



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

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

26 - 30 junio 2017 | Plasencia
Cáceres, Extremadura

7CFE01-365

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

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

La dinámica de la inflamabilidad de la copa en masas de *Pinus pinaster* de la Cordillera Prelitoral de Tarragona no se ve afectada por claras ni reflejada por el Fire Weather Index

RESCO DE DIOS, V.¹, ARTEAGA, C.¹, DEL CASTILLO, J. y SOLER MARTÍN, M.¹

¹ Departament de Producció Vegetal i Ciència Forestal, Universitat de Lleida

Resumen

Los incendios forestales se perciben como un problema creciente en los países mediterráneos. Medidas de gestión forestal, tales como las reducciones de combustible, se consideran una de las principales herramientas para disminuir el riesgo de incendio, pero aún no disponemos de análisis exhaustivos sobre la eficacia a medio plazo de dichas medidas. Aquí se estudian los efectos a medio plazo de la aplicación de claras sistemáticas sobre la humedad del combustible (FM) y la densidad aparente de la copa (CBD) en rodales de *Pinus pinaster* y si las variaciones temporales en FM se correlacionan con las predicciones del índice de riesgo Fire Weather Index (FWI). Para ello se compara FM durante una temporada de incendios y CBD en 9 pares de parcelas aclaradas/no aclaradas 7 años después del tratamiento. Se observó que la FM se mantuvo estable durante la temporada de incendios, probablemente debido a la regulación isohídrica de los pinos, y que el tratamiento selvícola no ejerció ningún efecto a medio plazo sobre la FM o la CBD. Además, FWI mostró dinámicas temporales muy diferentes a las observadas en la humedad del combustible, lo cual implica que no es un índice apropiado de riesgo para estos ecosistemas. Estos resultados son importantes, ya que indican que el potencial de la clara para disminuir el potencial de propagación del fuego de copas puede ser muy limitado en el tiempo y que los índices actuales para evaluar el riesgo de incendio deben ser reevaluados.

Palabras clave

Claros sistemáticos, densidad aparente de copa, dinámica estacional, incendio de copas, humedad del combustible, pinares mediterráneos, riesgo de incendio.

1. Introducción

Los incendios forestales se perciben como un grave problema ambiental en muchas zonas del mundo, incluida la Cuenca Mediterránea. El número promedio de incendios en la Unión Europea es de 50.000 al año, que queman alrededor de 0,5 Mha. Los incendios forestales dependen de la concurrencia de cuatro factores, con dinámicas temporales marcadamente diferenciadas: i) una carga suficiente de combustible, que depende del crecimiento de la vegetación y cambia a escala interanual; ii) la disponibilidad del combustible, lo cual depende principalmente de su humedad y cambia a escala estacional; iii) unas condiciones meteorológicas favorables para la propagación del incendio, que cambia en cuestión de días; y iv) una fuente de ignición, que ocurre a intervalos cortos e irregulares y principalmente por la acción, voluntaria o no, del hombre.

La inflamabilidad, o la capacidad de algo por arder, puede considerarse *sensu lato* como dependiente de la carga y disponibilidad de combustible [obsérvese que nuestro uso de la inflamabilidad no es convencional, como se definirá más adelante - véase Anderson (1970) y Martin, et al. (1994) para dicho uso convencional]. Las estimaciones del riesgo de incendio abarcan, además de la inflamabilidad, las condiciones meteorológicas y, en ocasiones, probabilidades de ignición. La estimación de la inflamabilidad de copas es particularmente importante porque, desde un punto de vista operacional, los incendios de copa son los más problemáticos: queman a una intensidad muy alta y, a menudo, más allá de la capacidad de extinción (Rothermel, 1983; Alvarez, et al). A su vez, la inflamabilidad de la copa depende de interacciones complejas entre la carga del combustible de

superficie (esto es, en la superficie del suelo) y sotobosque, la altura de la base de la copa y la densidad aparente de la copa (CBD), factores que conjuntamente determinan la carga de combustible; y la humedad de las partículas finas (<3mm), que determina la disponibilidad de dicho combustible (van Wagner, 1977, Alexander, 1988, van Wagner, 1993). Una vez el fuego ha llegado a la copa, CBD y la humedad del combustible (FM) estarán entre los parámetros más críticos que determinan su propagación (van Wagner, 1977). Es por ello que en este estudio nos centraremos solamente en estos dos aspectos, claves para determinar si un fuego de copas podrá o no propagar.

Dada la importancia de la carga de combustible para determinar la inflamabilidad, se ha propuesto que los tratamientos de reducción de combustible podrían disminuir el área quemada (Agee y Skinner, 2005). La eficacia de estos tratamientos de reducción de combustible se está discutiendo actualmente, pero una revisión completa de este tema está más allá del alcance de este estudio (Fernandes, et al., 2013; Boer, et al., 2015, North, et al., 2015).

Es trivial que CBD disminuirá inmediatamente después de la clara. Por cuánto tiempo se mantendrá este efecto está menos claro. Algunos estudios han examinado las respuestas de los arbustos (Fernandes, 2009), y otros la respuesta al fuego prescrito (Potts, et al., 2010, Kreye, et al., 2014). Sin embargo, los efectos a medio plazo de la clara para reducir el potencial de incendio de las copas en los bosques de pino mediterráneo han sido raramente considerados (Jiménez, Vega-Nieva et al., 2016). Actualmente se asume que los tratamientos de reducción de combustibles en los bosques mediterráneos deben realizarse, aproximadamente, cada 15-20 años, lo que implica que este es el período de tiempo para que las cargas de combustible alcancen la misma acumulación que antes de la clara (Agee and Skinner, 2005, Vélez, 2010, Stephens, et al., 2012).

Por otra parte, la clara a menudo actúa como un riego, ya que la disminución en la densidad de árboles conduce a una mayor disponibilidad de agua, lo que debería por tanto disminuir la inflamabilidad de la copa al aumentar la humedad del combustible, aunque en algunos casos ocurre justamente lo contrario: disminuye la disponibilidad de agua por el aumento de la exposición del suelo desnudo a la evaporación (Alfaro-Sánchez, et al., 2016). En cualquier caso, al igual que para el CBD, desconocemos el horizonte temporal durante el cual la clara afecta FM.

A menudo se considera que la inflamabilidad de la copa y el riesgo de incendio aumentan a medida que avanza la intensidad del déficit hídrico del verano, característico de los ambientes mediterráneos (Viegas, et al., 1999; Bedia, et al., 2015). Esto se refleja en la variación temporal de los diferentes índices de riesgo de incendios, entre los cuales el Fire Weather Index (FWI) está particularmente extendido entre agencias regionales y locales de meteorología en todo el mundo (van Wagner, 1987). En resumen, el FWI podría considerarse un índice de sequía, ya que establece un balance hídrico y predice un mayor riesgo de incendio a medida que aumenta la falta de agua (nótese que FWI incluye también componentes adicionales para calcular el riesgo de incendio, como la velocidad del viento y otras características del incendio, tal y como se explicará con mayor detalle en los métodos). Sin embargo, aunque FWI a menudo aumenta a medida que avanza el verano, que la inflamabilidad de la copa realmente aumente dependerá no sólo de los factores meteorológicos, sino también de los ajustes fisiológicos realizados por los árboles.

Uno de los tipos de vegetación más extendidos en el Mediterráneo son los pinares. Se sabe que las especies de pino son isohídricas, lo que significa que muestran una regulación estomática muy fuerte y el potencial hídrico de las hojas permanece constante a medida que avanza la sequía (Klein, 2014). Entre las especies de pino mediterráneo, *Pinus pinaster* Ait. tiene el nicho ecológico más amplio de España (desde el nivel del mar hasta 1900 m, y en diferentes tipos de suelos) y es a menudo sometido a una prolongada sequía estival (Gil, et al., 1990). Para un pino isohídrico como *P. pinaster* podríamos por lo tanto esperar que, independientemente de la disponibilidad de agua, la humedad del follaje se mantendrá estable durante toda la temporada de incendios. Debido a que el crecimiento de la copa puede considerarse insignificante durante una temporada de incendios, la

inflamabilidad de la copa permanecería estable durante toda la estación, lo que indicaría que el riesgo de incendio es constante durante la temporada de crecimiento, excepto en aquellos días donde las condiciones meteorológicas de incendios podrían aumentar la propagación del incendio.

2. Objetivos

Nuestro objetivo es determinar si la clara tiene algún efecto sobre FM y CBD 7 años después del tratamiento y si la dinámica estacional de FM es capturada apropiadamente por FWI. La clara conlleva cambios estructurales importantes en el dosel y también en el sotobosque, pero aquí nos centramos exclusivamente en FM y CBD como aspectos clave para la propagación del fuego de copas. Se estudiaron diferentes rodales de *Pinus pinaster* plantados hace unos 60 años. Las plantaciones de *Pinus pinaster* son ecosistemas altamente relevantes en la parte mediterránea de España, ya que son las especies dominantes dentro de los 5 Mha de repoblaciones españolas y aproximadamente un tercio de todos Los incendios forestales en España se producen en los rodales de *P. pinaster* (MAGRAMA, 2012). Se estudiaron las hipótesis que: i) las masas aclaradas mostrarán un CDB más bajo que las masas no aclaradas y ii) también una FM más alta; y que iii) la FM permanecerá estable durante todo el verano y que los componentes del FWI relacionados con la disponibilidad de combustible mostrarán una dinámica temporal errónea.

3. Metodología

El experimento se realizó en el Parque Natural de Poblet, en el NE de España (41° 21' 6.4728" de latitud y 1° 2' 5.7496" de longitud). El clima es mediterráneo con una temperatura media anual de 13,2°C y una precipitación media anual que ronda los 600 mm. El suelo es franco-arenoso y bien drenado y se originó a partir de la descomposición del granito de la roca madre. Se utilizaron 9 pares de parcelas (18 parcelas en total) distribuidas a lo largo de 2,3 km de distancia. Las parcelas fueron seleccionadas para representar una amplia gama de orientaciones, altitudes (de 609 a 903 m) y pendientes (3-23%, Tabla 1). La densidad de la plantación original fue de ~2.500 árboles ha⁻¹, pero había marcadas diferencias en la densidad (688-2.657 árboles ha⁻¹) y área basimétrica (31.5-61.1 m² ha⁻¹) en las parcelas en el momento de empezar el experimento debido a la mortalidad y otros factores. Cada par de parcelas contenía una parcela aclarada y otra sin tratar, de 40m x 40m de tamaño, separadas entre sí por unos 100 m y en conjunto representaban un bloque completo para un diseño experimental de bloques completos al azar con 9 repeticiones. Diferentes intensidades de clara se realizaron en las diferentes parcelas, desde el 8% a 57% del área basimétrica, durante 2009 (Tabla 1). La clara realizada fue sistemática (basada en la posición de los árboles), el sotobosque también se eliminó, y los restos de la corta se eliminaron de las parcelas.

Tabla 1: Características de las masas tratadas y no tratadas en los 9 pares de plots (18 en total) estudiados. H, G, N y Dq indican altura, área basimétrica, densidad y diámetro cuadrático, respectivamente

Plot	Altitud (m)	Orientación (°)	Pendiente (%)	H (m)	G no tratada (m ² ha ⁻¹)	G tratada (m ² ha ⁻¹)	N no tratada (ha ⁻¹)	N tratada (ha ⁻¹)	Dq (cm)
1	903	20	19	11.8	49.8	32.5	1169	764	16.6
2	879	360	22	11.5	35.3	26.6	717	573	17.2
3	744	90	18	11.3	61.1	41.7	2657	1528	15.1
4	759	40	23	11.2	59.8	25.5	1808	700	12.8
5	796	60	18	10.8	36.1	21.2	1149	668	17.1
6	835	65	15	11	32.4	21.4	776	668	16.3
7	852	20	13	11.9	31.5	16.5	861	350	12.7
8	609	340	5	13.5	42.7	29.3	957	668	14.0

9	644	30	3	15	34	31.4	688	509	16.5
---	-----	----	---	----	----	------	-----	-----	------

La composición del sotobosque era heterogénea y dependía de la altitud. *Quercus ilex* se daba en las altitudes más altas, *Cistus* spp, *Ilex aquifolium* y *Arbutus unedo* en altitudes intermedias y en las altitudes más bajas y cerca de barrancos se daban *Arbutus unedo*, *Cistus* spp., *Ruscus aculeatus*, *Juniperus communis*, *Ilex aquifolium*, *Viburnum tinus*, *Genista scoparius* y otros. Pueden encontrarse más detalles sobre la ubicación del sitio y sus características en otros artículos (Bonet, de-Miguel et al., 2012).

Muestreo de densidad aparente de copas

Se intentó estimar la densidad aparente de la copa (CBD), a partir de la aproximación de Keane, Reinhardt et al. (2005):

$$CBD = \frac{2}{SLA} \sum_{i=1}^n \frac{-\ln g \sin \theta \cos \theta}{z} \quad (1)$$

Donde SLA, g , θ y z son área foliar específica ($m^2 Kg^{-1}$), fracción de cabida descubierta, ángulo cenital y altura (m), respectivamente. SLA se midió después de determinar el área en hojas escaneadas con ImageJ (Schneider, Rasband et al., 2012) y dividiendo dicha área por su peso seco, a partir de una muestra compuesta obtenida de 5 árboles para cada parcela. g se midió a partir de imágenes tomadas a θ ángulos de 1° , 30° , 60° , 89° , 120° , 150° y 179° utilizando el paquete R canopyphoto (Duursma, 2013), con dos repeticiones (dos imágenes en cada ángulo cenital tomadas en extremos opuestos de cada parcela).

Sin embargo, observamos problemas con esta aproximación. En particular, ninguna recomendación sobre n o θ fue proporcionada por Keane, Reinhardt et al. (2005) y el lado derecho de la ecuación no está acotada ya que presenta una suma, no un promedio. Por lo tanto, el valor de CBD fue altamente variable dependiendo de la combinación de θ tomada (y del n elegido), y se obtuvieron valores más altos con más puntos de datos (datos no mostrados). Por lo tanto, preferimos usar un indicador de CBD (pCBD) en su lugar:

$$pCBD = \frac{2}{SLA} \frac{-\ln g}{z} \quad (2)$$

donde g es la fracción de cabida descubierta a 90° (es decir, verticalmente arriba). Está bien establecido que el CBD se correlaciona con las estimaciones fotográficas de g y por lo tanto, aunque eq. 2 no proporcionará estimaciones cuantitativas de CBD, proporcionará valores de pCBD que estarán fuertemente correlacionados con el CBD real (Welles y Cohen, 1996; Keane, Reinhardt et al., 2005).

Muestreo de la humedad del combustible

Se muestreó en los diferentes tipos de combustibles vivos y muertos presentes. El combustible vivo fue recogido en partículas de menos de 3 mm de grosor en la copa de los árboles y también en arbustos. Se llenaron 5 latas con unos 100g para cada tipo de combustible y en cada parcela usando diferentes árboles (para combustible de copas) o arbustos (para el combustible de arbustos). El combustible de la copa fue recolectado con una pértiga de la mitad superior de la copa, en hojas iluminadas por el sol. Se intentó también muestrear la capa herbácea, pero no existía en la mayoría de las parcelas. El muestreo se realizó por estratos, no por especies (por lo que no se disponen datos por separado para cada una de las especies presentes en los diferentes estratos).

En la mitad de las parcelas también se muestrearon partículas de combustible muerto y se clasificaron dependiendo de su tamaño como combustible de 1h (<6 mm) o de 10h (6-25,4 mm), donde las horas reflejan el tiempo de secado, y se recogieron tanto partículas suspendidas como de superficie. Para cada uno de estos cuatro tipos de combustible muerto también recogimos 5 latas de combustible por parcela. El esfuerzo de muestreo se redujo, en comparación con el de la humedad del combustible vivo, de tal manera que sólo se usaron 5 pares de parcelas (en lugar de los 9 pares

utilizados en las evaluaciones de combustible vivo) porque trabajos anteriores han identificado una influencia principal del déficit de presión de vapor (VPD) sobre la humedad del combustible y el VPD se esperaba que fuera alta durante el período de recolección de verano, de modo que la humedad del combustible fino muerto sería uniformemente baja durante el verano (Resco de Dios, Fellows et al., 2015). Estas mediciones se tomaron cada dos semanas entre la segunda mitad de junio y septiembre (es decir, durante la temporada de incendios). Todas las muestras se recogieron alrededor del mediodía (10: 00h-15: 00h). Después de la recogida, las muestras se almacenaron inmediatamente en latas dentro de un refrigerador, se sellaron con Parafilm y se transportaron al laboratorio. En el laboratorio, las muestras se pesaron, luego se secaron en un horno a 105°C durante 48 horas, y se volvieron a pesar. La FM se calculó como la diferencia en peso fresco menos peso seco, en relación al peso seco.

Índice de tiempo del Fuego (FWI)

FWI se calculó a través del paquete de R “fireDanger” (Bedia, Herrera et al., 2015). En resumen, el FWI contiene 5 módulos:

- 1) Código de humedad de combustible fino (FFMC), indica la disponibilidad de combustible superficial fino muerto a partir de la temperatura del aire (Tair), la humedad relativa (HR), la velocidad del viento (u) y la lluvia (P).
- 2) Código de humedad de la materia orgánica (DMC), indica la humedad en la materia orgánica del suelo, dependiente de Tair, RH y P.
- 3) Código de Sequía (DC), indica el contenido de humedad de la capa más profunda del suelo y depende de Tair y P.
- 4) Índice inicial de propagación (ISI), describe la velocidad de propagación del fuego, dependiente de FFMC y u.
- 5) Índice de acumulación, indica la cantidad de combustible disponible para la combustión, dependiente de DMC y DC.

Los datos meteorológicos se obtuvieron de la estación meteorológica más cercana disponible del Servei Meteorològic de Catalunya, que estaba a unos 5 km de las parcelas. Las agencias meteorológicas suelen proporcionar estimaciones de FWI espacialmente explícitas a partir del valor de la estación meteorológica más cercana, y asumen que es representativo para el área circundante, que a menudo abarca unos pocos kilómetros. Aunque que puede haber algunas diferencias en el microclima entre la estación meteorológica y las parcelas, y también algunas diferencias entre parcelas (que se extienden por 2.3 km), las agencias meteorológicas actuales no tienen en cuenta estas diferencias de micrositos cuando proveen de datos FWI. Es por ello que aquí no se realizó ninguna corrección espacial a los datos meteorológicos. Además, dichas diferencias no hubieran afectado a nuestros resultados, ya que nosotros solamente estamos interesados en el patrón temporal de FWI, el cual sería homogéneo en el área de nuestro.

Análisis estadístico

Los análisis estadísticos se realizaron en el entorno del software R (R Core Team, 2016). Estimamos si hubo algún efecto significativo de la clara sobre la humedad del combustible (FM) por el modelo mixto lineal:

$$FM_{ijkl} = B_i + T_j + (TB)_{ij} + S_k + (ST)_{jk} + (STB)_{ijk} + \epsilon_{ijkl} \quad \square\square\square$$

donde B, T y S refieren los efectos fijos bloque, clara y fecha de muestreo, respectivamente, y TB, STB y ϵ son efectos aleatorios e incluyen el error residual. Debido a que la clara varió en intensidad entre las parcelas (Tabla 1), se calculó adicionalmente ΔFM , la diferencia media de FM entre parcelas no aclaradas y aclaradas y se correlacionó con el área basimétrica (G) y la densidad (N) eliminada en los 9 pares de parcelas. Además, debido a las diferencias en G y N entre las parcelas al principio del experimento, también buscamos correlacionar la media de FM con G y con N en las 18 parcelas.

Se analizaron también las diferencias entre las parcelas tratadas y las no tratadas en los componentes estructurales de la copa (pCBD, g y SLA) con el modelo:

$$Y_{ij} = T_j + \epsilon_{ij}$$

donde Y representa pCBD, g o SLA, T se define como anteriormente y ϵ son efectos aleatorios incluyendo el término de error residual. En cuanto a FM, se calculó Δ pCBD como la diferencia en pCBD entre las parcelas no tratadas y las tratadas, y se correlacionó con el G y N eliminado en los 9 pares de parcelas. Además, para testar los efectos de las diferencias en el área basimétrica y la densidad inicial, se hizo una regresión de pCBD contra G y N en las 18 parcelas. Antes de los análisis estadísticos, se comprobaron las asunciones de normalidad.

4. Resultados

No hubo efecto ningún efecto del tratamiento ni de la estructura de la masa en pCBD. No se observaron diferencias significativas en la fracción de cabida descubierta ($P = 0.196$), SLA ($P = 0.81$) o pCBD ($P = 0.33$) entre las parcelas tratadas y las no tratadas (Fig. 1) y no hubo correlación significativa entre Δ pCBD y el % de G o el % de N eliminado ($P > 0.05$). Además, no se observó que la correlación de pCBD con G y N fuera significativa ($P > 0,05$).

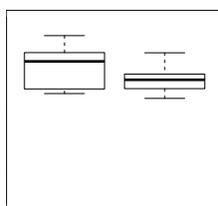


Figura 1: Boxplot con los cambios en la fracción de cabida descubierta (FCD), área foliar específica (SLA) y el indicador de densidad aparente de la copa (pCBD) en función de si la masa ha sido aclarada o no.

El tratamiento no tuvo ningún impacto significativo sobre la FM de la copa y la interacción entre el tratamiento y el día de muestreo no fue significativa (Fig. 3, Tabla 1). Dada esta falta de efecto para el tratamiento, no se observó ninguna correlación significativa entre Δ FM con el % de G o de N eliminado ($P > 0,05$). Tampoco hubo relación significativa ($P > 0,05$) entre el promedio de FM con G o N.

No hubo variación temporal en FM en la copa, ni en el combustible muerto de superficie ni suspendido (Tabla 2, Fig. 3). Sólo hubo una variación temporal significativa en la FM de los arbustos, que mostró una interacción significativa con el tratamiento, de tal manera que la FM fue mayor en masas no tratadas al comienzo de la temporada, pero más baja hacia la mitad y el final de la temporada (Tabla 2, Fig. 3). A pesar de la falta general de variabilidad temporal en FM, FWI y algunos de sus componentes mostraron marcada variabilidad temporal. DC y DMC aumentaron marcadamente a lo largo del período de muestreo (Figura 5), lo que condujo a aumentos destacados

en BUI. El aumento continuo en DC, DMC y BUI fue sólo momentáneamente contrarrestado por los intermitentes pulsos de lluvia (Fig. 5). Sólo FFMC mostró una falta general de variabilidad temporal. Con la excepción de los períodos de lluvia, FFMC fue alta y estable durante la temporada de incendios (Figura 5), que coincide con el patrón previamente documentado para la humedad del combustible muerto (Fig. 3). Como consecuencia de este patrón de variación temporal (y de ISI, no mostrado), FWI varió en un 40% durante la temporada de muestreo: de 39,3 al principio hasta 65,0 hacia el final (excepto brevemente después de las lluvias, cuando FWI cayó a 0). Sin embargo, este aumento tan marcado en FWI (Fig. 5) no fue acompañado de un aumento similar en FM (Fig. 3, Tabla 2), por lo que FWI no reflejó adecuadamente la dinámica temporal de FM.

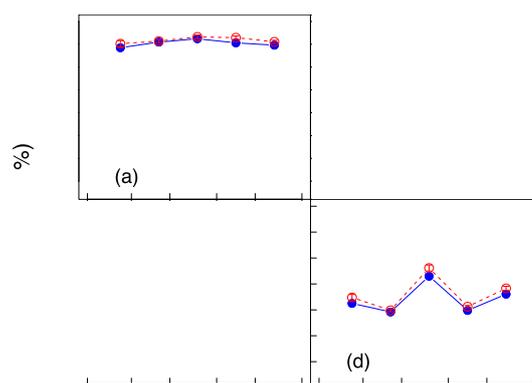


Figura 3: Serie temporal de la humedad del combustible en: a) copa; b) arbustos; c) superficie 1h; d) superficie 10h; e) suspendido 1h y f) suspendido 10h tipos de combustible en las masas tratadas (azul) y no tratadas (rojo) de *Pinus pinaster*. Cada valor representa la media de 9 parcelas para el combustible vivo, y de 5 parcelas para el combustible muerto. Las barras de error indican errores estándar, pero pueden permanecer ocultos debido a su tamaño pequeño. El eje de la escala Y difiere entre las parcelas de combustible vivo y muerto.

5. Discusión

Se han examinado los efectos de la clara en la disponibilidad de combustible y en la estructura de la copa siete años después de una clara en masas de *Pinus pinaster*. No se observaron diferencias significativas tras la clara en pCBD ni en la humedad de los diferentes tipos de combustible, lo que indica que no hay efectos a medio plazo de los tratamientos selvícolas sobre estos componentes de la inflamabilidad la copa. Además, la dinámica temporal de FWI y sus componentes no reflejaron el patrón temporal de FM, lo cual indica que el valor de FWI como índice de riesgo es muy limitado. Estos resultados tienen implicaciones importantes para la gestión del riesgo de incendio forestal en pinares mediterráneos.

Los análisis de la densidad aparente de la copa indicaron que no hay cambios estructurales en la capacidad de propagar fuegos a través de las copas (van Wagner 1977), ya que las diferencias entre las parcelas aclaradas y las no aclaradas no son significativas. Esto es probablemente debido a una rápida colonización del espacio aéreo por la copa de los árboles no cortados. El área basimétrica eliminada varió del 8% al 57% (o de 3 a 34 m² ha⁻¹). No encontramos ningún efecto siete años después de la clara ni en el extremo superior de este rango de reducciones de área basimétrica (Fig. 2 c, d). Podría argumentarse que cualquier efecto potencial de la clara podría ser enmascarado por la

alta variabilidad natural en G y N antes del inicio del experimento. Sin embargo, nuestros resultados indican que a raíz del cierre de copas en estos rodales a los 7 años tras la clara no se observa ningún efecto de G o N independientemente de si se pCBD compara con la variabilidad en G y N (Fig. 2 a, b) o de si $\Delta pCBD$ se compara con el cambio inducido por la clara en G y N (Fig. 2 c, d).

Estos resultados contrastan con estudios previos sobre los efectos a medio plazo de la clara en CBD. Jiménez, et al. (2016) encontró que el CBD era significativamente menor 3 y 5 años después de la clara en masas de *P. pinaster* del norte de la España central. Mientras que N después del adelgazamiento en ese experimento (700-300 árboles ha⁻¹) fue similar a los observados aquí (Tabla 1), G fue mucho menor (5.7-3.3 m² ha⁻¹) y la densidad inicial en ese experimento (4.600-4.800 árboles ha⁻¹), que examinó una masa establecida naturalmente tras un incendio, fue mucho mayor que aquí (Tabla 1). La masa era también más joven (46 años) y la alta densidad arbórea en Jiménez

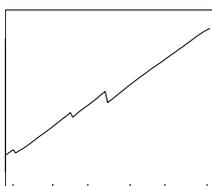


Figura 5: Serie temporal de algunos de los componentes del Fire Weather Index (FWI), a saber, el Código de Sequía (DC), el Código de Humedad de la Materia Orgánica (DMC), el Índice de Acumulación (BUI), el Código de Humedad de Combustible Fino (FFMC) y la precipitación (Precip).

et al. (2016) habría impuesto un estrés competitivo mucho mayor antes de la clara, explicando en parte porqué cabría esperar un efecto más prolongado en el tiempo de la clara en ese sitio. Cabe mencionar que el tratamiento podría haber afectado a otros factores de vegetación del sotobosque de relevancia para el comportamiento que no medimos. Por ejemplo, algunos estudios han observado diferencias en los parámetros del combustible del sotobosque 10 y 13 años después de la quema prescrita (Fernandes, et al., 2004; Fernandes, 2009), y esta composición del sotobosque es de suma importancia para comprender el comportamiento potencial del fuego (Madrigal, et al., 2016). Sin embargo, nuestro objetivo era entender los cambios en CBD y FM como parámetros clave que determinan el potencial de propagación del fuego de copas, una vez que la llama ha alcanzado la copa (Van Wagner, 1977). La falta de un efecto sobre CBD, g o SLA explica por qué FM tampoco difirió entre los rodales aclarados y los no aclarados, lo cual recalca la naturaleza transitoria de cualquier efecto de la clara sobre la inflamabilidad del bosque. La falta de variación temporal en FM es también notable. Las relaciones entre la FM viva y la ocurrencia de incendios en la literatura indican aumentos rápidos con el área quemada cuando FM cae por debajo del 140-100% (Jurdao y Chuvieco, 2012; Nolan, Boer et al., 2016) y por debajo del 15% en el caso de la FM muerta (Nolan, Boer et al., 2016). Nuestros valores medidos siempre estaban dentro de este rango, indicando que los combustibles vivos y muertos estarían siempre disponibles para quemar en esta zona. El mes con mayor área quemada en España es agosto (MAGRAMA, 2012). Nuestros resultados indican que tal patrón no es

debido a una mayor disponibilidad de combustible a medida que avanza el verano. En cambio, dicho patrón temporal se puede deber a otros procesos como tales como el número de días de viento o el número de igniciones, y no a variaciones en la disponibilidad de combustible. De hecho, el patrón temporal de igniciones está altamente correlacionado con el área quemada (MAGRAMA, 2012). Estudios futuros podrían abordar esta hipótesis en mayor profundidad.

Aunque FM era temporalmente estable, DC, DMC, BUI y FWI predijeron un aumento en la disponibilidad de combustible durante el verano. Sólo el patrón de FFMC, que se mantuvo estable durante la temporada de incendios, era consistente con los datos sobre FM muerto. Esto es importante porque FWI es ampliamente utilizado a nivel mundial, y también por diferentes agencias españolas. FWI fue desarrollado para bosques boreales y, aunque algunos estudios indican su validez para ambientes mediterráneos (Viegas, Bovio et al., 1999, Dimitrakopoulos, Bemmerzouk et al., 2011), nuestros resultados indican que su aplicabilidad no es universal.

FWI hace un balance hídrico simplificado e ignora el comportamiento fisiológico de los árboles de la masa. La razón por la cual este índice mostró una capacidad predictiva limitada en nuestro caso de estudio puede estar relacionada con la regulación estomática isohídrica del género *Pinus*, y es que los estomas mantienen un potencial hídrico constante (y, por ende, un FM constante) durante el año (Klein, 2014). En consecuencia, la disponibilidad de combustible permaneció constante durante el período estival en el área de estudio, lo que indica que este índice no se debe utilizar, por lo menos, para especies con comportamiento estomático isohídrico. En particular, *P. pinaster* acomete el cierre estomático en potenciales de agua foliar (Ψ_{hoja}) que van desde -1,5 a -1,2 MPa (Picon et al 1996). Sin embargo, este umbral es bastante alto comparado, por ejemplo, con el más xérico *Pinus halepensis*, que exhibe Ψ_{hoja} consistentemente por debajo de -2,0 MPa durante el verano (Klein et al., 2013). Estas diferencias sugieren que la estabilidad temporal en FM podría estar supeditada a la combinación particular sitio-especie bajo evaluación. Además, este comportamiento estomático homeostático también podría explicar la falta de efectos de los cambios en la estructura de la masa en FM, otra cuestión que merece una mayor atención experimental.

FWI hace un balance hídrico simplificado e ignora el comportamiento fisiológico de los árboles de la masa. La razón por la cual este índice mostró una capacidad predictiva limitada en nuestro caso de estudio puede estar relacionada con la regulación estomática isohídrica del género *Pinus*, y es que los estomas mantienen un potencial hídrico constante (y, por ende, un FM constante) durante el año (Klein, 2014). En consecuencia, la disponibilidad de combustible permaneció constante durante el período estival en el área de estudio, lo que indica que este índice no se debe utilizar, por lo menos, para especies con comportamiento estomático isohídrico. En particular, *P. pinaster* acomete el cierre estomático en potenciales de agua foliar (Ψ_{hoja}) que van desde -1,5 a -1,2 MPa (Picon et al 1996). Sin embargo, este umbral es bastante alto comparado, por ejemplo, con el más xérico *Pinus halepensis*, que exhibe Ψ_{hoja} consistentemente por debajo de -2,0 MPa durante el verano (Klein et al., 2013). Estas diferencias sugieren que la estabilidad temporal en FM podría estar supeditada a la combinación particular sitio-especie bajo evaluación. Además, este comportamiento estomático homeostático también podría explicar la falta de efectos de los cambios en la estructura de la masa en FM, otra cuestión que merece una mayor atención experimental.

Cabe destacar que el riesgo de incendios no sólo depende de la humedad del combustible. El riesgo de incendio también depende de la interacción de la carga de combustible, que permanece razonablemente estable durante una temporada de crecimiento, con las igniciones y la meteorología (por ejemplo, días de viento). Puesto que los combustibles muertos y vivos estaban disponibles durante todo el verano, cabe postular que el aspecto meteorológico de los índices de riesgo en

1 **Tabla 2:** Resultados de los modelos mixtos lineales sobre los efectos del bloque, día de muestreo, tratamiento y la interacción de los últimos dos en la humedad de los diferentes tipos
 2 de combustible presentes. El modelo incluía bloque cruzado con tratamiento y bloque cruzado con tratamiento y día de muestreo como factores aleatorios, como se describe en la
 3 ecuación 3.
 4

Factores fijos	Copa			Arbustos			Superficie 1h			Superficie 10h			Suspendido 1h			Suspendido 10h		
	df	χ^2	P	df	χ^2	P	df	χ^2	P	df	χ^2	P	df	χ^2	P	df	χ^2	P
Día	1	1.01	0.315	1	5.46	0.019	1	0.35	0.552	1	1.21	0.271	1	0.20	0.652	1	0.27	0.605
Tratamiento	1	1.09	0.297	1	1.99	0.158	1	0.87	0.352	1	1.12	0.290	1	1.18	0.276	1	0.01	0.961
Bloque	8	8.97	0.345	9	54.25	<0.0001	4	4.88	0.300	4	2.93	0.570	4	5.76	0.218	4	8.34	0.008
Día x Tratamiento	1	0.19	0.664	1	4.06	0.043	1	1.77	0.674	1	0.01	0.951	1	0.01	0.948	1	0.62	0.432

16

17 pinares mediterráneos podría quizás simplificarse simplemente tomando en cuenta la velocidad del viento, y otros parámetros que puedan
 18 aumentar la propagación del fuego.

19

20 Nuestros resultados señalan un vacío importante en la investigación sobre los posibles cambios en el riesgo de incendio en pinares
 21 mediterráneos bajo el cambio climático. Hemos demostrado que FM no cambia estacionalmente y que es en gran medida independiente de las
 22 condiciones meteorológicas. El aumento de las temperaturas y la escasez de agua prevista para la cuenca mediterránea bajo el cambio climático no
 23 conduciría por tanto a una menor FM en las especies isohídricas como las del género *Pinus*. Sin embargo, se ha documentado cómo la creciente
 24 escasez de agua en la zona desemboca en episodios de defoliación generalizados (Carnicer, Coll et al., 2011) y, si se prolongan en el tiempo, podrían
 25 conducir a reducciones significativas del crecimiento e incluso a la mortalidad (Allen, et al. 2010). Por lo tanto, si FM no cambia con el calentamiento
 26 global, pero si la defoliación y la mortalidad aumentan, podríamos encontrar cómo la inflamabilidad de los bosques de pino disminuye bajo el cambio
 27 climático. Tal disminución potencial en la inflamabilidad del verano podría ser contrarrestada por un alargamiento de la temporada de incendios,
 28 entre otros procesos, desembocando en una dinámica compleja y no lineal. Entender cómo la fisiología de la planta afecta a los cambios esperables
 29 en el régimen de incendios bajo un escenario de cambio climático marca un importante vacío en el conocimiento actual.

29

30 6. Conclusiones

31

32

- El efecto de la clara sobre los factores de la estructura de la copa que influyen en la propagación del incendio siete años tras una clara sistemática es nulo.

33

- 34 • No se observa ningún efecto de la clara sobre la disponibilidad del combustible,
 35 probablemente por el fuerte control estomático en *Pinus pinaster*.
 36 • FWI no es un índice predictivo del riesgo de incendios donde los estomas muestran una
 37 regulación isohídrica
 38 • Las recomendaciones de gestión deben ser específicas para cada sitio, en función de factores
 39 tales como la estructura de la masa, la especies o la productividad del sitio.
 40

41 7. Agradecimientos

42
 43 Este estudio ha sido posible gracias a la colaboración de A Vallvey y el personal del Parque
 44 Natural de Poblet, P Sopeña y el personal técnico de MedForLab (www.medforlab.com) y el
 45 financiamiento del Ministerio de Economía, Industria y Competitividad (RYC-2012-10970, AGL2015-
 46 69151-R).
 47

48 8. Bibliografía

- 49
 50 AGEE, J.K. AND SKINNER, C.N., 2005. Basic principles of forest fuel reduction treatments. *For Ecol*
 51 *Manag* 211 83-96.
 52 ALEXANDER, M.E., 1988. Help with making crown fire assessments. En: Fischer W.C.; Arno S.F. (Eds),
 53 Protecting people and homes from wildfire in the Interior West: 147-156. Proceedings of the
 54 symposium and workshop. US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research
 55 Station. , Ogden, UT.
 56 ALFARO-SÁNCHEZ, R., CAMARERO, J., SÁNCHEZ-SALGUERO, R., SANGÜESA-BARRERA, G. AND DE LAS
 57 HERAS, J., 2016. Post-fire Aleppo pine growth, C and N isotope composition depend on site dryness.
 58 *Trees Struct Funct* 30 581-595.
 59 ALLEN, C.D. ET AL., 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals
 60 emerging climate change risks for forests. *For Ecol Manag* 259 660-684.
 61 ALVAREZ, A., GRACIA, M., VAYREDA, J. AND RETANA, J., 2012. Patterns of fuel types and crown fire
 62 potential in *Pinus halepensis* forests in the Western Mediterranean Basin. *For Ecol Manag* 270 282-
 63 290.
 64 ANDERSON, H., 1970. Forest fuel ignitability. *Fire Tech* 6 312-319.
 65 BEDIA, J. ET AL., 2015. Global patterns in the sensitivity of burned area to fire-weather: Implications
 66 for climate change. *Agr For Meteorol* 214-215 369-379.
 67 BOER, M.M., PRICE, O.F. AND BRADSTOCK, R., 2015. Wildfires: Weigh policy effectiveness. *Science*
 68 350 920.
 69 BONET, J.A., DE-MIGUEL, S., MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J., PUKKALA, T. AND PALAHÍ, M., 2012.
 70 Immediate effect of thinning on the yield of *Lactarius group deliciosus* in *Pinus pinaster* forests in
 71 Northeastern Spain. *For Ecol Manag* 265 211-217.
 72 BRADSTOCK, R.A., 2010. A biogeographic model of fire regimes in Australia: current and future
 73 implications. *Global Ecol Biogeogr* 19 145-158.
 74 CARNICER, J. et al., 2011. Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified
 75 tree mortality with increased climate change-type drought. *Proc Nat Acad Sci* 108 1474-1478.
 76 DIMITRAKOPOULOS, A.P., BEMMERZOUK, A.M. AND MITSOPOULOS, I.D., 2011. Evaluation of the
 77 Canadian fire weather index system in an eastern Mediterranean environment. *Met Appl* 18 83-93.
 78 DUURSMA, R., 2013. canopyphoto: Analyze canopy photos for gap fraction. *R package version* 0.0-3.
 79 FERNANDES, P.A.M., LOUREIRO, C.A. AND BOTELHO, H.N.S., 2004. Fire behaviour and severity in a
 80 maritime pine stand under differing fuel conditions. *Ann For Sci* 61 537-544.
 81 FERNANDES, P.A.M., 2009. Examining fuel treatment longevity through experimental and simulated
 82 surface fire behaviour: a maritime pine case study. *Can J For Res* 39 2529-2535.
 83 FERNANDES, P.A.M. et al., 2013. Prescribed burning in southern Europe: Developing fire
 84 management in a dynamic landscape. *Front Ecol Environ* 11 e4-e14.

- 85 GIL, L., GORDO, J., ALÍA, R., CATALÁN, G. AND PARDOS, J.A., 1990. Pinus pinaster Aiton en el paisaje
86 vegetal de la Península Ibérica. *Ecología* 1 469–495.
- 87 JIMÉNEZ, E., VEGA-NIEVA, D., REY, E., FERNÁNDEZ, C. AND VEGA, J.A., 2016. Midterm fuel structure
88 recovery and potential fire behaviour in a Pinus pinaster Ait. forest in northern central Spain after
89 thinning and mastication. *Eur J For Res* 135 675-686.
- 90 JURDAO, S. AND CHUVIECO, E., 2012. Modelling Fire Ignition Probability from Satellite Estimates of
91 Live Fuel Moisture Content. *Fire Ecol* 7 77-97.
- 92 KEANE, R.E., REINHARDT, E.D., SCOTT, J., GRAY, K. AND REARDON, J., 2005. Estimating forest canopy
93 bulk density using six indirect methods. *Can J For Res* 35 724-739.
- 94 KLEIN, T., 2014. The variability of stomatal sensitivity to leaf water potential across tree species
95 indicates a continuum between isohydric and anisohydric behaviours. *Func Ecol* 28 1313-1320.
- 96 KREYE, J.K., KOBZIAR, L.N. AND CAMP, J.M., 2014. Immediate and short-term response of understory
97 fuels following mechanical mastication in a pine flatwoods site of Florida, USA. *For Ecol Manag* 313
98 340-354.
- 99 MADRIGAL, J. et al., 2016. Does forest biomass harvesting for energy reduce fire hazard in the
100 Mediterranean basin? a case study in the Caroig Massif (Eastern Spain). *Eur J For Res* 136 13-26
- 101 MAGRAMA, 2012. Los incendios forestales en España. Decenio 2001–2010., Madrid.
- 102 MARTIN, R.R. et al., 1994. Assessing the flammability of domestic and wildland vegetation,
103 Proceedings of the 12th Conference on Fire and Forest Meteorology, SAF Publ. 94-02. . SAF,
104 Bethesda, MD, USA, pp. 130-137.
- 105 MORENO, J.M., VALLEJO, V.R. AND CHUVIECO, E., 2013. Current fire regimes, impacts and the likely
106 changes – VI: Euro Mediterranean. En: J.G. Goldammer (Ed), Vegetation fires and global change. 115-
107 132. Kessel Publishing House, Remagen-Oberwinter.
- 108 NOLAN, R.H., BOER, M.M., RESCO DE DIOS, V., CACCAMO, G. AND BRADSTOCK, R.A., 2016. Large
109 scale, dynamic transformations in fuel moisture drive wildfire activity across south-eastern Australia.
110 *Geophys Res Lett* 43 4229-4238.
- 111 NORTH, M.P. et al., 2015. Reform forest fire management. *Science* 349 1280-1281.
- 112 POTTS, J.B., MARINO, E. AND STEPHENS, S.L., 2010. Chaparral shrub recovery after fuel reduction: a
113 comparison of prescribed fire and mastication techniques. *Plant Ecol* 210 303-315.
- 114 RESCO DE DIOS, V. et al., 2015. A semi-mechanistic model for predicting the moisture content of fine
115 litter. *Agr For Meteorol* 203 64-73.
- 116 ROTHERMEL, R.C., 1983. How to predict the spread and intensity of forest and range fires. , US
117 Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station,
118 Ogden, UT.
- 119 SAN-MIGUEL, J. AND CAMIA, A., 2009. Forest fires at a glance: Facts, figures and trends in the EU. En:
120 Y. Birot (Editor), Living with wildfires: What science can tell us. 11-21. European Forest Institute,
121 Joensuu.
- 122 SCHNEIDER, C.A., RASBAND, W.S. AND ELICEIRI, K.W., 2012. NIH Image to ImageJ: 25 years of image
123 analysis. *Nat Meth* 9 671-675.
- 124 STEPHENS, S.L., COLLINS, B.M. AND ROLLER, G., 2012. Fuel treatment longevity in a Sierra Nevada
125 mixed conifer forest. *For Ecol Manag* 285 204-212.
- 126 VAN WAGNER, C.E., 1977. Conditions for the start and spread of a crown fire. *Can J For Res* 33 23-34.
- 127 VAN WAGNER, C.E., 1987. Development and Structure of the Canadian Forest Fire Weather Index
128 System. Canadian Forestry Service, Ottawa, ON.
- 129 VAN WAGNER, C.E., 1993. Predictions of crown fire behavior in two stands of jack pine. *Can J For Res*
130 23 442-449.
- 131 VÉLEZ, R., 2010. La Defensa contra Incendios Forestales: Fundamentos y Experiencias. McGraw Hill,
132 Madrid, 841.
- 133 VIEGAS, D.X., BOVIO, G., FERREIRA, A., NOSENZO, A. AND SOL, B., 1999. Comparative study of various
134 methods of fire danger evaluation in southern Europe. *Int J Wildland Fire* 9 235–246.
- 135 WELLES, J.M. AND COHEN, S., 1996. Canopy structure measurement by gap fraction analysis using
136 commercial instrumentation. *J Exp Bot* 47 1335-1342.