

Modelación de la probabilidad de mortalidad de *Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl. en áreas de quema prescrita o incendiadas en Chiapas

Modeling the probability of mortality of *Pinus oocarpa* in sites of prescribed burning or affected by forest fires in Chiapas

Recibido: 22 de septiembre del 2016

Aceptado: 4 de diciembre del 2017

Publicado: 17 de septiembre del 2018

Victoria Pantoja-Campa*, Dante Arturo Rodríguez-Trejo*^o, Ronald L. Myers**, Elizabeth Hernández-Acosta***, María Virginia González-Santiago****

Cómo citar:

Pantoja-Campa, V., Rodríguez-Trejo, D. A., Myers, R. L., Hernández-Acosta, E., González-Santiago, M. V. (2018). Modelación de la probabilidad de mortalidad de *Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl. en áreas de quema prescrita o incendiadas en Chiapas. *Acta Universitaria*, 28(4), 1-9. doi: <http://doi.org/10.15174/au.2018.1607>

* División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma Chapingo. Estado de México, México. Tel.: (52) 595-95-21-500, extensión 5468, Correo electrónico: dantearturo@yahoo.com.

** Wildland Restoration International, Orlando, Florida, United States.

*** Departamento de Enseñanza, Investigación y Servicio en Suelos, Universidad Autónoma Chapingo.

**** Departamento de Enseñanza, Investigación y Servicio en Agroecología, Universidad Autónoma Chapingo.

^o Autor de correspondencia.

Palabras Clave:

Ecología del fuego; modelos logísticos; severidad del fuego.

Keywords:

Fire ecology; logistic models; fire severity.

RESUMEN

La mortalidad es uno de los estimadores de la severidad del fuego. Este trabajo analizó la probabilidad de mortalidad por fuego de *Pinus oocarpa* en cuatro áreas del ejido Corazón del Valle, Chiapas. El estudio incluyó tres áreas quemadas (quema prescrita, incendio conducido e incendio forestal) y una sin quemar por más de 30 años. Mediante modelos logísticos fue analizada la influencia de variables dasométricas y de daño para identificar aquellas que explican la mortalidad. Los resultados mostraron que la altura total y el diámetro normal son las variables que permiten estimar la probabilidad de mortalidad en el área de incendio forestal. La supervivencia fue de 100% en la quema prescrita y en el área no afectada recientemente, 98.9% en el incendio conducido y 37.6% en el incendio forestal. Los modelos logísticos obtenidos pueden ser de utilidad en prescripciones de quemas y para estimar efectos de incendios en la supervivencia del arbolado.

ABSTRACT

Tree mortality is an estimator of fire severity. In this work, the probability of mortality by fire of *Pinus oocarpa* was analyzed in four areas at the ejido Corazón del Valle, Chiapas, México. The study included three burned areas (prescribed burning, conducted fire and forest fire) and one area that had not been burned for more than 30 years. Logistic models were used to analyze the influence of dasometric and fire-damage variables in order to identify the ones that explain mortality. The results show that total height and diameter to the breast height are significant variables that allow to estimate the probability of mortality by fire in the area affected by forest fire. Tree survival was: 100% in the prescribed burning area as well as in the area not burned during the past 30 years, 98.9% in the conducted forest fire, and 37.6% in the forest fire. These models may be useful to formulate burning prescriptions and to estimate the tree survival in case of forest fire.

INTRODUCCIÓN

En la Reserva de la Biosfera La Sepultura (Rebise), las variaciones altitudinales, climáticas, edáficas y topográficas han favorecido el desarrollo de al menos 10 de los 18 tipos de vegetación primaria reportados para Chiapas (Instituto Nacional de Ecología - Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca [INE-Semarnat], 1999). Los tipos de vegetación de la Rebise son: bosque de pino-encino, bosque de encino, bosque mesófilo de montaña, selvas bajas caducifolias, selvas medianas subperennifolias y subcaducifolias, matorral de niebla y sabanas. La diversidad de ecosistemas ubica a la Rebise como una de las áreas de mayor riqueza y diversidad natural en Chiapas (Castro et al., 2003).

Tres especies de pino crecen en la Reserva: *P. chiapensis* (Martínez) Anderssen, *Pinus maximinoi* H. E. Moore y *Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl. La más frecuente es *P. oocarpa* (INE-Semarnat, 1999), la cual se sitúa en áreas forestales abiertas de baja densidad con una precipitación media anual de entre 500 mm y 1500 mm, y precipitación media mensual menor a 50 mm durante seis meses continuos (van Wyk, 2002). Esta especie puede establecerse en suelos que pasan de secos a saturados en temporada de sequía y de lluvias, respectivamente (Dubbin, Penn & Hodson, 2006).

P. oocarpa es una especie importante porque es el pino tropical más ampliamente distribuido en México tiene un extenso intervalo de distribución del noroeste del país hasta el noroeste de Nicaragua, entre 200 m s.n.m. y 2700 m s.n.m. (Farjon, Pérez & Styles, 1997). La especie es crucial en las relaciones entre la flora y la fauna pues se trata de la especie arbórea dominante en los bosques que forma. Un régimen de fuego adecuado es uno de los factores que contribuye a la persistencia de este pino y sus especies asociadas (Myers & Rodríguez, 2009). Resulta importante económicamente porque de ella se obtienen madera, resina y leña, entre otros productos (Burdon, 2002).

La mayoría de las especies de pino dependen del fuego (Burdon, 2002). El de *Pinus oocarpa* es un ejemplo de bosque mantenido por el fuego (Rodríguez, 2014; Rodríguez & Fulé, 2003) y los bosques centroamericanos donde es dominante están sujetos a la presencia de dicho factor (Silliman & Hazelwood, 1981). De acuerdo con Román, Gracia & Retana (2003), la vegetación de Chiapas es más inflamable en los años en que se presenta el fenómeno de El Niño, siendo el bosque de pino-encino el más inflamable de entre todos los tipos de vegetación.

El interés por conocer la supervivencia al fuego de las especies dominantes aumentó en los últimos años. Algunos de los estudios de supervivencia del género *Pinus* en México se han realizado en *P. duranguensis* Martínez (Alanís, Cano,

Tena & Armendáriz, 2000) y otros. Sin embargo, la modelación de la probabilidad de mortalidad en el país comenzó a hacerse con *P. hartwegii* Lindl. (Rodríguez, Castro, Zepeda & Carr, 2007; Vera & Rodríguez, 2007). En las primeras modelaciones realizadas en Estados Unidos, la supervivencia de coníferas fue estimada a partir de variables como la altura y el diámetro (Ryan & Reinhardt, 1988) y el grosor de la corteza (Ryan & Frandsen, 1991). Un indicador indirecto es el índice de grado de carbonización de la corteza (Plumb & Gómez, 1983).

El estudio de mortalidad por fuego de pinos tropicales nacionales ha recibido poca atención, solo se cuenta con el estudio de Huffman (2010) para brinzales de *P. oocarpa*. En dicho trabajo se evaluó un conjunto de características de la especie en dos parcelas de quema controlada y fue determinada la supervivencia de los brinzales de pino en una quema tradicional, en los ejidos Corazón del Valle y Valle de Corzo, Cintalapa, Chiapas.

El mecanismo de daños y mortalidad por fuego en los árboles puede implicar: a) la combustión completa, con daños a *cambium* y conexiones vasculares y descomposición química; b) transmisión de calor, que implica descomposición química, movilidad de lípidos, desnaturalización de proteínas (enzimas o en membranas); pero también involucra c) cambios en las tasas de reacciones metabólicas, como disminución en la remoción de tóxicos intermedios, reducción en la síntesis de enzimas y mayor respiración que fotosíntesis (Whelan, 1995). En la medida que la intensidad del fuego aumenta y conforme los árboles son más pequeños, también incrementa la severidad del daño sobre los árboles.

Por otra parte, en la Rebise se han aplicado enfoques de construcción de territorios ambientales desde los procesos de aprendizaje social (Castro et al., 2003) incluido el manejo del fuego. La Reserva, con el apoyo de organizaciones nacionales e internacionales, ha pasado por varias etapas de manejo del fuego: su uso descuidado (antes de 1998), reducción de su uso (1998-2003), hasta manejo integral del fuego (2003) y manejo comunitario del fuego (2005). Los ejidatarios de la Reserva han sido más que simples receptores de proyectos porque cuentan con una cultura del fuego que se ha enriquecido con los programas de prevención, de extinción y de quemas prescritas. Las comunidades ejidales han aplicado el manejo adaptativo del fuego y han mejorado su capacidad de compartir las lecciones que han aprendido (Huffman, 2010). El manejo del fuego debe ser de manera que se maximicen sus beneficios, por ejemplo, ecológicos y sociales, y se reduzcan sus impactos negativos de todo tipo (Rodríguez, 2015). La información sobre el efecto del fuego en la mortalidad del arbolado provee más elementos para el manejo del fuego por parte de quienes poseen los bosques, las autoridades forestales y las de conservación.

Con base en lo anterior, el presente estudio tuvo como objetivo analizar la severidad del fuego en masas de *P. oocarpa* en cuatro áreas del ejido Corazón del Valle, para comparar áreas quemadas de diferente manera y un área no quemada, así como modelar la probabilidad de mortalidad como función de variables dasométricas y de daño.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el ejido Corazón del Valle, Municipio de Cintalapa, ubicado en la Rebise (figura 1) Chiapas. Los ejidatarios ayudaron en la identificación de las áreas de estudio. El área no tratada (ANT) tuvo el mayor tiempo sin afectación por fuego (> 30 años). Las áreas quemadas son: el área de quema prescrita (AQP) del 2006 (para la cual se prescribió que el largo de llama no fuese superior a 1 m para que resultara de bajas intensidad y severidad), el área de incendio conducido (AIC) del 2012 y el área de incendio forestal (AI) del 2012. Se considera aquí al incendio conducido a un incendio forestal que ocurrió en condiciones que le imprimieron baja a moderada intensidad, por lo cual los ejidatarios decidieron dejarlo avanzar, a manera de quema controlada, con objetivos de reducción de combustibles forestales, regeneración del arbolado y pastoreo. Se limitaron a seguirlo y observarlo, listos a proceder a su control en caso de que las condiciones cambiasen para

hacerlo más intenso, pero no hubo tal cambio. Las áreas no colindan entre sí pero todas tienen bosque de pino-encino con presencia de *Pinus oocarpa*, *Quercus* spp. y *Byrsonima crassifolia* L. (Kunth).

El muestreo de ANT, AQP y AIC fue realizado en el mes de septiembre de 2012, mientras que el del AI se llevó a cabo en octubre de ese mismo año. El muestreo fue sistemático sobre transectos en zig-zag. En cada línea se marcó un punto central y dos en los extremos (figura 2) con una distancia mínima de 20 m al borde del área. El número de unidades de muestreo fue: 14 en ANT, 22 en AQP, 21 en AIC y 20 en AI. Respecto al tamaño de muestra, [Woolley, Shaw, Ganio & Fitzgerald \(2012\)](#) refieren que en los estudios con regresión logística que se han llevado a cabo en Estados Unidos para estimar probabilidad de mortalidad post-incendio en coníferas va de 51 árboles a 5083 árboles, mientras que el número de sitios va de 1 hasta 75, con lo cual la cantidad de árboles (615) y sitios (77) utilizadas en el presente estudio está dentro de tal intervalo o lo supera. Cada unidad de muestreo consistió en un círculo con un diámetro de 10 m y una superficie de 78.54 m². Los datos tomados por árbol fueron: si estaba vivo o muerto, altura (medida con pistola Haga), diámetro normal (obtenido con cinta diamétrica), grado de carbonización de la cicatriz, altura de la cicatriz del fuego sobre el tronco (con flexómetro o pistola Haga, según la altura) y porcentaje de copa chamuscada (calculado como se muestra más adelante).

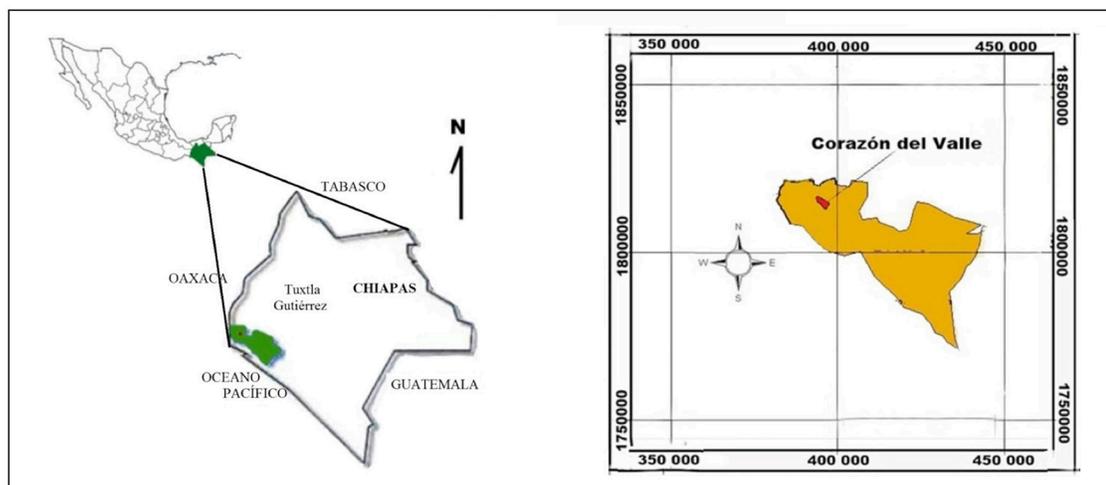
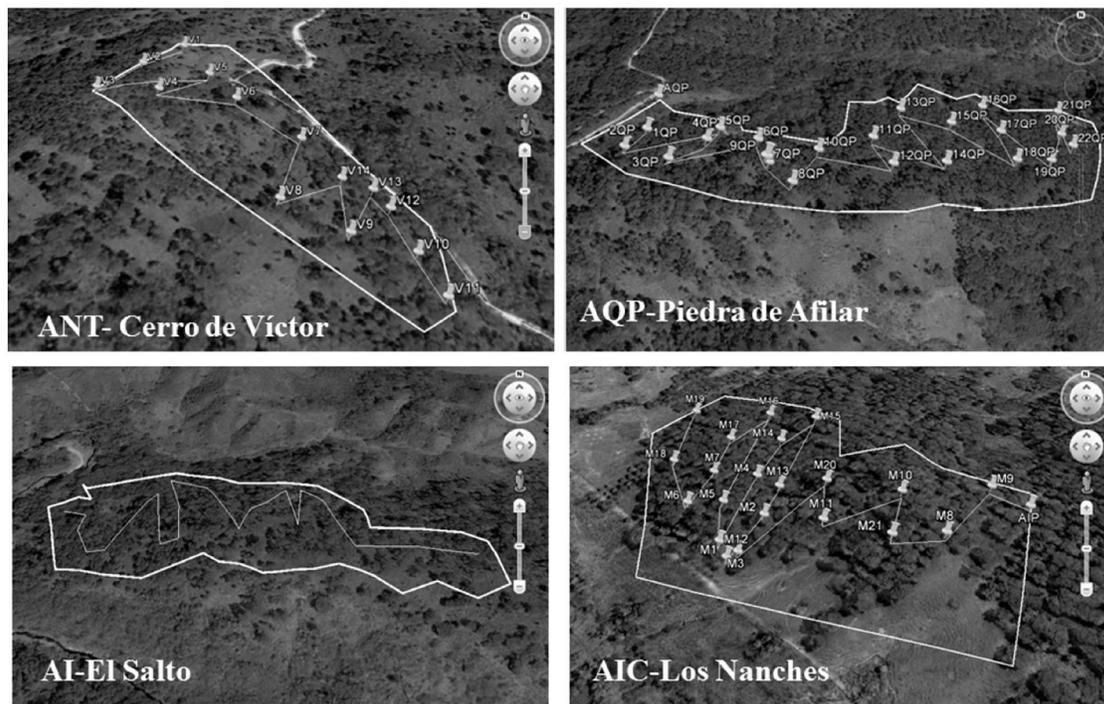


Figura 1

Localización del ejido Corazón del Valle. A la derecha, la Rebise.
Fuente: Elaboración propia.


Figura 2

Distribución de las unidades de muestreo en los tratamientos.
 Fuente: Elaboración propia, a partir de Google Earth.

El grado de carbonización de la corteza (GCC) se clasificó con base en la propuesta de [Plumb & Gómez \(1983\)](#): ligera (1), muestra picaduras de forma irregular dispersas en la corteza; moderada (2), presenta áreas carbonizadas con una reducción del grosor de la corteza; y severa (3), exhibe una carbonización continua con reducción del grosor de la corteza y pueden verse capas de madera más profundas. En cada área se describió la distribución de frecuencias de clases diamétricas y de altura, para entender mejor qué tan comparables son las masas de los diversos tratamientos, así como la relación entre las diferentes severidades del fuego, la estructura y mortalidad del arbolado.

La altura de carbonización se evaluó en los cuatro tratamientos midiendo la altura de la corteza del árbol que quedó quemada superficialmente y negra por el paso de las llamas ([Batista, 1995](#)). En el presente trabajo fueron manejadas cinco categorías de altura de carbonización: 0 (sin cicatriz), 1 (≤ 1.5 m), 2 (>1.5 y ≤ 3 m), 3 (>3 m y ≤ 6 m), y 4 (>6 m).

La altura de chamuscado letal se estableció como la altura hasta la cual no sobrevivieron yemas que pudieran rebrotar y por ende las ramas quedaron sin follaje. Las clases de altura de chamuscado letal fueron: 0 (no afectada), 1 (≤ 3 m), 2 (>3 m y ≤ 6 m), 3 (>6 m y ≤ 15 m) y 4 (>15 m).

El porcentaje de copa chamuscada se calculó dividiendo la longitud de copa con chamuscado letal entre la longitud original de la copa (denotada por la distancia entre las ramas largas muertas en la base de la copa y la punta del árbol). El resultado fue multiplicado por 100. A su vez, la longitud de copa con chamuscado letal fue calculada restando a la longitud original de copa la distancia entre la altura de chamuscado letal y la punta del árbol.

Para establecer la probabilidad de mortalidad se empleó un modelo logístico ([Hosmer & Lemeshow, 2000](#)) (ecuación 1).

$$P = 1 / (1 + e^{-(\alpha + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_n X_n)}) \quad (1)$$

donde:

P = probabilidad de mortalidad.

e = base de los logaritmos naturales.

α = intercepto.

β_1 = constante asociada a la variable independiente X_1 .

β_n = constante asociada a la variable independiente X_n .

El análisis se realizó con el programa *Statistical Analysis System Institute (SAS, 1985)* para microcomputadoras, v. 9.0, empleando el procedimiento logístico (PROC LOGISTIC). El modelo fue elegido con base en la significancia de sus variables, una alta concordancia y que en el intervalo de confianza de cada variable no se incluyera el valor 1, lo que haría que la probabilidad de ocurrencia entre la de no ocurrencia fuese la misma. Asimismo, a los modelos que resultaron significativos se les aplicó la prueba de bondad de ajuste de Hosmer y Lemeshow.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La distribución de árboles por altura total resultó similar entre ANT y AI, así como entre AQP y AIC (figura 3). En el ANT ocurrió un incendio de reemplazo de masa hace más de 30 años. Este aspecto es importante porque permite entender por qué los árboles menores a 15 m fueron predominantes. Por otro lado, en el AI predominaron los árboles menores a 10 m. En el AQP y el AIC hubo una mayor frecuencia en las clases centrales (10 m a 15 m en AQP y 15 m a 20 m en AIC).

Las clases diamétricas tuvieron una distribución diferente en los cuatro tratamientos. En el ANT los árboles se concentraron en la clase < 10 cm, en AQP en las clases de hasta 20 cm a 30 cm de diámetro. En AIC la mayor frecuencia de árboles estuvo en la clase de 20 cm a 30 cm y de 30 cm a 40 cm; mientras en AI la mayor frecuencia se tuvo en la clase de hasta 10 cm de diámetro (figura 4).

La supervivencia en el AQP fue de 100%, en el AIC fue de 98.9% y en el AI fue igual a 37.6%. En el ANT el 100% de los árboles estaban vivos. En AI, la mayor mortalidad se observó en las clases de altura bajas, de hasta 10 m. Aunque las clases de altura elevadas (superiores a 20 m) tuvieron un porcentaje de mortalidad elevado, la frecuencia de arbolado con estas dimensiones es baja (figura 5).

El AI tuvo a 83.2% de los árboles en la categoría 2 de GCC, al 8% en la 3, mientras que en la 1 quedaron 1.6% de los árboles. El grado de carbonización de la corteza (GCC) ayuda a identificar si la herida basal en el tronco resultará en la muerte del *cambium* o si el árbol se puede recuperar de las heridas. Los árboles con heridas profundas y grandes son más susceptibles a ataques de plagas y enfermedades (Plumb & Gómez, 1983), reduciendo la supervivencia del arbolado sometido al fuego. En los tratamientos, el GCC no difirió de manera importante, salvo por la AI, ya referida. Todas las áreas, excepto la última tuvieron una muy alta supervivencia (figura 6).

Respecto a las categorías de altura de carbonización, la clase 0 alcanzó 82.1% en el ANT, 45.7% en el AQP, 38.6% en el AIC y 7.2% en el AI (figura 7). Las AQP y AIC tienen distribuciones similares en las categorías de altura de carbonización 0, 1 y 2; sólo que en AIC ya aparece la categoría

3 con 1.1%. El AI tiene la mayor frecuencia en las categorías 3 (36%) y 4 (16%). Lo anterior puede explicarse con base en Batista & Soares (1993), quienes hallaron que en una plantación de *Pinus taeda* la altura media de carbonización de la corteza de los árboles tiene una fuerte relación con la velocidad de propagación e intensidad del fuego. Se trata de una variable que permite describir el comportamiento del fuego. Partiendo de lo anterior se esperaría que en AI el fuego haya tenido una mayor intensidad, lo cual permitiría explicar la muerte del 62.4% del arbolado.

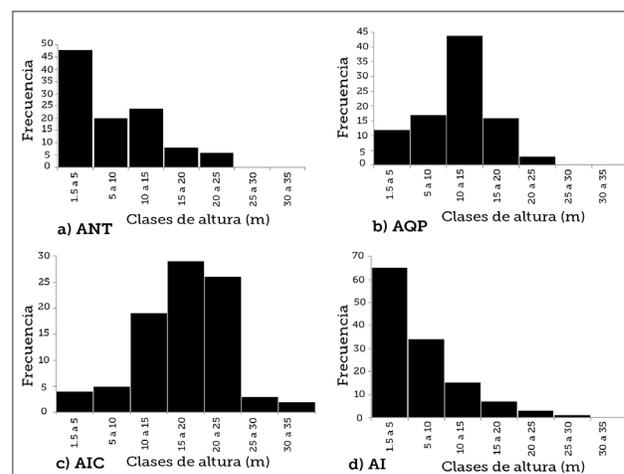


Figura 3

Frecuencia de individuos de acuerdo con la altura (m) en ANT (área testigo), AQP (área de quema prescrita), AIC (área de incendio conducido) y AI (área de incendio forestal). Fuente: Elaboración propia.

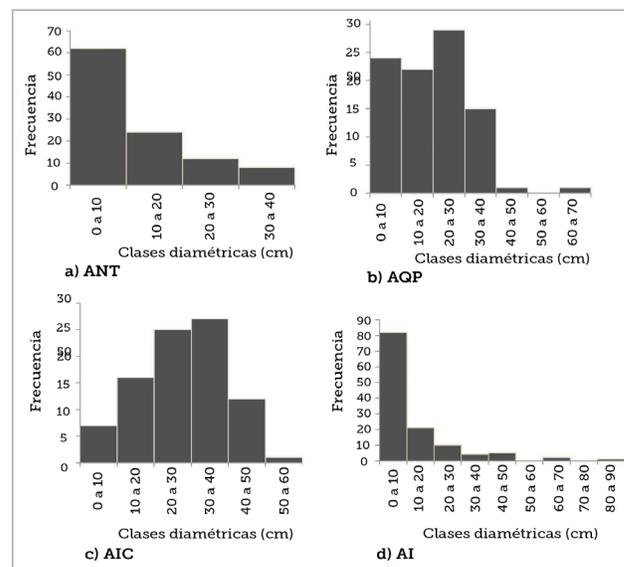


Figura 4

Frecuencia de árboles por clase diamétrica en ANT, AQP, AIC y AI. Fuente: Elaboración propia.

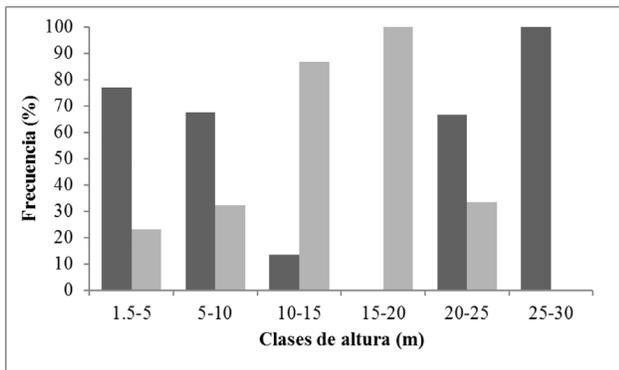


Figura 5

Proporción de árboles muertos (barras negras) y supervivientes (barras grises), por categoría de altura, en el AI.
Fuente: Elaboración propia.

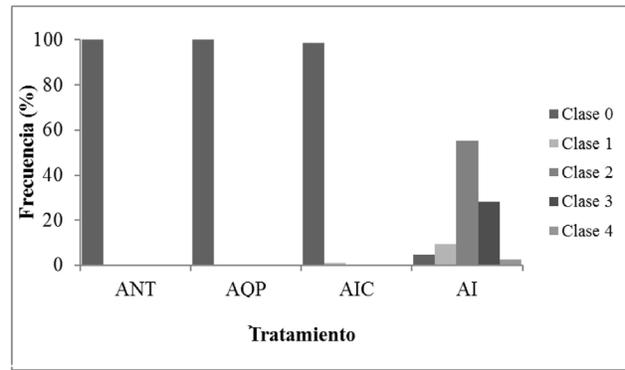


Figura 8

Frecuencia de árboles por clase de altura de chamuscado letal en los diferentes tratamientos.
Fuente: Elaboración propia.

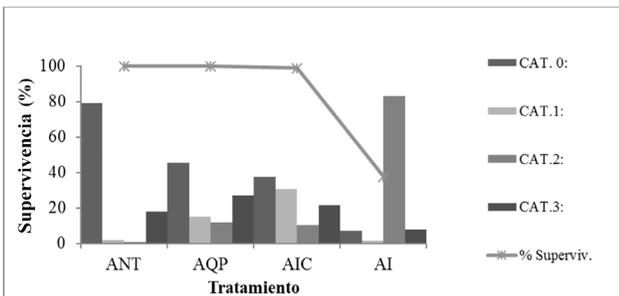


Figura 6

Porcentaje de supervivencia por categoría de grado de carbonización de la corteza (GCC) y tratamiento.
Fuente: Elaboración propia.

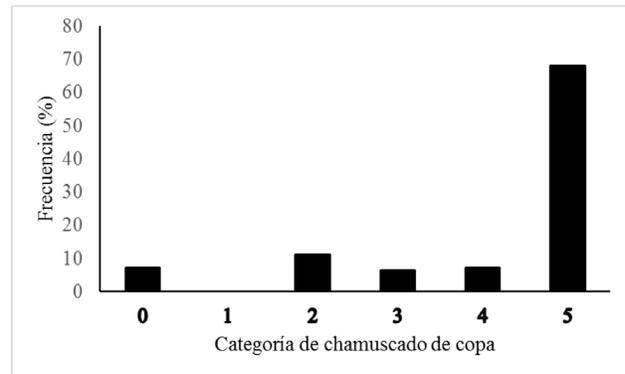


Figura 9

Frecuencia por clases de chamuscado letal de copa en el arbolado del AI.
Fuente: Elaboración propia.

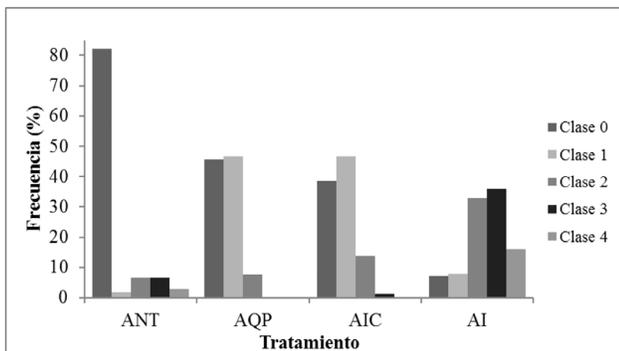


Figura 7

Proporción de árboles por clase de altura de carbonización en los diferentes tratamientos.
Fuente: Elaboración propia.

La altura de chamuscado letal se concentró en la clase 0 (no afectado) en las ANT, AQP y AIC. En contraste, el AI presentó individuos en las cinco clases, sobresaliendo las clases 2 y 3 (figura 8). El ANT, el AQP y el AIC no presentaron árboles con chamuscado letal de copa. Esta variable solo estuvo presente en AI (figura 9) y la clase 5, la de mayor severidad, fue la que tuvo la mayor proporción de individuos, 68%.

En AI se modeló la probabilidad de mortalidad a partir de diámetro normal, altura del árbol, grado de carbonización de la cicatriz, altura de la cicatriz y altura de chamuscado letal. El proceso incluyó los datos de 125 árboles muestreados en los veinte sitios de tal área. Las variables explicativas de la mortalidad que resultaron significativas fueron altura y diámetro normal en diferentes modelos.

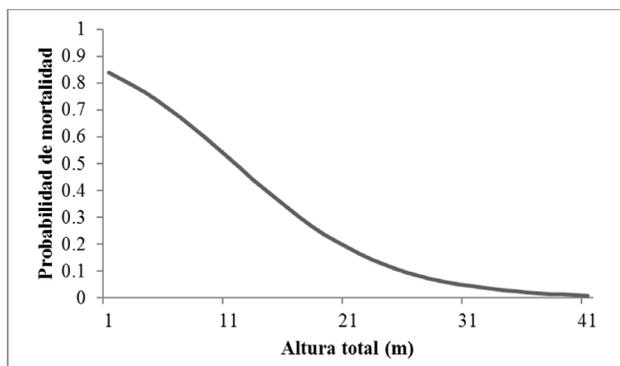


Figura 10

Probabilidad de mortalidad en función de la altura de *P. oocarpa* en AI.
Fuente: Elaboración propia.

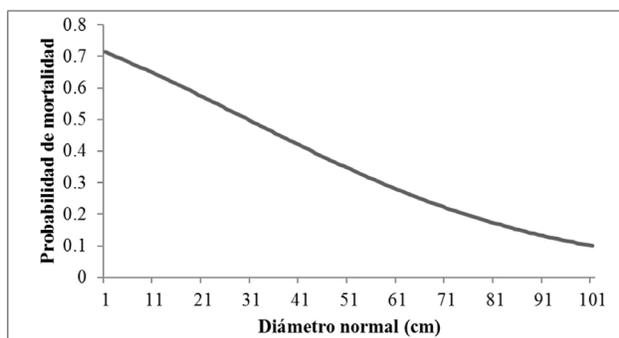


Figura 11

Probabilidad de mortalidad de *P. oocarpa* como función del diámetro normal en AI.
Fuente: Elaboración propia.

La probabilidad de mortalidad de los árboles en relación con su altura total, se explica con la ecuación 2:

$$P = 1 / (1 + e^{-(1.6502 - 0.1562A)}) \quad (2)$$

donde:

P = probabilidad de mortalidad (0 a 1).

e = 2.71828.

A = altura total (m).

La variable dependiente resultó significativa ($X^2 = 20.5012$, $p < 0.0001$); el intervalo de confianza al 95% fue de 0.855 a 0.787; el modelo tuvo una concordancia de 66.6% y una discordancia de 27.4%. La prueba de bondad de ajuste de Hosmer y Lemeshow resultó con una $p > 0.05$, por lo

cual se considera que el modelo está correctamente especificado. La ecuación 2 muestra que cuando aumenta la altura del arbolado incrementa la probabilidad de supervivencia (figura 10).

La probabilidad de la mortalidad de los árboles en relación con su diámetro normal se explica con la ecuación 3:

$$P = 1 / (1 + e^{-(0.911 - 0.0311D)}) \quad (3)$$

donde:

P = probabilidad de mortalidad (0 a 1).

e = 2.71828.

D = diámetro normal (cm).

Esta variable resultó significativa ($X^2 = 11.8946$, $p < 0.0006$). El intervalo de confianza al 95% fue de 0.969 a 0.942. Se halló una concordancia igual a 68.8%, 1.4% de empates, así como una discordancia de 29.8%. También para este modelo la prueba de bondad de ajuste de Hosmer y Lemeshow tuvo una $p > 0.05$, indicando que está correctamente especificado. Al graficar la ecuación (figura 11) puede observarse que cuando aumenta el diámetro normal también lo hace la probabilidad de supervivencia.

La poca supervivencia en AI (37.6%) se puede entender porque el incendio se propagó a favor de la pendiente, lo que ganó intensidad y severidad. Asimismo, en la parte más alta se transformó en incendio de copas. Aunado a lo anterior, en el AI murieron más árboles porque el 82.4% de ellos tenían una altura menor o igual a 12 m y el 95.4% un diámetro menor o igual a 20 cm. Tal evidencia concuerda con lo reportado por Alanís et al. (2000) en Chihuahua, pues ellos encontraron que el daño al arbolado fue mayor en las alturas menores a 12 m y en los diámetros menores a los 20 cm.

La tendencia al aumento en supervivencia para las clases de altura mayores se explica porque el grosor de la corteza aumenta, generalmente, con el diámetro del árbol, lo cual protege al cambium vascular de elevadas temperaturas (Ryan & Frandsen, 1991). Si bien los árboles con un diámetro mayor (las clases de 20 cm a 30 cm) tuvieron un mayor porcentaje de árboles muertos, son escasos. Además, los árboles de tales dimensiones fueron registrados en las áreas más altas de la ladera, la cual se quemó a favor de viento y pendiente. Cuando el fuego llegó a los árboles referidos coronó y dañó su copa. La muerte de los árboles en AI se relaciona con una mayor intensidad del incendio en el frente (Rodríguez et al. 2007).

La alta supervivencia en AIC (figura 6) y los bajos niveles de daño, en comparación con el AI, pueden apoyar

la decisión tomada por los ejidatarios para permitir que el fuego quemara esa área para reducir los combustibles, producir una cama para la regeneración y para pastoreo, porque consideraron que el fuego no era muy intenso ni resultaría severo. Además, el arbolado cuenta con dimensiones medianas y grandes en el área con este tratamiento, en general. En el sentido opuesto, el AI tuvo un incendio forestal, con mayor severidad sobre el arbolado, poca supervivencia y mayores niveles de daño.

El modelo de probabilidad mostró, como hicieron Ryan & Reinhardt (1988) para coníferas norteamericanas, que existe relación entre la altura y el diámetro con la resistencia que tienen los árboles al daño provocado por el fuego. Rodríguez *et al.* (2007) y Vera & Rodríguez (2007) encontraron para *P. hartwegii* que en estudios a 1 y 2 años después del paso del fuego, que la mayor parte de la mortalidad acontece el primer año en categorías diamétricas bajas y en áreas de mayor intensidad. Cuando un fuego ocurre quedan árboles dañados, algunos especímenes pueden sobrevivir mientras que otros no (Vega, Pérez, Jiménez, Fernández & Fonturbell, 2009), en función de las dimensiones del arbolado y la severidad del daño principalmente.

CONCLUSIONES

Las únicas variables que predicen la probabilidad de mortalidad de los árboles de *P. oocarpa* en AI, fueron la altura total y el diámetro normal. El grado de carbonización de la corteza no explicó la mortalidad de árboles en este caso. Sin embargo, puede considerarse que existe una relación entre el grosor de la corteza y la mortalidad porque tal variable se relaciona directamente con el diámetro. En el área de incendio la mortalidad fue alta a causa de la elevada intensidad y severidad del fuego, así como por las pequeñas dimensiones del arbolado.

Las elevadas supervivencias en las áreas de incendio controlado y de quema prescrita, muestran que *P. oocarpa* tiene adaptaciones al fuego y que este último tiene una severidad menor cuando es conducido de manera prescrita o aplicando los criterios de los habitantes locales en incendios conducidos sobre el área de estudio. La composición y estructura del bosque de pino-encino puede ayudar a orientar la decisión sobre cómo se va a prescribir empíricamente el fuego en una quema controlada o para saber si se puede permitir que un incendio continúe (si alguna vez se llega a contar con la normatividad oficial para tal efecto en México).

Obviamente no se debe permitir que cualquier incendio no deseado avance. Sin embargo, el conocimiento empírico de diversas comunidades y de los manejadores del

fuego locales no debe subestimarse, por el contrario, debe revalorarse porque contribuye a los criterios para la prescripción de quemas y a la potencial conducción de algunos incendios de baja intensidad y severidad. Es por esto que se recomienda establecer un diálogo de saberes con ellos, para que de manera conjunta se genere conocimiento que soporte las decisiones para el manejador del fuego y que minimice la severidad del fuego en la vegetación.

Lo anterior se recomienda que vaya acompañado de investigaciones sobre severidad en la vegetación de las áreas quemadas. Los modelos obtenidos en el presente trabajo pueden ser de utilidad para estimar la probabilidad de mortalidad del arbolado al prescribir quemas prescritas o como resultado de incendios forestales. Las acciones para mejorar el conocimiento sobre supervivencia de árboles de *P. oocarpa* serán más precisas conforme se realicen más estudios que puedan relacionar el tipo de fuego con la composición y estructura de los bosques que forman.

Es necesario hacer más estudios, similares al presente, porque cada fuego (incendio, quema controlada o quema prescrita) es diferente, en horizontes de tiempo de por lo menos un año.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se realizó gracias al financiamiento del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt), de la División de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma Chapingo y de la *International Association of Wildland Fire* (IAWF). El apoyo de la Rebase-Conanp, así como de las autoridades y ejidatarios del ejido Corazón del Valle fue fundamental para llevar a cabo el trabajo. El presente estudio forma parte del Proyecto Ajusto de la UACH sobre ecología del fuego, manejo del fuego y restauración de áreas incendiadas.

REFERENCIAS

- Alanís M., H. E., Cano R., M., Tena V. M., & Armendáriz A, A. R. (2000). *Efecto de los daños causados por incendios forestales en bosques de pino del área experimental maderera*. Folleto Técnico No. 15. Chihuahua, México: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias.
- Batista, A. C., & Soares, R. V. (1993). Relações entre a altura de carbonização da casca das árvores e algumas variáveis do comportamento do fogo em uma queima controlada em povoamento de *Pinus taeda*. *Floresta*, 23(1/2), 47-53. doi: <http://doi.org/10.5380/rfv23i12.6430>
- Batista, A. C. (1995). *Avaliação da queima controlada em povoamentos de Pinus taeda L. no norte do Paraná* (Tesis de doctorado). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.

- Burdon, R. D. (2002). An introduction to pines. En CAB International (comp.). *Pines of silvicultural importance*. (pp: x-xxi). Wallingford, U.K.: CABI Publishing.
- Castro, J. C, Hernández, R., Nández, S., Rodríguez, S., Tejeda, C., Vázquez, A. Batchelder, K., & Maldonado, A. Z. (2003). *Conservación con base en la comunidad: trabajos con comunidades en áreas naturales protegidas de Chiapas, México*. Arlington, VI: The Nature Conservancy.
- Dubbin, W. E., Penn, M. G., & Hodson, M. E. (2006). Edaphic influences on plant community adaptation in the Chiquibul forest of Belize. *Geoderma*, 131(1-2), 76-88.
- Farjon, A., Pérez, J. A., & Styles, B. T. (1997). *Guía de campo de los pinos de México y América Central*. Richmond, England: Royal Botanic Gardens.
- Hosmer, D. W., & Lemeshow, S. (2000). *Applied logistic regression*. New York: Wiley.
- Huffman, M. R. (2010). *Community-based fire management at La Sepultura Biosphere Reserve, Chiapas, Mexico* (Ph D. Thesis). Colorado State University. Fort Collins, Colorado.
- Instituto Nacional de Ecología (INE)- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (Semarnat). (1999). *Programa de manejo: Reserva de la Biosfera La Sepultura*. México: INE-Semarnat.
- Myers, R. L., & Rodríguez, D. A. (2009). Fire in tropical pine ecosystems. In M. A. Cochrane (ed.). *Tropical Fire Ecology*. Chichester: Springer, Praxis.
- Plumb, T. R., & Gómez, A. P. (1983). *Five southern California oaks: identification and postfire management*. Berkeley, CA: Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station.
- Rodríguez-Trejo, D. A. (2014). *Incendios de vegetación. Su ecología, manejo e historia*. Vol. 1. México: Ed. Colegio de Postgraduados, Universidad Autónoma Chapingo.
- Rodríguez-Trejo, D. A. (2015). *Incendios de vegetación. Su ecología, manejo e historia*. Vol. 2. México: Colegio de Postgraduados, Universidad Autónoma Chapingo, Semarnat, Conafor, Conanp.
- Rodríguez-Trejo, D. A., & 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., Castro, U. B., Zepeda, M., & Carr, R. J. (2007). First year survival of *Pinus hartwegii* following prescribed burns at different intensities and different seasons in Central Mexico. *International Journal of Wildland Fire*, 16(1), 54-62.
- Román, R. M., Gracia, M., & Retana, J. (2003). Environmental and human factors influencing fire trends in ENSO and non-ENSO years in tropical Mexico. *Ecological Applications*, 13(4), 1177-1192.
- Ryan, K. C., & Reinhardt, E. D. (1988). Predicting postfire mortality of seven western conifers. *Canadian Journal Forest Research*, 18(10), 1291-1297.
- Ryan, K. C., & Frandsen, W. H. (1991). Basal injury from smoldering fires in mature *Pinus ponderosa* laws. *International Journal of Wildland Fire*, 1(2), 107-118.
- Statistical Analysis System (SAS) Institute. (1985). *SAS user's guide: Statistics*. Cary, NC: SAS Institute.
- Silliman, J., & Hazelwood, P. (1981). *Environmental profile of Honduras*. USA: Arid Lands Information Center.
- Van Wyk, G. (2002). *Pinus oocarpa*. En CAB International (comp.). *Pines of silvicultural importance*. (pp: x-xxi). Wallingford, U.K.: CABI Publishing.
- Vega, J. A., Pérez, J. R., Jiménez, E., Fernández, C., & Fonturbell, T. (septiembre, 2009). Supervivencia de *Pinus pinaster* Ait. tras incendios forestales en España. Memoria 5º Congreso Forestal Español. *Montes y sociedad: saber qué hacer*. Ávila, España: Sociedad Española de Ciencias Forestales.
- Vera, V., & Rodríguez, D. A. (2007). Supervivencia e incremento en altura de *Pinus hartwegii* a dos años de quemas prescritas e incendios experimentales. *Agrociencia*, 41, 219-230.
- Whelan, R. J. (1995). *The ecology of fire*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Woolley, T., Shaw, D. C., Ganio, L. M., & Fitzgerald, S. (2012). A review of logistic regression models used to predict post-fire tree mortality of Western North American conifers. *International Journal of Wildland Fire*, 21, 1-35.