

Dinámica de la vegetación en bosques de *Pinus tropicalis* Morelet, después de quemadas prescritas experimentales

M.Sc. Luis Wilfredo Martínez Becerra*. Email: wmartinez@af.upr.edu.cu

Dra. Martha Bonilla Vichot* Email: mbon@af.upr.edu.cu

Dr. Jorge de las Heras**

*Universidad de Pinar del Río, calle Martí 270 final, Pinar del Río. teléfono 779661.

Cuba

Universidad Castilla-La Mancha. Albacete. **España

Resumen

El estudio se desarrolló en bosques maduros de *Pinus tropicalis*, evaluando los efectos de las quemadas prescritas en la vegetación. Se establecieron tres parcelas permanentes, estudiando la composición de la vegetación antes y un año después del fuego. Los parámetros considerados fueron: riqueza florística, diversidad, abundancia, formas de vida y estrategia reproductiva. Mostrando un incremento de la riqueza florística y abundancia en algunas especies. Tres especies endémicas aparecieron después del fuego. Los resultados sugieren que el fuego puede ser usado como herramienta en la prevención de grandes incendios forestales.

PALABRAS CLAVE: incendios forestales, fuegos prescritos, manejo del fuego, endémicas

Introducción

Los bosques tropicales a lo largo de su evolución se han visto afectados por fenómenos ecológicos (atmosféricos, sísmicos, etc) los cuales han provocado alteraciones en la estructura y composición florística de la vegetación primaria. La aparición del Hombre ha permitido el desarrollo de comunidades vegetales características de los tipos de vegetación secundaria (comunidades herbáceas,

arbustivas y hasta bosques densos), la extensión y desarrollo de la vegetación secundaria ha ido en aumento en relación con el progreso del impacto humano sobre la vegetación natural.

El fuego, como elemento natural, es un factor positivo entre los que definen la estación y ha contribuido, desde siempre, a la repartición y selección de las especies, a la composición de las formaciones vegetales y a la estabilidad, alternancia o sucesión de sus etapas, hasta tal punto que en muchos casos, es necesario para multiplicaciones de ciertas especies y la regeneración de sus formaciones.

En Cuba existen cuatro especies de pinos, una de estas especies es el Pino Hembra o Pino Blanco (*Pinus tropicalis* Morelet). Betancourt (1987), señala que esta especie está confinada a los sitios ecológicamente extremos, y en lugares donde los suelos son más pobres y secos, forma rodales puros o casi puros, pero en otros más fértiles al pie de las laderas está asociado al *Pinus caribaea* Morelet variedad *caribaea*. Samek (1967), refiriéndose a esta especie plantea que es el más heliófilo de los pinos cubanos, por lo tanto requiere una gran cantidad de luz para su germinación y desarrollo, lo que indica que su regeneración natural solo es posible en lugares soleados.

Otra situación que debe tenerse en cuenta es que la provincia de Pinar del Río es la que muestra en el país los valores más elevados de incendios y de áreas afectadas por estos, con la particularidad de que según datos facilitados por el Cuerpo de Guardabosques (CGB) en la provincia, en los últimos 10 años (1993 a 2002) el 69,83 por ciento de los incendios ha ocurrido precisamente en bosques de pinos en los cuáles se reporta el 79,42 por ciento de las áreas afectadas por estos fenómenos.

Objetivos

Pinus tropicalis (Pino hembra) es una conífera endémica de Cuba naturalmente distribuido en las tierras arenosas, con una preferencia para las áreas secas. Los árboles crecen hasta 20 altura de m (Bisse 1988) y en los árboles maduros ocurre la caída de las agujas. Este hecho produce una cantidad de combustible significativo en el suelo que promueven una extensión rápida de fuegos. Se estudio la vegetación asociada al dosel del pino principalmente las especies de arbusto, hierbas y bejucos. Sin embargo, la riqueza florística era significativamente baja.

El objetivo de este trabajo es evaluar los cambios en la composición florística y estructura de la vegetación después del fuego experimental en un bosque de *Pinus tropicalis* maduro.

Revisión bibliográfica

Los pinos en general pertenecen al más importante género de árboles maderables del hemisferio Norte, abundan en algunas localidades de América Central y en las Antillas. En Cuba existen cuatro especies de pinos: *Pinus cubensis* y *Pinus maestrensis* en Oriente, y *Pinus caribaea* y *Pinus tropicalis* en Pinar del Río e Isla de la Juventud (Varona, 1982).

Los árboles de esta especie pueden medir hasta 30 m de altura y 50 cm o más de diámetro, de copa más o menos cónica que ocupa un medio o menos de altura, la corteza es rugosa y un tanto fisurada; hojas en fascículo de dos agujas de 20 cm a 30 cm de largo y entre 1.5 mm y 2.0 mm de ancho; de color verde amarillento, rígidas comúnmente, se agrupan en los extremos de las ramas. La época de floración es de febrero a marzo y la maduración de los conos en los últimos días de junio y durante el mes de julio, del año siguiente al de su fecundación. Está confinado a los sitios ecológicamente extremos. En lugares donde los suelos son más pobres y secos, forma rodales puros, o casi puros; pero en otros más fértiles al pie de las laderas está asociado al *Pinus caribaea*. El pino hembra crece casi desde el nivel del mar hasta 350 m de altitud (Betancourt, 1987).

Los bosques de pinos de Pinar del Río en el oeste de Cuba, representan uno de los tres centros distintivos de diversidad de las plantas y las especies endémicas en Cuba, Davis *et al.* 1997), hasta la fecha ningún estudio ha tratado la dinámica de la vegetación después del fuego. Sin embargo pueden encontrarse varios estudios de los efectos de fuego en los bosques tropicales. Estudios de Cochrane *et al.* (1999), Gerwing (2002), Barlow *et al.* (2003), Cochrane (2003) e Ivanauskas *et al.* (2003), destacan la incidencia e importancia del fuego en la dinámica del bosque en los trópicos. En este

sentido, Haberle & Ledru (2001) estudiaron la historia del fuego en varios bosques tropicales de Centro y Sur-América.

Caracterización del área.

Las quemas prescritas experimentales fueron realizadas en un bosque natural de *Pinus tropicalis*, situado en los 22° 41´ de latitud norte y en los 83° 27´ de longitud oeste, con una elevación media de 100 m.s.n.m. y una pendiente del 13 %. El rodal se caracteriza por una altura media del arbolado de 12 m, un diámetro medio de 18 cm y una densidad del 40 %, encontrándose en la etapa de desarrollo de latizal alto.

El clima es Aw (tropical húmedo) según Koeppen (1936), citado por Wadsworth (2000), La precipitación anual es menor de 1,500 mm, con una estación seca de noviembre a abril y una estación lluviosa de mayo a octubre. La temperatura media anual es 25°C, aunque un poco menos en las elevaciones más altas. Agosto es el mes más caluroso con una temperatura media de 28°C y enero es el mes más frío con un promedio de 21,5°C (Davis *et al.* 1997).

El suelo corresponde al tipo ferralítico cuarcítico amarillento típico, fuertemente desaturado (<40%), muy profundo(>100 cm), medianamente humificado (2.0 - 4.0%), de textura limo arenoso con poca graviliosidad (<2.0%), presentando una pendiente de 16.1 – 30% (alomado) y poco montañoso. Pertenece a la serie Herradura y posee baja capacidad de cambio catiónico, por lo que el contenido de materia orgánica es bajo al igual que su fertilidad natural. Siendo el pH ácido. (Cairo y Fundora, 1994)

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la evaluación de las quemas prescritas se establecieron tres parcelas rectangulares de 1000 m² cada una con dimensiones de 20 por 50 metros. Se quemaron en el mes de enero del 2002.

Las condiciones del clima (humedad relativa y temperatura) durante la quema puede verse en Fig. 1. Después de la quema experimental, la vegetación fue completamente eliminada, estudiando la misma antes de la quema (diciembre 2001) y después de la quema (febrero 2003). Para este estudio se aplicó el método (Canfield 1941). En el

campo se evaluaron varios parámetros ecológicos, es decir: la riqueza florística, modelo de abundancia y índice de diversidad (usando el índice del Shannon-Weaver). Además, la forma de vida Raunkaier (1934) y estrategias reproductivas, considerado las plantas que se propagan por semillas, por rebrotes y ambas. El efecto de fuego en la dinámica de la flora endémica también fue considerado.

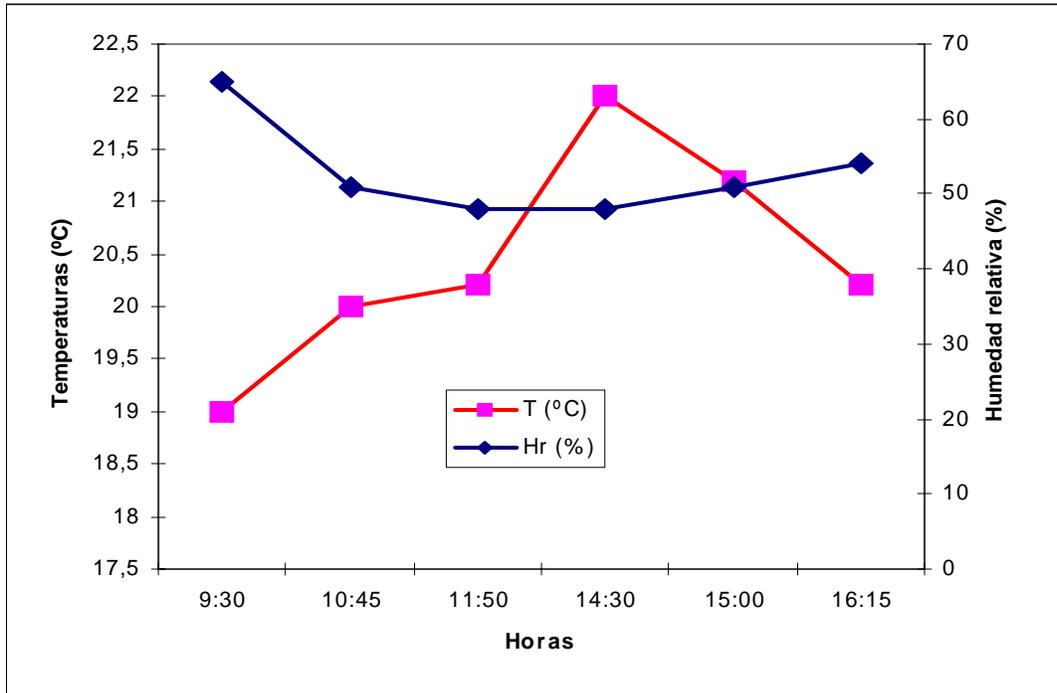


Figura 1. Variación de la humedad relativa y la temperatura del aire durante las quemas.

Los parámetros del comportamiento del fuego durante las quemas experimentales pueden observarse en la tabla 1, así como los valores relativos ha la disminución del mantillo en cada parcela experimental. Las líneas de fuego fueron encendidas por el lado de 50 metros de cada parcela, utilizando una antorcha de goteo, a partir de la trocha. De esta forma, el fuego recorrió el ancho de la parcela, o sea, 20 metros.

Tabla 1|. Datos promedios de los valores de cada parcela

Parcelas	I (kW.m ⁻¹)	r (m.s ⁻¹)	Profundidad del mantillo (cm)		L (m)
			Antes	Después	
2	151,9	0,0102	11	3,01	0,78
3	1 344,3	0,0524	11,63	3,2	2,12
4	136,8	0,0061	7,95	3,7	0,74

I - intensidad lineal del fuego
r- velocidad de propagación
L – largo de la llama

Los datos se procesaron a través de ANOVA y el método usado para la diferencia entre las medias fue la prueba de Fisher, la diferencia significativa (LSD) para $p < 0.05$. Se determinó la distribución normal, los valores del porcentaje de cobertura considerados para cada especie fueron transformados al arcoseno. Se realizó un análisis de PCA, considerando la abundancia de especie como variable. El propósito del análisis era obtener un pequeño número de combinaciones lineales de 16 variables (las especies con un valor de abundancia $< 5\%$ fueron eliminadas) En este caso, los 2 primeros componentes consideran 58.17% de la variabilidad en los datos originales.

RESULTADOS

La riqueza de Florística y Diversidad

Antes del fuego, la riqueza media florística era significativamente homogénea en las tres parcelas del estudio (6 ± 1.966). Un total de 18 especies fueron registradas y la más frecuente era el *Pinus tropicalis*, que se presentó en todas las muestras. El dosel arbustivo se representó por la *Curatella americana* L. (66.67% de muestras totales), *Amaioua corimbosa* H.B.K. (33.33%), y *Clusia rosea* L. (33.33%) y el helecho arborescente el *Cyatea arborea* (33.33%) entre otros. Las especies más abundantes del dosel herbáceo eran los *Byrsonima spicata* (Cav.) DC. (66.67%, pero presente también en el dosel arbóreo), *Clidemia hirta* (L.) D. (50%), *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. (50%), *Eragrostis pilosa* (L.) P. Beauv. (33.33%) y *Matayba apetala* (Macfad.) Radlk. (50%, es importante notar la alta presencia de especies de bejucos como la *Cuscuta americana* L. (50%) y *Davilla rugosa* Poiret. (16.67%).

Después del fuego, el dosel herbáceo se eliminó y se inventariaron sólo arbolillos que vienen de los árboles quemados en el dosel herbáceo. Éste es el caso de *Pinus tropicalis* (11.1%), *Cyrilla racemifolia* L. (11.37%) y *Rondeletia correifolia* (Griseb.)

Borhidi & Fernández (11.1%). El número de especies registradas fue más alto que antes del fuego (22) y homogéneo en las tres parcelas (9 ± 1.9). es importante notar la alta presencia de varias especies que no se inventariaron antes del fuego, o sea *Sorghastrum stipoides* (Kunth) Nash (55.6% de las muestras totales), *Tabebuia lepidophylla* (A.Rich) Greenm. (33.32%), *Odontosoria writghiana* Maxon. (33.3%) y *Erigeron. spp* (33.32%). después del fuego, las especies del bejuco totales aumentaron de 2 a 5.

Tetrazigia coreacea URB, como especies endémica, aumentó su presencia después del fuego (de 16.67% a 100%) y dos plantas endémicas ausente en las parcelas sin quemar (*Rondeletia correifolia* y *Mitracarpus glabrescens* (Griseb.) Urb.) aparecían después del fuego con diferente porcentaje (44.4% y 11.1% respectivamente). *Pinus tropicalis*, presente en 100% de las muestras, también se registro después del fuego (11.1%).

El índice de diversidad de Shannon-Weaver, dio como resultado que no hay diferencias significativas antes y después del fuego (1.19 ± 0.12 y 1.1 ± 0.15 respectivamente).

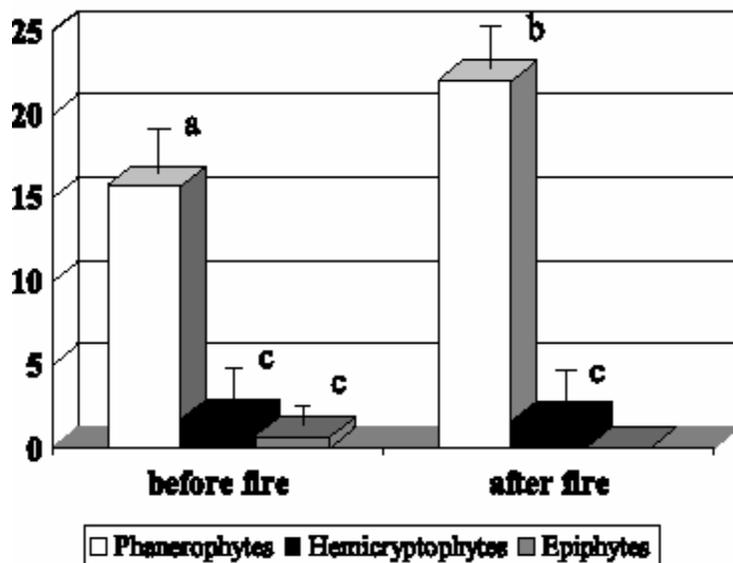


Figura 2. Formas de vida de las especies antes y después del fuego. (Letras distintas indican diferencias significativas para $p < 0,05$)

La abundancia

El análisis PCA (Fig.3), mostró una marcada tendencia significativa por el componente 1. Valores positivos altos para esas especies, corresponden ha una disminución de la abundancia después del fuego (*Curatella americana*, *Pinus tropicalis*, *Tabebuia lepidophylla*, *Cyrilla racemifolia* L. y *Xilopya aromatica* entre otras. Sin embargo valores negativos altos para esas especies corresponde ha un aumento significativo de la abundancia después del fuego (*Tetrazigia coreacea*, *Roigella correifolia*, *Cocossyselum hirsutum* Barth. ex DC. *Sorghastrum stipoides* y *Odontosoria wrigthiana*).

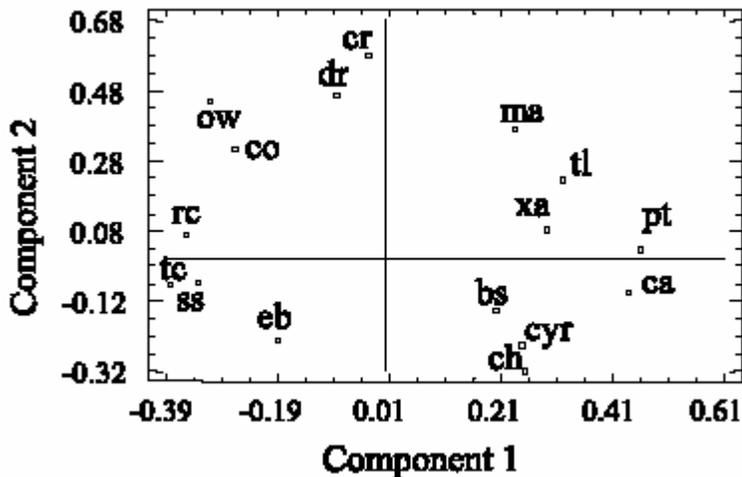


Figura 3. Análisis de los componentes principales, considerando la abundancia como una variable. **pt**: *Pinus tropicalis*; **if**: *Ixora floribunda*; **tf**: *Tabebuia lepidophylla*; **cyr**: *Cyrilla racemifolia*; **ch**: *Clidemia hirta*; **bs**: *Byrsonima spicata*; **xa**: *Xilopia aromatica*; **ma**: *Mataiba apetal*; **rc**: *Rondeletia correifolia*; **cr**: *Clusia rosea*; **dr**: *Davilla rugosa*; **eb**: *Erigeron bellatroides*; **ow**: *Odontosoria wrigthiana*; **rc**: *Roigella correifolia*; **tc**: *Tetrazigia coreacea*; **ss**: *Sorghastrum stipoides*.

Formas vida y las estrategias reproductivas

Los cambios en la vegetación con las formas de vida fue intenso. En las parcelas antes del fuego, 87% de las especies totales correspondieron a fanerófitas, 9% a las hemicriptofitas el 4% epifitas. Sin embargo, después del fuego las epifitas estuvieron ausentes y las fanerofitas aumentaron (93%). La proporción de las fue de 7%.

No fueron encontradas diferencias significativas entre las especies hemicriptofitas antes y un año después del fuego (Fig. 3)

Respecto a la dinámica de las estrategias reproductivas, solamente la regeneración disminuyó significativamente (Fig. 4). La presencia de especies con ambas estrategias (semillas y rebotes) no varía significativamente.

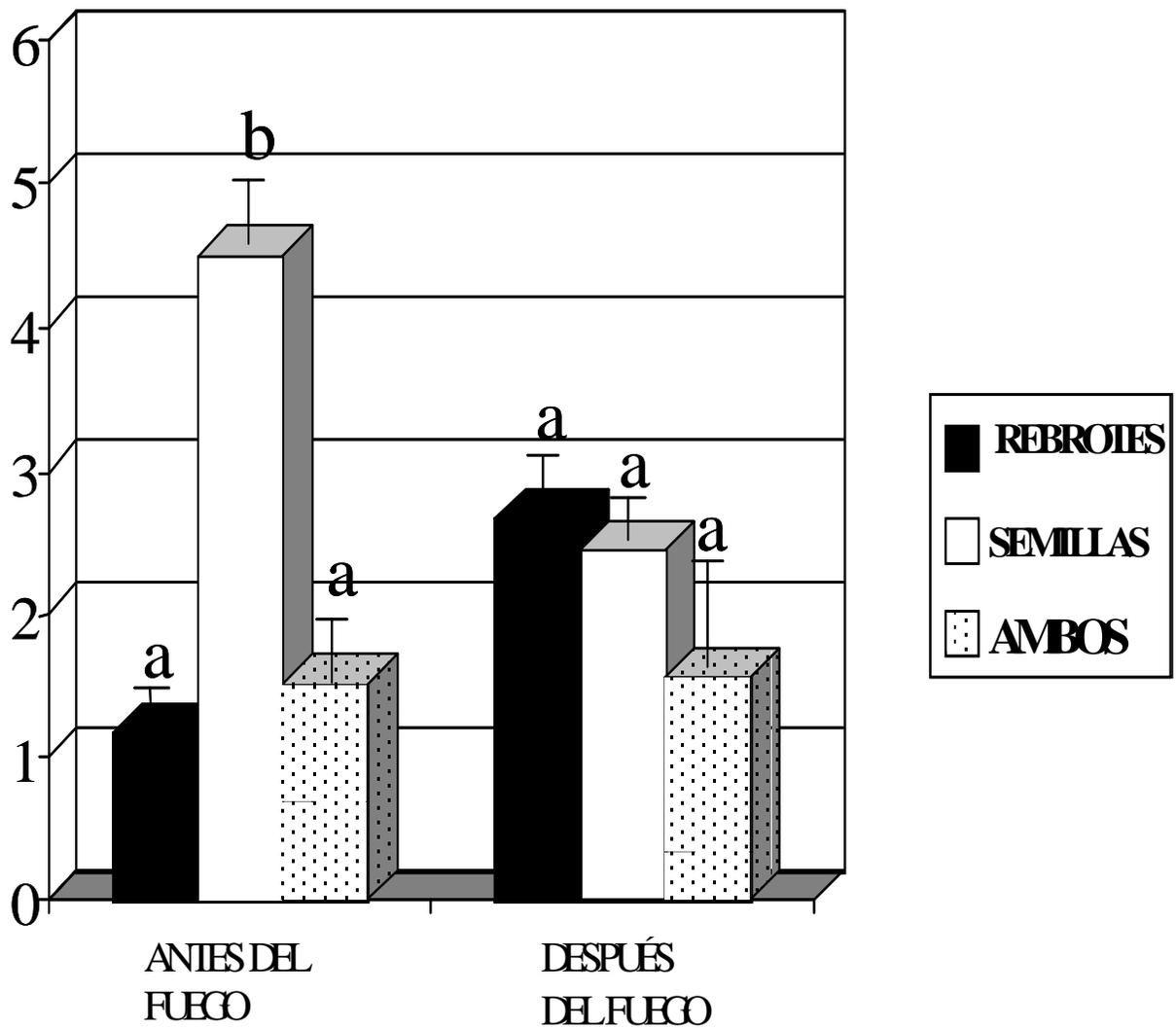


Figura 3. Número promedio de especies registradas antes y después del fuego. Teniendo en cuenta sus estrategias reproductivas. (Letras distintas indican diferencias significativas para $p < 0,05$)

DISCUSIÓN

Los efectos de fuego en la dinámica de la vegetación, depende de varios factores: intensidad de fuego y la frecuencia mostrada como una variable significativa que actúa en la supervivencia de la regeneración, densidad, mortalidad, altura, área de copa y

área basal de los árboles y brotes en los bosques tropicales (Kennard *et al.* 2002). por otro lado, la calidad del sitio y estructura de vegetación y composición antes del fuego tienen que ser consideradas como un factor muy importante para determinar las fases tempranas de sucesión secundaria (Zwolinski 1990; De Bano *et al.* 1998).

El consumo total de vegetación en el fuego experimental llevado a cabo en este estudio no eliminó mayormente las especies de las comunidades de plantas en la fase temprana de la sucesión. La mortalidad total de especies del dosel arbustivo podría explicarse por la ausencia de estrategias de supervivencias. En este sentido, Barlow *et al.* (2003) notó que árboles sobrevivientes al fuego tenían una corteza significativamente más gruesa que los árboles vivientes en las parcelas sin quemar, indicando que árboles con corteza delgada son más propensos a la mortalidad selectiva inducida por el calor. En la zona de estudio, la riqueza florística aumentó y un 50% de especies registradas antes del fuego también se encontraron un año después del mismo. En este sentido, varias especies como *Cassyta filiformis* L., *Andropogon gracilis* Spreng., *Amaioua corymbosa* Kunth., *Pluchea rosea* Godfrey y *Coccosyelum hirsutum* entre otros aparecieron por primera vez después del fuego en el área de estudio. Además, 3 especies endémicas aparecieron después del fuego: El *Mitracarpus glabrescens*, *Tetragigia coreacea* y la *Roigella correifolia* considerando que sólo *T. coreacea* se encontró antes del fuego. Esto puede explicarse por que varios ecosistemas están bien adaptados al fuego (De Bano *et al.* 1998). Las comunidades de especies de planta de post-fuego, por consiguiente, son a menudo similares a comunidades antes del fuego o comunidades que existen en las áreas adyacentes sin quemar (De Bano *et al.* 1998). El fuego estimula la germinación de semillas que se han guardado en el suelo y puede contribuir a la regeneración de muchas especies. En el caso de las especies de árboles principales (*Pinus tropicalis*) una disminución significativa de su frecuencia era notada después del fuego. Esto indica que las semillas del banco edáfico murieron por el fuego y la producción de semilla en la parte área fue muy baja ese año. Conociendo que la regeneración viene principalmente de las semillas de árboles cercanos de las áreas sin quemar. Es frecuente una gran regeneración del pino un año después del fuego en los bosques maduros con especies del pino que tienen conos seróticos, (González-Ochoa *et al.* 2004).

Respecto a la abundancia y variaciones de diversidad, los valores de diversidad eran bajos y muy diferentes a aquellos obtenidos en los bosques de pino maduros en otros ecosistemas del clima templado y mediterráneo (Agee, 1998) pero también a aquellos de bosques tropicales (Batista & Maguire 1998; Galindo-Jaimes *et al.* 2002). Resultados obtenidos en este estudio concuerdan con *Chen y Li* (2004).

Los cambios más significantes se obtuvieron en el caso de las formas de vida y las estrategias reproductivas. Plantas intolerantes liberadas de una posición relativamente de sombra a una que es repentinamente totalmente-expuesto pueden mostrar una disminución en el crecimiento o realmente puede morir. En sitios donde son usados fuegos prescritos para cortar y limpiar, aumentan los valores de diversidad durante las fases tempranas después de estas actividades de la silvicultura, y después de unos años, disminuye los valores ante esta perturbación (Lewis *et al.* 1988).

La dominancia de las Teridofitas durante las fases tempranas de la sucesión después del fuego y su escasez en las fases maduras en los bosques mediterráneos. González-Ochoa *et al.* (2004) notó que este modelo es el favorecido por un aumento en la luz, una ausencia de humus y un aumento de nutrientes en las capas superiores del suelo. Además, la dinámica de la fase relaciona Fanerofitas los mecanismos de la germinación. La mayoría de especies que aparecen inmediatamente después del fuego tiene semillas cuya capacidad de germinación es inducida por las altas temperaturas durante el fuego. En la zona del estudio, el papel jugado por las teridofitas y fanerofitas con ambas estrategias reproductivas: por semillas y rebrotes. La regeneración por semillas disminuyó significativamente un año después del fuego, determinando la alta dependencia de la regeneración de las áreas circundantes sin quemar.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El fuego experimental afectó la estructura de la vegetación y la composición florística de los bosques de *Pinus tropicalis*. Un año después del fuego la diversidad no varió significativamente, y aumenta o se iguala la presencia de endémicos. La regeneración de *Pinus tropicalis* después del fuego depende de las áreas circundantes sin quemar.

En este sentido, podría usarse el fuego prescrito para prevenir los grandes incendios si se tiene en cuenta las áreas circundantes sin quemar.

Revisión bibliográfica

- AGEE J.K. 1998. Fire and pine ecosystems, in: Richardson D.M. (Ed.), Ecology and biogeography of *Pinus*, Cambridge University Press, Cambridge, , pp. 193–218.
- BARLOW, J., PERES, C.A., LAGAN, B.O. & HAUGAASEN, T. 2003. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. *Ecology letters* 6(1): 6-8.
- BATISTA, J.L.F. & MAGUIRE, D.A. 1998. Modelling the spatial structure of tropical forests. *Forest Ecology and Management* 110 (1-3): 293-314.
- BETANCOURT, A. 1987. Silvicultura especial de los árboles maderables tropicales. Editorial científico técnico. Ciudad de la Habana. p. 427.
- BISSE, J. 1988. *Árboles de Cuba*. Editorial Científico-Técnica, Ciudad de la Habana, Cuba.
- CAIRO, P. & FUNDORA, O. 1994. *Edafología*. Editorial Pueblo y Educación. La Habana.
- CANFIELD, R.H. 1941. Application of the line intercept methods in sampling range vegetation. *Journal of Forestry* 39:388-394.
- COCHRANE, M.A. 2003. Fire science for rainforests. *Nature* 421(6926): 913-919.
- COCHRANE, M.A., ALENCAR, A., SCHULZE, M.D., SOUZA, C.M., NEPSTAD, D.C., LEFEBVRE, P. & DAVIDSON, E.A. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science* 284(5421): 1832-1835.
- CHEN, X.W. & LI, B.L. 2004. Tree diversity change in remaining primary mixed-broadleaved Korean pine forest under climate change and human activities. *Biodiversity and Conservation* 13(3): 563-577.
- DAVIS, S.D., HEYWOOD, V.H., HERRERA-MACBRYDE, O., VILLA-LOBOS, J., & HAMILTON, A.C. 1997. *Centres of plant diversity. A guide and strategy for their conservation*. Volume 3: The America's World Wildlife Fund, Washington D.C.
- DE BANO, L., NEARY, D. & FFOLLIOTT, D.G. 1998. *Fire's effects on ecosystems*. John Wiley and Sons, Inc., New York.

- GALINDO-JAIMES, L., GONZALEZ-ESPINOSA, M., QUINTANA-ASCENCIO, P. & GARCIA-BARRIOS, L. 2002. Tree composition and structure in disturbed lands with varying dominance by *Pinus spp.* In the highlands of Chiapas, Mexico. *Plant Ecology* 162(2): 259-272.
- GERWING, J.J. 2002. Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 157(1-3): 131-141.
- GONZALEZ-OCHOA., LOPEZ SERRANO, F.R. & DE LAS HERAS, J. 2004. Does post-fire forest management increase tree growth and cone production in *Pinus halepensis*? *Forest Ecology and Management* 188: 235-247.
- HABERLE, S.G. & LEDRU, M.P. 2001. Correlations among charcoal records of fires from the past 16,000 years in Indonesia, Papua New Guinea and Central and South America. *Quaternary Research* 55(1): 97-104.
- IVANAUSKAS, N.M., MONTEIRO, R. & RODRIGUES, R.R. 2003. Alterations following a fire in a forest community of Alto Rio Xingu. *Forest Ecology and Management* 184(1-3): 239-250.
- KENNARD, D.K., GOULD, K., PUTZ, F.E., FREDERICKSEN, T.S. & MORALES, F. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forests. *Forest Ecology and Management* 162(2-3): 197-208.
- LEWIS, C.E., SWINDEL, B.E. & TANNER, G.W. 1988. Species diversity and diversity profiles, concept, measurement and application to timber and range management. *Journal of Range Management* 41(6): 466-469.
- RAUNKAIER C. 1934. The life forms of plants. Clarendon Press, Oxford
- SAMEK, S. 1967. Elementos de silvicultura de los pinares. Inst. Biol. Acad. de Ciencias de Cuba. La Habana. 102 pp.
- VARONA, J.C., 1982. Fomento de plantaciones de pino. Editorial pueblo y educación. Ciudad de la Habana. p. 101.
- WADSWORTH, F. H. 2000. Producción Forestal para América Tropical. Manual de Agricultura. Departamento de Agricultura de los EE.UU. USDA. Washington. p. 397.
- ZWOLINSKI, M.J. 1990. Fire effects on vegetation and succession. Pp. 18-24 in: Krammes, J.S. (ed.). *Effects of fire management of Southwestern Natural Resources*. USDA Forest Service, General Technical Report RM-191.