

CAMBIOS EN EL SUELO Y VEGETACIÓN DE UN BOSQUE DE PINO AFECTADO POR INCENDIO

Changes in Soil and Vegetation in a Pinus Forest Affected by Fire

Juan Capulín Grande^{1‡}, Leopoldo Mohedano Caballero¹ y Ramón Razo Zarate¹

RESUMEN

En México los incendios forestales son disturbios frecuentes, en el 2007 afectaron en un 10% áreas arboladas y 90% a pastos, arbustos y matorrales. Los incendios incrementan la disponibilidad de algunos elementos en el suelo y provocan la pérdida de otros en forma gaseosa, alterando la dinámica normal de la vegetación. El presente trabajo investigó la influencia de un incendio forestal natural, moderado y superficial, sobre la vegetación y el suelo. Se establecieron cinco parcelas de muestreo de 25 m², tres dentro de la zona incendiada y dos fuera de ésta (testigo). Tras el incendio se colectaron muestras compuestas del suelo integradas por cuatro submuestras tomadas aleatoriamente, en profundidades de 0-5 y 5-30 cm, generando cuatro condiciones que se evaluaron a los 15, 180, 365 y 540 días. En cada muestra se determinó pH, materia orgánica, carbono orgánico, nitrógeno total, fósforo y textura. La vegetación se muestreó a los 30, 180 y 540 días después del incendio mediante el método de barrido, empleando guías botánicas de identificación. El pH del suelo se incrementó significativamente por la incorporación de cenizas y bases cambiables respecto al área testigo. La materia orgánica, carbono orgánico y nitrógeno total disminuyeron con el incendio, siendo mayor el efecto en la capa superficial (0-5 cm); contrariamente, el fósforo incrementó su contenido en dicha capa, debido a que la intensidad del incendio fue moderada. Se incrementó la proporción de arena en detrimento de la arcilla. El estudio de la vegetación mostró incremento en el número de especies e individuos en el área siniestrada respecto al testigo, lo cual indica que el incendio creó condiciones para el establecimiento de especies pioneras

que formaron un microclima para la regeneración natural de la vegetación original.

Palabras clave: *alteración nutrimental, incendio forestal, vegetación secundaria.*

SUMMARY

In Mexico forest fires are frequent disturbances. In 2007 fires affected approximately 10% of the tree and 90% of the grass and shrub vegetation. Forest fires increase availability of some soil nutrients, while others are lost in gaseous form, disturbing the normal dynamics of the vegetation. This work investigated how a natural, surface, moderate forest fire affected soil and vegetation. Five 25 m² sample plots were set up, three within a burned area and two outside of it, as a control. Compound soil samples were taken 15, 180, 365, and 540 days after the fire. Each compound sample comprised four sub samples taken randomly at two soil depths (0-5 and 5-30 cm), resulting in four conditions. Organic matter, organic carbon, pH, total nitrogen, phosphorus, and texture were determined. Vegetation sampling took place 30, 180, and 540 days after fire by a sweep method. Plant species were identified using botanical guides. Soil pH values increased statistically, relative to the control, due to ashes and exchangeable bases. Organic matter, organic carbon and total nitrogen decreased after fire; this was more significant in the top layer (0-5 cm) because of litter accumulation. In contrast, phosphorus increased in this burned layer since fire temperature was not high enough to vaporize it, leading to its storage as ash. The proportion of sand increased, while that of clay decreased in the burned layer. The vegetation study showed increases in species diversity and number of plants in the burned area compared with the control, indicating that the fire created favorable conditions for incoming pioneer plant species which formed a microclimate allowing natural regeneration of the original vegetation.

¹ Instituto de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Km 1 Av. Universidad, Rancho Universitario. 43660. Tulancingo, Hidalgo, México.

[‡] Autor responsable (juan_capulin61@yahoo.com.mx)

Index words: *nutrimental alteration, forest fire, succession vegetation.*

INTRODUCCIÓN

En México el 97% de los incendios forestales son provocados por el hombre y el 54% de éstos se deben a actividades agropecuarias. Más del 90% de los incendios son de tipo superficial y alcanzan temperaturas entre los 200 y 300 °C; su extensión e intensidad dependen de las condiciones ambientales, topografía, cantidad y características del combustible presentes en el sitio (Sosa *et al.*, 1999). Entre 1991 y 2004 se registraron, en promedio, 7 985 incendios anuales en México, afectando una superficie promedio anual de 243 750 ha. En este lapso destaca 1998, con 14 445 incendios y 850 000 ha afectadas (Vera y Rodríguez, 2007). En el 2007 se registraron 5 893 incendios forestales en 32 entidades federativas, afectando una superficie de 141 660 ha. De esta superficie el 89.31% correspondió a áreas con pastos, arbustos y matorrales y el 10.69% a áreas arboladas (CONAFOR, 2008).

Los incendios forestales son eventos que traen consigo consecuencias negativas para los ecosistemas, como pérdida de biodiversidad, modificación del paisaje, reducción del área de captación de agua de lluvia, migración o muerte de fauna silvestre, contaminación del aire por humo, y degradación de los suelos por efecto del aumento de la escorrentía y el alto potencial erosivo del agua (Rodríguez, 1996). Sin embargo, estos siniestros también pueden ser benéficos ya que muchos ecosistemas dependen del fuego para su regeneración. Los incendios ayudan a la apertura de conos de los pinos serófitos para liberar la semilla, también favorecen la penetración de luz en el bosque, aumentando la fotosíntesis, y propician la inmediata disponibilidad de algunos nutrientes contenidos en las cenizas de los residuos orgánicos (Dai, 1996; Rodríguez, 1996).

El fuego es un factor que modifica algunas propiedades físicas y químicas del suelo, durante e inmediatamente después de haber ocurrido éste (Giovannini y Lucchesi, 1997). Las propiedades físicas que se modifican en un incendio son: el color y la capacidad de retener humedad a consecuencia de la pérdida de la cubierta forestal; el color oscuro de un suelo incendiado absorbe mayor cantidad de radiación solar, lo que favorece el incremento de la temperatura superficial. Cuando ocurre un incendio de gran

intensidad, la estructura y la textura también se pueden modificar debido al cambio en la proporción y arreglo de las partículas (Mac Donald y Huffman, 2004), y en sitios con pendiente pronunciada puede ocurrir pérdida de suelo por erosión (Uribe *et al.*, 2002). El incendio también altera las propiedades químicas del suelo, esta alteración se relaciona con la rápida liberación de nutrientes ya que algunos minerales contenidos en la materia viva y en el manto de residuos orgánicos en proceso de descomposición de la superficie se pierden por volatilización o lixiviación, y otros más se transforman en óxidos. Binkley *et al.* (1992) reportan que temperaturas superiores a 700 °C del horizonte superficial pueden romper la dinámica del ecosistema, alterando el ciclo de los nutrientes e incrementando la disponibilidad de elementos alcalinos en el suelo; sin embargo, esta condición puede favorecer la pérdida de C, N, S y P en forma gaseosa (Caldwell *et al.*, 2002).

La cantidad de MO y Nt que permanece en el suelo se reduce en más de un 50%, dependiendo de la intensidad del incendio (Maycotte *et al.*, 2002), por lo tanto, estos disturbios repercuten de manera inmediata en la reducción de la fertilidad del suelo (Fassbender y Bornemisza, 1987), aunque a través del tiempo el contenido de MO tiende a incrementarse en el ecosistema debido a la repoblación natural de la vegetación y su aporte de biomasa en el sitio (Perry, 1994). El pH se modifica durante la combustión como consecuencia de que se genera gran cantidad de cenizas y se reduce la formación de ácidos orgánicos, producto de la descomposición biológica natural del residuo orgánico, lo que ocasiona una disminución en la actividad microbiológica (Ortiz y Ortiz, 1990; Rodríguez, 1996).

Dependiendo de la intensidad del incendio la diversidad de la vegetación se reduce o desaparece al propiciar la apertura de espacios que son ocupados posteriormente por los árboles (Gray y Spies, 1997). Existen básicamente dos mecanismos por los que el bosque se regenera después de un incendio: la diseminación y germinación de semillas (resistentes al fuego), y la formación de rebrotes (Zavala *et al.*, 2000). La entrada de nuevas especies después del incendio depende en gran medida del banco de semillas latentes en el área afectada (Peña y Bonfil, 2003). El fuego es una de las perturbaciones más frecuentes en el bosque y por ello es importante realizar estudios de su impacto sobre el suelo y la vegetación. El objetivo de la investigación fue determinar el efecto de un incendio

sobre la dinámica de algunas propiedades del suelo, y el comportamiento de la vegetación en un bosque de *Pinus patula* en el estado de Hidalgo, México, durante 18 meses.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se desarrolló en el predio denominado Tres fracciones de fondones (20° 37' 20" LN y 98° 40' 00" LW) en el municipio de Zacualtipán, estado de Hidalgo; el 25 de abril de 2005 ocurrió un incendio natural, de forma superficial y de intensidad moderada, dentro de un bosque templado húmedo con vegetación dominante de *Pinus patula*. El clima del área de estudios es templado subhúmedo con lluvias en verano [C(W2)], su temperatura media anual es de 14 °C, sus inviernos presentan vientos fríos acompañados con lluvia. La precipitación anual es de 2047 mm en el período de junio a septiembre. El suelo del predio bajo estudio es *Feozem háplico*; la textura del suelo es migajosa, con profundidad media de 20 cm y pedregosidad moderada; la MO es abundante (INEGI, 1992). Dentro del área incendiada se establecieron tres parcelas experimentales de 25 m² de superficie, y fuera de esta área dos parcelas de iguales dimensiones, que se usaron como testigo. Las parcelas tuvieron orientación SE sobre una pendiente del 15%.

La colecta de suelo se realizó en un lapso de 18 meses, a intervalos de 6 meses a partir de mayo de 2005. Para la toma de muestras de suelo, que incluyeron las cenizas generadas por el incendio, se empleó una barrena cilíndrica de 6 cm de diámetro, el muestreo se hizo a dos profundidades: 0-5 y 5-30 cm. Se tomaron cuatro submuestras dentro de cada parcela, con las que se formó una muestra compuesta, misma que fue preparada para realizarle las determinaciones siguientes (Jackson, 1982): pH 1:2 agua, materia orgánica (MO) Walkley-Black, conductividad eléctrica (CE) 1:5 agua, nitrógeno total (Nt) Kjeldahl, carbono orgánico (CO) combustión seca, fósforo (P) Bray y textura por hidrómetro de Bouyoucos. La colecta de vegetación se realizó a los 30, 180 y 540 días después del incendio (DDI) usando el método de Barrido (Guízar y Sánchez, 1991), recolectando todas las especies presentes en las parcelas incendiadas y en la parcela testigo. La identificación botánica se realizó con la ayuda de guías de identificación de plantas (Rzedowski y Rzedowski, 2001; Villavicencio *et al.*, 2002).

El estudio fue planteado como un diseño completamente al azar, las condiciones surgieron

de la combinación de la presencia o ausencia de fuego en el suelo del bosque (con incendio/sin incendio), y la profundidad de muestreo del suelo (0-5 cm / 5-30 cm) originando cuatro condiciones, las cuales tuvieron 3 repeticiones dentro de la zona incendiada y los testigos 2 repeticiones. Los datos obtenidos se analizaron mediante el programa estadístico SAS, con las herramientas de análisis de varianza y la prueba de comparación de medias de Tukey entre condiciones con una probabilidad del 95% (SAS, 1997).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El pH del suelo se clasificó como fuertemente ácido (León, 1991) y no mostró diferencia significativa ($P < 0.05$) al hacer la comparación de medias de los sitios incendiado y no incendiado, así como entre profundidades (Cuadro 1). Sin embargo, después del incendio el valor de pH se incrementó en casi una unidad, lo que favoreció la disponibilidad de los nutrientes bajo estudio; este incremento del pH se debe principalmente a la aportación de cenizas y bases cambiables, provenientes del material orgánico calcinado, y a la reducción de la aportación de iones H⁺ durante el proceso de mineralización de la MO (Giovannini y Lucchesi, 1997).

El efecto de la salinidad, medida por la conductividad eléctrica del suelo, es nulo debido a que se trata de un bosque natural (Rodríguez y Rodríguez, 2002) y no se considera perjudicial para el crecimiento de la vegetación.

Los contenidos de MO, CO y Nt a los 15 DDI, mostrados en el Cuadro 1, indican diferencia estadística de la capa superficial (0-5 cm) respecto a la capa profunda (5-30 cm), siendo 3.5 veces mayor para MO y CO, y 3.7 veces para Nt. La comparación de las áreas indicó que hubo una reducción del 34 y 13% para MO y Nt, respectivamente, con el paso del incendio, aunque a pesar de esta reducción el contenido de MO se clasificó como muy rico (Castellanos *et al.*, 2000) debido a la abundante acumulación de material vegetal sobre la superficie del suelo, y al lento proceso de descomposición y mineralización de la MO como resultado de la condición ácida del suelo. El Nt presentó el mismo comportamiento que la MO puesto que su liberación depende de la mineralización de esta última; no obstante lo anterior, el contenido de Nt en el suelo se considera como alto (Castellanos *et al.*, 2000), a pesar

Cuadro 1. Propiedades físicas y químicas del suelo antes del incendio y 15 días después de éste, a dos profundidades.

Parámetro	Quemado		No quemado		DMS
	0-5 cm	5-30 cm	0-5 cm	5-30 cm	
pH	5.0 a [†]	4.7 a	4.1 a	4.0 a	3.49
CE (dS m ⁻¹)	0.3 a	0.08 a	0.16 a	0.08 a	0.34
Ceniza (%)	71 b	90.5 a	52.0 c	88.0 ab	17.4
CO (%)	16.9 ab	5.8 b	27.8 a	6.7 b	11.6
MO (%)	29.3 ab	9.9 b	48.0 a	11.6 b	19.3
Nt (%)	0.6 a	0.17 b	0.7 a	0.18 b	0.24
P (mg kg ⁻¹)	41 a	13.5 a	22 a	13.0 a	35.7
Arena (%)	46	31	38	27	
Limo (%)	35	37	36	38	
Arcilla (%)	19	32	26	35	

[†] Cifras seguidas con la misma literal en cada fila, son estadísticamente iguales, $P \leq 0.05$; DMS = diferencia mínima significativa.

de ocurrir pérdidas por volatilización durante el incendio (Rodríguez, 1996).

El contenido de P se incrementó en la parte superficial después del incendio (Cuadro 1), debido a la aportación de este elemento en las cenizas, ya que como el incendio fue de intensidad moderada no alcanzó la temperatura suficiente para su volatilización (Caldwell *et al.*, 2002). Estos resultados concuerdan con lo que reportan Maycotte *et al.* (2002) quienes también encontraron una mayor abundancia de este elemento en el suelo en condiciones similares.

La temperatura provocada por el incendio causó marcada variación en las propiedades físicas y químicas del suelo. La distribución de partículas mostró un incremento de la fracción arenosa con el paso del fuego, correspondiendo simultáneamente a un decremento de la fracción arcillosa, este cambio en la proporción de partículas se debe a la transformación causada por la fusión de las partículas de arcilla en arena, como resultado de la modificación térmica del hierro y los aluminosilicatos (Giovannini y Lucchesi, 1997). Como consecuencia de lo anterior la capa superficial del suelo (0 a 5 cm) mostró variación en su clase textural, de migajón arcilloso antes del incendio, a franco después de éste. Al respecto Giovannini y Lucchesi (1997) reportaron cambios en la proporción de las partículas de un suelo Lithic Xerocept incendiado, de 34% de arena y 32 % de arcilla a una temperatura de 25 °C, a 52% y 17% de arena y arcilla respectivamente, al elevarse la temperatura hasta 457 °C como consecuencia del incendio.

Dinámica Nutricional

Durante 18 meses se estudió la dinámica de algunas características del suelo: pH, MO, Nt y P. El pH del área quemada, durante el periodo de observación (Figura 1), presentó una tendencia similar al área sin incendio, en ambas profundidades, aunque siempre el área incendiada tuvo valores de menor acidez. Al final del periodo el pH disminuyó, tendiendo hacia el valor inicial antes del fuego. Este efecto se debe a los procesos de descomposición de los residuos orgánicos, al aporte de iones H⁺ y a la producción de ácidos orgánicos en el suelo, lo que constituye un proceso natural de recuperación de los ecosistemas después de un disturbio.

La MO en el suelo disminuyó al transcurrir el tiempo después del incendio, principalmente en la parte superficial (0-5 cm) por haber estado expuesta al fuego. En la capa subsuperficial (5-30 cm) la pérdida fue menor (Figura 2); en el caso del predio estudiado las causas principales de esta disminución se atribuyen a la reducción en la cantidad del residuo orgánico así como del número y actividad de las poblaciones microbianas (Pritchett, 1991), involucrados en los procesos de mineralización y humificación (Fassbender, 1975). Por su parte el área no incendiada se observó una tendencia hacia la disminución de MO, debido a la marcada estacionalidad del clima durante el período de estudio lo que altera los procesos de edafogénesis, fundamentalmente los relacionados con la transformación de la MO, ya que la combinación de temperatura y humedad bajas reduce la actividad mineralizadora de los microorganismos (Labrador, 2001).

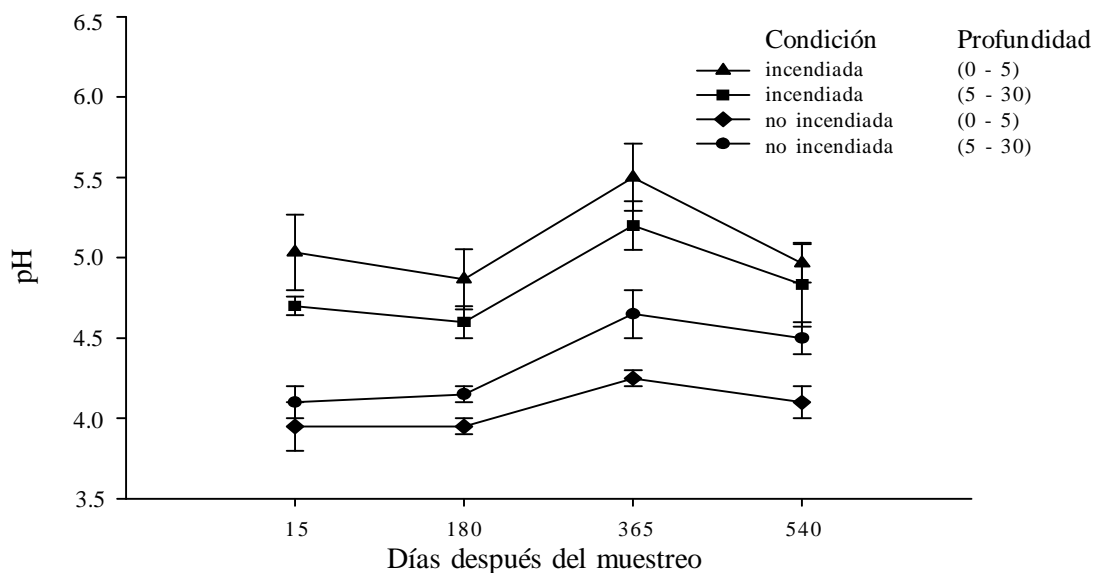


Figura 1. Dinámica del pH del suelo en un periodo de 18 meses. Cada punto corresponde al promedio de tres observaciones.

Perry (1994) y Labrador (2001) reportaron que temperaturas cercanas a 10 °C provocan acumulación de los restos vegetales, porque la velocidad de mineralización de la MO es menor. La naturaleza y estado de los restos orgánicos influyen en la rapidez de transformación, y considerando que los restos vegetales del área de estudio contienen resinas y se consideran “vegetación acidificante” que presentan un alto contenido de lípidos y de lignina con una relación

C/N mayor de 50 y con tendencia a originar humus poco evolucionado (Labrador, 2001).

La presencia del fuego afectó el contenido de Nt en mayor grado en los primeros cinco centímetros del suelo. Se observó una tendencia descendente en las dos profundidades y condiciones del suelo a lo largo de todo el periodo de evaluación, reduciéndose 2.5 veces el Nt en la capa superficial y 0.7 veces en la profundidad 5-30 cm (Figura 3). Al final del periodo de evaluación

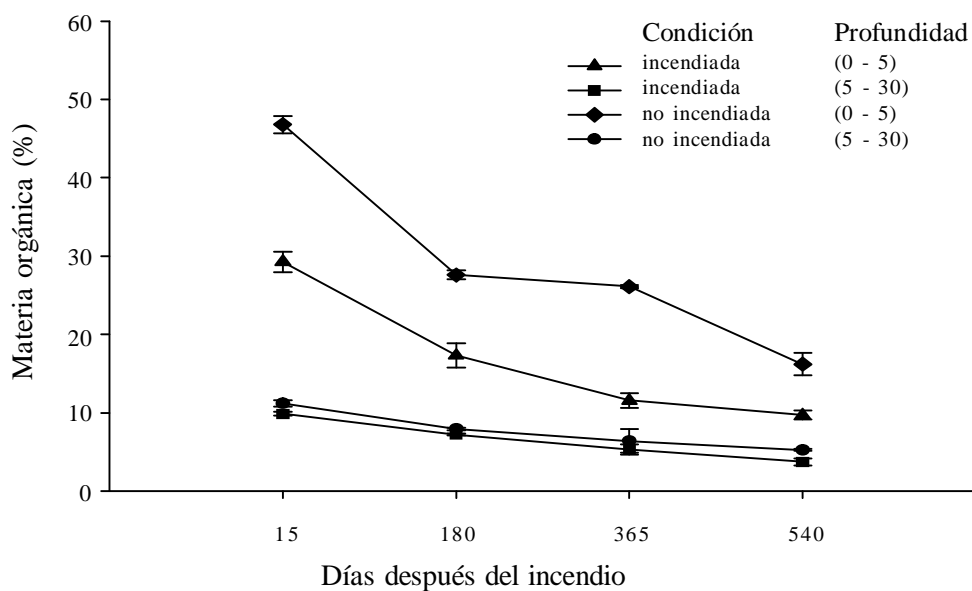


Figura 2. Dinámica de la materia orgánica del suelo en un periodo de 18 meses. Cada punto corresponde al promedio de tres observaciones.

(540 DDI) el contenido de Nt descendió hasta 0.24% y 0.28% en la capa superficial del suelo para el área incendiada y no incendiada, respectivamente. En el primer caso la reducción se debió a la quema de MO, así como la volatilización del N mineral que ocurre durante un incendio (Rodríguez, 1996). Por otra parte las plantas herbáceas y pioneras que comenzaron a poblar el área incendiada disponen del N que se está mineralizando (Blank y Young, 2004). Otro factor que puede contribuir con la disminución del Nt fue la desnudez del suelo, lo que propició su erosión y lixiviación por el agua de lluvia (Uribe *et al.*, 2002). La caída en el contenido de Nt en el área no incendiada es afectada por varios factores como son la baja actividad de los microorganismos mineralizadores como resultado de las condiciones ambientales adversas; el agotamiento del N mineral del suelo cuando la relación C/N de los residuos orgánicos superficiales es alta (INPOFOS, 1997) y la abundancia de la vegetación natural representada por todos los estratos (herbáceo, arbustivo y arbóreo) que es altamente demandante de N mineral.

La variación del contenido de Nt en la capa de 5 a 30 cm fue menor, respecto a la capa superficial, de 0.16% inmediatamente después del incendio a 0.09% a los 18 meses, a consecuencia de un menor contenido de residuo orgánico a esta profundidad del suelo.

El contenido de P en la capa superficial del suelo (0-5 cm), después del incendio, tuvo un incremento constante durante los primeros 12 meses, siendo este mayor al 90%; sin embargo, a los 18 meses decreció por debajo del contenido inicial, este decremento durante la estación de crecimiento se debió a que el P fue absorbido por la vegetación herbácea que cubre la superficie del suelo; mientras que a mayor profundidad el contenido de P fue menor y hubo poca variación, de 13 mg kg⁻¹ inicial a 9 mg kg⁻¹ al final. El tratamiento testigo presentó contenidos iniciales, por debajo de los 21 mg kg⁻¹, y al final del periodo contenidos menores a 10 mg kg⁻¹ (Figura 4). El P es un elemento que generalmente se incrementa después de un incendio (Rodríguez, 1996; Maycotte *et al.*, 2002), ya que se acumula en forma de cenizas provenientes del residuo orgánico calcinado (Salas *et al.*, 2003); además, es relativamente estable en los suelos por no presentar compuestos inorgánicos, como los nitrogenados que pueden ser volatilizados y altamente lixiviados. Ésta gran estabilidad resulta de una baja solubilidad, lo que a veces causa deficiencias en la disponibilidad para las plantas (Fassbender y Bornemisza, 1987).

Las temperaturas en el momento del incendio son de gran importancia para el P y sus formas químicas, ya que temperaturas por arriba de los 777 °C se requieren

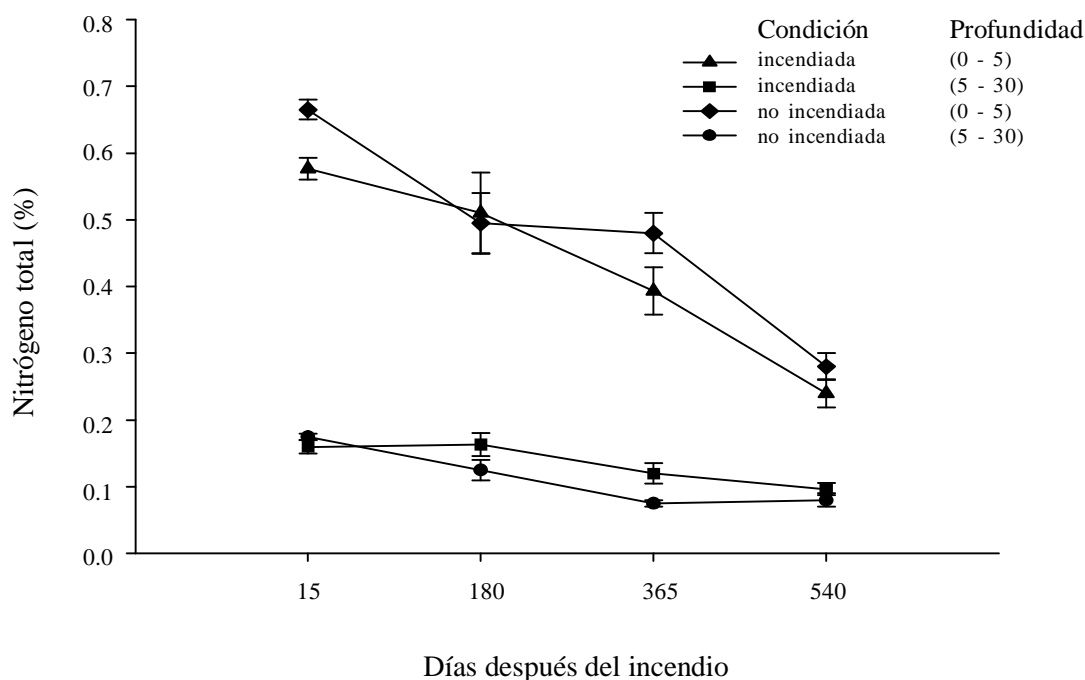


Figura 3. Dinámica del nitrógeno total en el suelo en un periodo de 18 meses. Cada punto corresponde al promedio de tres observaciones.

para completar la volatilización del P, mientras que con temperaturas menores de 400 °C no se ha observado pérdidas de este elemento (Raison *et al.*, 1985; Caldwell *et al.*, 2002). El contenido de P es muy importante para las plantas, es uno de los elementos más limitantes en la mayoría de los ecosistemas (Sardans y Peñuelas, 2005).

Dinámica de la Vegetación

Las especies arbóreas dominantes de la zona incendiada son el *Pinus patula*, *Pinus teocote* y algunas especies del género *Quercus*, las cuales sufrieron daños leves apreciándose quemaduras en las partes bajas de los troncos. El incendio que se presentó en el área de estudio fue de tipo superficial con intensidad moderada, los estratos que estuvieron más expuestos al fuego y que resultaron dañados fueron el arbustivo y el herbáceo (Cuadro 2). Esto se pudo observar en la colecta de especies 30 DDI donde el número de especies de estos estratos se redujo considerablemente con respecto a la condición original (testigo), debido a que el fuego prácticamente consumió las herbáceas y el 50% de los arbustos, ya que durante el mes de mayo no se presentaron lluvias importantes en la zona.

En la colecta realizada a 180 DDI se mantuvo el número de arbustos, pero el número de especies del estrato herbáceo incrementó en un 600% con respecto al primer muestreo. Esto obedeció a que después

de sucedido el siniestro ocurrió la dispersión de semillas por el viento y la fauna silvestre, desde las áreas con vegetación aledañas que no fueron afectadas por el fuego. Las semillas, además de encontrar el suelo expuesto y la temperatura adecuada en el suelo, recibieron la humedad necesaria para su germinación producto de las lluvias frecuentes y la humedad relativa de la neblina presente en la región durante los meses de lluvia (junio a septiembre). Las especies que se reproducen por bulbos o rizomas, como las Cyperaceas, también aparecieron durante este muestreo debido a que la humedad favoreció el desarrollo de sus estructuras. Esto concuerda con Spurr y Barnes (1982) quienes señalan que el espacio abierto es susceptible para el establecimiento de un nuevo individuo, ya sea porque ha sido dejado libre parcialmente por los árboles debilitados, totalmente por el arbolado muerto, o por la aparición de una perturbación. Este espacio es aprovechado por las semillas que se encuentran en el sustrato, igual que las que han sido liberadas por las plantas adultas que se encuentra en periodo reproductivo. Esas semillas al encontrar condiciones favorables para su germinación dan origen a nuevos individuos que irán sustituyendo paulatinamente a las plantas muertas o en decadencia.

Los resultados de la colecta botánica, realizada a los 18 meses DDI, muestran que el número de especies de los estratos arbustivo y herbáceo se incrementó

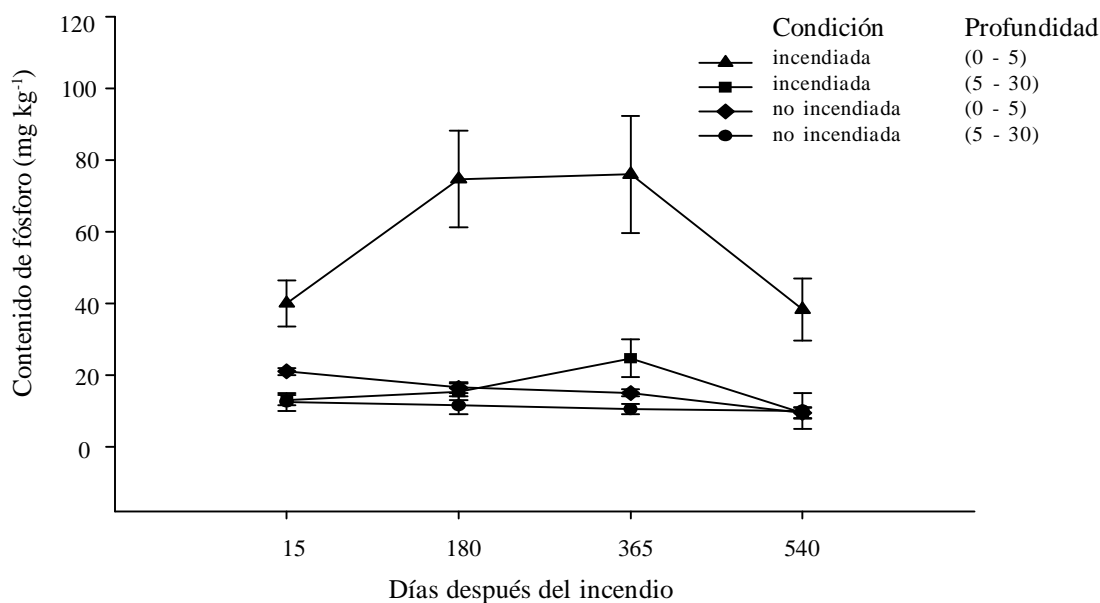


Figura 4. Dinámica del fósforo del perfil en el suelo en un periodo de 18 meses posterior a un incendio. Cada punto corresponde al promedio de tres observaciones.

Cuadro 2. Número de especies vegetales en el área de estudio después del incendio.

Estrato	Número de especies			
	Testigo	Días después del incendio		
		30	180	540
Arbóreo	8	8	8	8
Arbustivo	4	2	2	3
Herbáceo	17	2	12	19
Total	29	12	20	30

significativamente, e incluso en este último se encontraron más especies que en el área testigo, esto lo explica Pritchett (1991) cuando señala que en el camino de la sucesión, las comunidades vegetales precursoras alteran las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo durante su estancia en el sitio, preparando con ello el camino para su desplazamiento por una asociación sucesiva de especies más exigentes. En esta dinámica de la vegetación están jugando un papel importante las especies pioneras que se establecieron después de ocurrido el incendio, tales como *Baccharis conferta*, *Buddleia parviflora*, *Crataegus spp.*, *Eupatorium spp.* y *Senecio spp.*, las cuales también fueron encontradas por Puig (1991) como parte de los matorrales secundarios en un bosque similar de la región. De vital importancia es la aparición de diversas especies de leguminosas como *Cologania biloba*, que son plantas fijadoras de N y que en un futuro pueden incrementar las cantidades de este elemento en el suelo.

Tras un incendio forestal la vegetación es el componente del paisaje que se observa más afectado, ya que se consume parcial o totalmente. Sin embargo, en un plazo de tiempo no muy largo se vuelve a establecer una comunidad vegetal parecida a la que había antes del incendio, debido a que en bosques de coníferas de la región, *Pinus patula* y otras especies depositan sus semillas en lugares incendiados recientemente, germinando a partir de las semillas depositadas por los conos serótinicos de los árboles quemados (Pritchett, 1991). Debido a que junto con las hierbas y arbustos se ha venido estableciendo la regeneración natural de *Pinus patula* y *P. teocote*, las cuales se desarrollan favorablemente en sitios abiertos. Se prevé que los brinzales pronto dominarán a las hierbas y arbustos y gradualmente dejarán el sotobosque, proporcionando junto con los árboles adultos sombra que afectará el establecimiento y desarrollo de las especies intolerantes dominadas.

CONCLUSIONES

- Los cambios en el suelo ocasionados por el incendio son más notorios en la capa superficial (0-5 cm), ya que los contenidos de materia orgánica, carbono orgánico y nitrógeno total se redujeron; por el contrario el contenido de fósforo y pH se incrementaron. A mayor profundidad del suelo (5-30 cm) se registraron cambios mínimos en estas variables.
- El establecimiento inicial de especies pioneras, después del incendio, modifica las propiedades químicas, físicas y biológicas en el suelo del sitio, creando las condiciones adecuadas para una sucesión de especies que demandan mayor fertilidad.
- A los 540 días después del incendio, la vegetación incrementó su densidad y diversidad de especies propiciando una mayor cobertura y protección del suelo.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada con fondos del Programa de Mejoramiento del Profesorado (PROMEP-SEP), mediante el convenio PROMEP:103.5/04/2760.

LITERATURA CITADA

- Binkley, D., D. Richter, M. B. David, and B. Caldwell. 1992. Soil chemistry in a loblolly/longleaf pine forest with interval burning. *Ecol. Applic.* 2: 157-164.
- Blank, R. R. and J. A. Young. 2004. Influence of three weed species on soil nutrient dynamics. *Soil Sci.* 169: 385-397.
- Caldwell, T. G., D. W. Johnson, W. W. Miller, and R. G. Qualls. 2002. Forest floor carbon and nitrogen losses due to prescription fire. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 262-267.
- Castellanos, J. Z., J. X. Uvalle B. y A. Aguilar S. 2000. Manual de interpretación de análisis de suelos y aguas. 2^{da}. edición. Instituto de Capacitación para la Producción Agrícola. Celaya, Guanajuato, México.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2008. Incendios forestales. http://conafor.gob.mx/portal/docs/subsecciones/incendios_forestales/reporte. 2007. (Consulta: octubre 25, 2008).
- Dai, X. 1996. Influence of light conditions in canopy gaps on forest regeneration: a new gap light index and its application in a boreal forest in east-central Sweden. *For. Ecol. Manage.* 84: 187-197.
- Fassbender, H. W. 1975. Experimentos de laboratorio para el estudio del fuego de la quema de restos vegetales sobre las propiedades del suelo. *Turrialba* 25: 249-254.
- Fassbender, H. W. y E. Bornemisza. 1987. Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina. IICA, San José de Costa Rica.
- Giovannini, G. and S. Lucchesi. 1997. Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities. *Soil Sci.* 162: 479-486.

- Gray, A. N. and T. A. Spies. 1997. Microsite controls on tree seedling establishment in conifer forest canopy gaps. *Ecology* 78: 2458-2473.
- Guízar N., E. y A. Sánchez V. 1991. Guía para el reconocimiento de los principales árboles del Alto Balsas. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 1992. Síntesis Geográfica del Estado de Hidalgo. Aguascalientes, Ags., México.
- INPOFOS (Instituto de la Potasa y el Fósforo). 1997. Manual Internacional de Fertilidad de Suelos. Querétaro, Qro. México.
- Jackson, M. L. 1982. Análisis químico de suelos. Editorial Omega. Barcelona, España.
- Labrador M., J. 2001. La materia orgánica en los agrosistemas. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España.
- León A., R. 1991. La nueva edafología, regiones tropicales y áreas templadas de México. Editorial Gaceta. México, D.F.
- Mac Donald, L. H. and E. L. Huffman. 2004. Post-fire soil water repellency: persistence and soil moisture thresholds. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1729-1734.
- Maycotte M., C. C., A. Velásquez M., J. J. Vargas H., A. Trinidad S., M. A. Musálem S. y G. Vera C. 2002. Radiación fotosintéticamente activa y propiedades físico-químicas en suelos forestales con y sin incendio. *Madera y Bosques* 8: 39-55.
- Ortiz V., B. y C. A. Ortiz S. 1990. Edafología. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- Peña R., V. M. y C. Bonfil. 2003. Efecto del fuego en la estructura poblacional y la regeneración de dos especies de encinos (*Quercus liebmanii* Oerst. y *Quercus magnoliifolia* Née) en la región de la montaña (Guerrero), México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 72: 5-20.
- Perry, D. A. 1994. Forest ecosystems. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, MD, USA.
- Pritchett, W. L. 1991. Suelos forestales. Propiedades, conservación y mejoramiento. Editorial LIMUSA. México, D. F.
- Puig, H. 1991. Vegetación de la Huasteca (México). Estudio fitogeográfico y ecológico. Institut Francais de Recherche Scientifique. Instituto de Ecología A. C. México, D. F.
- Raison, R. J., P. K. Khanna, and P. V. Woods. 1985. Mechanisms of elemental transfer to the atmosphere during vegetation fires. *Can J. For. Res.* 15: 132-140.
- Rodríguez-Trejo, D. A. 1996. Incendios forestales. Universidad Autónoma Chapingo y Editorial Mundi Prensa. México, D. F.
- Rodríguez F., H. y J. Rodríguez A. 2002. Métodos de análisis de suelos y plantas. Editorial Trillas. México, D. F.
- Rzedowski, G. C. y J. Rzedowski. 2001. Flora fanerogámica del Valle de México. Instituto de Ecología, A. C. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D. F.
- Salas, A. M., E. T. Elliott, D. G. Westfall, C. V. Cole, and J. Six. 2003. The role of particulate organic matter in phosphorus cycling. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 181-189.
- Sardans, J. y J. Peñuelas. 2005. Disponibilidad y uso del fósforo en los ecosistemas terrestres mediterráneos. *La inspiración de Margalef. Ecosistemas* 14: 29-39.
- SAS Institute. 1997. SAS/STAT user's guide: statistics. Release 6.12. SAS Institute. Cary, NC, USA.
- Sosa C., V., O. Cedeño S., E. Rodríguez G., R. Martínez D. y A. Raygoza M. 1999. Incendios forestales. SEGOB y SEMARNAP. México, D.F.
- Spurr., S. H. y B. V. Barnes. 1982. Ecología forestal. AGT Editor. México, D. F.
- Turrent F., A., N. Francisco N. y S. Uribe G. 2002. Pérdida de suelo y nutrientes en un entisol con prácticas de conservación en los Tuxtlas, Veracruz, México. *Agrociencia* 36: 161-168.
- Vera-Vilchis, V. y D. A. Rodríguez-Trejo. 2007. Supervivencia e incremento en altura de *Pinus hartwegii* a dos años de quemas prescritas e incendios experimentales. *Agrociencia* 41: 219-230.
- Villavicencio M., A., E. Pérez B. y A. Ramírez. 2002. Plantas útiles del estado de Hidalgo. Tomo II. Editorial UAEH. Hidalgo, México.
- Zavala, M. A., J. M. Espelta, and J. Retana. 2000. Constraints and tradeoffs in Mediterranean plant communities: the case of hola oak-aleppo pine forests. *Bot. Rev.* 66: 119-139.