



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

**Gestión del monte: servicios
ambientales y bioeconomía**

26 - 30 junio 2017 | Plasencia
Cáceres, Extremadura

7CFE01-384

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales
Plasencia. Cáceres, Extremadura. 26-30 junio 2017
ISBN 978-84-941695-2-6

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Efecto de un tratamiento preventivo sobre el potencial de fuego de copa en masas de *Pinus pinaster* Ait.

FERNÁNDEZ-ALONSO, J.M.^{1,2}, VEGA HIDALGO, J.A.¹

¹ Centro de Investigación Forestal Lourizán. Consellería de Medio Rural, Xunta de Galicia

² Escuela de Ingeniería Forestal, Universidade de Vigo. Campus A Xunqueira s/n, 36005 Pontevedra.

Resumen

En un escenario de cambio climático, en el cual se esperan incendios de mayor intensidad y temporadas más largas, tratar los combustibles forestales supone la única alternativa para mitigar el impacto del fuego. Combinar trabajos selvícolas y triturado de restos es una de las opciones más empleada para aumentar la resistencia de las masas arboladas a los incendios. No obstante, la eficacia de dichos tratamientos ha sido cuestionada en distintos estudios. Esto denota la necesidad de analizar la eficacia de estos tratamientos en la reducción de la severidad del fuego. Para ello se caracterizó el complejo de combustible de cuatro zonas de *Pinus pinaster* Ait. en Galicia antes y tras un tratamiento preventivo. Esto permitió estimar las variables de comportamiento potencial del fuego y evaluar posibles diferencias en el comportamiento del fuego debidas al tratamiento. Los resultados indicaron que se produjo un aumento general en las condiciones de viento necesarias para que el arbolado comience a arder y el fuego pueda propagarse a través de él. No obstante, este aumento no fue igual en todos los casos. Esto podría evidenciar la necesidad de realizar los trabajos de acuerdo a unas características que permitan limitar efectivamente el comportamiento potencial del fuego.

Palabras clave

Trituraciones de combustibles, comportamiento de fuego, índices de viento, coníferas.

1. Introducción

El proceso de cambio climático supone un incremento de las amenazas sobre los bosques debido al previsible empeoramiento de las condiciones de incendios forestales (TURETSKY ET AL. 2011; GROOT ET AL. 2013). Ante un escenario de calentamiento global se prevén temporadas de incendios más largas, con siniestros de mayor intensidad y superficie, y que afectarán especialmente a regiones que ya sufren una elevada presión de fuegos como es la mediterránea (VILÉN & FERNANDES 2011; BEDIA ET AL 2014).

Los gestores forestales integran el riesgo de incendio en el manejo de áreas arboladas con el objetivo de hacerlas más resistentes ante un eventual fuego (FERNANDES 2013; CORONA ET AL. 2015), pues los combustibles forestales es el único factor de propagación modificable. En un futuro, esta gestión de los combustibles forestales cobrará mayor importancia por el empeoramiento de las condiciones climáticas de fuego, y a su vez, conseguir masas más resistentes repercutirá en una menor severidad de fuego (GRAHAM ET AL. 2004; FULÉ ET AL. 2012) y en una menor emisión de CO₂ a la atmósfera. Esto ayudaría a conservar el papel de los bosques como sumideros de CO₂ (HURTEAU & NORTH 2009; SOMMERS ET AL 2014).

Entre las distintas opciones de modificación de los combustibles forestales para alcanzar el objetivo de disminuir la vulnerabilidad de las masas arboladas, la trituración de la vegetación con aperos acoplados a maquinaria es una de las más comúnmente utilizadas (KANE ET AL.



2009; REINER ET AL. 2009; BATTAGLIA ET AL. 2010; REINER ET AL. 2012). Este tratamiento se aplica sobre el estrato superficial de combustible y sobre los restos provenientes del arbóreo, en el caso de ser combinada con una clara. A diferencia de la quema prescrita, este tratamiento no reduce la cantidad total de combustible (KREYE & KOBZIAR 2015). A través de la fracturación y compactación de los combustibles superficiales y del aumento de la altura entre el estrato superficial y el arbóreo, se prevé que un potencial fuego sea menos intenso y que presente una mayor dificultad para propagarse al arbolado (GLITZENSTEIN ET AL. 2006; KNAPP ET AL. 2011; MCIVER ET AL. 2013). A pesar de ello, la eficacia de este tipo de tratamientos, así como sus posibles efectos no deseados, todavía no ha sido suficientemente evaluada y precisa de más información que ayude a los gestores en la toma de decisiones (BUSSE ET AL 2010; KREYE ET AL 2014B; BRENNAN & KEELEY 2015; KREYE ET AL 2016).

En el presente estudio se evaluó la respuesta, en cuanto a su comportamiento potencial de fuego, de cuatro bosques de *Pinus pinaster* Ait. de Galicia tras la realización de tratamientos de clara y triturado de vegetación superficial y restos. El pino pinaster es una de las especies de mayor importancia en Galicia, y en la cuenca mediterránea (ALÍA ET AL. 1996), por su empleo en la producción de madera, pero al mismo tiempo es una de las especies que más presión de incendios forestales sufre en una de las regiones europeas con mayor siniestralidad de incendios (FERNANDES & RIGOLOT 2007; CRUZ ET AL 2008; FERNÁNDEZ-ALONSO ET AL 2016). Además de su importancia productiva, la conservación de estas masas también es esencial por su papel en la conservación del suelo frente a los episodios de lluvia. A pesar de la relevancia de la especie y de la cantidad de fondos invertidos en prevención selvícola, la existencia de estudios sobre esta cuestión sigue siendo escasa (JIMÉNEZ ET AL. 2016).

2. Metodología

2.1. Área de estudio

La selección de dispositivos experimentales se hizo acorde a la planificación de trabajos preventivos del Servicio de Xestión Forestal (Consellería de Medio Rural, Xunta de Galicia). Se pretendió reflejar las condiciones habituales de los tratamientos selvícolas preventivos en masas de pino pinaster en Galicia. Se seleccionaron un total de cuatro masas: dos dispositivos se instalaron en zonas pertenecientes a la ecorregión costera y dos dispositivos se instalaron en la ecorregión interior, de modo que se tuviesen en cuenta en el estudio las procedencias ecológicas del pino pinaster en Galicia definidas por VEGA ALONSO ET AL (1993).



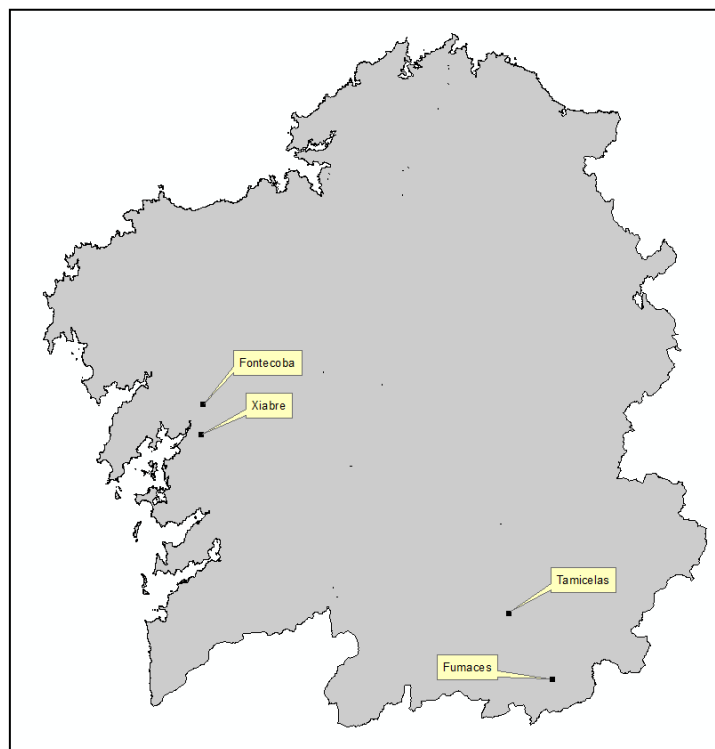


Figura 1. Situación de los cuatro dispositivos experimentales en la C.A. de Galicia

Las altitudes de las zonas correspondientes a los dispositivos experimentales comprenden entre los 150 y 350 m en la zona costera y los 700 y 800 m en la zona interior, con pendientes medias del 20% en la zona costera y variables entre el 10 y el 25% en el interior. La precipitación media en las zonas de estudio oscila de los 1600 mm anuales en la zona de costa a los 1100 mm en el interior, y las temperaturas medias van de los 15 °C en la zona costera a los 11 °C. Esto evidencia una transición de un clima con mayor influencia oceánica en el área costera a un clima con influencia continental en la región interior (CORTIZAS Y ALBERTI 1999). Los suelos de la zona costera provienen de granitos migmatíticos de dos micas, mientras que los de la zona interior desarrollan sobre cuarcitas, areniscas y pizarras. Las masas incluidas en el estudio corresponden a pinares de pino marítimo provenientes de regeneración natural o de plantación. La vegetación del sotobosque estuvo dominada por el *Pteridium aquilinum* (L.) Khun y en menor medida por el *Ulex europaeus* L. en la zona costera. En el interior la predominó el *Pterospartum tridentatum* (L.) Wilk, acompañado en menor medida por el *Agrostis capillaris* L.

Los tratamientos preventivos realizados consistieron en una clara por lo bajo, con la finalidad de conservar los pies con mejor porvenir de la masa para un futuro aprovechamiento, y una trituración de los restos generados en la clara y la vegetación del sotobosque. Este proceso, realizado con una desbrozadora de martillos acoplada a un tractor, pretende disminuir la intensidad de un potencial fuego y aumentar la resistencia de la masa. La intensidad de las claras varió entre un 24 y un 60 % del área basimétrica total. En cada área de tratamiento se instalaron 5 parcelas circulares de 15 m de radio. Las zonas a tratar fueron delimitadas y añadidas a un sistema de información geográfica. Mediante un algoritmo aleatorio se definieron los puntos de instalación de las parcelas, con una condición de distancia mínima entre ellas de 200 m.

2.2. Caracterización del complejo de combustible



La caracterización de los complejos implicó una descripción detallada de los combustibles de los estratos arbóreo, superficial y subsuperficial, de forma previa y posterior a la realización de los tratamientos de combustible. Una descripción detallada del proceso puede encontrarse en *FERNÁNDEZ- ALONSO (2015)*.

La caracterización del arbolado comprendió la medición, pre y post-tratamiento, de sus variables dasométricas básicas: diámetro normal, altura total y altura de inicio de copa verde, anchura de copa y edad. La aplicación de modelos alométricos desarrollados por *FERNÁNDEZ- ALONSO (2015)* permitió estimar la biomasa de cada árbol individual para cada fracción de tamaño: acículas, ramas menores de 6 mm de diámetro, ramas de entre 6 y 25 mm y ramas de entre 25 y 75 mm. La tabla 1 presenta las características principales del arbolado en las parcelas empleadas en el presente estudio, en las situaciones previa y posterior al tratamiento.

Tabla 1.. Características dasométricas y del arbolado de las parcelas empleadas en el estudio. dn diámetro normal, H altura total, Lc longitud de copa, N densidad de arbolado, dmc diámetro medio cuadrático, AB área basimétrica

			dn (cm)	H (m)	Lc (m)	N (pies/ha)	dmc (cm)	AB (m ² /ha)
Costa	Pre tratamiento	Media	23,8	15,5	5,5	721	24,6	34
		SD	1,4	1,1	0,9	123	1,4	5,4
		Min	21,8	13,7	4,2	533	22,7	27,1
		Max	26	17,1	6,9	900	27	44,6
	Post tratamiento	Media	26,4	16,2	6,2	387	26,7	21,5
		SD	1,5	1,2	1	74	1,5	2,8
		Min	24,1	14	4,4	300	24,6	18
		Max	29,1	17,9	8	567	29,5	27
Interior	Pre tratamiento	Media	15,8	10,9	4	3314	16,8	44,8
		SD	4,9	1,9	2	3933	4,6	17,3
		Min	7,8	8	1	859	9,2	25,7
		Max	19,4	12,9	5,6	10876	20,1	72,8
	Post tratamiento	Media	20,4	13,2	5,9	802	20,7	24,5
		SD	2,8	1,1	1,3	403	2,8	4,6
		Min	15,5	11,9	4	446	15,7	17,5
		Max	22,6	14,5	7,6	1503	22,8	29,9

Los datos medidos en campo y la aplicación de los modelos alométricos permitieron finalmente estimar las variables estructurales del estrato de arbolado que están relacionadas con el inicio y propagación del fuego de copa: altura de inicio de copa viva o CBH, carga de combustible disponible para arder o CFL y densidad aparente del estrato de copa o CBD. La CBH se determinó como la media de las alturas de inicio de copa viva individuales, mientras que la CFL y CBD fueron determinadas mediante el método de carga entre profundidad o "load over depth method" (*REINHARDT ET AL. 2006*). En el presente estudio se consideró combustible disponible para arder la biomasa de acículas y la de ramas de diámetro comprendido entre 0 y 6 mm.

La caracterización del combustible de sotobosque, superficial y subsuperficial, se llevó a cabo empleando una metodología de doble muestreo (*CATCHPOLE & CATCHPOLE 1993*), consistente en la utilización de muestreo destructivo de microparcels (*KREYE ET AL. 2014A*) y mediciones de variables en transectos lineales (alturas, coberturas y espesores) de manera no destructiva. Las mediciones provenientes del muestreo destructivo permitieron el ajuste de relaciones que fueron aplicadas a los datos obtenidos en el muestro no destructivo. La



aplicación de esta metodología, detallada en *FERNÁNDEZ-ALONSO 2015*, permitió la estimación de las variables que tienen influencia directa sobre el comportamiento del fuego superficial: altura total del combustible superficial, carga de combustible disponible por unidad de superficie (considerando las fracciones comprendidas entre 0 y 6 mm de grosor), carga de combustibles de fracciones gruesas, coeficiente de combustibles muertos y relación superficie-volumen para cada fracción.

2.3. Estimación del potencial de fuego de copa

El potencial de inicio y propagación de fuego de copa fue estimado en cada parcela de estudio para la situación previa y posterior al tratamiento preventivo calculando los índices de entorchamiento (TI) y de propagación activa (CI) (*SCOTT & REINHARDT 2001*). Estos índices indican la velocidad media de viento, medida a 10 m sobre el suelo en terreno abierto, necesaria para que se produzca el inicio del fuego de copa, en el caso del índice de entorchamiento, y para que se produzca propagación activa del fuego de copa en el caso del índice de propagación activa. Para ello se emplearon los modelos de propagación de fuego de superficie de *ROTHERMEL (1972)* y de propagación de fuego de copa (*ROTHERMEL 1991*), junto con el modelo de inicio del fuego de copa de *VAN WAGNER (1977)*. A diferencia de la unión de estos modelos planteada en el sistema NEXUS (*SCOTT & REINHARDT 2001*), la intensidad lineal del frente de fuego de superficie fue calculada mediante la formulación (1) de *BYRAM (1959)* y no mediante el empleo de la intensidad de reacción de *ROTHERMEL (1972)*.

$$IB = H \cdot wa \cdot r \quad (1)$$

donde H es el calor inferior de combustión (kJ/kg), para el cual se asume un valor constante de 18.960 kJ/kg, wa es el combustible consumido en la fase de llama del frente (kg/m²), estimado como la carga total de combustibles finos del sotobosque, y r es la velocidad de propagación (m/s) calculada con el modelo de propagación del fuego de superficie de *ROTHERMEL (1972)*.

Para la estimación del potencial de fuego de copa se plantearon dos situaciones meteorológicas (tabla 2) similares a las empleadas en otros estudios que estimaron el potencial de fuego de copa (*MITSOPOULOS & DIMITRAKOPOULOS 2007; FERNÁNDEZ-ALONSO ET AL 2013*).

Tabla 2. Condiciones meteorológicas y de contenido de humedad de los combustibles. 1h = contenido de humedad de los combustibles de 1 hora de retardo (% de agua sobre peso seco), 10h = contenido de humedad de los de 10 horas, 100h = contenido de humedad de los de 100 horas, LWMC = contenido de humedad del matorral, FMC = contenido de humedad foliar, V10 = velocidad del viento a 10 m de altura fuera de la masa (km/h)

	1h	10h	100h	LWMC	FMC	V10
C. Medias	10	12	14	100	150	20
C. Extremas	6	8	10	80	100	30

2.4. Análisis estadístico

El comportamiento del fuego fue evaluado mediante los valores de los índices de entorchamiento y propagación activa, así como la intensidad lineal del frente de fuego (Ib). Se analizaron posibles diferencias significativas para ese comportamiento potencial entre cada ecorregión, entre las situaciones pre y post-tratamiento, y para cada uno de los escenarios meteorológicos planteados. Para ello se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) de medidas repetidas en el cual la variable ecorregión se tuvo en cuenta como un factor inter-sujetos y la



variable tratamiento (momento pre y post) como una variable intrasujeto, además de una interacción entre ambos factores. Para todos los análisis ANOVA se fijó un nivel de significancia de $\alpha = 0,05$. Se aplicó el test de Tukey-Kramer para evaluar posibles diferencias entre grupos. La normalidad de los datos fue testada mediante el test de Shapiro-Wilk y la homogeneidad de las varianzas mediante el test de Levene. En el caso de que no se cumpliesen ambas condiciones se procedió a realizar una transformación logarítmica.

3. Resultados

Los valores obtenidos en la simulación del comportamiento del fuego muestran bajas posibilidades de inicio de fuego de copa en la situación previa al tratamiento y para ambas ecorregiones (tablas 3 y 4). La región costera en situación meteorológica extrema sería la que presenta un menor TI (53,1 km/h). La situación pre-tratamiento sólo fue significativamente diferente para condiciones medias, en el caso de condiciones extremas no se apreció esa diferencia significativa. La realización del tratamiento aumentó significativamente ($p < 0,001$) los TI para todas las ecorregiones en todas las condiciones meteorológicas a valores de viento que indican imposibilidad de inicio de fuego de copa. La realización del tratamiento produjo mayores incrementos del TI en las zonas costeras que en las interiores para ambos casos, lo cual quedó reflejado en la interacción entre tratamiento y ecorregión.

Tabla 3 Valores medios de índices de viento e intensidad lineal por ecorregión y momento para condiciones meteorológicas medias. Los valores entre paréntesis indican el error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas entre grupos (Test de Tukey-Kramer, $\alpha = 0,05$). ($n=10$)

TI índice de entorchamiento, CI índice de propagación activa, Ib intensidad lineal de Byram
* Variable con transformación logarítmica

Variable	Ecorregión	Tratamiento		Tratamiento	Ecorr.	Trat X Ecorr.
		Pre	Post			
*TI (km/h)	Costera	97,92 (22,08) a	714,77 (134,74)	< 0,001	0,547	0,002
	Interior	157,17 (17,19) b	425,41 (39,22)			
CI (km/h)	Costera	28,74 (1,62)	43,66 (2,07)	< 0,001	0,684	0,596
	Interior	29,03 (2,69)	41,45 (2,9)			
*Ib (kW/m)	Costera	2040,78 (418,15) a	76,9 (14,01)	< 0,001	0,004	< 0,001
	Interior	492,07 (117,98) b	81,03 (9,13)			

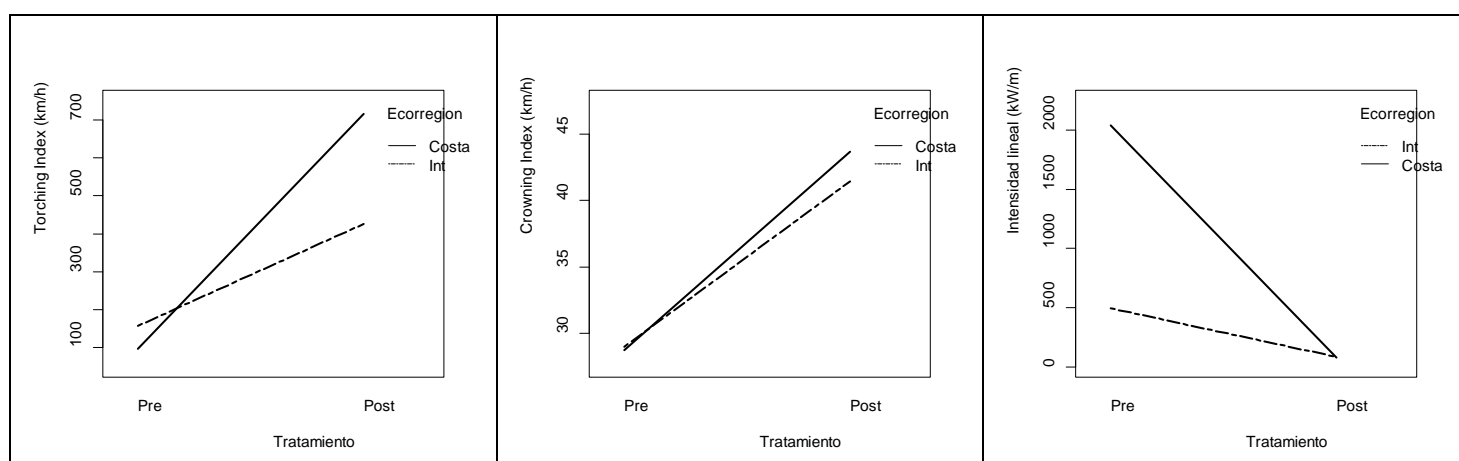


Figura 2. Evolución de los valores medios de Índice de entorchamiento, índice de propagación activa e intensidad lineal, por ecorregión y momento de tratamiento, para condiciones meteorológicas medias.

El criterio de propagación activa del fuego de copa mostró valores bastante similares entre ambas ecorregiones (figuras 2 y 3), tanto en la situación pre como en la post-tratamiento. La realización del tratamiento aumentó significativamente el CI en todos los casos, no obstante, los valores muestran una mayor probabilidad de conseguir propagación activa que inicio de fuego de copa.

Tabla 4. Valores medios de índices de viento e intensidad lineal por ecorregión y momento para condiciones meteorológicas extremas. Los valores entre paréntesis indican el error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas entre grupos (Test de Tukey-Kramer, $\alpha = 0,05$). ($n=10$)
 TI índice de entorchamiento, CI índice de propagación activa, Ib intensidad lineal de Byram
 * Variable con transformación logarítmica

Variable	Ecorregión	Tratamiento		Tratamiento	Ecorr.	Trat X Ecorr.
		Pre	Post			
*TI (km/h)	Costera	53,1 (12,37)	416,66 (78,45)	< 0,001	0,625	0,003
	Interior	80,49 (8,32)	248,68 (22,87)			
CI (km/h)	Costera	23,17 (1,34)	35,47 (1,71)	< 0,001	0,683	0,598
	Interior	23,4 (2,22)	33,65 (2,39)			
*Ib (kW/m)	Costera	4362,38 (898,66) a	171,66 (32,78)	< 0,001	0,007	0,001
	Interior	1082,2 (232,05) b	180,21 (21,83)			

La intensidad lineal del frente de fuego superficial mostró unos valores significativamente más bajos en la zona interior que en la costera para ambas situaciones meteorológicas (tablas 3 y 4). El tratamiento disminuyó significativamente estos valores de Ib en ambos casos y en conjunto, y además llevó a valores finales que no fueron significativamente distintos entre ambas regiones. Esto se reflejó en un valor significativo del término de interacción entre tratamiento y ecorregión: el tratamiento produjo una mayor disminución de la Ib en la región costera.

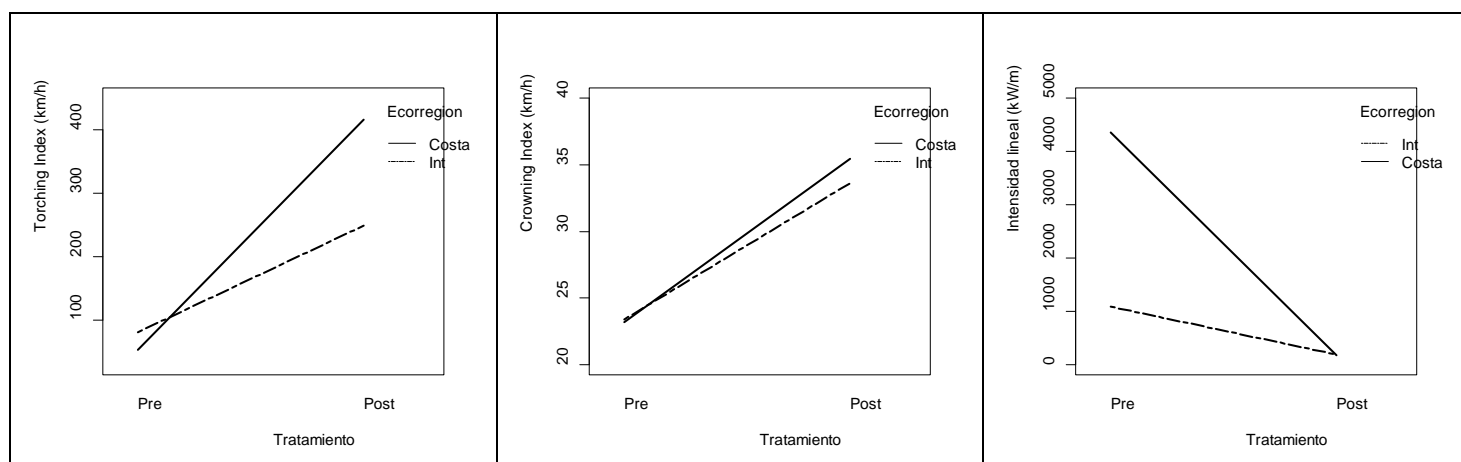


Figura 3. Evolución de los valores medios de Índice de entorchamiento, índice de propagación activa e intensidad lineal, por ecorregión y momento de tratamiento, para condiciones meteorológicas extremas.

4. Discusión

De acuerdo a los modelos de comportamiento de fuego copa (SCOTT & REINHARDT 2001; CRUZ ET AL 2004) y a los principios de los tratamientos de combustible (AGEE & SKINNER

2005), un tratamiento selvícola que implique el aumento de la altura de inicio de copa viva, la disminución de la densidad aparente del estrato arbóreo y la reducción de los combustibles superficiales conllevará una menor probabilidad de inicio y propagación de fuego de copa. Los resultados obtenidos en nuestro estudio vienen a confirmar estas suposiciones. La realización del tratamiento aumentó significativamente las velocidades de viento necesarias para iniciarse un fuego de copa y propagarse activamente y redujo la intensidad de un fuego superficial tras la realización tratamiento. A pesar de que los valores de TI predichos para ciertas condiciones alcanzan valores imposibles, éstos deben considerarse de manera comparativa y no en valores absolutos (STEPHENS ET AL. 2009).

El inicio del fuego de copa viene condicionado tanto por la intensidad del fuego superficial como por la continuidad existente entre el estrato de combustible superficial y el arbóreo (VAN WAGNER 1968; VAN WAGNER 1977). El tratamiento consistente en una clara por lo bajo eliminó pies menores y dominados y que posiblemente contaban con una altura de inicio de copa más baja, lo cual eliminó combustibles que actúan como escalera para el fuego de superficie. La trituración de restos provenientes de clara y de la vegetación superficial provocó un cambio de modelo de combustible: de un modelo de matorral con baja densidad aparente y elevada altura se pasó a un modelo de combustibles triturados con alta densidad aparente y muy baja profundidad. Así, se produjo un descenso significativo de la intensidad lineal y un incremento significativo del TI. Otros autores han observado también el incremento de los valores del índice de entorchamiento en masas tratadas con una clara y triturado en comparación con masas no tratadas (STEPHENS ET AL. 2009). Sin embargo, el tratamiento resultó menos efectivo en la zona interior, donde la intensidad lineal y el TI experimentaron una menor variación. El menor descenso de la intensidad lineal podría venir derivado de una mayor carga de combustible superficial como consecuencia de una clara más intensa que aportó más restos al sotobosque y de una menor compactación de los restos tras su triturado. Esto refuerza la idea de que para una mayor efectividad del tratamiento sería necesaria la aplicación posterior de quema prescrita o por cordones (RAYMOND & PETERSON 2005; STEPHENS ET AL 2009), pues bajo ciertas condiciones los restos del tratamiento selvícola pueden agravar la situación de riesgo de inicio de fuego de copa (STEPHENS & MOGHADDAS 2005; AGEE & LOLLEY 2006). Otra explicación para la distinta efectividad del tratamiento podría deberse al empleo de distinta maquinaria o distintos operadores, al número de pases de trituradora o a las condiciones físicas de los materiales a triturar, lo cual puede determinar las características del combustible resultante y la efectividad del tratamiento (KANE ET AL. 2009; KREYE ET AL. 2014B). Además, el arbolado de la zona interior fue considerablemente más bajo que en la zona costera, lo cual implica una baja altura de inicio de copa incluso tras el tratamiento y una menor efectividad del tratamiento en esta zona.

Al contrario del TI, el índice de propagación activa mostró unos valores relativamente bajos y fáciles de alcanzar en condiciones de incendio real. El CI se incrementó significativamente a causa del tratamiento, posiblemente debido a que las claras tuvieron intensidades de moderadas a fuertes, pero el aumento relativo fue moderado (entre 10 y 15 km/h). El hecho de que se aplicasen claras por lo bajo hizo que se eliminasen los árboles con menor porte y menor biomasa, lo cual contribuyó a que el descenso de la densidad aparente de copa (CBD) y del CI fuese moderado. Un descenso suave del CI tras la clara ha sido observado en otros estudios (STEPHENS & MOGHADDAS 2005; AGEE & LOLLEY 2006; RITCHIE ET AL 2007; STEPHENS ET AL 2009; REINER ET AL 2012), lo cual indicaría que las claras por lo bajo disminuyen moderadamente o incluso mantienen el valor de la densidad aparente. Mantener las masas con valores de CBD inferiores a 0,1 kg/m³ supondría no superar el umbral necesario para mantener el fuego de copa (AGEE 1996; CRUZ ET AL. 2005).

En resumen, los resultados del presente estudio apuntan a que los tratamientos realizados en las masas de pinares resultaron efectivos a corto plazo, aumentando la resistencia



del arbolado a un posible fuego. No obstante, es necesario tomar con precaución los resultados obtenidos. El empleo de los modelos de *ROTHERMEL* (1972; 1991) y *VAN WAGNER* (1977) ha sido criticado por sus limitaciones, las cuales podrían llevar a infraestimaciones en la velocidad de propagación y en la intensidad lineal, lo cual podría explicar los altos valores de TI obtenidos (*CRUZ & ALEXANDER 2010*). El uso de modelos de combustible no calibrados podría ser otra limitación de este modelo de propagación, especialmente en el caso de modelos de combustibles triturados, ya que podría dar lugar a errores por infraestimación de la velocidad de propagación (*GLITZENSTEIN ET AL. 2006; KREYE ET AL. 2011*). A pesar de las mencionadas limitaciones sobre la simulación del comportamiento, esta aproximación quizás sea la más aplicable de las disponibles. Hasta la fecha, los estudios que han tratado de caracterizar el comportamiento del fuego en combustibles triturados se basaron en condiciones de fuego prescrito (*BRADLEY ET AL. 2006; GLITZENSTEIN ET AL. 2006; KOBZIAR ET AL. 2009; KNAPP ET AL. 2011*) o en experimentos a escala de laboratorio (*KREYE ET AL. 2011; KREYE ET AL. 2013*). La pequeña escala de algunos de estos experimentos o las condiciones meteorológicas bajo las que se desarrollaron, dentro de la ventana de prescripción de fuego, hace difícil extrapolar con cierta fiabilidad el comportamiento potencial de estos combustibles en condiciones meteorológicas extremas.

5. Conclusiones

La evaluación de la efectividad de los tratamientos preventivos es esencial como herramienta de apoyo al gestor forestal. En el presente estudio se analizó, mediante simulación, el comportamiento potencial de un fuego en masas de pino pinaster tratadas con clara y trituración de restos.

Los tratamientos demostraron ser efectivos a corto plazo, ya que disminuyeron la intensidad lineal de un posible fuego y aumentaron la velocidad de viento requerida para iniciar y propagar un fuego de copa. Los futuros trabajos de investigación en este ámbito deberían evaluar la efectividad de más situaciones de tratamiento, ya que se pudo observar la mejora de la resistencia de las masas no fue igual para todas las situaciones analizadas.

La mejora de la predicción y el modelado del comportamiento del fuego en este tipo de combustibles también suponen una necesidad de mejora. Una apuesta por la experimentación de fuego sobre este tipo de combustibles ayudaría decisivamente a mejorar los nuevos modelos de base física de comportamiento del fuego y ayudaría a superar las limitaciones de los modelos disponibles actualmente.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia y por la Xunat de Galicia a través de los proyectos INIA-RTA2009-00153-C03, 10MRU502035PR and INIA-RTA2014-00011-C06, cofinanciado por el instrumento FEDER. Agradecemos la colaboración y asistencia de A. Arellano, J.r. González, J. Pardo, E. Puga y E Jiménez.

7. Bibliografía

- Agee J (1996) The influence of forest structure on fire behavior. Proc 17th Annu For Veg Manag Conf 16–18.
- Agee J, Lolley M (2006) Thinning and prescribed fire effects on fuels and potential fire behavior in an eastern Cascades forest, Washington, USA. *Fire Ecol* 2:3–19.
- Agee J, Skinner C (2005) Basic principles of forest fuel reduction treatments. *For Ecol Manage* 211:83–96. doi: 10.1016/j.foreco.2005.01.034
- Alía R, Martín S, De Miguel J, Galera R, Agúndez D, Gordo J, Salvador L, Catalán G, Gil L (1996) Las



regiones de procedencia de *Pinus pinaster*.

- Battaglia M a., Rocca ME, Rhoades CC, Ryan MG (2010) Surface fuel loadings within mulching treatments in Colorado coniferous forests. *For Ecol Manage* 260:1557–1566. doi: 10.1016/j.foreco.2010.08.004
- Bedia J, Herrera S, Camia A, Moreno JM, Gutiérrez JM (2014) Forest fire danger projections in the Mediterranean using ENSEMBLES regional climate change scenarios. *Clim Change* 123:343–344. doi: 10.1007/s10584-014-1073-8
- Bradley T, Gibson J, Bunn W (2006) Fire severity and intensity during spring burning in natural and masticated mixed shrub woodlands. *PL Andrews BW Butl (Comps), Fuel Manag to Meas success Conf Proc* 419–428.
- Brennan TJ, Keeley JE (2015) Effect of mastication and other mechanical treatments on fuel structure in chaparral. *Int J Wildl Fire* 24:949–963. doi: 10.1071/WF14140
- Busse MD, Shestak CJ, Hubbert KR, Knapp EE (2010) Soil Physical Properties Regulate Lethal Heating during Burning of Woody Residues. *Soil Sci Soc Am J* 74:947. doi: 10.2136/sssaj2009.0322
- Byram GM (1959) Combustion of forest fuels. *For fire Control use* 1:61–89.
- Catchpole WR, Catchpole EA (1993) Stratified Double Sampling of Patchy Vegetation to Estimate Biomass. *Biometrics* 49:295–303.
- Corona P, Ascoli D, Barbati A, Bovio G, Colangelo G, Elia M, Garfi V, Iovino F, Laforteza R, Leone V, Lovreglio R, Marchetti M, Marchi E, Menguzzato G, Nocentini S, Picchio R, Portoghesi L, Puletti N, Sanesi G, Chianucci F (2015) Integrated forest management to prevent wildfires under Mediterranean environments. *Ann Silv Res* 39:1–22. doi: 10.12899/asr-946
- Cortizas AM, Alberti AP (1999) Atlas climático de Galicia. Xunta de Galicia
- Cruz M, Alexander M (2010) Assessing crown fire potential in coniferous forests of western North America: a critique of current approaches and recent simulation studies. *Int J Wildl Fire* 19:377–398.
- Cruz M, Alexander M, Fernandes P (2008) Development of a model system to predict wildfire behaviour in pine plantations. *Aust For* 71:113–121.
- Cruz M, Alexander M, Wakimoto R (2004) Modeling the likelihood of crown fire occurrence in conifer forest stands. *For Sci* 50:640–658.
- Cruz MG, Alexander ME, Wakimoto RH (2005) Development and testing of models for predicting crown fire rate of spread in conifer forest stands. *Can J For Res* 35:1626–1639. doi: 10.1139/x05-085
- Fernandes PM (2013) Fire-smart management of forest landscapes in the Mediterranean basin under global change. *Landsc Urban Plan* 110:175–182. doi: 10.1016/j.landurbplan.2012.10.014
- Fernandes PM, Rigolot E (2007) The fire ecology and management of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *For Ecol Manage* 241:1–13. doi: 10.1016/j.foreco.2007.01.010
- Fernández-Alonso JM, Alberdi I, Álvarez-González JG, Vega JA, Cañellas I, Ruiz-González AD (2013) Canopy fuel characteristics in relation to crown fire potential in pine stands: analysis, modelling and classification. *Eur J For Res* 132:363–377. doi: 10.1007/s10342-012-0680-z
- Fernández-Alonso JM, Vega JA, Jiménez E, Ruiz-González AD, Álvarez-González JG (2016) Spatially modeling wildland fire severity in pine forests of Galicia, Spain. *Eur J For Res* 1–17. doi: 10.1007/s10342-016-1012-5
- Fulé PZ, Crouse JE, Roccaforte JP, Kalies EL (2012) Do thinning and/or burning treatments in western USA ponderosa or Jeffrey pine-dominated forests help restore natural fire behavior? *For Ecol Manage* 269:68–81. doi: 10.1016/j.foreco.2011.12.025
- Glitzenstein JS, Streng DR, Achtemeier GL, Naeher LP, Wade DD (2006) Fuels and fire behavior in chipped and unchipped plots: Implications for land management near the wildland/urban interface. *For Ecol Manage* 236:18–29. doi: 10.1016/j.foreco.2006.06.002
- Graham R, McCaffrey S, Jain T (2004) Science basis for changing forest structure to modify wildfire behavior and severity. *Gen Tech Rep RMRS-GTR-120 US Dep Agric For Serv Rocky Mt Res Station Fort Collins, CO* 43 p.
- Groot W De, Flannigan M, Stocks B (2013) Climate change and wildfires. ... *Clim Chang Wildfires* 1–10.
- Hurteau M, North M (2009) Fuel treatment effects on tree-based forest carbon storage and emissions



- under modeled wildfire scenarios. *Front Ecol Environ* 7:409–414. doi: 10.1890/080049
- Jiménez E, Vega-Nieva D, Rey E, Fernández C, Vega JA (2016) Midterm fuel structure recovery and potential fire behaviour in a *Pinus pinaster* Ait. forest in northern central Spain after thinning and mastication. *Eur J For Res* 135:675–686. doi: 10.1007/s10342-016-0963-x
- Kane J, Varner J, Knapp E (2009) Novel fuelbed characteristics associated with mechanical mastication treatments in northern California and south-western Oregon, USA. *Int J Wildl Fire* 18:686–697. doi: 10.1071/WF08072
- Knapp E, Varner J, Busse M, Skinner C, Shestak C (2011) Behaviour and effects of prescribed fire in masticated fuelbeds. *Int J Wildl Fire* 20:932–945.
- Kobziar L, McBride J, Stephens S (2009) The efficacy of fire and fuels reduction treatments in a Sierra Nevada pine plantation. *Int J Wildl Fire* 791–801.
- Kreye J, Kobziar L, Zipperer W (2013) Effects of fuel load and moisture content on fire behaviour and heating in masticated litter-dominated fuels. *Int J Wildl fire* 440–445.
- Kreye J, Varner J, Knapp E (2011) Effects of particle fracturing and moisture content on fire behaviour in masticated fuelbeds burned in a laboratory. *Int J Wildl Fire* 308–317.
- Kreye JK, Brewer NW, Morgan P, Varner JM, Smith AMS, Hoffman CM, Ottmar RD (2014a) Fire behavior in masticated fuels: A review. *For Ecol Manage* 314:193–207. doi: 10.1016/j.foreco.2013.11.035
- Kreye JK, Kobziar LN (2015) The effect of mastication on surface fire behaviour, fuels consumption and tree mortality in pine flatwoods of Florida, USA. *Int J Wildl Fire* 24:573–579. doi: 10.1071/WF14186
- Kreye JK, Kobziar LN, Camp JM (2014b) Immediate and short-term response of understory fuels following mechanical mastication in a pine flatwoods site of Florida, USA. *For Ecol Manage* 313:340–354. doi: 10.1016/j.foreco.2013.10.034
- Kreye JK, Varner JM, Kane JM, Knapp EE, Reed WP (2016) The impact of aging on laboratory fire behaviour in masticated shrub fuelbeds of California and Oregon, USA. *Int J Wildl Fire* 1002–1008. doi: 10.1071/WF15214
- McIver JD, Stephens SL, Agee JK, Barbour J, Boerner REJ, Edminster CB, Erickson KL, Farris KL, Fettig CJ, Fiedler CE, Haase S, Hart SC, Keeley JE, Knapp EE, Lehmkuhl JF, Moghaddas JJ, Orosina W, Outcalt KW, Schwilk DW, Skinner CN, Waldrop T a., Weatherspoon CP, Yaussy D a., Youngblood A, Zack S (2013) Ecological effects of alternative fuel-reduction treatments: highlights of the National Fire and Fire Surrogate study (FFS). *Int J Wildl Fire* 22:63. doi: 10.1071/WF11130
- Mitsopoulos I, Dimitrakopoulos A (2007) Canopy fuel characteristics and potential crown fire behavior in Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) forests. *Ann For Sci* 64:287–299.
- Raymond CL, Peterson DL (2005) Fuel treatments alter the effects of wildfire in a mixed-evergreen forest, Oregon, USA. *Can J For Res* 35:2981–2995. doi: 10.1139/x05-206
- Reiner A, Vaillant N, Dailey SN (2012) Mastication and Prescribed Fire Influences on Tree Mortality and Predicted Fire Behavior in Ponderosa Pine. *West J Appl* 27:36–41.
- Reiner AL, Vaillant NM, Fites-Kaufman J, Dailey SN (2009) Mastication and prescribed fire impacts on fuels in a 25-year old ponderosa pine plantation, southern Sierra Nevada. *For Ecol Manage* 258:2365–2372. doi: 10.1016/j.foreco.2009.07.050
- Reinhardt E, Scott J, Gray K, Keane R (2006) Estimating canopy fuel characteristics in five conifer stands in the western United States using tree and stand measurements. *Can J For Res* 36:2803–2814. doi: 10.1139/x06-157
- Ritchie MW, Skinner CN, Hamilton T a. (2007) Probability of tree survival after wildfire in an interior pine forest of northern California: Effects of thinning and prescribed fire. *For Ecol Manage* 247:200–208. doi: 10.1016/j.foreco.2007.04.044
- Rothermel R (1972) A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels.
- Rothermel R (1991) Predicting behavior and size of crown fires in the Northern Rocky Mountains.
- Scott J, Reinhardt E (2001) Assessing crown fire potential by linking models of surface and crown fire behavior.
- Sommers WT, Loehman RA, Hardy CC (2014) Wildland fire emissions, carbon, and climate: Science overview and knowledge needs. *For Ecol Manage* 317:1–8. doi: 10.1016/j.foreco.2013.12.014



- Stephens SL, Moghaddas JJ (2005) Experimental fuel treatment impacts on forest structure, potential fire behavior, and predicted tree mortality in a California mixed conifer forest. *For Ecol Manage* 215:21–36. doi: 10.1016/j.foreco.2005.03.070
- Stephens SL, Moghaddas JJ, Edminster C, Fiedler CE, Haase S, Harrington M, Keeley JE, Knapp EE, McIver JD, Metlen K, Skinner CN, Youngblood A (2009) Fire treatment effects on vegetation structure, fuels, and potential fire severity in western U.S. forests. *Ecol Appl* 19:305–20.
- Turetsky M, Kane E, Harden J (2011) Recent acceleration of biomass burning and carbon losses in Alaskan forests and peatlands. *Nat Geosci* 4:27–31. doi: 10.1038/ngeo1027
- Van Wagner C (1977) Conditions for the start and spread of crown fire. *Can J For Res* 7:23–34.
- Van Wagner CE (1968) Fire behaviour mechanisms in a red pine plantation: field and laboratory evidence.
- Vega Alonso P, Vega Alonso G, González M, Rodríguez A (1993) Mejora del *Pinus pinaster* Ait. en Galicia. In: F.J. Silva-Pando (ed) I Congreso Forestal Español. Grafol S.A., Vigo, pp 129–134
- Vilén T, Fernandes PM (2011) Forest Fires in Mediterranean Countries: CO₂ Emissions and Mitigation Possibilities Through Prescribed Burning. *Environ Manage* 48:558–567. doi: 10.1007/s00267-011-9681-9

