventilación la mayor parte del tiempo. La dirección dominante de los vientos es del sector norte.

La población de la ZMCM es de aproximadamente de 20 millones de habitantes (una quinta parte de la población total de la República Mexicana). Localizadas en la cuenca se encuentran operando más de 30,000 industrias, 12,000 empresas de servicios, y alrededor de 3 millones de vehículos automotores.

La calidad del aire de la ZMCM es reconocida como uno de los problemas más graves de contaminación atmosférica en el mundo (Bravo *et al.* 1997, Aldana *et al.* 1999). Investigaciones recientes indican que los niveles de peroxiacetil-nitrato (PAN) encontrados en la ZMCM, son los más valores altos para un centro urbano en el mundo (Gaffney *et al.* 1999)

De acuerdo con el inventario de emisiones de la ZMCM se emiten alrededor de cuatro millones de toneladas de contaminantes atmosféricos anualmente (CAM 2002). Este inventario considera como fuentes de emisión naturales, tanto las emisiones biogénicas de hidrocarburos como las emisiones de partículas que se generan de la erosión del suelo. Sin embargo existen aspectos importantes que no son considerados, entre ellos destaca el impacto por las emisiones de los incendios forestales.

Entre los desastres naturales de mayor importancia, algunas veces considerados por los expertos bajo ciertas circunstancias benéficos, figuran los incendios forestales, que en los últimos años han preocupado a las autoridades, a los investigadores y al público en general por su frecuencia y magnitud en áreas de México. Algunos, han causado verdaderas catástrofes al afectar la flora y la fauna, así como al generar gases que contribuyen al efecto de invernadero y emisión de partículas. Estas consecuencias son ampliamente reconocidas por la reducción de la visibilidad, molestias y problemas respiratorios. Aún cuando es cierto que los incendios forestales resultan de la acción de factores complementarios que pueden agravar o reducir su impacto, por las consecuencias anteriormente señaladas, ameritan un tratamiento especial que puede adquirir diversos enfoques y aproximaciones.

Antecedentes

Los incendios forestales son fuentes potenciales de contaminantes atmosféricos que deben ser considerados al intentar correlacionar las emisiones con la calidad del aire. El tamaño e intensidad de un incendio forestal dependen directamente de variables como: condiciones climatológicas, tipos de vegetación, grado de humedad y carga de combustible consumido por unidad de área.

De 1992 a 1999 la ZMCM ha venido sufriendo el problema de los incendios forestales continuamente; sin embargo, durante 1998 las condiciones climatológicas presentaron cambios drásticos que ocasionaron el incremento de los incendios. En el periodo de julio de 1997 a marzo de 1998 el fenómeno de "El Niño" estuvo presente mientras que el fenómeno de "La Niña" ocurrido posteriormente, presentó condiciones apropiadas para los incendios forestales (CONAFOR 1998).

Las condiciones climáticas en 1998 fueron (CONAFOR 1998): enero: temperaturas muy bajas durante la noche y en consecuencia mucha de la vegetación fue destruida por las heladas mientras que en el día se presentaron altas temperaturas. Febrero: se presentó un aumento en la temperatura promedio y la presencia de vientos fuertes. Marzo: sequía y alta frecuencia de vientos fuertes en las áreas geográficas con potencial en la ocurrencia de incendios forestales. Abril: continúa la sequía y las altas temperaturas aumentaron el número de incendios forestales. En mayo: se presentaron las temperaturas más altas registradas históricamente. En México el período de incendios forestales coincide con la estación seca (enero-mayo); sin embargo los meses más críticos son de marzo a mayo.

La ZMCM comprende el Distrito Federal y los municipios conurbados con el Estado de México. Sin embargo, para evaluar el impacto en la calidad del aire de la ZMCM por las emisiones de los incendios forestales, se analizó la información de cinco estaciones de monitoreo de la calidad del aire representativas de toda el área metropolitana (**Fig. 1**). Se consideraron también los eventos que se presentaron en las áreas circundantes (Estado de México y estado de Morelos). El número de incendios forestales, así como el área afectada en estas regiones geográficas se presentan respectivamente en las **Figuras 2 y 3** (CONAFOR 1998).

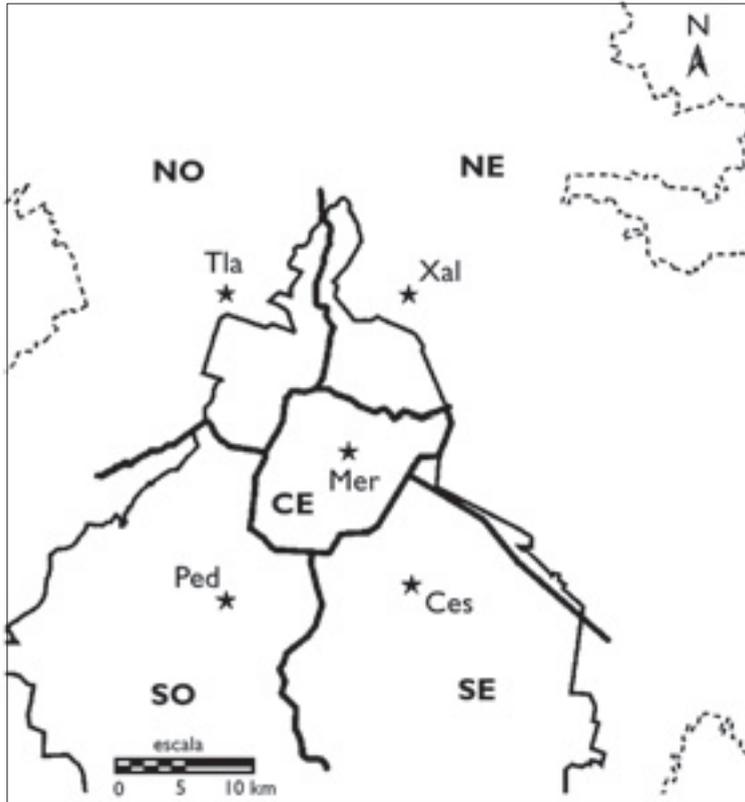


Figura 1. Estaciones seleccionadas para este estudio de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA). TLA: Tlalnepantla, XAL: Xalostoc, MER: Merced, PED: Pedregal, CES: Cerro de la Estrella.

A nivel global los incendios forestales son una fuente de emisión significativa de partículas a la atmósfera (Lighty *et al.* 2000). El impacto en la salud de las personas expuestas a las emisiones de los incendios forestales puede llegar a ser aguda si las condiciones meteorológicas son adversas (Christopher *et al.* 1998), así como la afectación de la visibilidad regional. Las emisiones de partículas de los incendios forestales de gran extensión pueden transportarse a grandes distancias a nivel continental. Las altas concentraciones de partículas en el oeste de los Estados Unidos durante el verano de 1998 fueron causados por los incendios forestales ocurridos en México (Husar *et al.* 2000).

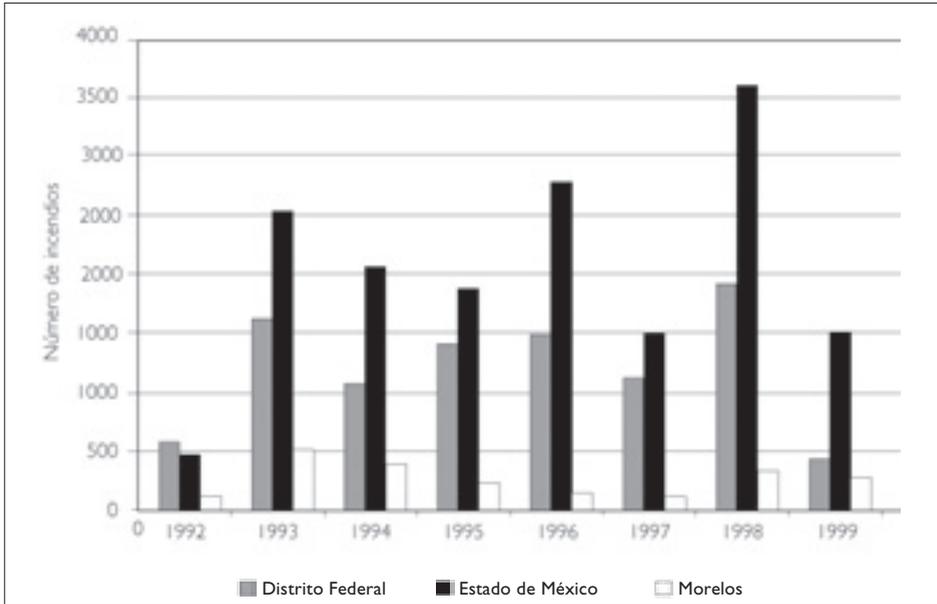


Figura 2. Número de incendios en la ZMCM y sus alrededores.

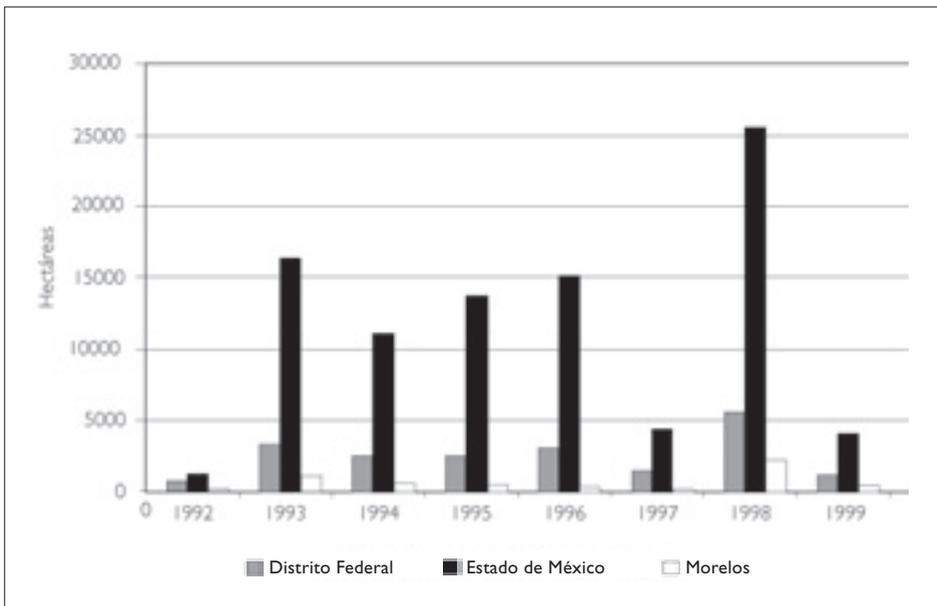


Figura 3. Superficie afectada por incendios en la ZMCM y alrededores.

En nuestro país existe la Norma Oficial Mexicana NOM-015-SEMARNAT/SAGAR-1997, que regula el uso del fuego en terrenos forestales y agropecuarios, y que establece las especificaciones, criterios y procedimientos para ordenar la participación social y de gobierno en la detección y el combate de los incendios forestales.

Metodología para la estimación de emisiones

Los incendios forestales son considerados como procesos de combustión natural de gran potencia que consumen los diferentes estados, tamaños y tipos de vegetación en un área geográfica determinada. Los contaminantes atmosféricos como las partículas, monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno, hidrocarburos y una cantidad despreciable de dióxido de azufre son emitidos por los incendios forestales (Chow 1995). Una contribución importante a la concentración de partículas en la atmósfera es ocasionada por la quema de especies vegetales (Nance *et al.* 1993).

Para estimar las emisiones de contaminantes atmosféricos generados por los incendios forestales, es necesario conocer dos aspectos fundamentales en este proceso: el tipo y la carga del combustible. La carga de combustible se basa en la cantidad de combustible disponible, es decir, el material combustible que se consumirá en un incendio forestal bajo condiciones meteorológicas específicas. En México no se cuenta con información alguna sobre la estimación de la carga promedio de combustible disponible y, consecuentemente, en este trabajo se realizó la estimación de las emisiones con base en una cantidad de combustible promedio a partir de la información de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (US-EPA 1996).

Las emisiones fueron calculadas usando los factores de emisión de la Agencia de Protección Ambiental de los EE.UU. (US-EPA 1996) que se obtienen de la siguiente manera:

$$F_i = P_i L$$

$$E_i = F_i A = P_i LA$$

donde:

F_i = factor de la emisión: masa de contaminante/unidad de área consumida.

L = carga de combustible consumido: la masa de combustible/área incendiada.

A = área incendiada.

E_i : Emisión total del contaminante "i", (masa de contaminante).

P_i = producción del contaminante "i": masa de contaminante/unidad de combustible consumido.

Partículas suspendidas totales:

$P_i = 8.5 \text{ kg=ton.}$

Monóxido de carbono:

$P_i = 70 \text{ kg=ton.}$

Total de hidrocarburos:

$P_i = 12 \text{ kg=ton.}$

Óxidos de nitrógeno:

$P_i = 2 \text{ kg=ton.}$

Considerando los estratos de vegetación afectada por los incendios forestales en la ZMCM y áreas geográficas circunvecinas (Distrito Federal, Estado de México y estado de Morelos), se aplicó el promedio estimado de la carga de combustible estándar según la información obtenida de algunas regiones de los Estados Unidos para los mismos estratos tanto de pastizales, arbustos y bosques (US-EPA 1996).

En la **Tabla I** se señalan las emisiones estimadas de los incendios forestales en 1998 en la ZMCM y áreas circundantes. En la **Figura 4** se muestra el total anual estimado de las emisiones generadas por incendios forestales de 1992 a 1999 en el Distrito Federal, Estado de México y estado de Morelos (Bravo *et al.* 1999 y 2002).

Calidad del aire en la ZMCM

Los datos de las partículas suspendidas totales (PST) analizados en este trabajo, corresponden a la estación de monitoreo de contaminantes criterio, de la Sección de Contaminación Ambiental del Centro de Ciencias de la Atmósfera (CCA), de la Universidad Nacional Autónoma de

Tabla I. Superficie (en ha) y emisiones estimadas de incendios en 1998 para la ZMCM y áreas circundantes.

Parámetros estimados	Tipo de vegetación por entidad federativa											
	Distrito Federal				Estado de México				Morelos			
	Malezas	Bosques	Otros	Total	Malezas	Bosques	Otros	Total	Malezas	Bosques	Otros	Total
Superficie de suelo incendiada (ha)	4683	313	710	5706	9573	3856	12277	25706	336	246	1773	2355
Carga de combustible consumido (ton/ha)	20	25	22	—	20	25	22	—	20	25	22	—
Emisión de partículas (ton)	796	67	133	995	1627	819	2296	4742	57	52	332	441
Emisión de monóxido de carbono (Ton)	6556	548	1093	8197	13402	6748	18907	39057	470	431	2730	3631
Emisión total de hidrocarburos (Ton)	1124	94	187	1405	2298	1157	3241	6696	81	74	468	623
Emisión de óxidos de nitrógeno (Ton)	187	16	31	234	383	193	540	1116	13	12	78	104

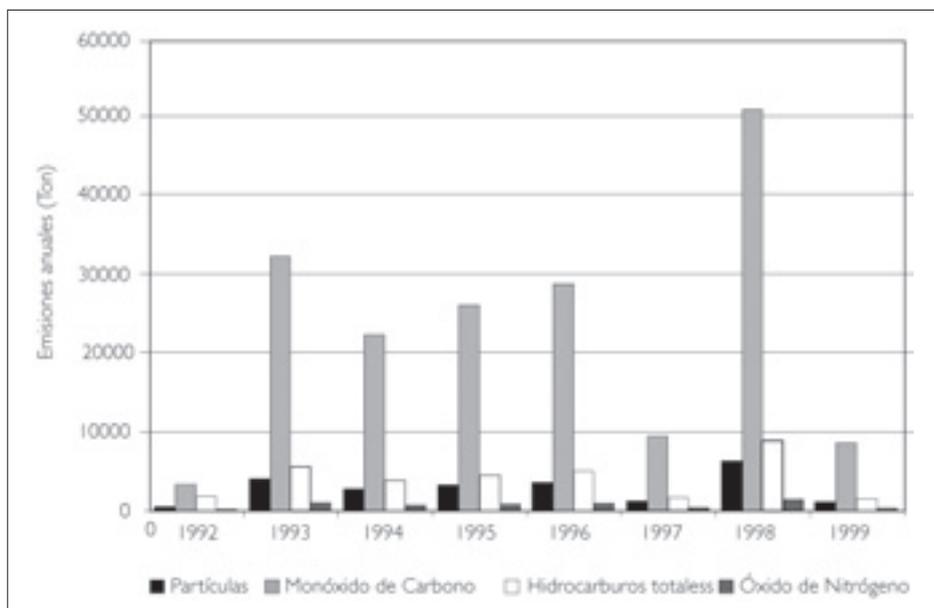


Figura 4. Emisiones totales estimadas de 1992 a 1999.

México (UNAM) y a cinco estaciones de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico del Gobierno Distrito Federal (RAMA/GDF). Las estaciones de la RAMA se seleccionaron buscando una distribución en sitios con diferente actividad en toda la ZMCM (Pedregal, Merced, Cerro de la Estrella, Tlalnepantla y Xalostoc) (**Fig. 1**). Ambos contaminantes PM_{10} y PM_{10} (partículas con un diámetro aerodinámico menor de 10 μm) se analizaron a partir de los datos generados por la RAMA. La calidad del aire por partículas suspendidas fue determinada cada seis días, por los métodos establecidos según la Norma Oficial Mexicana correspondiente (NOM-035-ECOL, 1993) y los Métodos de Referencia de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos para PM_{10} (Método de altos volúmenes; Federal Register 2000a) y para PM_{10} (Federal Register 2000b).

La estación Pedregal se localiza en una colonia de altos ingresos, cerca de la Estación del CCA en la Universidad de México, en el suroeste de la ZMCM. La estación Merced se localiza en un sitio administrativo con alta densidad de tráfico vehicular, en el centro de la Ciudad de México. La estación Cerro de la Estrella se localiza en el sureste,

cerca del antiguo lago de Texcoco, el que constituye una fuente natural de partículas debido a la erosión del suelo por efecto del viento. La estación Tlalnepantla, localizada en el noroeste, es una área residencial de ingresos medios con una importante zona industrial. Xalostoc, en el noreste, se localiza en una área intensamente industrializada y donde se han encontrado las concentraciones más altas de partículas suspendidas totales en la ZMCM.

La tendencia histórica (1988-1996) de PST en la ZMCM muestra una leve disminución. Durante el año de 1992, el porcentaje promedio de las muestras de PST fue alrededor de 50% sobre la norma de 24 horas (260 Mg/m^3). Sin embargo, de 1993 a 1996, este valor fue aproximadamente de 15% (INE-CENICA 1997).

La norma anual para PST (75 Mg/m^3) se excede en toda la ZMCM, excepto en la estación de monitoreo Pedregal. Con relación a PM_{10} , la norma anual (50 Mg/m^3) se excede en todas las estaciones evaluadas (Vega *et al.* 1998, GDF 1997), incluyendo en la estación Pedregal para el año de 1998. Los valores de PST registrados en la estación de monitoreo del CCA son similares a los valores obtenidos en la estación de Pedregal. Alrededor del 50% de las PM_{10} consisten de $\text{PM}_{2.5}$, presentando los valores de concentración más altos durante las horas de la mañana. Las concentraciones de partículas son más altas durante el principio de la mañana y después del atardecer, cuando las capas de mezclado de la atmósfera son superficiales (Edgerton *et al.* 1999).

Resultados

El promedio de las concentraciones de PST y PM_{10} durante los meses de marzo, abril y mayo de 1992 a 1997, y de 1993 a 1998 (considerando dos periodos de seis años cada uno), fueron correlacionados con el total estimado de emisiones de partículas. El período de 1992-1997 presenta seis años con el promedio más bajo en número de incendios forestales, mientras que el lapso de 1993-1998 corresponde a seis años que incluyen el año con el número más alto de incendios forestales (1998). Los coeficientes de correlación entre la emisión de partículas y su concentración promedio en la atmósfera para las seis estaciones de monitoreo se observan en la **Tabla II**, en la que se presenta una buena

Tabla II. Coeficientes de correlación entre la emisión de partículas (ton) y concentración promedio de partículas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en diferentes estaciones de monitoreo durante los meses de marzo, abril y mayo.

Año	Emisión	UNAM		Pedregal		Cerro de la Estrella		Merced		Tlalnepantla		Xalostoc		
		PST	PST	PM10	PST	PM10	PST	PM10	PST	PM10	PST	PM10	PST	PM10
1992	406	97	111	-	297	-	192	-	194	-	194	-	418	-
1993	3907	113	139	73	460	147	248	115	238	104	238	104	446	227
1994	2705	127	123	61	282	108	205	101	214	115	214	115	439	166
1995	3162	121	140	69	314	88	243	107	218	121	218	121	408	172
1996	3483	115	165	57	336	66	234	85	214	84	214	84	362	185
1997	1137	90	82	35	171	53	158	62	163	76	163	76	410	158
1998	6179	232	271	86	413	159	338	124	321	133	321	133	530	188
CCI		0.753	0.804	0.909*	0.689	0.663	0.851*	0.831	0.813*	0.47	0.813*	0.47	-0.046	0.777
CC2		0.889*	0.962*	0.922*	0.826*	0.812*	0.989*	0.848*	0.98*	0.712	0.98*	0.712	0.687	0.535

CCI: coeficiente de correlación (Pearson = R), datos desde 1992 a 1997.

CC2: coeficiente de correlación (Pearson = R), datos desde 1993 a 1998.

* Correlación de Pearson es significativa en el rango de 0.05 (2 colas).

correlación para PST (cinco sitios) y para PM_{10} (tres sitios). El análisis de los datos correspondientes al período de 1993 a 1998 presentó una mejor correlación.

Las Figuras 5 y 6 presentan el comportamiento de las concentraciones promedio mensuales de PST durante 1997, 1998 y 1999 en las estaciones Pedregal y Xalostoc. El patrón de comportamiento de las concentraciones promedio mensuales de PST y PM_{10} en todas las estaciones de monitoreo, presenta un incremento durante la estación seca (enero-junio), y una disminución durante la estación húmeda (julio-octubre). El año de 1998 presentó los valores históricos más altos de concentraciones de partículas, básicamente PST . Estos valores fueron comparados con los datos correspondientes a 1997, presentando un incremento en las concentraciones de PST en un intervalo de 200 a 300%, con excepción de la estación de monitoreo de Xalostoc, que sólo presentó un aumento del 30%. Con relación a las PM_{10} , un incremento del 30 al 60% fue observado durante 1997 y 1998.

Conclusiones

Existe un impacto evidente en la calidad del aire por partículas que se debe a las emisiones de los incendios forestales ocurridos en el ZMCM, sobre todo en el año de 1998. Conforme a los datos analizados, este impacto está presente, tanto en el caso de PST como en el caso de PM_{10} , siendo mayor para las primeras.

La variación anual de concentraciones de partículas muestra un máximo durante la época de secas (febrero-mayo), y un mínimo en la época de lluvias (junio-octubre).

Se realizó la comparación de las concentraciones de partículas en la atmósfera durante dos años. La comparación mensual para 1997 y 1998 durante la estación seca fue crítica (marzo, abril y mayo) observándose un gran incremento en el año de 1998 para PST y PM_{10} . La temporada de lluvias presentó niveles similares de partículas durante estos dos años.

La estación de monitoreo localizada en el área industrial de Xalostoc, en el norte de la ZMCM, normalmente presenta niveles de concentración de partículas muy elevados, habiéndose observado una menor

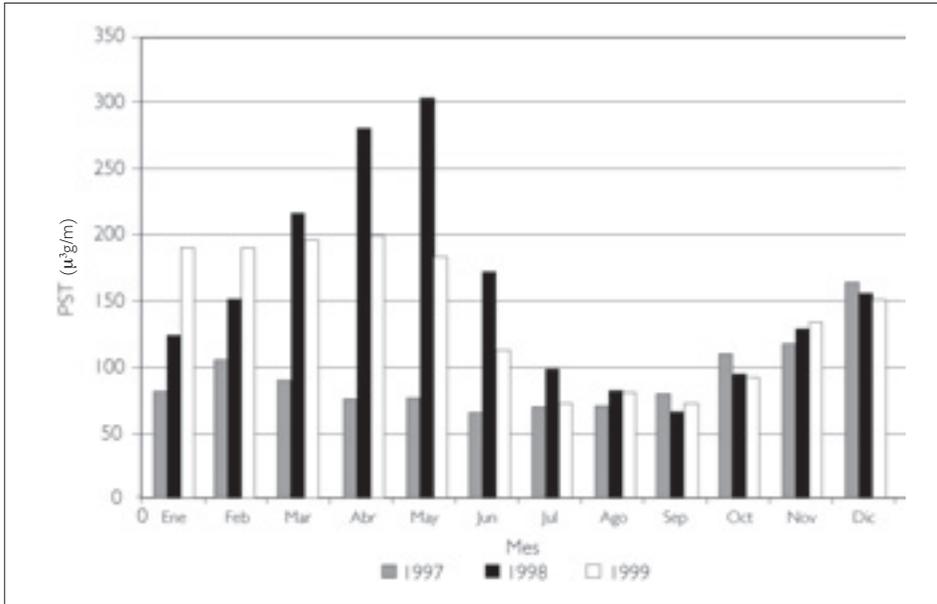


Figura 5. Promedio mensual de la concentración de PST en Pedregal.

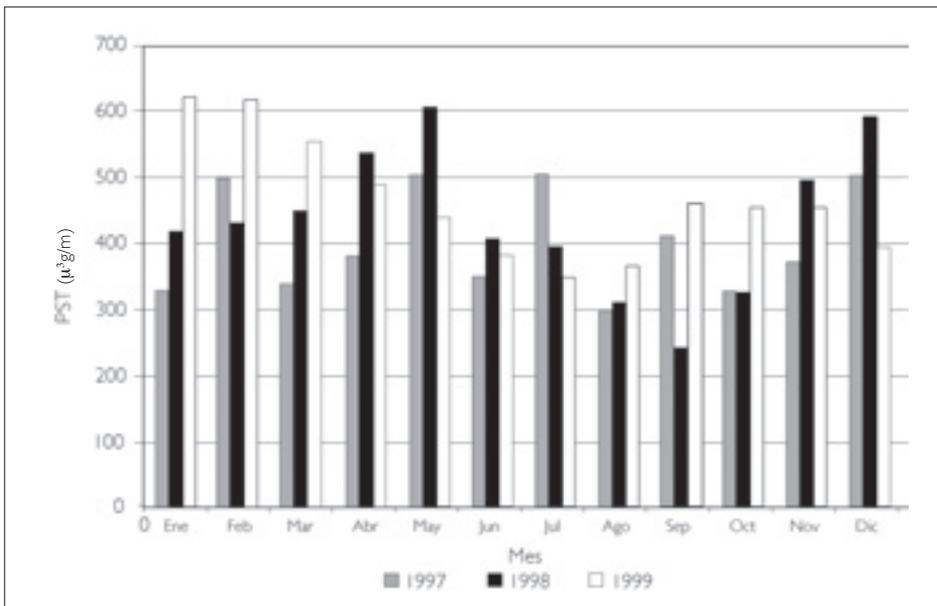


Figura 6. Promedio mensual de la concentración de PST en Xalostoc.

influencia por las emisiones de los incendios forestales. Este sitio está afectado principalmente por emisiones de tipo industrial, siendo esta la razón más importante de que se presente una pobre correlación entre las emisiones generadas por los incendios forestales y la calidad del aire por partículas en este sitio.

Los niveles de partículas presentes en la ZMCM, aunque fueron influenciados por la presencia de los incendios forestales, sobre todo en época de secas de 1998, continúan representando un problema serio para la salud de sus habitantes. Esta situación se presenta, ya que las normas de calidad del aire anual, tanto para PST como para PM_{10} , se continúan rebasando en la actualidad, aún sin la presencia de los incendios forestales.

Aunado al problema de las partículas, descrito anteriormente, se adiciona el efecto sinérgico de ellas con el ozono, siendo este último el contaminante responsable de que la mayor parte de los días en el año la calidad del aire en la ZMCM no sea satisfactoria.

Consideraciones finales

De este estudio se derivan una serie de posibles contribuciones futuras que darían un conocimiento más certero de la relación o aportación de los incendios forestales en la calidad de aire de la ZMCM, entre ellos están:

Evaluar el impacto en la calidad del aire por incendios forestales con relación a otros contaminantes adicionalmente a partículas, como son: monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno, bióxido de azufre y ozono.

Desarrollar un sistema para determinar la carga de combustible así como los factores de emisión por incendios forestales en las distintas regiones del país.

En cuanto a medidas para prevención de incendios forestales se debe dar, en principio, el cumplimiento a las acciones establecidas en la NOM-015-SEMARNAT/SAGAR (1997) como son: apertura de guardarrayas en zonas de alto riesgo, limpieza y control de material combustible, organización, integración y participación en brigadas preventivas, etc.

Actualizar el inventario de emisiones para la ZMCM, tomando en cuenta la contribución de los incendios forestales.

Evaluar la posibilidad de llevar a cabo en México incendios prescritos o controlados de una manera coordinada con el fin de prevenir o reducir el impacto de incendios de mayor magnitud, asimismo para determinar los factores de emisión específicos para cada tipo de región y comunidad vegetal.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer la colaboración de la Quím. Ana Luisa Alarcón Jiménez, de la Sección de Contaminación Ambiental del Centro de Ciencias de la Atmósfera de la UNAM. Al M. en C. Rafael Ramos y al Ing. Armando Retama del Gobierno del Distrito Federal, por los datos de calidad del aire de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA). Se extienden los reconocimientos al Dr. Rogelio Soto A., de la Facultad de Ingeniería de la UNAM y a Roberto Enrique Guerra G. por su apoyo en el desarrollo de este trabajo.

Referencias

- Aldana T. P., Bravo A. H., Espinosa R. M., Sosa E. R., Tolvía M. E., Torres B. R., (1999). Problemática de la contaminación atmosférica en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. *Revista del Instituto Mexicano de Ingenieros Químicos IMIQ*. 5-6, 33-37.
- Bravo A. H., Sanchez A. P., Sosa E. R., Torres, J. R., (1997). Air Pollution Problem in the Mexico City Metropolitan Zone: Photochemical Pollution. En: *Proceedings of the 90st Annual Meeting & Exhibition of the Air & Waste Management Association*, Toronto, Canadá, Paper FA111.03.
- Bravo A. H., Sosa E. R., Sánchez A. P., Saavedra R. M. I., Jaimes P. M. (1999). Wildfires Vs. Air Quality; Case Mexico City. En: *Proceedings of the 92nd Annual Meeting & Exhibition of the Air & Waste Management Association*, St. Louis, Missouri, Paper 99-623.
- Bravo H., Sosa E. R., Sánchez A. P., Jaimes P. M., Saavedra R. M. I. (2002). Impact of wildfires on the air quality of México City, 1992-1999. *Environmental Pollution*, 117, 243-253.
- CAM (2002). Programa para Mejorar la Calidad del Aire en la Zona Metropolitana del Valle de México, 2002-2010. Comisión Ambiental Metropolitana.

- CONAFOR. (1998) Acciones contra incendios forestales de 1998. Comisión Nacional Forestal, Consejo Técnico Consultivo Nacional Forestal. México. www.semarnap.gob.mx/ssrn/conaf/acciones/incendios.htm
- Chow J.C. (1995). Measurement methods to determine compliance with ambient air quality standards for suspended particles. *J. Air & Waste Manag. Assoc.*, 45, 320-382.
- Christopher S.A., Wang M., Berendes T.A., Welch R.M., Yang S.K. (1998). The 1985 biomass burning season in South America: Satellite remote sensing of fires, smoke, and regional radiative energy budgets. *J. Appl. Meteorology*. 37(7), 661-678.
- Edgerton S. A., Bian X., Doran J. C., Fast J. D., Hubbe J. M., Malone E. L., Shaw W. J., Whiteman C. D., Zhong S., Arriaga J. L., Ortiz E, Ruiz M., Sosa G., Vega E., Limón T., Guzman F, Archuleta J., Bossert J. E., Elliot S. M., Lee J. T, McNair L. A., Chow J. C., Watson J. G., Coulter R. L., Doskey P. V., Gaffney J. S., Marley N. A., Neff W, Petty R., (1999). Particulate air pollution in Mexico City: a collaborative research project. *Air & Waste Manag Assoc.* 49, 1221-1229.
- Federal Register (2000a). Reference method for the determination of suspended particulate matter in the atmosphere (high volume method). Fed. Reg. Appendix B, Part 50.
- Federal Register (2000b). Reference method for the determination of particulate matter as PM10 in the atmosphere. Fed. Reg. Appendix J, Part 50.
- Gaffney J. S., Marley N. A., Cunningham M. M., Doskey P. V. (1999). Measurements of peroxyacyl nitrates (PANs) in Mexico City: implications for megacity air quality impacts on regional scales. *Atmospheric Environment*. 33, 5003-5012.
- GDF. Aire en el Valle de México. (1997). *Informe anual de la calidad del Gobierno del Distrito Federal*.
- Husar R. B., Schichtel B. A., Falke C. R., Wilson W. E. (2000). Dust and smoke events over the USA in 1998. En: *Proceedings of PM2000-Particulate Matter and Health*. Charleston, SC, Air & Waste Management Association, Session 10AS, pp. 22-23.
- INE-CENICA. (1997). Primer informe sobre la calidad del aire en ciudades mexicanas. Instituto Nacional de Ecología. Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental. México.
- Lighty J. S., Veranth J. M., Sarofim A.F, (2000). Combustion aerosols: Factors governing their size and composition and implications to human health. *J. Air & Waste Manag. Assoc.* 50, 1565-1618.

- Nance J. D., Hobbs P. V., Radke L. F. (1993) Airborne measurements of gases and particles from an Alaskan wildfire, *Journal of Geophysical Research*, 98, 14873-14882.
- NOM-015-SEMARNAT/SAGAR (1997). Norma Oficial Mexicana. Que regula el uso del fuego en terrenos forestales y agropecuarios, y que establece las especificaciones, criterios y procedimientos para ordenar la participación social y de gobierno en la detección y el combate de los incendios forestales.
- NOM-035-ECOL. (1993). Norma Oficial Mexicana. Que establece los métodos de medición para determinar la concentración de partículas suspendidas totales (PST) para medio ambiente y el procedimiento para la calibración de los equipos de medición.
- US-EPA. (1996). *Compilation of air pollutant emission factor. (AP-42)* U. S. Environmental Protection Agency. 13.1
- Vega R. E., Mora P. V., Mugica A. V.; (1998). Particulate matter pollution in México City. En: *Proceedings of the 91st Annual Meeting & Exhibition of the Air & Waste Management Association*, San Diego, California, Paper TP57.04.

Determinación de las áreas de riesgos a incendios forestales del parque ecológico Chipinque, Nuevo León

ROSALVA MIRANDA SALAZAR *

Resumen

Se desarrolló el programa de incendios forestales del parque ecológico Chipinque, empleando un sistema de información geográfica. Utilizando las capas de información de infraestructura de operación del parque y combate de incendios, se determinaron los índices de riesgos a incendios y se delimitaron en un mapa.

Palabras clave: inventario de combustibles, riesgo a incendios, sistemas de información geográfica.

Abstract

In the Chipinque ecological park was developed the fire forest program using a geographic information system. Considering the layers of park infrastructure operation and fire control information, it was determined a fire-risk index, using several layers, and a fire-risk map was developed.

Keywords: fuel inventory, fire risk, geographic information system.

* ITESM, Centro de Calidad Ambiental CEDES 5° piso, Av. Eugenio Garza Sada 2501 Sur, Monterrey, N. L. 64849, México. E-mail: rosalmiranda@chipinque.org.mx

Introducción

Los incendios forestales no naturales causan graves daños ya que originan cambios en la estructura de los ecosistemas y su restauración resulta costosa. En años recientes en México ha habido avances en la prevención y combate de incendios, sin embargo no han sido suficientes, debido a que en el país faltan metodologías que permitan evaluar y hacer predicciones sobre el comportamiento del fuego.

Las condiciones climáticas que prevalecieron en 1998 no dejaron exento al parque ecológico Chipinque de incendios forestales, registrándose uno de amplia extensión que afectó 500 ha, de las cuales 100 ha se clasificaron como de daño con severidad alta, que eliminó totalmente la cubierta vegetal dejando el suelo desnudo y expuesto a la erosión, 150 ha de daño con severidad media, que afectó el estrato arbóreo pero no causó su muerte y 250 ha de daño con severidad baja que afectó sólo pastos y herbáceas. A pesar de que se llevó a cabo la restauración en las 100 ha de daño con severidad alta, no ha sido posible realizarla en las partes altas del área por su inaccesibilidad, esto originó dos deslizamientos en los años 2000 y 2002 que causaron daños considerables en el parque. Lo anterior ha creado la necesidad de desarrollar un plan de manejo de incendios que permita la implementación de acciones aplicables con el fin de prevenir y reducir los peligros y daños causados al ecosistema que se encuentra dentro de los límites del parque ecológico Chipinque.

Materiales y métodos

El parque ecológico Chipinque se localiza al oeste del estado de Nuevo León, dentro del área natural protegida parque nacional Cumbres de Monterrey (Plan de Manejo del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, inédito). Tiene una superficie de 1,625 ha y presenta una topografía abrupta con una altitud que varía de 800 a 2,200 metros sobre el nivel del mar (msnm). Los tipos de vegetación presentes son matorral submontano, bosque de encino y bosque de pino-encino (Rzedowski 1978).

Desarrollo del sistema de información geográfica (SIG).

Se integró en un SIG la información disponible a partir de diferentes fuentes incluyendo a la cartografía del INEGI. Gran parte de la información se obtuvo directamente de la imagen satelital gracias a su alta resolución espacial y a los datos de campo. Algunos de estos datos se consideran como variables de factores de riesgo para el modelo, como son los caminos y su tipo, las líneas de conducción eléctrica, la presencia de postes, etc.

Caracterización ecológica por subrodales

Se generó un modelo digital de elevación con resolución en altitud de un metro con el fin de determinar porcentajes de pendiente y exposiciones de las laderas. Además se utilizó una capa de subrodales de vegetación, los que representan áreas con características ecológicas homogéneas.

Para el proceso de subrodalización fue necesario el análisis de las características fisiográficas y bióticas del área de estudio como pendiente, exposición, tipo de vegetación y fisiografía. Mediante la fotointerpretación de las fotografías aéreas a escala 1:12,000 y 1:75,000 y la imagen de satélite IKONOS-2, así como un procedimiento de análisis con el SIG, se delimitaron los subrodales de vegetación considerando las áreas con características ecológicas homogéneas en función de los factores antes mencionados.

Inventario de combustibles

Para el inventario de combustibles secos se ha empleado el método de transectos planares (Hilburner y Wordell 1992), con el cual se trazan líneas de 25 m, se evalúan los combustibles finos (de 0 a 0.5 cm), ligeros (de 0.6 a 2.5 cm), medianos (de 2.5 a 7.5 cm) y grandes (mayores de 7.5 cm), posteriormente se realizaron los cálculos de los combustibles de cada clase y la suma de estos proporcionó la carga total de combustibles.

Determinación de los índices de peligro a la presencia de incendios

Haciendo uso de la imagen de satélite IKONOS, se clasificaron las áreas con diferentes cantidades de combustibles de acuerdo a un modelo de combustibles propuesto por Rothermel (citado en Porrero 2001). Se

determinaron cinco tipos de modelos en campo, cada uno de los cuales representa una cantidad de material combustible acumulado (materia seca) por unidad de superficie. Los cinco modelos siguientes sirvieron como muestra para una clasificación de tipo supervisada, de la que se generó una imagen con su distribución dentro del parque, además de otras coberturas como áreas urbanizadas, cuerpos de agua, afloramientos rocosos y áreas sin vegetación aparente.

- Modelo 2. Pastizales y matorrales muy abiertos, 5-10 ton/ha de materia seca
- Modelo 4. Matorral submontano, 25-35 ton/ha de materia seca.
- Modelo 6. Matorral submontano en El Mirador, 10-15 ton/ha de materia seca
- Modelo 9. Bosque de pino-encino, 7-9 ton/ha de materia seca
- Modelo 10. El Pinar (área incendiada), 30-35 ton/ha de materia seca

A partir de la capa de modelos de combustibles se generó un mapa de peligros a la presencia de incendios forestales por combustibles, al reclasificar y generalizar la capa de modelos de combustibles se le asignó al subrodal la clasificación final de riesgo dominante, tomando en cuenta la cantidad de combustible generada al año y las características ecológicas de los subrodales en que fue subdividido el parque, como la precipitación pluvial anual, de acuerdo con el siguiente criterio:

- Áreas sin combustible forestal aparente = riesgo muy bajo
- Áreas con características del modelo 2 = riesgo bajo
- Áreas con características del modelo 9, o modelo 2 y precipitación total anual menor a 500 mm = riesgo medio
- Áreas con características del modelo 6 = riesgo moderadamente alto
- Áreas con características del modelo 4 = riesgo alto
- Áreas con características del modelo 10 o modelo 6 y precipitación total anual menor a 500 mm = riesgo muy alto

Posterior a la generación del mapa de peligros a la presencia de incendios forestales por combustibles, se elaboró un segundo mapa de incendios forestales pero relacionando, además del combustible y

las características ecológicas, los peligros de origen antrópico, generados por la presencia de líneas de conducción eléctrica, tránsito en caminos (terracerías, brechas, veredas y carreteras) e infraestructura del parque (edificios, oficinas, restaurantes, hoteles, etc.).

Para la reclasificación de la capa de riesgos de incendios se utilizaron los siguientes criterios:

- Si una línea eléctrica cruza sobre un subrodal, se eleva a la siguiente categoría de riesgo (ej: antes subrodal con riesgo medio, posterior a la reclasificación, riesgo moderadamente alto).
- Si un subrodal lo cruza un camino o tiene infraestructura se eleva a la siguiente categoría de riesgo (ej: antes subrodal con riesgo medio posterior a la reclasificación riesgo moderadamente alto).
- Si un subrodal lo cruza un camino o tiene infraestructura y además cruza una línea eléctrica se eleva dos categorías de riesgo (ej: antes subrodal con riesgo medio posterior a la reclasificación riesgo alto).

Resultados

Desarrollo del SIG y la caracterización ecológica por subrodales

Se cuenta ahora con las capas de información de topografía, geología, hidrología, vegetación y suelos, en formato digital. Asimismo con la infraestructura de operación como son los caminos, las construcciones, las líneas de energía eléctrica y las líneas de conducción de agua. Esta información se encuentra localizada estratégicamente para que pueda ser consultada en alguna contingencia o pueda ser modificada y actualizada en el momento que sea necesario. El mapa de subrodales se encuentra también en formato digital.

Inventario de combustibles

A la fecha se han inventariado los combustibles secos en ocho sitios, los resultados se muestran en la **Tabla I**, los cuales fueron comparados con las normas internacionales que consideran lo siguiente: 20-30 ton/ha es de alto riesgo, de 15 a 20 ton/ha es de riesgo medio y menos de 15 ton/ha es de riesgo bajo, esto de acuerdo con Rothemel (citado en Porrero 2001).

Tabla 1. Resultados de la evaluación de combustibles.

Nombre Ubicación	Combustibles (ton/ha)			Riesgo
	Ligeros	Grandes	Total	
Las Arañas	9.52	0.04	9.56	bajo
Hotel	1.72	0.26	1.98	bajo
Vereda 1	13.24	1.20	14.44	bajo
Vereda 2	15.44	1.56	17.00	bajo
Vereda 3	12.27	1.11	13.38	bajo
Manzanita	7.28	0.11	7.39	bajo
Empalme	10.96	0.07	11.03	bajo
San Agustín	7.20	0.34	7.54	bajo

Determinación de los índices de riesgos a la presencia de los incendios

El mapa de peligros a la presencia de incendios forestales se obtuvo a partir de las características naturales presentes actualmente en el parque y se muestra en la **Figura 1**. El mapa de peligros que incluye los factores antrópicos y el nivel de peligro potencial actual de incendios en el parque se muestra en la **Figura 2**.

Conclusiones

El nivel de peligro a la presencia de incendios forestales ha aumentado conforme han ido sucediendo los incendios en el parque, debido al combustible que se originó por los incendios previos, y a la presencia de los insectos descortezadores que se presentan después de un incendio, causando la muerte del arbolado debilitado. Esto causa que aumente el nivel de peligro, subiendo de 1 a 3 categorías. En el parque el impacto es mayor por el peligro de erosión potencial causado principalmente por las condiciones del relieve local, por lo que es necesario el seguimiento y vigilancia continua de los impactos ocasionados por los incendios y la implementación de las medidas de restauración inmediata.

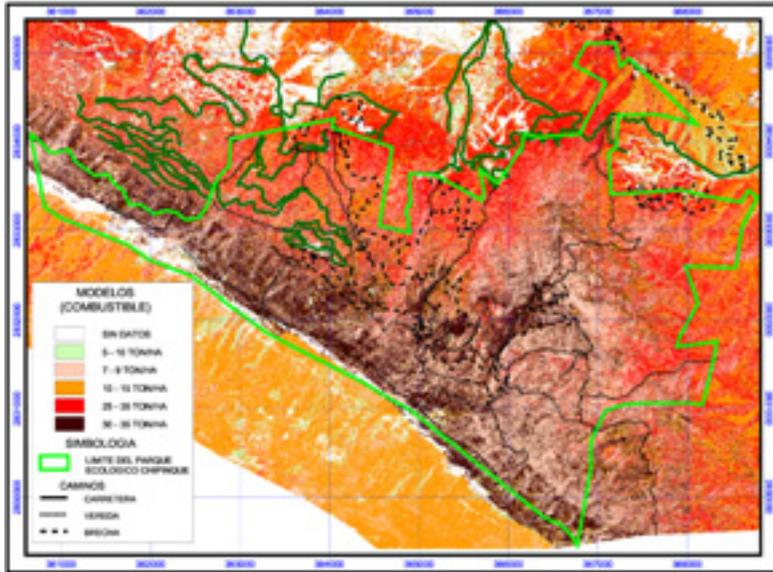


Figura 1. Mapa de modelos de combustibles, obtenido mediante el procesamiento de la imagen de satélite en el parque ecológico Chipinque.

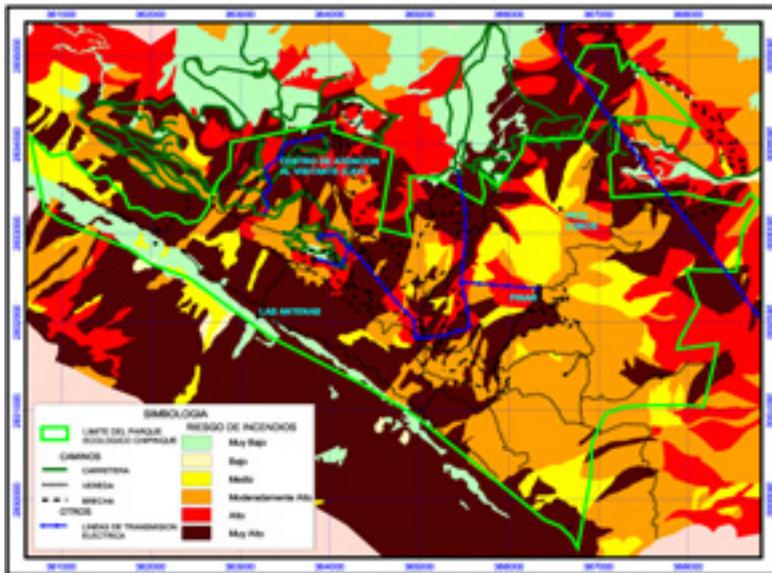


Figura 2. Mapa de niveles de peligros a incendios en el que se incluyen los factores antrópicos en el parque ecológico Chipinque.

Agradecimientos

Se agradece a la dirección y al personal del parque ecológico Chipinque, Nuevo León, su valioso apoyo para la realización de este trabajo, así como a la dirección del parque nacional Cumbres de Monterrey.

Referencias

- Alanís F. G., Cano J. y Rovalo M. (1996). *Vegetación y flora de Nuevo León*. Impresora Monterrey.
- Hilbruner M. W. y Wordell T. A. (1992). Planar Intercept Fuel Inventory. Field Guide USDA Forest Service Pacific Northwest Region 15 p.
- Jappiot M. y Mariel A. (1997). Evaluación y cartografía del riesgo de incendios forestales en el macizo de Maures. En Resúmenes del XI Congreso Forestal Mundial. FAO. Turquía.
- Jiménez G. A., Zúñiga M. A. y Niño A. (1999) *Mamíferos de N. L., México*. Universidad Autónoma de Nuevo León, México, 178 p.
- Porrero R. M. A. (2001) *Incendios Forestales, Investigación de Causas* Ed. Mundi-Prensa, México D.F. 159 pp.
- Rzedowski J. (1978). *Vegetación de México*. Limusa, México.

Ecología del fuego en bosques de *Pinus hartwegii*

DANTE ARTURO RODRÍGUEZ TREJO, HORTENSIA CATALINA MARTÍNEZ
HERNÁNDEZ Y VERÓNICA ORTEGA BARANDA *

Resumen

El *Pinus hartwegii* Lindl. presenta seis adaptaciones al fuego: regeneración en sitios quemados, capacidad de rebrote, recuperación de copa afectada por llamas, poda natural, corteza gruesa y cespitosidad. La comunidad de *Pinus hartwegii* presenta un régimen de incendios superficiales, frecuentes y de baja intensidad. Sin embargo, el comportamiento del fuego en estos bosques se puede presentar desde longitudes de llama de 0.5 m o menos y velocidades de propagación de menos de 5 m/min, en quemas prescritas de baja intensidad, en contra de viento y pendiente, en marzo, hasta 6-8 m y más de 60 m/min, respectivamente, en incendios a favor de viento y pendiente en mayo (pico de la temporada). Esta amplitud de comportamientos en distintas épocas y horas del día tiene diferentes impactos. Los incendios en mayo implican supervivencias de 30%, en tanto que las quemas prescritas en marzo arrojan 90%, y 95% el testigo no quemado. Los niveles bajos de chamuscado de copa favorecen el crecimiento radial, superior al del testigo, en tanto que niveles altos lo reducen y aumentan la afectación por insectos descortezadores y la mortalidad. Las áreas con quemas prescritas en marzo, al cabo de un año tuvieron 21 especies, mientras que las áreas testigo 12. Todo lo anterior eviden-

* División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, Estado de México, C. P. 56230, México. dantearturo@yahoo.com

cia los efectos de deterioro tanto del fuego muy intenso, relacionado con la exclusión, como del fuego muy frecuente. El uso del fuego de baja intensidad incluye diversos beneficios, además de la reducción del peligro de incendios.

Palabras clave: incendios forestales, regímenes de fuego, adaptaciones al fuego, restauración de ecosistemas forestales, manejo del fuego.

Abstract

Pinus hartwegii Lindl. exhibits six adaptations to fire: regeneration on burned sites, re-sprouting capacity, restoration of scorched crown, natural pruning, thick bark, and grass stage. In México, this ecosystem corresponds to a low intensity frequent surface fires fire regime. However, the fire behavior may include flame lengths of 0.5 m or less, and propagation rates of less than 5 m/min, in low intensity back slope prescribed burns in March, to 6-8 m of flame length and propagation rates higher than 60 m/min, respectively, in confined forest fires in May (peak of fire season). This range of fire behavior in different seasons and times of the day, implies different impacts. May fires imply tree survival of 30%, while the prescribed burns in March and a non-burned control showed figures of 90 and 95%, respectively. Low crown scorch levels increase the radial growth, in comparison to a non-burned control, while high levels of crown scorch reduce such growth, and increase the likelihood of pests outbreaks and mortality. The areas under prescribed burn in March had 21 species in the understory, while the non-burned control had 12, one year after the application of fire. The previous information makes evident the negative effects of intense fires, related to fire exclusion, and also those of very frequent fires. The use of low intensity prescribed fire implies several benefits, including a fire danger reduction.

Key words: Forest fires, fire regimes, fire adaptations, fire ecosystem restoration, fire management.

Introducción

En México ocurren un promedio anual de 8,877 incendios registrados sobre una superficie media de 330,384 ha, muchos de estos incendios acontecen en pinares (SEMARNAT 2001). Uno de ellos es el de *Pinus hartwegii* Lindl., especie adaptada al fuego pero que entre otros disturbios humanos, ha sido sometida tanto a un exceso de fuego, relacionado con actividades agropecuarias, como a la falta de este factor ecológico por las actividades de prevención y combate de incendios.

Este trabajo presenta los resultados del grupo de investigación del primer autor mediante siete investigaciones concluidas o en curso, así como una revisión de la literatura disponible sobre el tema y una actualización de parte de la información presentada por Rodríguez (2001) y Rodríguez y Fulé (2003), lo que probablemente ubica a este ecosistema como el más estudiado en México en términos de su ecología del fuego (Rodríguez y Fulé 2003). Cabe destacar que Matos (1995) y Farjon y Styles (1997) señalan a *P. hartwegii* y a *P. rudis* como la misma especie, y en el presente trabajo se sigue tal aproximación, si bien algunas de las fuentes originales se refieren a *P. rudis*.

Se entenderá como manejo del fuego a todo lo que en un país, estado y región se hace para prevenir y combatir los incendios forestales; comprender cómo, cuándo y con qué objetivos las comunidades rurales usan el fuego en las diferentes regiones ecológicas; regular el uso del fuego; investigar la ecología del fuego y los impactos de los incendios y, en general, investigar la ciencia del fuego y aplicar el nuevo conocimiento en el manejo de la tierra; hacer uso del fuego en la administración de los ecosistemas para preservarlos, restaurarlos o hacerlos producir (silvicultura, usos tradicionales); y educar e informar a los usuarios del fuego y a la opinión pública en esta materia (Rodríguez *et al.* 2002). La ecología del fuego estudia los efectos del factor fuego en las relaciones que los seres vivos tienen entre sí y su ambiente físico (Rodríguez 1996).

Las comunidades de *Pinus hartwegii*

El *Pinus hartwegii* se localiza en México y Guatemala. En México está presente en 17 estados (Nuevo León, Tamaulipas, Hidalgo, Distrito

Federal, Morelos, Colima, Michoacán, Jalisco, Oaxaca, Chiapas, Puebla, Veracruz, Tlaxcala, Estado de México, Coahuila, Nayarit y Guerrero), en altitudes de 2,200 a más de 4,000 msnm (Rzedowski 1978, 1981, Perry 1991). El *P. hartwegii* se encuentra principalmente en sitios con clima semifrío, con temperaturas medias anuales de entre 5 a 12°C, con precipitaciones medias anuales del orden de 967 a 1,200 mm, régimen de lluvias de verano y con menos de 5% de la precipitación en invierno (Mendoza 1977, Benitez 1988, García 1981). Los suelos en que habita son andosoles, podzoles o cafés forestales (Aguirre y Rey 1980, Benítez 1988), pero también se le halla sobre malpaís en algunos casos. En la estación forestal experimental Zoquiapan (Zavala 1984), en ocasiones se mezcla con *Alnus firmifolia*, estando presentes ocasionalmente árboles como *Salix oxylepis*, *Arbutus glandulosa* y *Buddleia parviflora*. Ahí mismo, entre los componentes del sotobosque se encuentran *Penstemon gentianoides*, *Eupatorium glabratum* y *Baccharis conferta*, y *Muhlenbergia quadridentata*, *M. macroura*, *Festuca tolucensis*, *F. hephaestophila* y *Lupinus* spp. en el estrato herbáceo, entre otras especies (Zavala 1984).

Régimen de incendios y papel del fuego en la sucesión

Aunque hasta la fecha no se han concluido investigaciones dendrocronológicas para estudiar el régimen de fuego en este ecosistema, es evidente que muchas masas, particularmente las puras y abiertas (cuando estas últimas no se deben a otros tipos de disturbio humano), son mantenidas así en buena medida por frecuentes incendios superficiales, naturales o provocados por el hombre. Se estima que la frecuencia promedio de incendios en estas comunidades no es superior a los 10 años, y probablemente la media está en torno a cinco años (Rodríguez 2001). En general, los agentes naturales de ignición son rayos y actividad volcánica, como la del Popocatepetl. La ocurrencia de incendios de origen humano supera a la natural, considerándose que la natural está subestimada en los reportes oficiales (Rodríguez y Fulé 2003). La temporada de incendios comienza en enero y continúa hasta mayo o junio, aunque en algunos años puede iniciarse desde noviembre. En las partes más elevadas, el exceso de fuego con fre-

cuencia puede implicar la eliminación del estrato arbóreo, pues el *P. hartwegii* marca el límite altitudinal para los árboles en México. Acorde con Miranda y Hernández (1985), los incendios muy frecuentes eliminan este pino y favorecen la presencia de los pastos *Muhlenbergia macroura* y *Festuca tolucensis*. Ern (1973), considera que algunas de las comunidades dominadas por *P. hartwegii* son secundarias, mantenidas por incendios, correspondiendo el clímax a especies como *Abies religiosa*, por lo que en ausencia de fuego, en altitudes donde puede estar presente el *A. religiosa* u otras especies, el *P. hartwegii* es desplazado.

Comportamiento del fuego

Las cargas de combustibles varían en función de la etapa sucesional del bosque, de su altitud y tipo y nivel de disturbio presente. Rodríguez (1988) y Rodríguez Sierra (1995), para bosques del Distrito Federal, refieren cargas abarcando diversidad de condiciones, con un intervalo de 5.644 a 22.605 ton/ha (media igual a 15.06 ton/ha). Acorde con tales fuentes, el renuevo de pino puede abarcar de prácticamente cero a 31% de la carga total (media igual a 8.8%), los arbustos de cero a 8.5% (media igual a 1.3%), los zacates de 10.2 a 67.7% (media igual a 38.3%), la hojarasca de pino de prácticamente cero a 14% (media igual a 4.7%), y los materiales leñosos con 1 a 1,000 horas de tiempo de retardo, pueden constituir de 4.5% a 82% de la carga (media igual a 46.9%).

El *P. hartwegii* se puede encontrar tanto en terrenos planos, adyacentes a praderas alpinas o sobre terreno irregular de malpaís, hasta pendientes pronunciadas, en algunos casos superiores al 100%. También ocurre en cañadas. Por la altitud en la que se encuentra este bosque, se presentan en las horas de mayor peligro vientos superiores a 20 km/h, particularmente durante febrero y marzo (Rodríguez 2001). Con frecuencia los vientos son razonablemente predecibles en su dirección. Así, en las montañas del Valle de México, durante el día, los vientos son ascendentes, y al atardecer y por la noche, descendentes. Sin embargo, cerca de los parteaguas en partes elevadas, no son raros los vientos descendentes durante el día. Estas áreas también son susceptibles de formar turbulencias. Aunque las temperaturas son bajas, los abundantes combustibles finos (zacates, hojarasca) y leñosos con bajos tiempos

de retardo (1 h), frecuentemente están disponibles durante la temporada. Por ejemplo, a inicios del mes de abril la humedad relativa ambiente es de 32% hacia las 8:30 a.m., que se reduce a 18% hacia las 11:00 a.m., con humedades de combustibles ligeros, de 9 y 4%, respectivamente, en el volcán Pelado, Distrito Federal (Rodríguez 1996, 2001).

Las cargas totales de combustibles superficiales relativamente bajas pueden hacer suponer erróneamente un moderado comportamiento del fuego. Si bien éste puede ser en efecto de poca intensidad y velocidad de propagación, sobre terrenos con poca pendiente y con vientos moderados, o por la noche, alcanzando velocidades de propagación de 5 m/min y longitudes de llama de menos de 1 a 3 m, la conjugación de pendientes pronunciadas y vientos veloces puede producir velocidades de propagación superiores a 60 m/min y longitudes de llama de hasta 6-8 m (Rodríguez y Fulé 2003). En quemas prescritas en contra de viento y pendiente (55%), temprano por la mañana, la velocidad de propagación es del orden de 1 m/min y las longitudes de llama no superiores a 0.5 m. Dada la inclinación de los terrenos donde se halla la especie, la presencia de pavesas rodantes no es rara.

Los incendios son generalmente superficiales en esta comunidad. Sin embargo, en sitios con malpaís, la presencia de fracturas y de corredores bajo el piso rocoso en los que se acumulan combustibles, facilitan la presencia de incendios subterráneos (Rodríguez 2001). La falta de contacto entre las copas de los árboles adultos no permite la propagación de fuego aéreo, aunque en algunos individuos ocoteados o resinados las llamas pueden ascender y quemarlos parcialmente.

Adaptaciones al fuego de *Pinus hartwegii*

Esta especie es una de las especies de pinos mexicanos más adaptados al fuego, que presentan cinco diferentes tipos de adaptaciones a este factor ecológico (Rodríguez Trejo y Fulé, 2003). *El Pinus hartwegii* además presenta una sexta, la cespitosidad. Tales adaptaciones se explican a continuación.

Regeneración en sitios quemados

El fuego elimina la barrera física que los zacatonos representan para que la semilla tenga contacto con el suelo mineral y reduce temporal-

mente la competencia que las plántulas tendrán con los mismos. El suelo es enriquecido por el lecho de cenizas que posteriormente permitirá a las plántulas contar con más nutrientes. Cuando hay abundante producción de semilla, que está lista para su liberación en el invierno, se puede observar abundante regeneración sobre sitios quemados. Sarukhán y Franco (1981), reconocen en el fuego un elemento importante para la repoblación de *Pinus hartwegii*. No obstante, las plántulas y brinzales de esta especie son susceptibles al fuego en esta etapa. Velázquez (1984) y Velázquez *et al.* (1986), señalan que una supervivencia igual a 84.3% (56,667 plantas/ha) luego de quemas prescritas de baja intensidad, se reduce a 8.1% (5,733 plantas/ha) en quemas sobre pendientes pronunciadas. Análogamente, Hernández (1990) recomienda no practicar quemas prescritas en presencia de plántulas de esta especie con cargas mayores a 4 ton/ha, de lo contrario la mortalidad será igual o mayor a 50%.

Estado cespitoso

En algunas poblaciones es marcada esta etapa. El estado cespitoso está caracterizado por un mínimo, casi nulo, crecimiento en altura por unos pocos o hasta 12 años, en diferentes especies, como *P. palustris*. En cambio hay un profuso crecimiento de acículas y la raíz crece significativamente. Al cabo del periodo referido, y cuando se alcanzan 2.5 cm de diámetro en la base en *P. palustris* y *P. montezumae* (Mitchell 1998, comunicación personal; Becerra 1995), comienza el crecimiento en altura. Probablemente también es el caso para *P. hartwegii*. La yema, protegida por escamas, también es protegida por las densas acículas que la rodean, más inflamables, y que desvían el fuego de la yema, teniendo esta última más probabilidades de sobrevivir al fuego, como se refiere para *Pinus palustris* por Daubenmire (1982).

Rebrotes

Estas plántulas tienen capacidad de rebrote a partir del cuello de la raíz. Sin embargo, aunque esta propiedad es común, no se observa en todas las poblaciones. Cabe señalar que puede haber variación en espacio y tiempo en la capacidad de emitir rebrotes. Por ejemplo, existen poblaciones en la estación experimental Zoquiapan, Estado de México con una profusa emisión, en tanto que en el Ajusco hay otras

con pocos rebrotes, en ambos casos después de incendios (observación personal del primer autor). Rodríguez (1996) señala que esta capacidad se abate con la edad. En poblaciones con uno a ocho años de edad, refiere que sólo el 27.7% de los árboles con 1.3 a 4 m de altura, exhibieron rebrotes (3.3 por árbol), en comparación con 96.7% para aquellos con menos de 1.3 m de altura y 7.8 rebrotes por árbol.

Grosor de corteza

La corteza representa una protección crucial para el cámbium vascular ante los incendios. La aplicación de temperaturas de 60°C durante dos a 60 minutos resulta letal para los tejidos vegetales, dependiendo de su contenido de humedad (Wright 1970). Una corteza de *Pinus palustris* de 1 a 1.3 cm de grosor, tiene una capacidad de aislamiento del orden de 1:10 (Fahnestock y Hare 1964), es decir, las temperaturas a que el cámbium es sometido durante un incendio, son 1/10 de las temperaturas del fuego. En el caso de *Pinus hartwegii*, en pinos desde 15 cm de diámetro y 0.38 cm de grosor de corteza, González (2001) reporta 100% supervivencia de los árboles a incendios de intensidad moderada, si bien Rodríguez (1996) menciona que árboles de menor diámetro (y por ende menor grosor de corteza), también sobreviven a incendios poco intensos.

Chamuscado de copa

El fuego es sin duda un elemento de poda natural. A menor altura del arbolado y mayor longitud de llama, el chamuscado alcanzará una mayor proporción de la copa. Cuando es moderada, tal poda reporta un importante efecto en el crecimiento en diámetro. Rodríguez (1996) refiere árboles de *P. hartwegii* que recuperaron 40% de su copa 16 meses después de que un incendio de matorral (*Quercus frutex*) al inicio del invierno mató el 100% de su follaje. También refiere que, en árboles de 35 años de edad, un chamuscado de copa mayor a 50% implicó una reducción de 32% en crecimiento radial el año siguiente de un incendio. A su vez, González (2001), encontró que chamuscados de copa menores a 30% (bajos) produjeron anillos con un ancho promedio igual a 3.09 mm, que chamuscados de 30 a 60% (medios) produjeron anchos de 2.41 mm, sin diferencias estadísticamente significativas con respecto a árboles control (2.33 mm), pero que los cha-

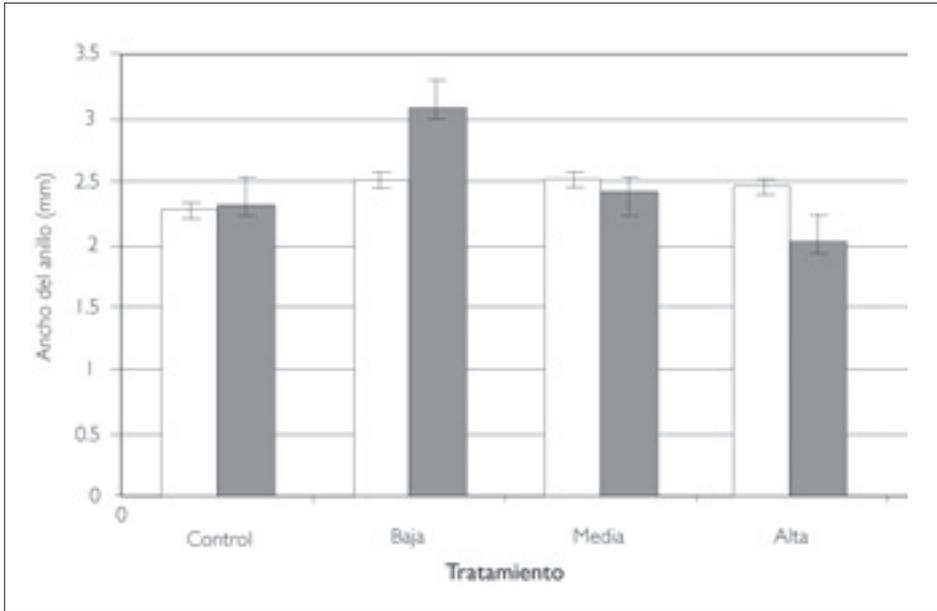


Figura 1. Ancho del anillo de crecimiento (mm) el año previo (barras blancas) y el año posterior al fuego (barras negras) en *Pinus hartwegii*. Los tratamientos corresponden a niveles de chamuscado de copa. Las barras de error representan error estándar (González 2001).

muscados de copa superiores a 60% (altos) dieron como resultado anillos con 2.03 mm (Fig. 1).

González (2001) refiere una relación inversa entre chamuscado de copa (quema o deshidratación del follaje debida a la intensidad calorífica de las llamas) y el número de rebrotes, con 0.68 rebrotes/árbol con chamuscados de copa superiores a 60%, 1.09 rebrotes/árbol con chamuscados de entre 30 y 60% y 1.34 rebrotes/árbol con chamuscados menores al 30%. Bonilla (1992, comunicación personal) observó rebrotes en *P. hartwegii* con menos de 10 cm de diámetro normal en áreas quemadas en Perote, Veracruz.

Recuperación de follaje

El *P. hartwegii* puede tolerar pérdidas de todo el follaje, al menos por incendios producidos en el invierno, siempre y cuando no se mate a la yema terminal o a las yemas enclavadas en la parte más alta de la copa,

que en caso de muerte de la primera puedan tomar su lugar. A mayor chamuscado de copa, el árbol tiende a recuperar más follaje, pues tiene como prioridad recuperar su follaje para poder producir fotosintatos (González 2001).

El *P. hartwegii* tolera en su etapa de brinzal, luego de dejar el estado cespitoso, fuego a baja intensidad. Cedeño (1989) señala que en sitios con árboles de 0.5 a 1.2 m de altura, la aplicación de quemas prescritas entre zacates de 0.6 m de alto, en febrero de 1985, a las 6:45 a.m., a -3°C , implicó una mortalidad de sólo 2.5% 15 días más tarde.

Respuestas al fuego de especies asociadas

Los pastos asociados al *P. hartwegii*, con frecuencia dominados por *Muhlenbergia macroura* y *Festuca toluensis*, también están adaptados al fuego, pues son capaces de rebrotar a partir de rizomas, siendo influida por el fuego la época y cuantía de su floración. En áreas que sufrieron incendios durante el invierno, Benítez (1988) encontró que 14 meses después el pastizal cubría el 67.2% de la superficie en áreas de control, en tanto que en las áreas afectadas por el fuego dicho valor era de 87.5%. 20% de los individuos de *F. toluensis* florecieron entre julio y diciembre en las áreas de control, en tanto que en los sitios incendiados florecieron en abril más del 80% de los individuos. En el caso de *M. macroura*, en las áreas de control la floración no superó el 20% y se observó entre julio y enero, mientras que en los sitios quemados se observó en más del 80% de los individuos, aunque en este caso no hubo anticipación de la misma.

Algunas especies aparecen justo después del fuego, su presencia es considerada indicadora de incendios frecuentes. Tal es el caso de la leguminosa *Lupinus montanus* y de *Penstemon gentianoides*. Es interesante señalar la importancia de la primera, que es fijadora de nitrógeno. Asimismo, la necesidad de escarificación de la semilla para favorecer su germinación, sugiere un posible papel del factor fuego para dicho efecto. Rodríguez Trejo y Rojo Zenil (1997), refieren *dormición* física para la especie, y encontraron para un lote procedente de la estación forestal experimental Zoquiapan, Estado de México, cero germinación en cámaras de ambiente controlado para el testigo, y 53.3% para la se-

milla a la que se aplicó ácido sulfúrico concentrado durante 15 minutos. Asimismo, Acosta Percástegui (2003), señala la existencia de interacción entre los factores tratamiento pregerminativo con ácidos, luz y temperatura, con germinaciones de 100% (35 min de remojo en ácido, en presencia de luz y 20°C de día, 15°C de noche) a 1% sin tratamiento pregerminativo (con luz, y 25 y 20°C, de día y noche).

Luego de los extensos e intensos incendios de 1998 (la temporada más severa que ha tenido el país), en varias localidades, como la Estación forestal experimental Zoquiapan, se observó en los pinares la dominancia del arbusto alto *Senecio cinerarioides*, cuya presencia continuaba a cuatro años de dichos siniestros.

Respecto a los efectos en la diversidad alfa, en áreas no quemadas durante varios años en el Ajusco, Distrito Federal, se observan 12 especies vegetales herbáceas, arbustivas y arbóreas, en tanto que en áreas incendiadas (en marzo) o en localidades tratadas con quemaduras prescritas de baja intensidad (también en marzo), se registran 21 especies un año después del paso del fuego. *S. cinerarioides*, *Penstemon gentianoides* y *Arenaria* sp. son más abundantes en las áreas quemadas, pero *Alchemilla procumbens* se encontró tanto en áreas quemadas como en las no quemadas, en tanto que *Senecio reticulatus* prefiere las localidades no incendiadas. *Senecio tolucanus* es más común en áreas quemadas de manera prescrita, a baja intensidad en marzo (Martínez Hernández, en revisión; Martínez Hernández y Rodríguez Trejo 2003).

Con relación a la fauna, y como sucede en comunidades similares, los reptiles y los batracios son los más susceptibles a ser muertos por las llamas, dada su menor movilidad (Whelan 1997). Los incendios atraen aves que se alimentan de insectos que escapan de las llamas. Por cuanto toca a los mamíferos, escapan con mayor facilidad de la lumbre, como el caso de los conejos, o se refugian en madrigueras. Cabe esperar que en los rebrotes de zacate y otras plantas, haya menores niveles de parásitos y mayores niveles de nutrientes y apetencia (palatabilidad) para la fauna que se alimenta de los mismos, como puede ser el caso de la especie endémica zacatucho (*Romerolagus diazii*), el conejo de los volcanes.

Efectos en suelo y régimen hidrológico

Existe información sobre el efecto de quemas prescritas de baja intensidad en algunas propiedades químicas de suelos de *Pinus hartwegii*, erosión y escorrentía, que ha sido obtenida por Aguirre (1978) y Aguirre y Rey (1980), quienes refieren para suelos andosoles mólicos, de textura franco arenosa, ricos en materia orgánica, ácidos (pH=5.5) a neutros (pH=7), ricos en nitrógeno y fértiles, que el fuego a baja intensidad no provocó cambios significativos en pH, pero que sí se registró una pequeña pérdida de nitrógeno por volatilización. El fósforo aumentó del intervalo vestigial a 5.04 ppm, hasta 1.57 a 7.42 ppm; el Ca aumentó del intervalo 1,755 a 3,406 ppm, hasta 2,145 a 3,900 ppm; también refieren aumentos en K, Mg y un ligero incremento en Na. Por cuanto toca a los procesos erosivos y a la escorrentía, Aguirre (1978) y Aguirre y Rey (1980), señalan una moderada y temporal pérdida de suelo de 564.7 kg/ha/año en localidades quemadas, contra 140 kg/ha/año en los controles, así como una escorrentía de 204 m³ en áreas quemadas y de 68.5 m³ en sitios no afectados por el fuego, en la estación forestal experimental Zoquiapan, Estado de México.

Efectos en calidad del aire

Muchos de los cientos de subproductos que hay en el humo son tóxicos y algunos corrosivos, destacando CO, NO_x y SO₂. También debe recordarse que las partículas suspendidas son muy dañinas para la salud, y que el CO₂, que junto con el vapor de agua forma la mayor parte de la masa del humo, contribuye al efecto de invernadero (PNUMA 1988). Contreras (2002) y Contreras *et al.* (2003), refirieron emisiones de NO, NO₂, NO_x, CO y SO₂ por unidad de peso de combustibles (**Tabla I**) para los principales tipos de combustibles. Nótese que *S. cinerarioides*, colonizador abundante en áreas quemadas de gran intensidad es un importante emisor de tales productos. Si esas áreas se vuelven a quemar, contaminarán más. Asimismo, refieren estimaciones de emisiones por contaminante por unidad de superficie incendiada, medidas en laboratorio usando combustibles de la estación forestal

Tabla I. Emisiones de contaminantes por unidad de peso de combustibles de bosque de *Pinus hartwegii* (adaptado de Contreras Moctezuma 2002 y Contreras Moctezuma *et al.* 2003).

Combustible	Emisión (kg de contaminante/ton de combustible)				
	NO	NO ₂	NO _x	SO ₂	CO
<i>Muhlenbergia macroura</i>	0.34a	0.25a	0.80d	0.46b	14.66b
Acículas de <i>P. hartwegii</i>	1.55a	0.55a	2.83bc	0.58b	51.39a
Madera de <i>P. hartwegii</i>	0.73a	1.00a	1.73c	0.14b	46.62ab
<i>Senecio cinerarioides</i>	1.37a	0.62a	7.06a	1.98a	76.71a
<i>Lupinus montanus</i>	1.75a	0.59a	3.62b	0.49b	74.07a

Letras distintas en la misma columna indican diferencias estadísticamente significativas con la prueba DMS protegida.

experimental Zoquiapan, Estado de México: 4.069 kg/ha de NO, 3.652 kg/ha de NO₂, 2.838 kg/ha de SO₂, y 198.685 kg/ha de CO.

Efecto de detrimento por exceso de fuego

El exceso de fuego puede manifestarse en intensidad, luego de una prolongada exclusión, o bien debido a una gran frecuencia por causas antrópicas. En ambos casos se presentan daños al arbolado vivo: reducción en vigor, peligro de plagas, contaminación y erosión en incendios muy intensos como los de 1998. En el volcán Ajusco, en el Distrito Federal, se observó que los pastos resultaron muertos luego del paso de un incendio en 1998, tardando tiempo en recolonizarse tales sitios.

La excesiva frecuencia destruye la regeneración natural (Verduzco 1966), en tanto que la supervivencia de árboles de 2-6 m de altura en áreas no quemadas, quemadas de manera prescrita a baja intensidad en marzo, y afectadas por incendio confinado en mayo, tuvieron respectivamente valores de 95%, 90%, y 30% un año después, sin diferencias significativas entre la primera y la segunda. Asimismo, la presencia de insectos descortezadores es mayor en las áreas afectadas por llamas más intensas.

Los humos son particularmente importantes porque diversos bosques de la especie en cuestión se hallan en la parte central del país,

relativamente cercanos a las áreas urbanas como la Ciudad de México, donde la calidad del aire es un tema crítico.

Consideraciones finales

La frecuencia excesiva de incendios es a todas luces perjudicial, sin embargo, la exclusión del fuego implica eventuales acumulaciones de combustibles que imprimirán mayor intensidad al fuego, que finalmente es inevitable, matando una mayor cuantía de brinzales (que ya no podrán rebrotar) y árboles jóvenes, menor crecimiento en los sobrevivientes, implicando además mayores peligros de plagas, contaminación, erosión y mortalidad de las especies de flora y fauna.

El manejo, conservación y restauración de estas comunidades deberían involucrar tanto la eliminación del exceso de fuego, como la reintroducción de este factor ecológico, según sea el caso. Dado lo anterior, es deseable mantener y aún aumentar la eficiencia en prevención y combate de incendios de origen humano, pero también es recomendable incorporar el uso de fuego prescrito a baja intensidad, con objetivos múltiples, destacando los ecológicos. Es evidente la importancia del fuego para mantener composición (previniendo el avance de la sucesión en las áreas de menor altitud), estructura (abierta, con relativamente baja densidad) y función (reciclaje de materia orgánica y nutrientes, regeneración por semilla y rebrotes, efectos en la productividad, influencias en fenología y régimen hidrológico) de este ecosistema.

Sin embargo, deberá insertarse al campesino en los esquemas de uso del fuego, pues por pobreza, necesidad y pérdida de cultura forestal, se originan la mayoría de los incendios en estos bosques; deberán atenderse sus necesidades y comprender mejor su tecnología de uso del fuego. El uso de quemas prescritas con fines de manejo del ecosistema, además de la comprensión de los efectos ecológicos del fuego, debiera estar sustentado en estudios dendrocronológicos de los que se permita inferir con precisión el intervalo de frecuencias más adecuado para cada asociación y localidad particulares. La aplicación del fuego debe ser a baja intensidad, a efecto de maximizar beneficios ecológicos y silvícolas (supervivencia, regeneración, fertilización con

cenizas, crecimiento, promoción de la diversidad alfa, reducción de peligro de incendios) y minimizar impactos negativos.

Las investigaciones realizadas y en curso, evidencian las ventajas del uso de quemas prescritas al inicio de la temporada, en comparación con los efectos de los incendios, particularmente cuando ocurren en la etapa más crítica de la temporada. Cabe señalar que las áreas quemadas son más difíciles de restaurar. Por ejemplo, Ortega (en revisión) y Ortega y Rodríguez (2003), refieren supervivencias iniciales (6 meses) promedio de 90% para plantaciones de *P. hartwegii* en áreas testigo y en áreas con quema prescrita o incendio en marzo, con diferencias en comparación con las áreas quemadas de manera prescrita o bien incendiadas en mayo, que tuvieron valores del orden de 60%.

Agradecimientos

Al CONACYT y a la Universidad Autónoma Chapingo, por su apoyo para poder realizar varias de las investigaciones referidas en el presente trabajo.

Referencias

- Acosta Percástegui J. (2003). Ecología de la semilla de *Lupinus montanus* H. B. K. Tesis profesional. DICIFO, UACH. Chapingo, Edo. de Méx. 55 p.
- Aguirre Bravo C. (1978). Efecto del fuego en algunas características y propiedades de suelos forestales. Tesis profesional. Departamento de Enseñanza, Investigación y Servicio en Bosques, Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. de Méx. 270 p.
- Aguirre Bravo C. y Rey C. J. A. (1980). Escorrentía y pérdida de suelo en asociaciones vegetales sujetas a quemas controladas. *Revista Chapingo* 23-24: 18-24.
- Becerra Luna F. (1995). Establishment of *Pinus montezumae* Lamb. in the presence of fire, grass and grazing in the highland of central México (seedling). Ph. D. Thesis, School of Forestry and Environmental Studies. Yale University. 124 p.
- Benítez Badillo G. (1988). Efectos del fuego en la vegetación herbácea de un bosque de *Pinus hartwegii* Lindl. en la sierra del Ajusco. En: *Aportes a la*

- ecología urbana de la Ciudad de México*. (E. H. Rapoport e I.R. López M., Eds.). MAB-Limusa. México, D. F. pp. 111-152.
- Bonilla Beas R. (1992). Profesor-Investigador. DICIFO, UACH. Chapingo, Edo. de Méx. Com. pers.
- Cedeño Sánchez O. (1989). Quemadas controladas: una posible solución a la reforestación natural en los bosques del Ajusco. Memoria Congreso Mexicano Forestal. Tomo II. Toluca, Edo. de Méx. 19-22 jul. 1989. Protinbos, SARH, ANCF, CIAM. pp. 717-718.
- Contreras Moctezuma J. (2002). El humo de los incendios forestales en el bosque de *Pinus hartwegii* Lindl. Tesis de Maestría en Ciencias. División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. de México. 106 p.
- Contreras Moctezuma J., Rodríguez Trejo D.A., Retama Hernández, A. y Sánchez Rodríguez, J.J.M. (2003). Gases del humo de incendios en bosques de *Pinus hartwegii*. *Agrociencia* 37: 309-316.
- Daubenmire, R. F. (1982). *Ecología vegetal*. Limusa. México, D. F. 496 p.
- Ern H. (1973). Repartición, ecología e importancia económica de los bosques de coníferas en los estados mexicanos de Puebla y Tlaxcala. Com. Proy. Pue. Tlax. 7:21-23.
- Farjon A. y Styles B. T. (1997). *Pinus* (Pinaceae) Flora Neotropica. Monograph 75. New York Botanical Garden. New York. 291 p.
- García de Miranda E. (1981). *Apuntes de climatología*. UNAM. México, D. F. 155 p.
- González Rosales A. (2001). Efecto del chamuscado de copa en el crecimiento en diámetro de *Pinus hartwegii* Lindl. Tesis de Maestría en Ciencias. División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. de México. 98 p.
- Hernández R. S. (1990). Efecto del fuego controlado sobre la regeneración natural de *Pinus hartwegii* Lindl. con diferentes cargas de combustibles, Zoquiapan, Edo. de Méx. Memoria 10 Años de Investigación Forestal en la Región Central de México. Metepec, Toluca, Edo. de Méx. 14 de agosto de 1990. SARH, INIFAP, CIFAPMEX, Probosque. pp. 123.
- Martínez Hernández H. C. (2003). Sinecología en áreas quemadas de *Pinus hartwegii*. Tesis de Maestría en Ciencias. DICIFO, UACH. Chapingo, Edo. de Méx.
- Martínez Hernández, H. C. y Rodríguez Trejo, D. A. (2003). Sinecología del sotobosque de *Pinus hartwegii* Lindl. en áreas quemadas. En: *Suelo y bosque: conservación y aprovechamiento* (L. Corlay Chee, F. Zavala Chávez,

- P. J. Pineda, S. D. Robledo y T. R. Maldonado, Eds.). Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. de Méx. pp. 175-178.
- Matos J. 1995. A critical reassessment of *Pinus hartwegii* and *Pinus rudis*. *Systematic Botany* 20(1): 6-21.
- Mendoza Briseño M. A. (1977). Datos meteorológicos de la Estación de Enseñanza e Investigación Forestal Zoquiapan, México. *Información Técnica de Bosques* 4(10): 23-25.
- Miranda F. y Hernández Xolocotzi E. (1985). Los tipos de vegetación en México y su clasificación. En: *Xolocotzia* (E. Hernández Xolocotzi, Ed.) Tomo I. *Revista de Geografía Agrícola*. Chapingo, Edo. de México. pp. 41-162.
- Mitchell R. J. (1998). Comunicación personal. Investigador del Joseph W. Jones Ecological Research Center, Georgia, EUA.
- Ortega Baranda V. (2003). Restauración de áreas quemadas de *Pinus hartwegii*. Tesis M. en C. Programa de Posgrado, DICIFO, UACH.
- Ortega Baranda V. y Rodríguez Trejo D. A. (2003). Calidad de planta y supervivencia inicial de *Pinus hartwegii* Lindl. en áreas quemadas del Ajusco. En: *Suelo y bosque: conservación y aprovechamiento* (L. Corlay Chee, F. Zavala Chávez, P. J. Pineda, S. D. Robledo y T. R. Maldonado, Eds.). Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. de Méx. pp. 147-150.
- Perry Jr. J.P. (1991). *The pines of Mexico and Central America*. Timber Press. Portland, Oregon. 231 p.
- PNUMA (1988). Los incendios forestales aceleran los cambios climáticos. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Nairobi, Kenia. 1 pp.
- Rodríguez Trejo D.A. (coord.). (1988). Evaluación de combustibles forestales en las zonas de protección extensiva de la COCODER, DDF. Reporte técnico. México, D. F.
- Rodríguez Trejo D.A. (1996). *Incendios forestales*. MundiPrensa-Universidad Autónoma Chapingo. México, D. F. 630 p.
- Rodríguez Trejo D. A. (2001). La ecología del fuego en el ecosistema de *Pinus hartwegii*. *Revista Chapingo* 7(2): 145-151
- Rodríguez Trejo D.A. y Fulé P.Z. (2003). Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12 (1): 23-37.
- Rodríguez Trejo D.A. y Sierra Pineda A. (1995). Evaluación de los combustibles forestales en los bosques del Distrito Federal. *Ciencia Forestal en México* 20(77): 193-218.
- Rodríguez Trejo D.A., Rodríguez Aguilar M., Fernández Sánchez F. y Pyne S.J. (2002). *Educación e incendios forestales*. 2a ed. MundiPrensa. México, D. F. 201 p.

- Rodríguez Trejo D.A. y Rojo Zenil C. (1997). Estudio de la semilla del arbusto *Lupinus montanus* H.B.K. (Leguminosae). Revista Chapingo 1: 39-45.
- Rzedowski J. (1978). *Vegetación de México*. Limusa. México, D. F. 432 p.
- Rzedowski J. (1981). Principales comunidades vegetales. En *Flora fanerogámica del Valle de México*. (J. Rzedowski y G. C. de Rzedowski, Eds.) Vol. I. CECSA. México, D. F. pp. 47-54.
- Sarukhán Kermes J. y Franco Baqueiro M. (1981). *Un modelo de simulación de la productividad forestal de un bosque de pino*. SARH, Subsecretaría Forestal y de la Fauna. Unidad de Apoyo Técnico 1. Serie Premio Nacional Forestal.
- SEMARNAT. (2001). Reporte de incendios, 2 p.
- Velázquez Martínez A. (1984). Estudio de algunos factores que influyen en la regeneración natural de *Pinus hartwegii* Lindl. en Zoquiapan, Méx. Tesis M. C. Programa Forestal, Colegio de Posgraduados. Chapingo, Edo. de Méx. 123 pp.
- Velázquez Martínez A., Musálem Santiago, M.A., Keyes, M.R. y Zárate L. G. (1986). Influencia del tratamiento en el suelo y la condición de apertura del dosel en el establecimiento inicial de la regeneración natural de *Pinus hartwegii* Lindl. *Agrociencia* 64: 147-170.
- Verduzco Gutiérrez J. (1966). La destrucción de los bosques se debe al descuido en su regeneración. *México y sus Bosques* 9: 8-14.
- Whelan R. J. (1997). *The ecology of fire*. Cambridge University Press. Cambridge, 343 p.
- Zavala Chávez F. (1984). Sinecología de la vegetación de la Estación de Enseñanza e Investigación Forestal Zoquiapan, Estados de México y Puebla. Tesis Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán, 164 p.

Impactos de los incendios de 1998 en el bosque mesófilo de montaña de Los Chimalapas, Oaxaca

HEIDI ASBJORNSEN¹ Y CLAUDIA GALLARDO HERNÁNDEZ²

Resumen

En las últimas décadas, una de las amenazas más grandes para la perdurabilidad de los bosques húmedos en el trópico ha sido el fuerte aumento de los incendios antrópicos y su interacción sinérgica con eventos de sequía extrema originados por el fenómeno de El Niño. En 1998, aproximadamente 38,000 ha de bosque mesófilo de montaña fueron afectadas por extensos incendios ocurridos en la región de Los Chimalapas, en el estado de Oaxaca. En este estudio se evalúan los cambios ocurridos en la estructura y en la composición florística de estos ecosistemas cuatro años después de estos incendios. El diseño del estudio consiste de parcelas pareadas establecidas en áreas quemadas y no quemadas de bosque mesófilo sobre sustratos geológicos distintos (roca sedimentaria y roca metamórfica) y con diferentes niveles de productividad (alto, mediano y bajo). Los resultados muestran que la mortalidad de árboles (d.a.p. \geq 10 cm) en los bosques quemados varió entre un 83.7% (roca metamórfica) y 82.1% (roca sedimentaria), con una ausencia de diferencias significativas entre clases de medidas diamétricas. Estos valores corresponden con una

¹ Department of Natural Resource Ecology & Management, Iowa State University, 253 Bessey Hall, Ames, IA, 50236, USA, hasbjorn@iastate.edu

² Herbario XAL, Instituto de Ecología, A.C., km 2.5 Carretera Antigua a Coatepec 351, Xalapa, 91070, México, gallardoc@ecologia.edu.mx

reducción en el área basal de 82.9 % y 87.2%, respectivamente. En los bosques mesófilos enanos (de baja productividad) que se desarrollan sobre afloramientos expuestos de roca caliza, la mortalidad fue total (100%). El área basal del estrato arbustivo fue similar entre las áreas quemadas y no quemadas sobre ambos sustratos. La pérdida en la riqueza específica en el estrato arbóreo fue de entre un 81% y un 71% para los bosques sobre sustrato sedimentario y metamórfico, respectivamente. Por el contrario, para el estrato arbustivo la pérdida de la riqueza específica fue solamente de 11.4% para el sustrato sedimentario, e incluso en el de roca metamórfica se incrementó en un 6%. La sobrevivencia de especies originales en las áreas quemadas varió entre un 20% para árboles y un 39.5% para los arbustos; siendo la vegetación actual dominada por especies oportunistas característica de estados sucesionales tempranos. El proceso de recuperación fue más lento en el bosque mesófilo enano comparado con los bosques mesófilos con más alta productividad. Estos resultados iniciales revelan la vulnerabilidad ecológica de estos bosques húmedos de montaña a los incendios y enfatizan la necesidad de entender los procesos de recuperación y promover sistemas de protección y manejo efectivos para prevenir la ocurrencia repetida de incendios antrópicos en los bosques mesófilos.

Palabras clave: biodiversidad, biomasa, bosques húmedos de montaña, sucesión.

Abstract

During the past several decades, one of the greatest threats to the sustainability of moist tropical forests has been the sharp increase in anthropogenic fires and their synergistic interaction with extreme drought events associated with the El Niño phenomenon. In 1998, approximately 38,000 hectares of montane tropical cloud forest were affected by extensive fires in the region of Los Chimalapas, in the State of Oaxaca in southeastern Mexico. This study evaluates the impacts of these fires on the structure and floristic composition in these cloud forests four years after the fires occurred. The study design consists of

paired plots established in burned and unburned cloud forests growing on two distinct geologic substrates (sedimentary and metamorphic bedrock) and having different levels of productivity (high, medium, and low). The results indicate that tree mortality (d.b.h. \geq 10 cm) in burned cloud forests varied between 83.7% (metamorphic rock) and 88% (sedimentary rock), with a lack of significant difference between diameter size classes. These values correspond with a reduction in basal area of 82.9% and 87.2%, respectively. For elfin cloud forests (with low productivity) that occur on exposed limestone outcroppings, tree mortality was 100%. Basal area of the shrub stratum was similar between the burned and unburned cloud forests growing on both substrates. The loss in species richness in the tree stratum was varied between 71% and 81% for forests growing on sedimentary and metamorphic substrates, respectively. In contrast, loss of species richness was much less, for the shrub stratum was only 11.4% for sedimentary substrates, and even increased on the metamorphic substrates by 6%. Survival of the original mature cloud forest species varied between 20% for trees and 39.5% for shrubs, while the current vegetation is dominated by opportunistic species characteristic of early successional stages. Recovery of the vegetation was slower in elfin forests compared to cloud forests with higher productivity. These initial results reveal the ecological vulnerability of these tropical cloud forest ecosystems to fire and emphasize the need to understand the recovery processes, as well as promote effective management systems for preventing the reoccurrence of anthropogenic fires within these tropical montane cloud forest ecosystems.

Key words: biodiversity, biomass, montane cloud forest, succession.

Introducción

Los incendios en los bosques húmedos tropicales no son un tema nuevo, pues se han registrado desde hace miles de años atrás pero con una frecuencia baja (Sandford *et al.* 1985, Meggers 1994, Walsh 1996). Sin embargo, en las últimas décadas tanto la frecuencia, la escala y la intensidad de los incendios, han aumentado debido a las interacciones sinérgicas entre las fluctuaciones climáticas y las actividades huma-

nas, situación que se ha agudizado durante las condiciones de extrema sequía ocurridas en los años de El Niño (1982-1983 y 1997-1998; Cochrane 2001, Siegert *et al.* 2001). Esta espiral ascendente de mayor biomasa quemándose en el trópico húmedo puede tener impactos multiplicados, no previsibles y severos sobre la diversidad y las funciones ecológicas de estos bosques (Paine *et al.* 1998, Scheffer *et al.* 2001).

El bosque mesófilo es un tipo de bosque tropical húmedo restringido a las partes medias y altas de las montañas y reconocido por su alto nivel de endemismo (Challenger 1998) e importancia hidrológica (Bruijnzeel y Proctor 1995). Algunos datos recientes de México indican que los bosques mesófilos también soportaron incendios hace miles de años (Malmer *et al.* en prensa). En la actualidad, las continuas presiones humanas amenazan con un incremento en la ocurrencia y extensión de los incendios en los bosques mesófilos (Jardel 1991, Anta y Plancarte 2001, Ramírez-Marcial *et al.* 2001) y no existe suficiente información sobre los impactos ecológicos de los incendios en estas comunidades vegetales y sobre su capacidad de recuperación.

En 1998 se quemaron grandes extensiones de bosque húmedo de montaña en la región de los Chimalapas, en el estado de Oaxaca, México. Estos incendios, por su intensidad y escala, se pueden considerar como eventos extraordinarios. El presente estudio es parte de un proyecto a largo plazo que tiene como enfoque entender los procesos de recuperación de la composición, la estructura y las funciones ecológicas de estos bosques mesófilos incendiados. A continuación se evalúa la mortalidad y los cambios ocurridos en el área basal así como en la composición y riqueza florística de varios tipos de bosque mesófilo (distinta productividad) y sobre sustratos litológicos diferentes.

Descripción del sitio de estudio

La región de los Chimalapas se localiza en el estado de Oaxaca en México (**Fig. 1**), y posee una extensión de 590,945 ha, que pertenecen a dos municipios: San Miguel Chimalapa y Santa María Chimalapa (INEGI 1997). Los Chimalapas junto con Uxpanapa (**Fig. 1**) son considerados como uno de los doce centros de mayor diversidad de plantas en México (IUCN 1997) y con mayor endemismo biológico en Mesoamérica (Rze-



Figura 1. Mapa de la región de Los Chimalapas, con la ubicación de las comunidades más cercanas a los sitios de estudio, Benito Juárez y San Antonio, del municipio de San Miguel Chimalapa.

dowski 1992, Wendt 1993). La compleja topografía de la región permite que exista una alta heterogeneidad de climas y ecosistemas contiguos como son la selva baja caducifolia, los matorrales xerófilos, los bosques de pino y encino, la selva alta perennifolia, y los bosques mesófilos de montaña (IUCN 1997, Salas-Morales *et al.* 2001). En particular, los bosques mesófilos tienen una biodiversidad y un nivel de endemismo excepcionalmente altos (Gentry 1982, Rzedowski 1996, Challenger 1998). En los Chimalapas, se estima que los bosques mesófilos cubren 63,000 ha, y se distribuyen principalmente entre los 1,600 y 2,300 msnm de las partes medias y altas de las sierras. Se estima que la precipitación anual en estos sitios es de entre 2,000 y 3,000 mm más una humedad relativa alta por su exposición continua y directa a los vientos húmedos tanto del Océano Pacífico como del Golfo de México. Estos bosques se relacionan de manera estrecha con varias cuencas de la región, tales como las de los ríos Coatzacoalcos, Uxpanapa, Grijalva, Ostuta y Espíritu Santo (Fig. 1).

Los incendios de 1998 afectaron en Los Chimalapas aproximadamente 210,000 ha, extensión que representa una tercera parte del área total y de la cual aproximadamente 126,000 ha pertenecían a bosques con un buen estado de conservación, por lo que estos incendios son considerados los más graves en la historia reciente del área (Anta y Plancarte 2001). En ese año se presentó el fenómeno de El Niño, ocasionando una sequía extrema que duró seis meses, el doble de la duración promedio para las áreas húmedas, creando una mayor susceptibilidad de los bosques húmedos a los incendios. El uso local del fuego para la preparación de los terrenos agrícolas y pastizales, así como los conflictos agrarios y el establecimiento de cultivos ilícitos, fueron algunas de las causas que junto con la sequía extrema propiciaron los extensos incendios de 1998 en Los Chimalapas (Anta y Plancarte 2001). Uno de los tipos de bosque más afectados fue el bosque mesófilo de montaña, con aproximadamente un 60% (38,000 ha) de su extensión original quemada (Anta y Plancarte 2001). Las áreas incendiadas de este tipo de bosque se situaron en lugares remotos y de difícil acceso, por lo que los intentos por controlarlos con brigadas, brechas corta fuego y helicópteros, fallaron, y más bien fueron las primeras lluvias de la estación húmeda las que extinguieron el fuego (Anta y Plancarte 2001).

En Los Chimalapas, los bosques mesófilos afectados por los incendios se pueden clasificar en tres tipos principales según el sustrato geológico y su productividad (usando como índice la altura promedio de los árboles del dosel); cada tipo de bosque presentó una afectación distinta por los incendios: (1) productividad alta (árboles de 20 a 30 m de altura): comunidades que se desarrollan principalmente en suelos minerales y profundos sobre rocas metamórficas, usualmente en laderas y barrancas; la intensidad de los incendios fue baja y los tipos de incendios fueron principalmente superficiales (de piso), y algunos subterráneos; la distribución de las áreas incendiadas fue en parches por lo que el paisaje actual está conformado por áreas quemadas intercaladas con áreas no quemadas. (2) Productividad mediana (árboles de 15-20 m de altura): comunidades que se desarrollan en suelo poco profundo derivado principalmente de rocas sedimentarias de relieve kárstico; la mayor parte de los incendios fueron de tipo subterráneo de severidad intermedia, aunque en algunas partes llegaron hasta

la copa; las áreas quemadas fueron continuas conformando grandes extensiones de bosque quemado. (3) Productividad baja (árboles de 4-6 m de altura): comunidades que se desarrollan sobre afloramientos de roca sedimentaria de relieve kárstico, con suelos delgados, un alto drenaje de agua y con una exposición directa a los vientos; los incendios fueron tanto de copa como subterráneos por lo que la severidad fue mayor, y como consecuencia, se quemaron casi todas las porciones con este tipo de bosque mesófilo enano.

Metodología

Se seleccionaron seis sitios de estudio, tres de alta productividad sobre roca metamórfica, y tres de mediana productividad sobre roca sedimentaria. Estos sitios tienen bosques conservados y bosques quemados adyacentes con orientación y pendiente similar. Además se seleccionó un sitio de estudio incendiado con bosque mesófilo enano (baja productividad), localizado en la parte más expuesta y alta del área sedimentaria; la destrucción casi total de este tipo de comunidad no permitió encontrar áreas con bosques enanos conservados. En cada sitio de estudio se ubicaron parcelas pareadas (bosque no quemado y bosque quemado) de 30 x 30 m, manteniendo una distancia mínima entre ellas de 30 m de separación ($n = 6$ sitios x 2 parcelas = 12 parcelas). Para el bosque mesófilo de baja productividad solamente se estableció una parcela de 30 x 30 m en el área quemada.

Los sitios de estudio sobre roca sedimentaria se sitúan entre las coordenadas $16^{\circ}39'51.7''$ y $16^{\circ}42'40.8''$ de latitud norte y las coordenadas $94^{\circ}13'57.3''$ y $94^{\circ}16'49.0''$ de longitud oeste, a una altitud entre los 1,640 y 1,815 msnm, aproximadamente a 5.5 km en línea recta al NW (294°) de Benito Juárez. Los sitios sobre roca metamórfica se sitúan entre las coordenadas $16^{\circ}44'02.0''$ y $16^{\circ}44'30.1''$ de latitud norte y las coordenadas $94^{\circ}11'30.2''$ y $94^{\circ}11'45.9''$ de longitud oeste, a una altitud entre los 1,585 y 1,725 msnm, aproximadamente a 10.5 km en línea recta al NW (300°) de San Antonio, ambas localidades situadas en el área oriente de San Miguel Chimalapa (Fig. 1).

Para estimar la mortalidad y el área basal de los árboles, se midieron los diámetros de todos aquellos árboles con un diámetro a la altu-

ra del pecho (d.a.p. a 1.3 m de altura) ≥ 10 cm dentro de cada parcela, y se anotó si estaban vivos o muertos. Para el estrato arbustivo (d.a.p. < 10 cm y una altura < 50 cm), se midieron la altura y el diámetro basal de las plantas dentro de dos transectos de 30 x 2 m establecidos en cada parcela. Todos los datos de mortalidad y área basal fueron estimados para una hectárea.

Para evaluar los cambios de composición y riqueza florística causados por los incendios, se realizaron colectas de plantas durante un periodo de 60 días, que abarcó la parte final de la época seca del año y principios de lluvias (abril-mayo, 2001 y 2002 y julio 2002). En todas las parcelas se colectaron muestras estériles y fértiles (cuando existían) de árboles, arbustos, hierbas terrestres y epífitas, y se realizó la determinación taxonómica en el herbario. Para estimar los cambios en la riqueza específica de las parcelas, se calculó el promedio de especies por tratamiento (áreas quemadas y no quemadas), por tipo de sustrato (metamórfico y sedimentario) y por cada forma de crecimiento (árboles y arbustos). Se estimaron también los porcentajes de plantas sobrevivientes y de especies colonizadoras en las parcelas quemadas.

Resultados

La mortalidad de los individuos arbóreos (≥ 10 cm d.a.p.) varió entre 68.2% y 86.5%, con poca diferencia entre las distintas clases diamétricas (**Tabla I**). El promedio del área basal del estrato arbóreo en los bosques no quemados fue de 37.4 m² ha⁻¹ sobre sustrato sedimentario con relieve kárstico y de 50.4 m² ha⁻¹ para el bosque sobre sustrato metamórfico (**Tabla II**). Los bosques quemados tuvieron significativamente menos área basal viva que las parcelas testigo ($P < 0.0001$), estimada en 4.8 m² ha⁻¹ sobre roca sedimentaria y 8.6 m² ha⁻¹ sobre roca metamórfica, lo cual representa una reducción del área basal viva de los árboles del 87.2% y 82.9%, respectivamente. El área basal del estrato arbustivo no mostró diferencias significativas entre las parcelas de bosque quemado y no quemado en los dos tipos de sustrato (**Tabla II**). En los bosques mesófilos enanos (de baja productividad) sobre los afloramientos de roca caliza, la mortalidad por los incendios fue total; no sobrevivieron ni árboles ni arbustos del bosque original.

Tabla I. Número de árboles y arbustos vivos por hectarea ($x \pm$ error estándar) en bosques quemados y no quemados sobre dos tipos de sustrato (metamórfico y sedimentario) y porcentaje de mortalidad de árboles para tres clases de d.a.p.: 10-20 cm, 20-40 cm, y >40 cm.

	Metamórfico			Sedimentario		
	Bosque (#/ha)	Quemado (#/ha)	Mortalidad (%)	Bosque (#/ha)	Quemado (#/ha)	Mortalidad (%)
Árboles	833 (151)	144 (30)	83	933 (254)	167 (78)	82
Clase de d.a.p.:						
10-20 cm	481 (97)	97 (24)	80	570 (171)	103 (51)	89
20-40 cm	248 (48)	33 (13)	87	314 (100)	89 (44)	68
> 40 cm	103 (29)	22 (0)	79	48 (17)	11 (0)	77
Arbustos	2,611 (181)	2,655 (368)		4,558 (472)	4,558 (767)	

Tabla II. Área basal viva de árboles (d.a.p. \geq 10 cm) y arbustos (d.a.p. < 10 cm y altura < 50 cm). Todos los valores se presentan de la forma $x \pm$ error estándar; las letras minúsculas indican diferencias significativas entre columnas (bosque contra quemado).

	Metamórfica			Sedimentaria		
	Bosque ($m^2 ha^{-1}$)	Quemado ($m^2 ha^{-1}$)	Cambio (%)	Bosque ($m^2 ha^{-1}$)	Quemado ($m^2 ha^{-1}$)	Cambio (%)
Árboles	50.4 (13.7)a	8.6 (0.2)b	-82.9	37.4 (8.2)a	4.8 (2.3)b	-87.2
Arbustos	5.7 (1.0)a	5.1 (0.2)a	-10.5	12.1 (1.7)a	12.8 (0.5)a	+5.8

La comparación de las especies hasta ahora registradas para los bosques mesófilos que se desarrollan sobre distintos sustratos litológicos (metamórfico y sedimentario) muestra que existen especies compartidas entre ellos pero también elementos exclusivos (**Tabla III**). La riqueza promedio de especies del estrato arbóreo en el bosque no quemado fue mayor sobre roca metamórfica (30) que sobre roca sedimentaria (20). Para el estrato arbustivo el patrón fue inverso: 43 especies para roca sedimentaria y 39 especies para roca metamórfica (**Tabla IV**). Al comparar la riqueza específica del estrato arbóreo para las áreas quemadas, se registró una disminución del número de especies promedio de entre un 71% y un 81% sobre roca metamórfica y roca sedimentaria, respectivamente (**Tabla IV**). Por el contrario, para el estrato arbustivo la pérdida de la riqueza florística específica fue me-

Tabla III. Algunas de las especies compartidas o exclusivas de los bosques mesófilos sobre distinto sustrato geológico (roca sedimentaria y roca metamórfica) y especies originales del bosque que sobrevivieron (especies heredadas) en las parcelas de bosque quemado.

Familia	Especie	Forma de crecimiento	Bosque no quemado		Bosque quemado	
			Roca sed.	Roca met.	Roca sed.	Roca met.
Lauraceae	<i>Ocotea matudae</i>	Árbol	x	x		
Podocarpaceae	<i>Podocarpus oleifolius</i>	Árbol	x	x		
Sapindaceae	<i>Matayba oppositifolia</i>	Árbol	x	x	x	x
Theaceae	<i>Symplococarpon cf. purpusii</i>	Árbol	x	x		x
Clethraceae	<i>Clethra</i> sp.	Árbol	x			
Euphorbiaceae	<i>Alchornea latifolia</i>	Árbol	x		x	
Meliaceae	<i>Trichilia havanensis</i>	Árbol	x			x
Moraceae	<i>Trophis cf. chiapensis</i>	Árbol	x		x	
Polygonaceae	<i>Coccoloba</i> sp.	Árbol	x			
Staphyleaceae	<i>Turpinia occidentalis</i>	Árbol	x		x	
Cunoniaceae	<i>Weinmannia pinnata</i>	Árbol		x		
Fagaceae	<i>Quercus eugeniifolia</i>	Árbol		x		x
Lauraceae	<i>Ocotea iridescens</i>	Arbolito		x		
Lauraceae	<i>Persea rufescens</i>	Árbol		x		x
Theaceae	<i>Ternstroemia</i> sp.	Arbol		x		x
Ticodendraceae	<i>Ticodendron incognitum</i>	Árbol		x		
Araliaceae	<i>Oreopanax xalapensis</i>	Árbol				x
Asteraceae	<i>Sinclairia deppeana</i>	Trepadora leñosa		x		
Ericaceae	<i>Macleania insignis</i>	Arbusto epífita		x		
Icacinaceae	<i>Oecopetalum mexicanum</i>	Árbol				x
Lauraceae	<i>Persea</i> vel. aff. <i>americana</i>	Árbol				x
Leguminosae	<i>Inga</i> sp.	Árbol				x
Rosaceae	<i>Prunus</i> aff. <i>rhamnoides</i>	Árbol				x
Rubiaceae	<i>Faramea schultesii</i>	Arbolito				x
Rubiaceae	<i>Palicourea padifolia</i>	Arbusto			x	
Rutaceae	<i>Zanthoxylum melanostictum</i>	Arbusto			x	
Solanaceae	<i>Cestrum aurantiacum</i>	Arbusto			x	
Solanaceae	<i>Witheringia stramineifolia</i>	Árbol			x	
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis</i> sp.	Arbolito				x

nor, con una reducción de sólo un 11.4% para roca sedimentaria e incluso con un incremento del 6% en las parcelas quemadas sobre roca metamórfica (**Tabla IV**). Sin embargo, el porcentaje de las especies del bosque original, que sobrevivieron en las parcelas quemadas, fue relativamente bajo, tanto en árboles como en arbustos, y varía entre

Tabla IV. Promedio del número de especies (spp) $\times \pm$ (error estándar) de árboles y arbustos registrados creciendo sobre los dos tipos de sustrato (metamórfico y sedimentario) y en áreas quemadas y no quemadas. El promedio del número de especies compartidas entre áreas quemadas y no quemadas y de las especies colonizadoras de las áreas quemadas también se presenta.

Sustrato y forma de vida	Bosque	Quemado	% cambio	Número spp. compartidas	% de especies sobrevivientes	% de especies colonizadoras
<i>Metamórfico</i>						
Árboles	30.0 (2.5)	8.7 (1.8)	-71.0%	8.0	26.7	8.0
Arbustos	38.7 (6.3)	41.0 (0.6)	+6.0%	8.3	21.4	79.8
<i>Sedimentario</i>						
Árboles	20.0 (1.5)	4.0 (1.5)	-80.0%	4.0	20.0	0.0
Arbustos	43.0 (2.3)	38.3 (2.7)	-11.4%	16.3	39.5	57.4

un 20% y un 39.5% (Tabla IV). De las especies hasta ahora registradas como sobrevivientes o también llamadas especies heredadas, solamente *Matayba oppositifolia* se desarrolla sobre los dos tipos de sustrato en las parcelas quemadas (Tabla III).

Una proporción importante de la flora en las áreas quemadas corresponde a especies oportunistas o colonizadoras que para el componente arbustivo fue estimado de 57.4 % sobre roca sedimentaria y de 79.8% sobre roca metamórfica (Tabla IV). Para el componente arbóreo estos valores son bajos (0-8%) debido a que las especies arbóreas colonizadoras hasta el momento (cuatro años de recuperación) no han alcanzado un d.a.p. ≥ 10 cm. Sin embargo, se han observado en las parcelas quemadas de productividad media y alta el desarrollo de árboles pequeños heliófilos tales como *Trema micrantha*, *Heliocarpus* sp., *Hedyosmum* sp., y *Bocconia* sp. Los sitios de productividad baja (bosques mesófilos enanos) sobre roca sedimentaria con relieve kárstico, que sufrieron los impactos más severos, presentan una recuperación lenta a partir de plantas herbáceas pequeñas de la familia Asteraceae (*Gnaphalium* sp.), así como de líquenes y musgos, mostrando que además existe una riqueza específica muy pobre. De las observaciones en campo, en los sitios de productividad media y alta, es notoria la sobrevivencia de diversas especies de epífitas, sobre todo bromelias y orquídeas, que subsistían cuatro años después de ocurridos los incendios en el suelo o sobre la roca desnuda. Otro componen-

te notorio es la dominancia de *Pteridium arachnoideum* en algunos sitios quemados, un helecho que crece de manera vegetativa por estolones y que conforma tapetes continuos de hasta 1.5 m de altura.

Discusión

Esta evaluación preliminar de los impactos de los incendios de 1998 sobre los bosques mesófilos de montaña en Los Chimalapas indica que los incendios causaron cambios significativos en la estructura y en la composición y riqueza florística de los bosques. Además, los resultados muestran la influencia que tienen los dos tipos de sustratos geológicos de esta región sobre la heterogeneidad ecológica de los bosques y las diferencias entre los grados de impacto y los procesos de recuperación. La mortalidad encontrada en el estrato arbóreo de entre 68.2% y 86.5% es relativamente alta comparada con otros estudios, en los que se han reportado cifras generalmente de entre un 24% (Ivanauskas *et al.* 2003) a un 45% (Barlow 2003) para la Amazonia Brasileña, y de un 60% para bosques húmedos en Bolivia (Pinard *et al.* 1999). En el presente estudio no hubo diferencias significativas en la mortalidad entre las distintas clases de tamaño, mientras que en los estudios mencionados arriba reportaron tasas de mortalidad más altas para clases diamétricas pequeñas. La alta tasa de mortalidad de los árboles en Los Chimalapas puede explicarse por un incremento en la mortalidad durante los cuatro años después de los incendios por las heridas que dejó el fuego en los árboles (Zimmerman *et al.* 1994, Barlow 2003) o bien porque los sitios incendiados se han vuelto más secos (Condit *et al.* 1995). Además, la alta mortalidad puede estar relacionada a una mayor intensidad de los incendios en los bosques mesófilos, debido a que los procesos de descomposición son más lentos, lo que genera una capa gruesa de materia orgánica en el suelo (Bruijnzeel y Proctor 1995) que permite que los incendios superficiales y subterráneos tengan una mayor duración y severidad (Neary *et al.* 1999). En contraste, los bosques tropicales de las tierras bajas tienen ciclos de descomposición rápidos y la materia orgánica en el suelo y sobre el piso es relativamente menor (Vitousek y Sanford 1986) por lo que los incendios son principalmente superficiales en estos tipos de bosques (Laurance 2003).

El sustrato geológico también determina condiciones microclimáticas que favorecen la ignición, la ampliación del fuego y generan impactos más severos sobre los ecosistemas. Los bosques que se desarrollan sobre áreas con relieve kárstico tienen un drenaje rápido que promueve que las épocas de sequía sean más largas y severas que las que se desarrollan sobre rocas metamórficas (Crowther 1986, Kelly *et al.* 1988). Estas condiciones son favorables para la ocurrencia de incendios de mayor intensidad y extensión. En el presente estudio, los bosques mesófilos de productividad media y baja, desarrollados sobre un paisaje con relieve kárstico, tuvieron niveles de destrucción más altos que los detectados para bosques sobre roca metamórfica. El caso más extremo se observó en los bosques de productividad baja (bosques mesófilos enanos) que se desarrollaban sobre las áreas de calizas más expuestas al viento donde los incendios fueron de copa y subterráneos, y la destrucción de la biomasa original fue total.

La evaluación del impacto de los incendios sobre la riqueza de especies muestra que la reducción en el estrato arbóreo fue mayor (una pérdida de entre 71% y 81% de especies originales) que el impacto sobre el estrato arbustivo, con una pérdida de tan sólo un 11.4% de la riqueza original; e incluso con una ganancia de especies (6%) en las parcelas quemadas sobre sustrato metamórfico. Estas cifras coinciden con los datos de otros trabajos que indican que tanto la riqueza específica como la cobertura son atributos que se recuperan relativamente rápido después de incendios o destrucciones naturales de la vegetación original (Jardel 1991), y ocurre una recuperación más rápida de la riqueza en individuos de tallas pequeñas (Guariguata y Ostertag 2002). Sin embargo, también se ha registrado que este incremento puede ser temporal ya que la riqueza puede aumentar en los estados iniciales de la sucesión pero finalmente decae por debajo de los valores originales (Lawrence y Boneta 1995).

La composición florística es uno de los atributos de las comunidades vegetales que tarda más en recuperarse después de grandes perturbaciones (Aide y Cavalier 1994, Zou *et al.* 1995, Guariguata y Ostertag 2002). En Los Chimalapas, los porcentajes de sobrevivencia de las especies arbóreas y arbustivas en estos bosques mesófilos fueron bajos (de entre el 20% y 39.5%). Dentro de los árboles registrados como sobrevivientes están varias especies de lauráceas pertenecientes a los géne-

ros *Persea*, *Cinnamomum* y *Ocotea*, así como especies de los géneros *Gordonia* (Theaceae), *Clethra* (Clethraceae), encinos (*Quercus*) y liqui-dámbares (*Liquidambar*). El mecanismo de sobrevivencia de varios de ellos fue a partir de la formación de rebrotes de los troncos o las raíces, lo cual ha sido registrado como un mecanismo importante para la recuperación en otros bosques húmedos quemados (Kammesheidt 1999, Guarigata y Ostertag 2002). Otro componente que permanece de la vegetación original son las epífitas que cayeron de los árboles muertos y que han sobrevivido por un lapso ya de cuatro años en las áreas quemadas, y que posiblemente tengan la capacidad de establecerse como plantas terrestres (Lawton y Putz 1988). Este conjunto de especies originales del bosque que sobreviven a los incendios (especies heredadas) juega un papel importante para la recuperación de la composición florística original, ya que sirve como fuente de propágulos para el reclutamiento de individuos, lo cual es especialmente importante después de disturbios severos y extensos (Moral y Wood 1988, Turner *et al.* 1998) como que la lluvia de semillas de comunidades vegetales vecinas decrece marcadamente con la distancia (Cubiña *et al.* 2001, Guariguata y Ostertag 2002).

El proceso de la sucesión vegetal después de los incendios está fuertemente relacionado con la severidad del fuego (Moral y Wood 1988, Jardel 1991). Los sitios de productividad baja (bosques enanos) que sufrieron la mayor severidad, presentaron la recuperación más lenta, la cual coincide con los patrones de recuperación descritos para áreas dañadas a partir de erupciones volcánicas (Moral y Wood 1988). En los otros bosques de productividad media y alta la recuperación fue, principalmente, por medio de una flora oportunista diversa (especialmente con especies heliófilas) típica de la sucesión secundaria que se desarrolla en espacios abiertos y grandes después de incendios en bosques tropicales húmedos (Jardel 1991, Guariguata y Ostertag 2002) o bien en pastizales abandonados que fueron creados a partir de la tala y conversión del bosque mesófilo (Oosterhoorn y Kappelle 2000). Sin embargo, la riqueza de especies fue más alta sobre roca metamórfica (79.8%) que sobre roca sedimentaria (57.4%). Es probable que la presencia de un suelo mejor desarrollado en las áreas sobre roca metamórfica favorezca la colonización de más especies (Sosa *et al.* 1987); asimismo los incendios en estas áreas fueron menos severos y exten-

sos, lo que permitió que el banco de semillas se conservara. A diferencia de otros sitios en donde los procesos de sucesión secundaria del bosque mesófilo se relacionan con el desarrollo de pinares en las primeras etapas sucesionales (Jardel 1991), en ninguno de los sitios hasta ahora estudiados en los Chimalapas se ha encontrado el establecimiento de pinos después de incendios en bosque mesófilo, probablemente porque los pinares naturales están lo suficientemente alejados para no proporcionar propágulos.

La presencia y abundancia de *Pteridium arachnoideum* en diversos sitios quemados se debe a su carácter de maleza, con un rápido crecimiento vegetativo y la producción de sustancias alelopáticas que le permiten tener una habilidad competitiva superior sobre otras plantas (Alonso-Amelot y Baechler 1996). Estos tapetes monoespecíficos reducen la entrada de luz y la cantidad de nutrientes en el suelo, por lo que impiden el establecimiento de otras especies colonizadoras y retrasan la recuperación de la estructura y composición de los bosques originales (Aide y Cavelier 1994, Lawrence y Boneta 1995, Walker *et al.* 1996).

Conclusiones

Los resultados iniciales obtenidos de este estudio permiten hacer una evaluación de las consecuencias ecológicas de incendios severos sobre los bosques mesófilos de montaña. Los resultados indican que tanto la afectación de los incendios sobre la mortalidad y el área basal de los árboles, como la composición y riqueza específica de la vegetación y los procesos de recuperación, ha sido muy variable, lo que parece estar relacionado con la complejidad geológica, biológica y ambiental que caracteriza los sistemas montañosos del trópico. Para que el proceso de recuperación continúe, es fundamental prevenir la ocurrencia de nuevos y sobre todo extensos incendios en esta región. Una vez que un bosque tropical húmedo se quema, se vuelve más vulnerable a nuevos incendios, que a su vez se convierten en una amenaza para la recuperación de los bosques a largo plazo (Uhl y Kauffman 1990, Jardel 1991, Aide *et al.* 1994). Además, es más difícil controlar incendios en áreas que previamente han sido quemadas ya que usualmente existe una mayor cantidad de combustible y de condiciones microclimáticas que

favorecen el fuego (Cochrane *et al.* 1999, Nepstad *et al.* 1999). La prevención de incendios a través del uso apropiado y responsable del fuego, la promoción de prácticas agrícolas alternativas que no dependen del fuego, así como la formación de brigadas comunitarias que estén bien capacitadas y organizadas (Anta y Plancarte 2001), son iniciativas importantes para evitar los incendios en la región. Asimismo, la integración y adaptación de los conocimientos locales que existen al interior de los pueblos sobre el manejo del bosque, combinados con los que se desarrollan desde la academia, puede ser la manera de afrontar acciones que permitan un manejo sostenible de los recursos naturales (Becker 2003, du Toit *et al.* 2004).

El conocimiento de los procesos de recuperación de los bosques mesófilos incendiados es importante para desarrollar estrategias efectivas para la conservación y el manejo de las áreas quemadas y sus alrededores. Aunque existe información de que las actividades de restauración en los bosques mesófilos ayudan en su recuperación (Cohen *et al.* 1995, Aide *et al.* 2000, Holl *et al.* 2000), las técnicas todavía están en un estado experimental y urge incrementar el conocimiento de la ecología de los bosques mesófilos y su interacción con el fuego. Por el momento, la estrategia más importante para asegurar la recuperación y perdurabilidad de los bosques mesófilos de montaña en Los Chimalapas es la prevención de nuevos incendios, así como evitar su paulatina destrucción por un mal manejo de los recursos de que provee este ecosistema. La participación e incorporación de los pobladores en estas acciones es de vital importancia para obtener logros sobre la conservación y perdurabilidad de los bosques.

Agradecimientos

Agradecemos a los M. en C. Noé Velásquez y Rafael Soriano por la aportación académica al equipo de trabajo y parte de la obtención de los datos de campo. A las autoridades municipales y de bienes comunales de San Miguel Chimalapa: Fausto Jiménez, Antonio Cruz, Artemio Aguilar, Rómulo Gutiérrez, Bulmaro Solano y Rufino Sánchez, por su apoyo e interés en que se realizara este proyecto. A los equipos comunitarios de Benito Juárez y San Antonio: Simei Solano, Pedro

López, Venino Sánchez, Carmelo Cruz, Pablo Gutiérrez, Rodolfo López, Ramiro Pérez, Gustavo Martínez, Amadeo Pérez, Hermenegildo Pérez y Delfino Pérez, su ayuda en el trabajo de campo fue fundamental. Al Dr. Salvador Lozano y a Javier Castañeda por su apoyo logístico. A PROCYMAF-SEMARNAT, Oaxaca y a la Universidad Estatal de Iowa por el financiamiento otorgado durante los años 2001 y 2002. A Kristiina Vogt, Daniel Vogt y Ana López-Gómez por sus comentarios a las versiones preliminares de este escrito; a Karina Fabián por el procesamiento de los datos y a Roberto Monroy por su ayuda en la elaboración del mapa.

Referencias

- Aide M.T., Zimmerman J.K., Pascarella J.B., Rivera L. y Marcano-Vega H. (2000). Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restor. Ecol.* 8(4), 328-338.
- Aide T.M. y Cavelier J. (1994). Barriers to tropical lowland forest restoration-Columbia. *Restor. Ecol.* 2, 219-229.
- Alonso-Amelot M.E. y Baechler S.R. (1996). Comparative spatial distribution, size, biomass and growth rate of two varieties of bracken fern (*Pteridium aquilinum* L. Kuhn.) in a neotropical montane habitat. *Vegetatio.* 125, 137-147.
- Anta S.F. y Plancarte A.B. (2001). Los Incendios Forestales. En: *Chimalapas: La última oportunidad*. World Wildlife Fund Programa México y Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Taller El Castor: Oaxaca, México., pp. 121-138.
- Barlow J., Pérez C.A., Lagan B.O. y Haugeaasen T. (2003). Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. *Ecology Letters.* 6, 6-8.
- Becker C.D. (2003). Grassroots to grassroots: Why forest preservation was rapid at Loma Alta, Ecuador. *World Development.* 31(1), 163-176.
- Bruijnzeel L.A. y Proctor J. (1995). Hydrology and biogeochemistry of tropical montane cloud forests: what do we really know? in: *Tropical Montane Cloud Forests*. (L. S. Hamilton, J. O. Juvik y F. N. Scatena, Eds.) New York, pp. 38-78.
- Challenger A. (1998). *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro*. Mexico, Agrupación Sierra Madre, S.C. 847 p.

- Cochrane M.A., Alencar A., Schulze M.D., Souza C.M. Jr., Nepstad D.C., Lefebvre P. y Davidson E.A. (1999). Positive feedbacks in the fire dynamics of closed canopy tropical forest. *Science*. 284, 1832-1835.
- Cochrane M.A. (2001). Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. *Conserv. Biol.* 15(6), 1515-1521.
- Cohen A.L., Singhakumara B.M.P. y Ashton P. M. S. (1995). Releasing rainforest succession: a case study in *Dicranopteris linearis* fernlands of Sri Lanka. *Restor. Ecol.* 3(4), 261-270.
- Condit R.S., Hubbell P. y Foster R.B. (1995). Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. *Ecol. Monogr.* 65, 419-439.
- Crowther J. (1986). Karst environments and ecosystems in Peninsular Malaysia. *Malayan Nature Journal*, 39, 231-257.
- Cubiña A. y Aide T.M. (2001). The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica*. 33(2), 260-267.
- du Toit J.T., Walker B.H. Campbell B.M. (2004). Conserving tropical nature: current challenges for ecologists. *Trends Ecol. Evol.* 19(1), 12-17.
- Guariguata R.M. y Ostertag R. (2002). Sucesión secundaria. En: *Ecología y conservación de bosques neotropicales* (R.M. Guariguata y G.H. Catan, Eds.). Libro Universitario Regional (UELAC-GTZ), Costa Rica. pp. 591-694.
- Gentry A.H. (1982). Neotropical floristic diversity: Phytogeographical connections between Central and South America, Pleistocene climatic fluctuations or an accident of the Andean orogeny?. *Annals of the Missouri Botanical Garden*. 69(3), 557-593.
- Holl K.D., Loik M.E., Lin E.H.V. y Samuels I.A. (2000). Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restor. Ecol.* 8(4), 339-349.
- IUCN. (1997). *Centres of plant diversity*. Volume 3. The Americas. IUCN, WWF, UN, ODA. Parchment Press, Oxford. 562 p.
- Ivanauskas N.M., Monteiro R. y Rodríguez R.R. (2003). Alterations following a fire in a forest community of Alto Rio Xingu. *For. Ecol. Manag.* 184, 239-250.
- Jardel J.E. (1991). Perturbaciones naturales y antropogénicas y su influencia en la dinámica sucesional de los bosques de Las Joyas, Sierra de Manantlán, Jalisco. *Tiempos de Ciencia*. 22, 9-26.
- Kammesheidt, L. (1999). Forest recovery by root suckers and above-ground sprouts after slash-and-burn agriculture, fire and logging in Paraguay and Venezuela. *J. Trop. Ecol.* 15, 143-157.

- Kelly D.L., Tanner E.V.J., Kapos V., Dickinson T.A., Goodfriend G.A. y Fairbairn P. (1988). Jamaican limestone forests: floristics, structure and environment of three examples along a rainfall gradient. *J. Trop. Ecol.* 4, 121-156.
- Laurance W.F. (2003). Show burn: the insidious effects of surface fires on tropical forests. *Trends Ecol. Evol.* 18(5), 209-212.
- Lawrence R.W. y Boneta W. (1995). Plant and soil responses to fire on fern-covered landslide in Puerto Rico. *J. Trop. Ecol.* 11, 473-479.
- Lawton R.O. y Putz F.E. (1988). Natural disturbance and gap-phase regeneration in a wind-exposed tropical cloud forest. *Ecology.* 69(3), 764-777.
- Malmer, A., Y. Wård, H. Asbjornsen (en prensa). Fire in tropical montane cloud forests in the Chimalapas area of Oaxaca, Southern Mexico. In: *Mountains in the Mist: Science for Conserving and Managing Tropical Montane Cloud Forests*; 2nd International Symposium on Tropical Montane Cloud Forests. Waimea, Hawaii. Julio 28 – agosto 2, 2004.
- Meggers B.J. (1994). Archaeological evidence for the impact of mega-Niño events on Amazonia during the past two millennia. *Climate Change.* 28(4), 321-338.
- Moral del R. y Wood D.M. (1988). Dynamics of herbaceous vegetation recovery on Mount St. Helens, Washington, USA, after volcanic eruption. *Vegetatio.* 74, 11-27.
- Neary D.G., Klopatek C.C., DeBano L.F. y Ffolliott P.F. (1999). Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *For. Ecol. Manage.* 122, 51-71.
- Nepstad D.C., Verissimo A., Alncar A., Nobre C., Lima E, Lefebvre P, Schlesinger P, Potter C., Moutinho P, Mendoza E., Cochrane M. y Broods V. (1999). Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature.* 398, 505-508.
- Oosterhoorn M. y Kappelle M. (2000). Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. *For. Ecol. Manage.* 126, 291-307.
- Paine R.T., Tegner M.J. y Johnson E.A. (1998). Compounded perturbations yield ecological surprises. *Ecosystems.* 1, 535-545.
- Pinard M.A., Putz F.E. y Licona J.C. (1999). Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical forest in eastern Bolivia. *For. Ecol. Manage.* 116, 247-252.
- Ramírez-Marcial N., González-Espinosa M. and Williams-Linera G. (2001). Anthropogenic disturbance and tree diversity in montane rain forests in Chiapas, Mexico. *For. Ecol. Manage.* 154, 311-326.

- Rzedowski J. (1992). Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Ciencias*, 6, 47-56.
- Rzedowski J. (1996). Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Bot. Mex.* 35, 25-44.
- Salas-Morales S.H., Schibli L. y Torres-Bahena E. (2001). La Importancia Ecológica y Biológica. En: *Chimalapas: La Última Oportunidad*. World Wildlife Fund Programa México y la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Taller El Castor: Oaxaca, Oax., pp. 27-47.
- Sandford R.L., Saldarriaga J. Jr., Clark K.E., Uhl C. y Herrera R. (1985). Amazon rain-forest fires. *Science* 227, 52-55.
- Scheffer M.S., Carpenter S., Poley J.A., Folke C. y Walker B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*. 413, 591-596.
- Siegert F., Ruecker G., Hinrichs A. y Hoffmann A.A. (2001) Increased damage from fires in logged forests during droughts caused by El Niño. *Nature*. 414, 437-440.
- Sosa J. V. y Puig H. (1987) Regeneración del estrato arbóreo en el bosque mesófilo de montaña. En: *El bosque mesófilo de montaña de Tamaulipas* (H. Puig y R. Bracho, Eds). Instituto de Ecología, México, D.F. pp.107-131.
- Turner G.M, Baker W.E., Peterson C.J. y Peet R.K. (1998). Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems* 1, 511-523.
- Uhl C. y Kauffman J.B. (1990). Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. *Ecology* 71, 437-449.
- Vitousek P. y Sanford J.R. (1986) Nutrient cycling in moist tropical forest. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17, 137-167.
- Walker L.R, Zarin D.J., Fetcher N., Myster R.W. y Johnson A.H. (1996). Ecosystem development and plant succession on landslides in the Caribbean. *Biotropica*. 28(4a), 566-576.
- Walsh R.P.D. (1996). Drought frequency changes in Sabah and adjacent parts of northern Borneo since the late nineteenth century and possible implications for tropical rain forest dynamics. *J. Trop. Ecol.* 12, 385-407.
- Wendt T. (1993). Composition, floristic affinities, and origins of the canopy tree flora of the Mexican Atlantic Slope rain forests. En: *Biological diversity of Mexico: origins and distribution* (T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot, and J. Fae, Eds.). Oxford University Press: New York. pp. 595-680.
- Zimmerman J.K., Everham E. M. III, Waide R.B., Lodge D.J., Taylor C.M. y Brokaw N.V.L. (1994). Responses of tree species to hurricane winds in subtropical wet forest in Puerto Rico: implications for tropical tree life histories. *J. Ecol.* 82, 911-922.

Zou X., Zucca C.P, Waide R.B. y McDowell W. (1995). Long-term influence of deforestation on tree species composition and litter dynamics of a tropical rain forest in Puerto Rico. *For. Ecol. Manage.* 78, 147-157.

Los incendios forestales en la reserva de la biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco y Colima

ENRIQUE J. JARDEL PELÁEZ ¹, FAVIOLA CASTILLO NAVARRO ¹, RUBÉN RAMÍREZ VILLEDA^{1,2}, JUAN CARLOS CHACÓN MATHIEU ¹ Y ÓSCAR E. BALCÁZAR MEDINA²

Resumen

La incidencia de incendios forestales en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (RBSM) fue analizada como parte del proceso de planificación del manejo del fuego en esta área protegida. A partir de los reportes de las brigadas de combate de incendios e inspecciones de campo, se elaboró una base de datos en un sistema de información geográfica, cubriendo el período de 1995-2003. La media anual de la superficie total afectada por incendios forestales fue de $6,851.7 \pm 1,291.1$ ha (4.9% de la superficie de la RBSM); la mayor parte de los incendios fueron menores a 300 ha de extensión, con una moda de 50 ha. El 33.5% de los incendios registrados se originaron por quemas agropecuarias, el 15.8% por quemas asociadas a cultivos ilegales y el 18.3% restante por otras causas antrópicas; para el 32.4% de los incendios no se determinó la causa. El 37.0% de los incendios se reportaron para bosques de pino-encino y el 27.3% para bosques de encino. Ambos tipos de bosques son resistentes al efecto del fuego. Se encontró que los bosques de propiedad privada presentan proporcionalmente mayor superficie quemada

¹ Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad, Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara. Independencia Nacional 151, Autlán, Jalisco, CP 48900, México, ejardel@cucsur.udg.mx

² Dirección de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

que los bosques ejidales o comunales. Dado que la mayor parte de los incendios forestales son antrópicos y que existe una relación entre su incidencia y variables como la tenencia de la tierra, debe considerarse que el entendimiento de los procesos sociales es tan importante como el de los factores ecológicos en el desarrollo de estrategias de manejo del fuego.

Palabras clave: ecología del fuego, incendios forestales, régimen de propiedad, reservas de la biosfera, sistemas de información geográfica.

Abstract

Wildfire occurrence in the Sierra de Manantlán Biosphere Reserve (SMBR) was analyzed as part of a fire management planning process in this protected area. Using firefighting crews field reports and field assessments, a database within a geographic information system was constructed, covering the 1995-2003 period. We found that the annual mean of total burned area was $6,851.7 \pm 1,291.1$ ha (4.9% of SMBR area), and that most fires affect less than 300 ha, with a mode of 50 ha. A 33.5% of fires were caused by agricultural burning, 15.8% by burning associated with illegal crops production, and the remaining 18.3% by other anthropogenic causes. The cause was not determined for 32.4% of reported fires. A 37.0% of fires occurred in pine forests and 27.3 % in oak forests, both being resistant or resilient to fire. Proportionately more forest area is burned in private properties than in communal or ejido lands. Given that most wildfires are anthropogenic and that a relation exist between fire incidence and variables like land tenure, it must be considered that for fire management, understanding social processes is as important as understanding ecological factors.

Keywords: fire ecology, wildfire, land tenure, biosphere reserve, GIS.

Introducción

Entre los factores de disturbio que influyen en la estructura, funcionamiento y dinámica de los ecosistemas terrestres, el fuego es sin duda uno de los más importantes y ubicuos (White 1979, Pyne 1996, Rowell

y Moore 1999). En México, donde el fuego afectó en promedio 218,627 ha para el período de 1970 a 2002 (SEMARNAT 2002), los incendios forestales son considerados como una de las mayores amenazas para los bosques (Santiago *et al.* 1999, CESPEDES 2002).

A pesar de los esfuerzos de combate y supresión de los incendios forestales, se observa una tendencia al aumento de la superficie afectada y la severidad de los efectos del fuego, no sólo en el caso de México, sino a nivel mundial (Rowell y Moore 1999). Esta situación, junto con el reconocimiento del papel ecológico del fuego en muchos de los ecosistemas terrestres, ha llevado a reconsiderar el enfoque de combate y supresión, reemplazándolo por estrategias de manejo del fuego (Pyne *et al.* 1996).

Tanto la evidencia de estudios ecológicos como la experiencia práctica de manejo, indican que el fuego es un factor ecológico cuya supresión, en ciertos ecosistemas, puede ser considerada como una perturbación (Pyne *et al.* 1996). Los incendios forestales han sido parte de la dinámica de los ecosistemas terrestres del mundo y una importante fuerza selectiva en los procesos de evolución de la biota (Whelan 1995). El fuego es un agente que influye en la heterogeneidad estructural de los bosques, la cual es esencial para el mantenimiento de la biodiversidad, y la modificación de un régimen de fuego—esto es, de la frecuencia, extensión, intensidad y severidad de los incendios—provoca cambios en la composición de especies y la estructura de los bosques (Zedler *et al.* 1983, Agee 1993, Fulé *et al.* 2002, Cochrane 2003). La supresión del fuego conduce a la acumulación de combustibles forestales, aumentando la severidad de los efectos de los incendios (Cooper 1975, Minnich 1983, Pyne *et al.* 1996). Puede decirse que tanto la falta de fuego como su exceso son factores de deterioro en los ecosistemas forestales (Pyne 1996).

La investigación ecológica ha demostrado también que existe una importante variación en los regímenes de fuego y en la respuesta de los ecosistemas y sus componentes a los efectos de los incendios (Heinselman 1981, Agee 1993, Whelan 1995, Cochrane 2003). El papel ecológico del fuego es un fenómeno complejo, cuyo entendimiento es fundamental para diseñar estrategias específicas de conservación y restauración ecológicas, así como de manejo silvícola, adaptadas a las diversas condiciones ecológicas y sociales de las áreas boscosas.

En el caso particular de México, un país de gran heterogeneidad ambiental, complejidad ecológica y alta diversidad biológica (Challenger 1998), la toma de decisiones sobre el uso y manejo del fuego hace necesaria la generación de conocimientos básicos sobre el fenómeno de los incendios forestales y sus efectos ecológicos en las condiciones físico-geográficas, ecológicas y sociales específicas de diferentes regiones del país (González-Cabán y Sandberg 1989). No es posible simplemente aplicar el conocimiento y transferir las prácticas de manejo del fuego desarrollados en otras condiciones ecológicas y sociales.

En la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (RBSM), en los estados de Jalisco y Colima, el manejo del fuego ha sido establecido como una prioridad en la gestión del área protegida (Jardel 1992, INE 2000, Jardel *et al.* 2001a). Desde la creación de la RBSM en 1987, se han puesto en práctica actividades de prevención y control de incendios forestales y se han realizado estudios que consideran el papel del fuego en la sucesión ecológica y la regeneración de bosques (Anaya 1989, Jardel 1991, Saldaña y Jardel 1992, Jardel *et al.* 2001 a y b). En este trabajo se presenta un análisis preliminar de la incidencia de incendios forestales en la RBSM entre 1995 y 2003. A partir de la caracterización del problema de los incendios forestales en el área protegida, se discuten algunas de las implicaciones de la puesta en marcha de una estrategia de manejo del fuego en la Sierra de Manantlán.

Área de estudio

La RBSM (Jardel 1992, INE 2000) se extiende sobre 139,577 ha de terrenos montañosos en los límites de los estados de Jalisco y Colima en el occidente de México (Fig. 1). Con una variación altitudinal de los 300 a los 2,860 msnm, la sierra presenta un gradiente climático desde condiciones cálidas en las partes bajas (<1,000 msnm) a templadas en las partes altas (>1,800 msnm), y de las condiciones subhúmedas de las cimas y la vertiente sur, orientada hacia el Océano Pacífico, al ambiente más seco de la vertiente norte afectada por la sombra orográfica.

La cubierta vegetal está formada por selva baja caducifolia dominando en las partes bajas, bosques secos de encino a altitudes inter-

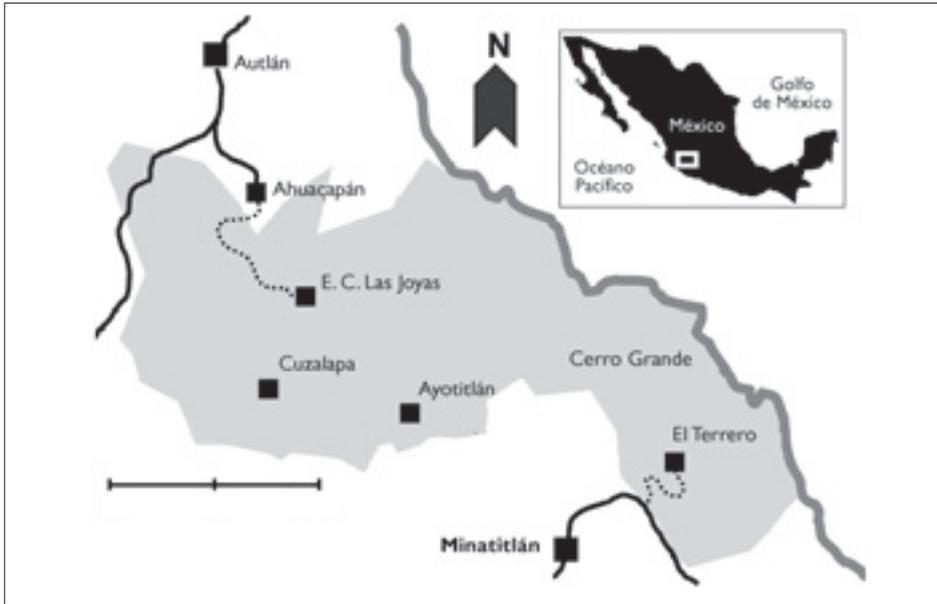


Figura 1. Localización de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (RBSM).

medias (1,000-1,800 msnm) y bosques de pino-encino y encino-pino arriba de los 1,800 msnm. En los sitios más húmedos se encuentran áreas poco extensas de selva mediana subcaducifolia, la cual es reemplazada conforme se asciende arriba de los 1,400 m por bosque mesófilo de montaña y arriba de los 2,500 m, por bosques mixtos de oyamel-pino-encino (INE 2000). Se encuentran también formaciones vegetales herbáceas y arbustivas y áreas con cultivos agrícolas. La influencia humana ha contribuido a la heterogeneidad del paisaje, creando un mosaico de condiciones sucesionales (Jardel 1998).

La RBSM es un área de gran importancia para la conservación por su alta diversidad biológica, representada por más de 2,900 especies de plantas vasculares y 560 de vertebrados, y por la función protectora de los bosques en las cuencas que abastecen de agua a unos 400,000 habitantes del sur de Jalisco y de Colima (INE 2000).

La gestión de la RBSM se basa en la colaboración interinstitucional y la participación de la población local, y en un esquema de ordenamiento territorial, con zonas núcleo de protección y áreas de amortiguamiento donde se realizan actividades productivas (INE 2000). La

condición de reserva de la biosfera establece una serie de normas para el uso de la tierra y los recursos, pero no modifica la propiedad de la tierra que pertenece a unas 31 comunidades agrarias y aproximadamente 80 predios privados (Graf *et al.* 2003).

Métodos

La incidencia de incendios forestales en la RBSM fue evaluada para el período de 1995 a 2003, a partir de información obtenida de reportes oficiales. Aunque existen registros para años anteriores a 1995, estos están incompletos. Los reportes son elaborados durante las operaciones de control de incendios forestales por los jefes de las brigadas de combate, siguiendo un mismo formato básico, bajo la supervisión de personal técnico de la dirección de la RBSM. Posteriormente los reportes son incorporados a una base de datos en *Microsoft Access* y a un sistema de información geográfica (SIG), basado en el programa *ARC/INFO* (ESRI 1994).

La base de datos incluye información sobre la fecha de detección del incendio, localización con coordenadas de los puntos medios y extremos del área afectada, municipio, nombres de los predios y parajes afectados, estimación de la superficie del área afectada, tipo de vegetación, tipo de incendio (superficial o de copa), causas probables, la secuencia del combate del incendio (fechas y horas de detección, inicio del combate, control y extinción del incendio), y personal que participó en el combate por institución de procedencia.

Entre 1995 y 2000, los registros de superficie afectada son los que se reportan en el campo por las brigadas de combate. A partir de 2001, el polígono que marca los límites de los incendios está siendo determinado en campo con ayuda de mapas topográficos a escala 1:50,000 del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) y un sistema de posicionamiento global (GPS). La determinación de la incidencia de los incendios por tipo de vegetación se basó en los reportes de campo. Para conocer la incidencia de los incendios por tipo de tenencia de la tierra se superpusieron los mapas de incendios sobre un mapa catastral digitizado. En la discusión incorporamos observaciones de campo realizadas por el primer y tercer autores, los cuales

cuentan con más de 16 años de participación directa en prevención y combate de incendios en la RBSM.

Resultados y discusión

Entre 1995 y 2003 se registraron 327 incendios forestales en la RBSM, sumando una superficie afectada de 61,664.9 ha; varios sitios dentro de esta superficie se quemaron más de una vez durante el período de observación. La media del número de incendios y de superficie total afectada por año fue de 36 ± 4 incendios y $6,851.7 \pm 1,291.1$ ha (**Tabla I**). La superficie afectada por año representó entre el 2.1% y el 10.9% de la superficie de la RBSM. En años anteriores (1987-1994), para los cuales algunos registros son incompletos, resaltan el año de 1988 con una superficie afectada de aproximadamente 18,000 ha y 1992, año en el cual llovió durante la temporada de sequía y no se registró ningún incendio.

El número de incendios y superficie afectada por año presenta variaciones considerables (**Tabla I**). El año con mayor superficie afectada

Tabla I. Número y superficie afectada por los incendios forestales registrados en el período 1995-2003.

Año	Número de incendios	Superficie afectada (ha)	Superficie por incendio (ha)	
			Media	Moda
1995	49	6,449.8	131.6	150
1996	18	10,735.0	596.4	1500
1997	24	2,973.5	123.9	50
1998	41	15,236.7	371.6	100
1999	47	5,743.5	122.2	1
2000	26	5,949.0	228.8	250
2001	41	4,734.5	115.5	200
2002	38	6,572.3	173.0	30
2003	43	3,270.6	76.1	2
Media	36	6,851.7	189.2*	50*
**e	3.7	1,291.1	20.8	—

* Media y moda calculadas para el total de los incendios registrados

** e Error estándar de la media

fue 1998, seguido de 1996, el cual fue, sin embargo, el año con menor número de incendios. La menor superficie afectada se observó en 1997 y 2003, aunque en este último se registraron numerosos incendios.

La incidencia de incendios se puede relacionar con variaciones del clima, y particularmente con la precipitación pluvial durante la temporada seca del año (enero-mayo) en la que tienen lugar la mayor parte de los incendios forestales. Se observa que existe una relación inversa entre la precipitación pluvial y la superficie afectada por incendios por año (Fig. 2). Condiciones de sequía y altas temperaturas tuvieron lugar en 1988 y 1998, los dos años con mayor superficie afectada por el fuego desde la creación de la RBSM, y en 1983, año para el cual se sabe de incendios severos y extensos por referencias de pobladores de la Sierra y personal de combate de incendios, y estudios dendrocronológicos (Jardel 1991). Los años de 1983, 1988 y 1998 corres-

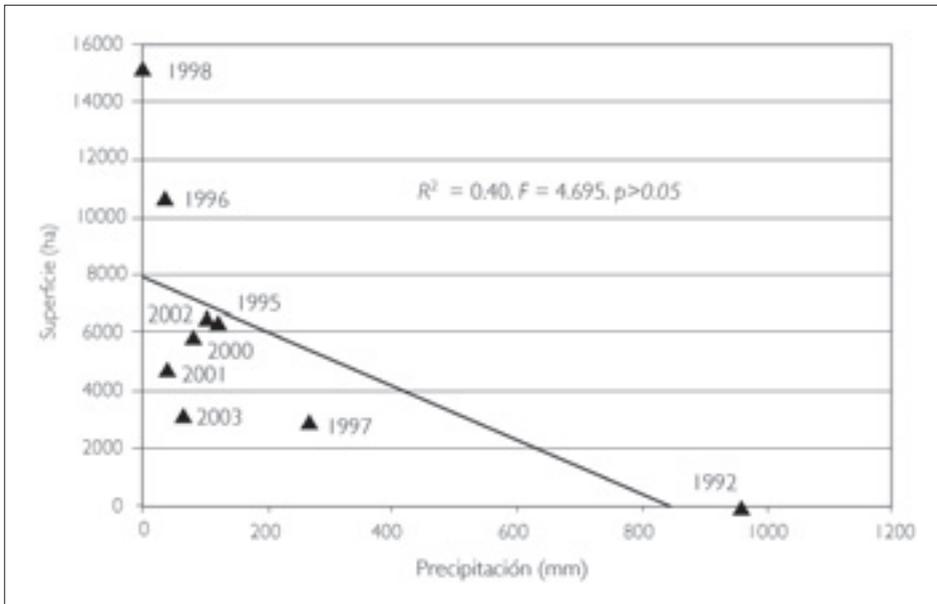


Figura 2. Relación entre la precipitación anual de invierno y primavera (meses de enero a mayo) y la superficie afectada por incendios forestales por año (1995-2003). Se agregaron los datos para 1992, año en que llovió abundantemente durante la temporada de sequía y no se registraron incendios. Los datos de precipitación corresponden a la estación meteorológica de la estación científica Las Joyas, ubicada en la parte central de la RBSM.

ponden con índices positivos del fenómeno de El Niño-Oscilación del Sur, que se relacionan con la alta incidencia de incendios (Heyerdahl y Alvarado 2003), mientras que 1992, un año sin registro de incendios, presentó lluvias abundantes durante el invierno.

Sin embargo la variación en el área afectada por los incendios forestales no se explica solamente por el efecto de la precipitación. La relación entre los dos factores, aunque significativa, presenta un bajo coeficiente de determinación, y puede verse que la superficie afectada varió considerablemente entre años como 1996 y 2003, aunque entre estos no hubo una diferencia marcada en la cantidad de lluvia (Fig. 2). Es importante considerar la influencia humana como un factor determinante del régimen de incendios forestales (Pyne 1996, Heyerdahl y Alvarado 2003). En la RBSM la mayor parte de los incendios son antrópicos (Tabla II), y por lo tanto hay variables sociales que influyen en la incidencia del fuego, como se discute más adelante.

La principal causa de los incendios forestales entre 1996 y 2003 (Tabla II) fueron las quemas agropecuarias, que representan el 33.5% de los incendios registrados. Estas quemas se realizan para el desmonte o limpia de terrenos de cultivo o para el manejo de pastizales y originan incendios cuando el fuego escapa hacia los bosques adyacentes. El 15.8% de los incendios se reportaron como originados por quemas en cultivos ilegales (marihuana y amapola), cuando había evidencia de esta causa. Los incendios reportados como causados por incendiarios, fueron provocados intencionalmente en el contexto de conflictos de tenencia de la tierra, sabotaje a actividades de aprove-

Tabla II. Causas de los incendios forestales registrados entre 1996 y 2003.

Causa*	Número	Porcentaje
Quemas agropecuarias	93	33.5
No determinada	90	32.4
Cultivos ilegales	44	15.8
Incendiarios	33	11.9
Paseantes	9	3.2
Rebrotos de incendios	4	1.4
Otras	3	1.1
Quema de basura	2	0.7
Total	278	100.0

* Ver texto para explicación de las causas.

chamamiento forestal en tierras en disputa, o incluso por oposición al establecimiento de la RBSM entre personas con intereses afectados por las medidas de conservación, dichos incendios representan el 11.9%. Los incendios provocados por paseantes o visitantes, se debieron a fogatas abandonadas o a fumadores; junto con el rebrote de incendios que ya habían sido controlados, quemas de basura en sitios aledaños a los bosques y otras causas poco comunes (por ejemplo la quema de aserrín en un aserradero abandonado o el uso de fuego como señalamiento en una carretera) representaron en conjunto el 6.4%.

Se puede observar que en una proporción importante de los incendios (32.4 %) la causa no fue determinada (**Tabla II**). Esto corresponde con los incendios que se originan en sitios remotos, algunos de los cuales pueden tener su origen en la quema de desmontes o del sotobosque para establecer cultivos de estupefacientes o borrar sus rastros. Esta parece ser una causa generalizada de incendios en casi todas las áreas de montaña de México, según la evidencia anecdótica del personal de combate de incendios, trabajadores forestales y pobladores de distintas partes del país. Debido a las implicaciones que tiene el reporte de incendios relacionados con la narcoproducción, su registro muchas veces aparece como "causa desconocida" o incluso como "quema agrícola".

No se registraron incendios por causas naturales como rayos. Existe evidencia anecdótica de incendios originados por tormentas eléctricas al inicio de la temporada de lluvias, cuando hay precipitaciones ligeras seguidas de varios días secos. En años con condiciones extremas de sequía y en sitios con altas cargas de combustible, es posible que la caída de rayos pueda provocar incendios, pero en las condiciones actuales, el fuego en los bosques de la RBSM es predominantemente antrópicos.

El tamaño de los incendios es una característica importante del régimen de fuego de una región o ecosistema particular (Pyne *et al.* 1996). En la Sierra de Manantlán, la moda de la superficie por incendio entre 1995 y 2003 fue de 50 ha y la media de 189.2 ± 20.8 ha (**Tabla I**). Comparativamente la moda del tamaño de los incendios a nivel nacional entre 1970 y 2002, fue de 39 ha (SEMARNAT 2002). Esto indica que la mayor parte de los incendios registrados en México y en la RBSM son relativamente pequeños, comparados por ejemplo con las extensiones afecta-

das en bosques templados y boreales o en chaparrales que son del orden de cientos a miles de hectáreas (Minnich 1983, Agee 1993, Johnson 1992).

La mayor parte (40.7%) de los incendios registrados tuvieron de 3 a 50 ha de extensión y el 34.7% de 51 a 300 ha; el 8.8% tuvieron una superficie igual o menor a 2 ha (conatos de incendios), 6.7% tuvieron extensiones de 301 a 600 ha, el 5.3% de 601 a 1,200 ha y solo el 3.9% fueron incendios extensos mayores a 1,201 ha. Los incendios más extensos registrados en el período de este estudio fueron el del Picacho de Las Ollitas en 1996 (3,000 ha), el Alto Las Yeguas (2,300 ha) y Neverías (2,000 ha), estos últimos ocurridos en 1998. La **Figura 3** presenta la distribución del número de incendios por categoría de superficie quemada para todos los registros de 1995 a 2003. La curva muestra el predominio de incendios con extensiones menores a 300 ha.

No existe una relación directa entre el número de incendios y la superficie afectada por año, debido a la marcada variación en el tamaño de la superficie afectada por incendio (**Tabla I**). A partir de la experiencia directa en el campo, se puede interpretar que las dife-

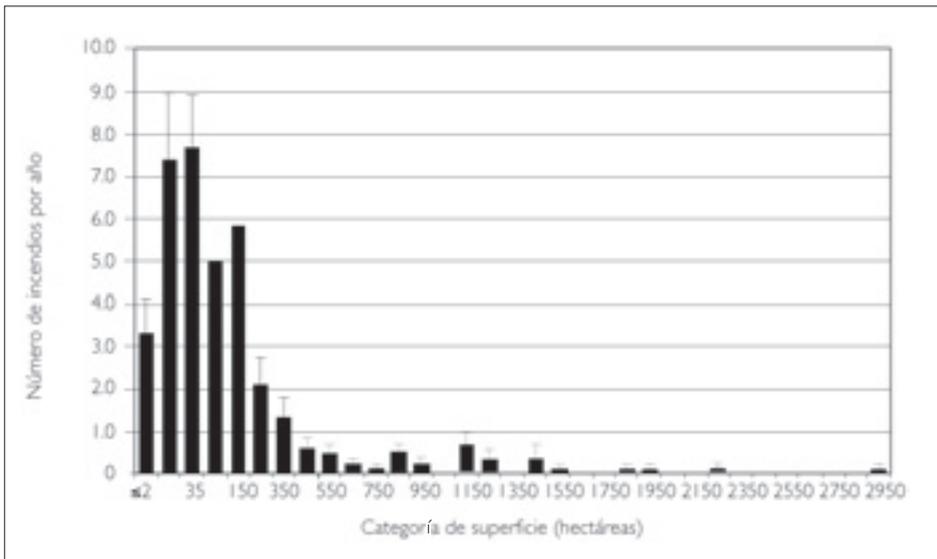


Figura 3. Distribución de la frecuencia (número de incendios forestales en el período 1995-2003) por categorías de superficie por incendio.

rencias entre el tamaño de los incendios y la superficie afectada anualmente, están relacionadas con una serie de variables como, la ubicación del origen de los incendios en sitios remotos, el estado del tiempo, las condiciones topográficas, el tipo de vegetación, la carga de combustibles –determinada a su vez por el efecto de incendios previos–, las condiciones en que se efectuaron las operaciones de combate, como la disponibilidad de personal y los medios de apoyo, y la causa del incendio. Por ejemplo, en 1996 y 1998 ocurrieron incendios extensos en sitios remotos o de difícil acceso, con topografía abrupta, y hubo limitaciones en la disponibilidad de personal y de recursos financieros y materiales. A partir de 1999, la organización y los recursos asignados a las campañas de prevención y control de incendios mejoraron. En 2003, por ejemplo, se observa que la mayor parte de los incendios fueron pequeños (**Tabla I**); en este año se contó con un mayor número de brigadas de combate de incendios operando en el área (14 en comparación con sólo 5 en 1998) y se trabajó con un esquema de colaboración interinstitucional establecido a través de los consejos asesores de la RBSM, con lo cual se logró un control más eficiente.

La mayor parte de los incendios reportados (98%) fueron superficiales. El porcentaje por tipo de vegetación del número total de incendios registrados se presenta en la **Figura 4**. El 64.3% de los incendios afectó bosques de pino-encino y encino en las partes altas de la sierra, entre los 1,500 y 2,860 m de altitud, y en menor proporción matorrales y pastizales secundarios (20.2%). En conjunto los bosques de pino-encino y encino cubren más de la mitad (53.7%) de la superficie de la RBSM, esto es, 74,953 ha. El 10.3% de los incendios se reportaron en selva baja caducifolia, aunque este tipo de vegetación representa el 18.4% de la superficie de la RBSM (INE 2000). Pocos incendios fueron reportados en bosques latifoliados como bosque mesófilo de montaña (2.7%) y selva mediana subcaducifolia (1.5%), que se encuentran en sitios húmedos, protegidos por la configuración del terreno (barrancas, valles y depresiones). Solo 0.5% de los incendios se reportaron para bosques de oyamel, que tienen una extensión muy reducida en la RBSM.

Se evaluó la incidencia de incendios por tipo de propiedad (ejidal, comunal o particular). El régimen de propiedad de la tierra es un componente fundamental del manejo de los recursos naturales y la conservación (Baland y Platteau 1996). En el caso de la RBSM los conflictos

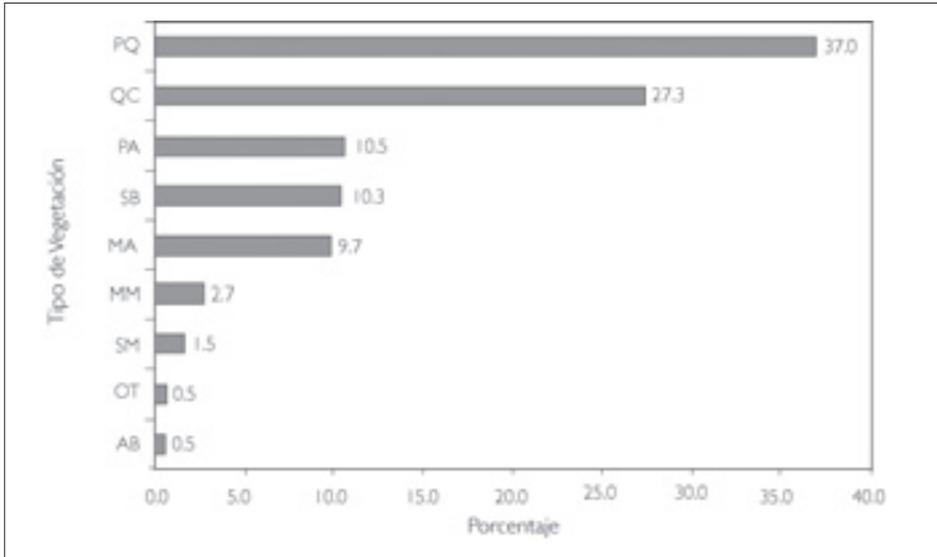


Figura 4. Porcentaje del número de incendios forestales registrados entre 1995 y 2003 por tipo de vegetación. PQ bosque de pino-encino; QC bosque de encino; PA pastizal; SB selva baja caducifolia; MA matorral; MM bosque mesófilo de montaña; SM selva mediana subcaducifolia; OT matorrales de otate (*Otatea acuminata*), y AB bosque de oyamel *Abies religiosa* y *A. religiosa* subsp. *emarginata*.

por el acceso, control y usufructo de la tierra y los recursos naturales, así como la indefinición de la propiedad han generado en muchos casos situaciones de libre acceso que favorecen procesos de deterioro de los bosques (Jardel en prensa). Se encontró que aunque la propiedad privada representa sólo el 32% de la superficie de la RBSM, en ella se registra el 53% de la superficie afectada por el fuego. En contraste, los incendios en los terrenos comunales y ejidales que cubren el 68.4% de la RBSM, representan el 47% de la superficie afectada. Proporcionalmente cada año se ve afectada por el fuego el 5.6% de la superficie de bosques de propiedad privada, contra 2.9% de los bosques comunales y el 2.2% de los ejidales. En 2003 el 51% de los incendios registrados se originó en terrenos de propiedad privada. Esta situación se explica por conflictos debidos a la indefinición de la propiedad o a la falta de vigilancia o control sobre el uso de la tierra y los recursos en la mayor parte de los predios particulares, cuyos propietarios no viven en el área y carecen de un control efectivo de la tierra. En contraste, en las

comunidades agrarias, donde se podría esperar que se quemaran mayores superficies por la extendida práctica del uso del fuego para limpiar de terrenos en la agricultura de ladera, la superficie afectada es proporcionalmente menor, ya que hay más participación de la población local en la prevención y control de los incendios.

Conclusiones

Los resultados obtenidos indican que los incendios forestales son un fenómeno significativo en la RBSM, ya que entre 1995 y 2003 anualmente se afectó el 4.9% de la extensión de la RBSM y el 5.6% de su superficie boscosa (**Tabla I**). La atención a los incendios forestales es una prioridad en el manejo de la reserva (INE 2000) y los estudios realizados en el área consideran que el fuego ha sido uno de los factores que más han influido en la conformación actual de la cobertura vegetal y la estructura, composición y dinámica de los bosques de la sierra de Manantlán (Jardel 1991, 1998, Saldaña y Jardel 1992, Sánchez-Velásquez y García-Moya 1994, Jardel *et al.* 2001a y b).

La mayor parte de los incendios reportados para el período de observación fueron antrópicos (**Tabla II**). No se reportaron incendios por causas naturales, aunque no se descarta que puedan ocurrir incendios causados por rayos. Las quemas agropecuarias fueron la causa más común de incendios reportada en el período de observación, y es probable que lo haya sido también durante siglos. Muchos de los esfuerzos de prevención de incendios forestales se han dirigido al control de las quemas agropecuarias, pero lo más complejo para el manejo del fuego en el área –y en otras partes del país que presentan situaciones similares– sería enfrentar el hecho de que una proporción importante de los incendios están relacionados con cultivos ilegales y quemas provocadas intencionalmente (**Tabla II**), en el contexto de conflictos de uso de la tierra y los recursos.

Los tipos de vegetación con mayor incidencia de incendios fueron los bosques de pino-encino y encino (**Fig. 4**). La resistencia y elasticidad de las especies de estos bosques respecto al fuego han sido señaladas en otros trabajos (por ejemplo Fulé *et al.* 2000, Jardel *et al.* 2001 a). En otros tipos de vegetación, como bosque mesófilo de montaña y

selva mediana subcaducifolia el fuego es poco frecuente, pero es necesario considerar que aún incendios de baja intensidad pueden tener efectos severos en bosques latifoliados (Pyne *et al.* 1996, Cochrane 2003). Se considera que el fuego es un factor que detiene el proceso de reemplazo sucesional de bosques de pino por el bosque mesófilo de montaña en el área de estudio (Saldaña y Jardel 1992, Sánchez-Velázquez y García-Moya 1994, Jardel *et al.* 2001a).

Considerando la importancia de los incendios en el área de estudio, es necesario evaluar sus efectos ecológicos sobre la estructura y composición de los bosques, la diversidad de la flora y la fauna silvestre, los suelos y el sistema hidrológico. A nivel nacional hacen falta evaluaciones sistemáticas y estudios de los efectos ecológicos de los incendios (González-Cabán y Sandberg 1989) y se asume que las consecuencias del fuego son siempre negativas. Los estudios disponibles en México sobre ecología del fuego son aún preliminares, descriptivos y concentrados en pocos sitios (Rodríguez-Trejo 1996).

La relación entre la incidencia de incendios y el tipo de propiedad, indican que el entendimiento de los procesos sociales es tan importante como el de los factores ecológicos para desarrollar estrategias de manejo del fuego. La evidencia de que las propiedades privadas se queman en mayor proporción que las tierras comunales y ejidales, indica también que la cuestión del régimen de propiedad es un asunto complejo (Baland y Platteau 1996, Jardel *en prensa*), y que su relación con cuestiones tales como los incendios forestales debe ser estudiada más a fondo. Estos resultados ponen en duda los enfoques simplistas de gestión de áreas protegidas y de manejo de recursos naturales, sesgados ideológicamente en contra de las formas de propiedad comunal y a favor de enfoques de control gubernamental o privatización (por ejemplo CESPEDES 2002).

Los resultados preliminares presentados en este trabajo refuerzan la idea de que los incendios forestales son un fenómeno complejo en términos ecológicos y sociales, cuyo entendimiento es fundamental para el diseño de prácticas de manejo del fuego en áreas naturales protegidas, como la RBSM, donde se combinan condiciones de heterogeneidad ambiental, diversidad biológica, intereses de distintos actores sociales y objetivos de conservación ecológica y desarrollo social.

Agradecimientos

Los autores expresamos nuestro reconocimiento a los integrantes de las brigadas oficiales y voluntarias de combate de incendios forestales que operan en la RBSM por su colaboración en la generación de información sobre los incendios forestales, además de su trabajo dedicado y pocas veces apreciado en la protección de los bosques. Se agradece especialmente a Jesús Montes, José Aragón David, Alfredo Aragón Cruz, Leticia Espinoza Manzo, Manuel Ramírez Romero, Sergio Graf Montero y Martín Gómez G. su colaboración en este estudio. El trabajo fue apoyado por el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza A.C. a través de los proyectos F6-00-14, F6-00-20 y F6-02-128 y por el Centro Universitario de la Costa Sur de la Universidad de Guadalajara a través de las convocatorias para proyectos de investigación de 2001 y 2002.

Referencias

- Agee J.K. (1993). *Fire ecology of Pacific Northwest Forests*. Island Press. Washington, 493 p.
- Baland J.M. y Platteau J.P. (1996). *Halting degradation of natural resources. Is there a role for rural communities?* Food and Agriculture Organization of the United Nations and Oxford University Press. Oxford, Reino Unido, 423 p.
- CESPEDES (2002). *Bosques y biodiversidad en riesgo*. Centro de Estudios del Sector Privado para el Desarrollo Sustentable. México D.F., 261 p.
- Challenger A. (1998). *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro*. CONABIO, Instituto de Ecología de la UNAM y Sierra Madre A.C. México D.F., 847 p.
- Cochrane M.A. (2003). Fire science for rainforests. *Nature* 421, 913-919.
- Cooper R.W. (1975). Prescribed burning. *Journal of Forestry* 73(12), 776-780.
- ESRI (1994). *ArcInfo*. Environmental Systems Research Institute. Redlands, CA.
- Fulé, P.Z. y Covington, W.W. (1999). Fire regime changes in La Michilía Biosphere Reserve, Durango, México. *Conservation Biology* 13(3), 640-652
- González-Cabán A. y Sandberg D.V. (1989). Fire management and research needs in México. *Journal of Forestry* 87, 20-26.

- Graf M.S, Santana C.E., Jardel P.E.J., Gómez M. y Ruvalcaba G.S. (2003). La Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México. En: *Capacidades necesarias para el manejo de áreas protegidas, América Latina y el Caribe* (J. Carabias, J. de la Maza y R. Cadena, Coord.). UICN y TNC. México, pp 135-153.
- Heyerdahl E.K. y Alvarado E. (2003). Influences of climate and land use on historical surface fires in pine-oak forests, Sierra Madre Occidental, Mexico. En: *Fire and climatic change in temperate ecosystems of the Western Americas*. (T.T. Veblen, W.L. Baker, G. Montenegro y T.W. Swernam, Eds.) Springer Verlag. Nueva York, pp. 196-217.
- INE (2000). *Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán*. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Instituto Nacional de Ecología, México D.F., 201 p.
- Jardel P.E.J. (1991). Perturbaciones naturales y antropogénicas y su influencia en la dinámica sucesional de los bosques de Las Joyas, Sierra de Manantlán, Jalisco. *Tiempos de Ciencia* 22, 9-26.
- Jardel P.E.J. (Coord.). (1992). *Estrategia para la conservación de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán: propuesta para el Programa de Manejo Integral*. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jal., 312 p.
- Jardel P.E.J. (1998). Efectos ecológicos y sociales de la explotación maderera de los bosques de la Sierra de Manantlán. En: *El Occidente de México: arqueología, historia y medio ambiente. Perspectivas regionales*, (R. Ávila, J.P. Emphoux, L.G. Gastélum, S. Ramírez, O. Schöndube y F. Valdez, Eds.). Universidad de Guadalajara e Instituto Francés de Investigación Científica para el Desarrollo en Cooperación (ORSTOM). Guadalajara, Jal., pp. 231-251
- Jardel P.E.J. (en prensa) Manejo de ecosistemas forestales y regímenes de propiedad: el caso de la Sierra de Manantlán. En: *Cambio institucional y deterioro forestal en México*. (E. Boege y L. Merino, Eds.). Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, UNAM, Cuernavaca, Morelos.
- Jardel E., Ramírez V.R., Saldaña A.A., Castillo N.F., Chacón M.J.C., Ortiz-Arrona C., Román G.T. Graf M.S. (2001a). Manejo del fuego y restauración ecológica en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán. Memorias del V Congreso Mexicano de Recursos Forestales. 7-9 de Noviembre de 2001. Sociedad Mexicana de Recursos Forestales A.C. y Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jal.
- Jardel P.E.J., Ezcurra E., Santiago P.A.L., Cortés M.C. y Ramírez R.J.M. (2001 b). Sucesión en bosques de Pino-Encino y Mesófilo de Montaña en la Sierra de Manantlán. Memorias del V Congreso Mexicano de Recursos Forestales. 7-9 de Noviembre de 2001. Sociedad Mexicana de Recursos Forestales A.C. y Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jal.

- Jardel P.E.J., Ramírez V.R., Saldaña A.A., Castillo N.F., Chacón M.J.C., Zuloaga A.S., Balcázar M.O.E., Quiñones H. y Aragón C.J.A. (2003). Restauración de áreas afectadas por incendios forestales en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán. Informe final del Proyecto F6-00-14. Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza A.C. y Universidad de Guadalajara, Autlán, Jalisco, México.
- Johnson E.A. (1992). *Fire regimes and vegetation dynamics: studies from North American Boreal Forest*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido, 129 pp.
- Minnich R.A. (1983). Fire mosaics in Southern California and Northern Baja California. *Science* 219, 1287-1294.
- Pyne S.J. (1996). *World fire. The culture of fire on Earth*. University of Washington Press. Seattle, 384 p.
- Pyne S.J., Andrews P.L. y Laven R.D. (1996). *Introduction to wildland fire*. John Wiley, Nueva York, 769 p.
- Rodríguez-Trejo D.A. (1996). *Incendios forestales*. U.A. Chapingo y Mundi-Prensa México, México D.F. 630 p.
- Rowell A. y Moore P.F. (1999). *Global review of forest fires*. WWF/ UICN. Gland, Suiza, 64 p.
- Saldaña A.A. y Jardel P.E.J. (1992). Regeneración natural del estrato arbóreo en bosques subtropicales de montaña en la Sierra de Manantlán, México: estudios preliminares. *Biotam* 3(3), 36-50.
- Sánchez-Velásquez L.R. y García-Moya E. (1994). Sucesión forestal en la Sierra de Manantlán, Jal., México: bosque mesófilo de montaña y bosque de *Pinus*. *Agrociencia Ser. Rec. Nat.* 3(1), 7-26
- Santiago F.H., Servin M.M., Rodarte H.C. y Garfias F.J. (1999). *Incendios forestales y agropecuarios: prevención e impacto y restauración de los ecosistemas*. Universidad Nacional Autónoma de México, Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca e Instituto Politécnico Nacional. México D.F.
- SEMARNAT (2002). Estadísticas sobre incendios forestales. En línea: www.semarnat.gob.mx
- Whelan R. (1995). *The ecology of fire*. Cambridge Univ. Press. Cambridge.
- White P.S. (1979). Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *The Botanical Review* 45(3), 229-299.
- Zedler P.H., Gautier C.R. y McMaster, G.S. (1983). Vegetation change in response to extreme events: the effect of a short interval between fires in California chaparral and coastal scrub. *Ecology* 64 (4), 809-818.

Incendios forestales en México: Métodos de evaluación, editado por el Centro de Ciencias de la Atmósfera de la UNAM, se terminó de imprimir en junio de 2004, en los talleres de

Para su composición se usaron los tipos Candida y GillSans. El tiro consta de mil ejemplares impresos en papel cultural de 90 gramos.