



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

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

26 - 30 junio 2017 | Plasencia
Cáceres, Extremadura

7CFE01-286

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 la severidad del fuego, la saca de la madera quemada y factores ecológicos locales en la regeneración de *Pinus pinaster* Ait. tras el gran incendio forestal de El Rodenal de Guadalajara (2006-2016)

CARRILLO GARCÍA, C.¹, MADRIGAL OLMO, J.^{1,2}, DÍEZ GALILEA, C.¹, ESPINOSA PRIETO, J.¹, GUIJARRO GUZMÁN, M.^{1,2} y HERNANDO LARA, C.^{1,2}

¹ Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA), Centro de Investigación Forestal, Carretera de La Coruña km 7, 28040 Madrid. España. incendio@inia.es

²iuFOR, Instituto Universitario de Gestión Forestal Sostenible uVA-INIA

Resumen

El objetivo de este estudio es evaluar la influencia de la severidad del incendio, la saca post-incendio de la madera y factores ecológicos locales en la regeneración y supervivencia de *Pinus pinaster* Ait. tras el incendio de El Rodenal de 2005 (Guadalajara). Durante la última década (2006-2016) se realizó el seguimiento de una muestra de 1.900 plántulas en 19 parcelas permanentes (100 en cada parcela) de 1.600 m². Se testaron técnicas multivariantes (Funciones Weibull, ANOVA, Kaplan-Meier, PLS, GLLM) para modelizar el proceso de supervivencia, predecir la densidad durante los 10 primeros años tras el incendio y relacionar el estado de las plántulas con los factores seleccionados como predictores. En 2016, con objeto de validar los modelos de supervivencia previamente obtenidos, se replanteó dentro de cada parcela, una subparcela de 14,5 m x 14,5 m, en la que se inventarió el número de plántulas, su altura, su diámetro basal y competencia. Los resultados indican una densidad media actual superior a 2.000 plántulas/ha, considerándose una regeneración exitosa. Sin embargo, se detectó alta variabilidad entre parcelas y un crecimiento bajo de las plántulas. La validación de los modelos de supervivencia mostró un buen ajuste excepto si los modelos se aplicaban únicamente a parcelas con densidad inferior a 4.000 plántulas/ha. La influencia de la severidad del fuego fue negativa para la densidad de regeneración y positiva para la supervivencia de los brinzales, presentando interacciones con el tratamiento de saca. Se mostraron como buenos predictores variables locales y de gestión, tales como la pedregosidad, espesor de hojarasca y mantillo, posición en la ladera y la presencia de restos de madera quemada.

Palabras clave

Gestión post-incendio, modelización, saca de madera, severidad del fuego, supervivencia.

1. Introducción

El 16 de julio de 2005 se inició un incendio forestal al noreste de la provincia de Guadalajara, en el que lamentablemente perdieron la vida 11 integrantes del operativo de extinción. El incendio tuvo también graves consecuencias materiales y medioambientales, afectando a 12.874 ha, gran parte de ellas dominadas por fustales maduros de *Pinus pinaster* Ait. de 80-90 años de edad y latizales jóvenes de 30-40 años (SERRADA et al 2009). El fuego es la perturbación más importante tras las actividades urbanas y la agricultura, siendo además una opinión compartida por múltiples autores, la tendencia al aumento del riesgo de incendios forestales de grandes dimensiones e intensidad (VIEDMA et al 2015). *Pinus pinaster* Ait. es una especie con capacidad de persistencia únicamente por semillas (PAUSAS & VERDÚ 2005) y presenta una plasticidad fenotípica elevada (ALÍA et al 1996). Estudios sobre la región de procedencia 11: "Rodenales de Molina" a la que corresponden estas masas, indican una reducida o nula serotinia, a diferencia del comportamiento de otras procedencias de la misma especie (ALÍA et al 1996), además de un banco aéreo escaso (MADRIGAL et al 2006), pudiendo



llegar a ser un factor limitante para la regeneración post-incendio y comprometer la supervivencia del pinar en dichas áreas, en favor de otras especies con estrategias de supervivencia alternativas, caso de taxones rebrotadores como el rebollo (*Quercus pyrenaica*). La severidad del incendio es uno de los factores extrínsecos más influyentes en el proceso de regeneración post-incendio (VEGA et al 2010). VIEDMA et al (2015) sugieren que la severidad se puede predecir a nivel de paisaje mediante la topografía del área afectada, la estructura de los niveles del dosel vegetal y las condiciones climáticas ocurridas durante el incendio y en los meses previos. La mayor o menor degradación biológica y físico-química de las capas edáficas está condicionada por la severidad (VEGA et al 2008), al igual que la variación de las condiciones microclimáticas de la superficie donde se instalará el regenerado.

De manera tradicional, en España las acciones de restauración en las áreas incendiadas han sido dirigidas por una gestión selvícola activa, y en menos casos por una gestión pasiva, esta última más por abandono o falta de presupuesto que por planificación de la “no intervención”. La estrategia de gestión activa ha tenido éxito, en general, en la restauración post-incendio cuando la disponibilidad presupuestaria ha permitido realizar las labores adecuadas de restauración hidrológico-forestal con la suficiente celeridad (SERRADA et al 2009). Se han realizado diversos estudios sobre la regeneración y supervivencia de *Pinus pinaster* Ait., así como acerca de la influencia que tienen los tratamientos post-incendio en la instalación del regenerado y su supervivencia a corto y medio plazo (p.e. FERNÁNDEZ-REBOLLO et al 2001, MADRIGAL et al 2005, FERNÁNDEZ et al 2008, VEGA et al 2008, GIL et al 2009, SERRADA et al 2009, CASTRO et al 2010a, MADRIGAL et al 2011). En paralelo, las evidencias del cambio climático (calentamiento global, alteración de regímenes de precipitación y aumento de la recurrencia e intensidad de perturbaciones naturales) han hecho que algunos autores replanteen estrategias alternativas de restauración post-incendio. Así, CASTRO et al (2010a) sugieren el empleo de la madera muerta por su efecto protector sobre el regenerado. Los mismos autores consideran que la permanencia de la madera quemada no supone un aumento del riesgo de incendios puesto que la proporción de ésta que pudiera suponer un foco de ignición se descompone en períodos de tiempo relativamente cortos (CASTRO et al 2010b). En cambio, otros autores (BROWN et al 2003) han constatado que los restos gruesos de la madera quemada pueden permanecer décadas sin descomponer, lo que sí contribuiría a la mayor severidad en caso de que se produzca la perturbación en escenarios de alta frecuencia de incendios, dificultando con ello la posterior regeneración de la masa y la resiliencia del ecosistema. Por tanto, siguen existiendo interrogantes sobre las decisiones a tomar en la restauración tras grandes incendios. El conocimiento y modelización del proceso de regeneración natural es un paso importante que ayuda a la toma de decisiones (MADRIGAL et al 2011). La oportunidad de mantener parcelas permanentes a medio y largo plazo permite además ratificar tendencias observadas a corto plazo o, en su caso, resaltar los factores más importantes que finalmente afectan al regenerado consolidado a medio y largo plazo.

2. Objetivos

El objetivo general de este trabajo es describir la evolución del regenerado de *Pinus pinaster* Ait. una década después del incendio ocurrido en 2005 en El Rodenal de Guadalajara (2006-2016). Para ello, se ha evaluado la influencia de la severidad del fuego, la saca de la madera gruesa quemada (fustes) y las condiciones ecológicas locales (condiciones de sitio, microsítio y competencia) en la regeneración, supervivencia y estado (altura, diámetro) de las plántulas de *P. pinaster*.



3. Metodología

Área de estudio

El perímetro del incendio se localiza entre las coordenadas 40° 46'- 41° 06' latitud N y 1° 52'- 2° 39' longitud W (AGUILAR 2008). La masa anterior al incendio estaba dominada por *Pinus pinaster* Ait. Aparecen, además, otras especies arbóreas dominando algunas zonas del interior del perímetro, tales como especies del género *Quercus* (*Q. pyrenaica* Willd., *Q. faginea* Lam. y *Q. ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp. y coníferas del género *Juniperus* (*J. thurifera* L. y *J. oxycedrus* L.). Las cistáceas forman la orla predominante de matorral, con mayor abundancia de *Cistus laurifolius* L., seguido de *Cistus populifolius* L. y *Cistus ladanifer* L. Edafológicamente el sustrato se caracteriza por areniscas rojas del Buntsandstein, calizas secundarias y sedimentos silíceos. El rango altitudinal oscila entre 1.200 m y 1.370 m, encontrándose relieves abruptos y pedregosos junto a áreas abiertas de escasa pendiente. La zona de estudio pertenece a la región mediterránea, caracterizada por la variación de las temperaturas a lo largo del año y la marcada estacionalidad del régimen de precipitaciones, con un acusado periodo de sequía estival.

Dispositivo experimental

Enmarcado en el proyecto RODENAL se instalaron 19 parcelas permanentes en el año 2006, ubicadas de tal forma que fuesen representativas de las diferentes características fisiográficas presentes en el área delimitada por el perímetro del incendio (más detalles en CARRILLO et al 2009). Con una superficie de 40 m x 40 m, dentro de cada una de dichas parcelas se distribuyen sistemáticamente 25 subparcelas de 1,5 m x 1,5 m. En mayo de 2006 se etiquetaron al azar 100 plántulas de *Pinus pinaster* dentro de cada una de las 19 parcelas, ascendiendo el tamaño muestral a 1.900 plántulas. Se tomaron datos a nivel de individuo de la supervivencia de los brinzales, presencia o ausencia de ramificación, altura, diámetro, espesor de las capas de hojarasca y mantillo, así como la altura e identificación de la competencia de la planta más cercana (< 1 m de distancia). Complementariamente se registraron datos de vegetación y suelo referidos a cada una de las subparcelas en las que había plántulas etiquetadas: espesor y cobertura de las capas de hojarasca y mantillo, porcentaje de suelo mineral descubierto, altura y cobertura de restos de corta o ramas muertas, altura/s y cobertura/s del matorral y de las herbáceas presentes. En cuanto a la gestión post-incendio, 9 de las parcelas no fueron intervenidas (testigo, T) y se llevó a cabo la corta a hecho de la madera en pie con acordonado de restos en fajinadas en 11 parcelas, como medida de control de la erosión post-incendio. Dentro del tratamiento de corta 9 parcelas fueron apeadas en el otoño de 2005 (corta pre-emergencia del regenerado, C) y 2 parcelas entre noviembre de 2005 y enero de 2006 (corta post-emergencia del regenerado o corta diferida, TC). Asimismo, se establecieron dos niveles de severidad según el grado de afección de las copas (VEGA et al 2005, VIEDMA et al 2015), distinguiéndose entre parcelas de severidad moderada con soflamado total de copas (S1) y parcelas de severidad extrema con calcinado de copas (S2).

VARIABLES ANALIZADAS Y MÉTODOS ESTADÍSTICOS

Para describir la supervivencia de las plántulas en las 19 parcelas se ajustaron funciones paramétricas de supervivencia de Weibull, a las funciones de supervivencia no-paramétricas obtenidas mediante el método de Producto-límite de Kaplan-Meier, cuyos parámetros ajustados se compararon para detectar el efecto de la severidad y la saca de madera (Test LSD y Kruskal-Wallis cuando no se cumplían los requisitos paramétricos). A partir de estos modelos fue estimada la densidad de regenerado en 2016 partiendo de la densidad estimada en campo en 2006 (AGUILAR 2008, MADRIGAL et al 2011). Con objeto de validar estos resultados se replantearon en 2016 un total de 19 subparcelas de 14,5 m x 14,5 m, cuyo centro es

coincidente con el de cada una de las parcelas originales. Se procedió al conteo pie a pie de todos los brinzales de *Pinus pinaster* y a la toma de datos de altura y diámetro basal a nivel de individuo, así como la presencia y altura de especies competidoras. Atendiendo principalmente a la altura de los brinzales y, secundariamente, a la esbeltez y estado fitosanitario de los mismos, se clasificó el regenerado en un total de cinco rangos (R1: 0-20 cm; R2: 21-50 cm; R3: 51-100 cm; R4: 101-200 cm; R5: mayor de 200 cm). La categorización permitió evaluar la densidad real (todos los rangos) y la densidad de porvenir (rangos 3, 4, 5 correspondiente a pies con mayores posibilidades de supervivencia futura). Asimismo, para la estimación de la competencia se distinguió entre competencia con especies del Género *Quercus* (competencia tipo 1), competencia con taxones de matorral (2), principalmente cistáceas, competencia con herbáceas (3), competencia intraespecífica (4) y ausencia de competidores (0). Se definió un índice de competencia (IC) como cociente entre la altura del matorral y la de los brinzales. Se contrastaron los valores observados en campo frente a los estimados por el modelo de supervivencia de cada parcela mediante correlación lineal de Pearson, cálculo de la eficiencia del modelo y error (ME y RMSE). Se analizó tanto el conjunto de parcelas como subconjuntos de las mismas de densidades decrecientes, para evaluar si existe diferencia en el poder predictivo del modelo de supervivencia en función de la densidad. El proceso se repitió para el subconjunto de rangos más vigorosos (R3, R4 y R5) para predecir el regenerado de porvenir. Posteriormente se utilizó el método de regresión por mínimos cuadrados parciales (*Partial Least Squares* PLS) para obtener modelos lineales múltiples que relacionen simultáneamente la densidad, altura y diámetro de regeneración de *P. pinaster* en 2016 con los factores analizados más influyentes. Inicialmente se contó con 19 datos de partida (N= 19 parcelas) y más de 350 variables explicativas, muchas de ellas correlacionadas, por lo que se seleccionaron un conjunto más reducido tras análisis previos. Se emplearon dos algoritmos complementarios entre sí: SIMPLS (*General Partial Least Squares Model*) y NIPALS (*Nonlinear Iterative Partial Least Squares*). Los modelos incluyeron únicamente las componentes significativas, y para la determinación del número óptimo de componentes se utilizó el método de validación cruzada mediante el estadístico Q^2 de Stone- Geiser. Se evaluó la contribución relativa de cada variable independiente en el modelo según el valor y sentido biológico de los coeficientes escalados y la importancia de la predicción de cada variable mediante el estadístico VIP (*Variance Importance in Projection*). Finalmente, se utilizaron Modelos lineales mixtos generalizados (GLMM) incluyendo la parcela como factor aleatorio para analizar la significación de las variables más influyentes obtenidas previamente en los modelos PLS. Para el análisis estadístico de los datos se han empleado Statgraphics 5®, STATISTICA 10® y SPSS 20®.

4. Resultados

4.1. Densidad de regenerado y supervivencia

El éxito regenerativo inicial (mayo de 2006) fue muy dispar (MADRIGAL et al 2011). El tiempo mínimo de supervivencia de las plántulas (Método de Kaplan-Meier), muestra diferencias altamente significativas entre los tratamientos de corta y corta diferida ($\chi^2= 89,31$, $p < 0,00$; test de Wilcoxon, $p < 0,00$) mostrando que las parcelas cortadas presentan mayor supervivencia acumulada (2006-2016) y mayores tiempos de supervivencia que los rodales de corta diferida (Figura 1a). Los valores de los parámetros de los modelos de supervivencia de Weibull, no mostraron diferencias significativas entre tratamientos (test LSD y Kruskal-Wallis). Aunque la densidad inicial fue mayor en zonas de soflamado total de copas (S1), las funciones de supervivencia son significativamente diferentes (LSD $p= 0,025$; Kruskal-Wallis $\text{diff.}= 0,18$), mostrando una mayor supervivencia en los rodales con calcinado de copas (S2) (Figura 1b). Aplicando estos modelos a la densidad inicial (2006) para el periodo 2006-2016, se obtuvo una densidad media conjunta estimada al final del seguimiento (2016) de 4.191 pies/ha. Las parcelas de severidad moderada (S1) presentaron densidades medias de 4.885 pies/ha, mientras que en las de severidad extrema (S2) fue de 2.045 pies/ha. Los rodales de corta (C y



TC) mostraron una densidad de 4.466 pies/ha frente a las parcelas testigo (2.937 pies/ha). En la Figura 2 se muestra la evolución de la densidad estimada en el periodo de seguimiento.

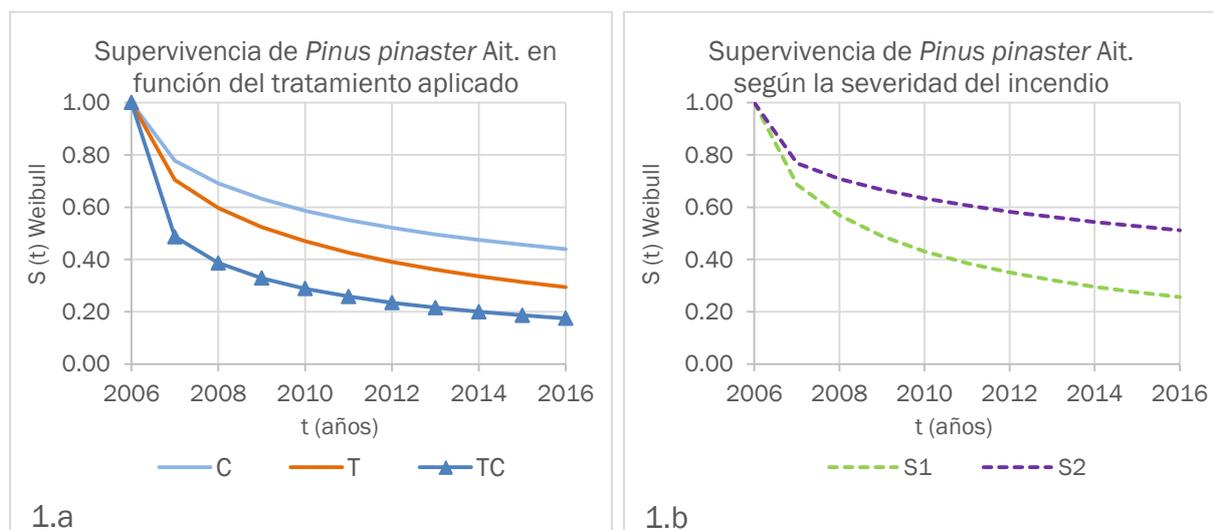


Figura 1. Funciones de supervivencia $S(t)$ ajustadas a una distribución de Weibull agrupadas según: 1.a) Tratamientos de gestión post-incendio (Corta C, Testigo T y Corta diferida TC); 1.b) Severidad del incendio en zonas con soflamado total de copas (S1) y zonas donde las copas sufrieron un calcinado total (S2).



Figura 2. Evolución de la densidad estimada del regenerado de *Pinus pinaster* Ait. post-incendio en el periodo 2006-2016. Se indican los valores medios del conjunto de rodales (en color rojo), así como los valores de densidad máximo y mínimo para cada fecha. Los valores de 2006 corresponden al mes de julio.

Al validar los valores de densidad obtenidos (Figura 3) con los valores reales estimados en campo en las subparcelas replanteadas en 2016, la correlación lineal de Pearson entre los datos observados y estimados (Figura 3.a) es $r = 0,97$ (RMSE= 2214,9; ME= 0,83). Al repetir el proceso para el subconjunto de pies de más probable porvenir (R3, R4 y R5) el ajuste se reduce a un $r = 0,76$ (RMSE= 5972,8; ME= 0,93). En aquellos rodales con densidades inferiores a 4.000 pies/ha, se obtuvo un menor ajuste de los datos, con un $r = 0,61$ (RMSE= 741,1; ME= 0,90), considerando el total de individuos, y un $r = 0,63$ (RMSE= 833,1; ME= 0,87) en el subconjunto de rangos 3, 4 y 5 (Figura 3.b).

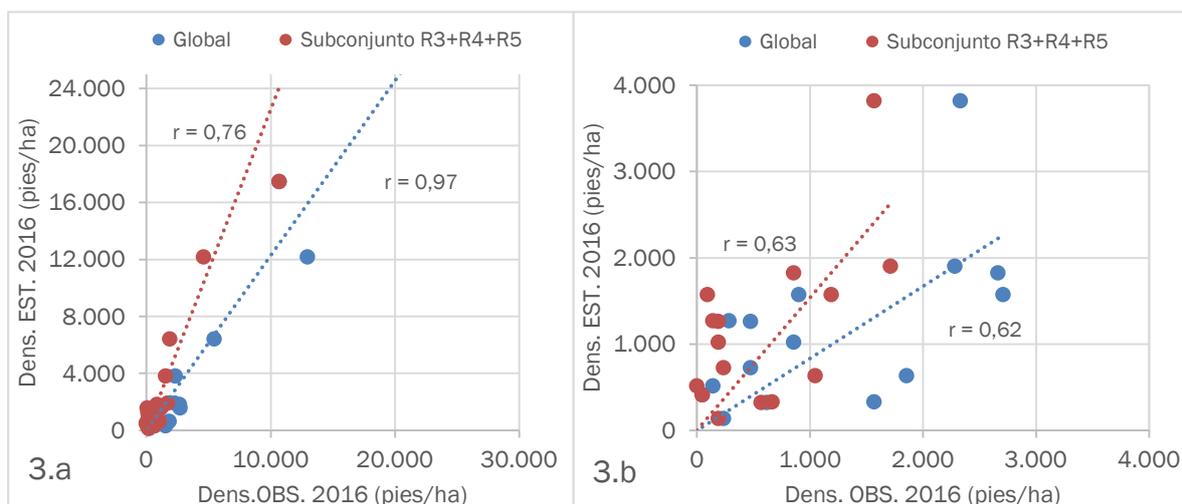


Figura 3. Comparación entre valores de densidad de *Pinus pinaster* por parcela observados (Dens.OBS.2016) y predichos (Dens. EST. 2016) en 2016, tanto para el conjunto global de todos los brinzales inventariados (Global) como para el subconjunto de aquellos con altura superior a 50 cm, relativos a únicamente los rangos establecidos como de más probable porvenir (Subconjunto R3+R4+R5). a) Muestra los resultados para el total de parcelas de estudio; b) Indica el resultado para únicamente aquellas parcelas con densidades inferiores a 4.000 pies/ha. (R3: altura de los pinos de 0,51-1 m; R4: altura de los pinos entre 1-2 m; R5: altura de las plántulas superior a 2 m).

4.2. Desarrollo del regenerado y competencia

La altura media en julio de 2016 en el regenerado de pino es de 66,9 cm. Existe una alta variabilidad entre parcelas, tanto en los valores de densidad como en el reparto de frecuencias por rango, lo que indica condiciones de regeneración y estado del regenerado muy dispares en el área de muestreo e incluso a nivel de micrositio dentro de cada parcela. El diámetro basal medio es de 1,7 cm. El tamaño predominante del regenerado de pino en 2016 se sitúa entre 21-50 cm de altura (R2). En cuanto a la competencia, en 2016 se dan efectos competidores en el 84 % de los individuos de *P. pinaster*. Caracterizando dicha competencia para cada uno de los rangos establecidos, se observa que la presencia de competidoras va aumentando en sentido creciente desde un 80 % en R1 a un 99 % para R5. Atendiendo a las especies competidoras, se observa una tendencia similar en el caso de la competencia intraespecífica, siendo mayor en R5. Al contrario ocurre con la competencia interespecífica, que se reduce conforme aumenta el tamaño de la plántula. Únicamente en R3 (0,51-1 m), aparecen interacciones con *Quercus* que superen el 11 % de los pies muestreados. En la Figura 4 se representa el incremento de la competencia a lo largo de los años, observándose una relación creciente para la competencia intraespecífica. Los efectos del matorral manifestaron un crecimiento muy acusado hasta casi ocho años de seguimiento, apareciendo en más de la mitad de los individuos, y reduciendo paulatinamente su presencia a partir de ese momento. En cuanto a los individuos que interactúan con quercíneas, los valores se han situado alrededor del 20% a lo largo de todo el período, con un descenso evidente una década post-incendio. La competencia con herbáceas fue relevante en etapas iniciales, pero desciende a partir del cuarto año de seguimiento. La altura media de la competencia actual es de 114 cm. La ventaja competitiva obtenida en los primeros 36 meses hace que la altura del matorral sea, en general, el doble que la del regenerado de pino (IC= 1,9).

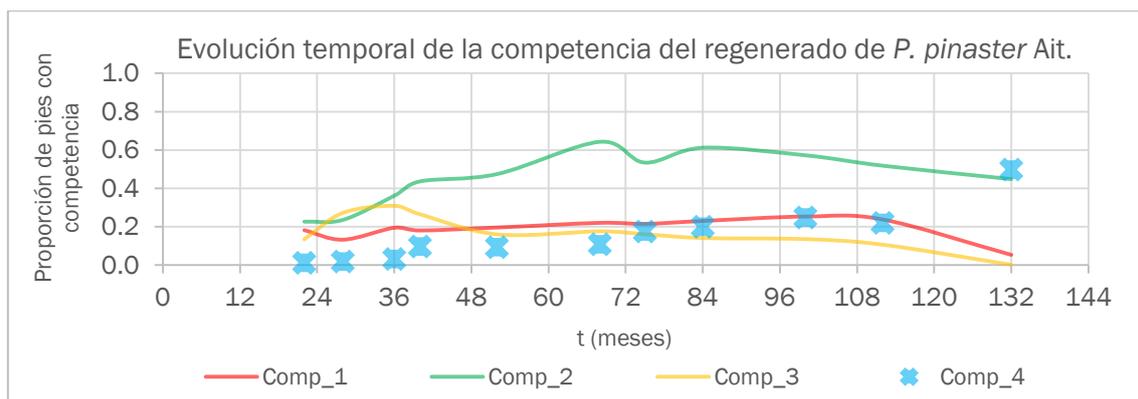


Figura 4. Evolución de las interacciones de los diferentes tipos de competencia con el regenerado de *Pinus pinaster* a lo largo del periodo de estudio post-incendio 2006-2016 en El Rodenal (Comp_1: competencia con quercíneas; Comp_2: competencia con matorral; Comp_3: competencia con herbáceas; Comp_4: competencia intraespecífica).

4.3. Factores influyentes en el proceso de regeneración

En el ajuste simultáneo de modelos PLS para estimar las variables dependientes densidad, altura y diámetro basal de los pinos observada en 2016, se excluyeron las parcelas C y T de los bloques 7 y 3, que presentaban valores extremos de mayor y menor regeneración respectivamente. El modelo obtenido mediante el algoritmo NIPALS presenta un ajuste elevado (R^2Y acum.= 0,77, R^2X acum.= 0,64), al igual que el modelo SIMPLS (R^2Y acum.= 0,77, $R^2Y_{Dens'16}$ = 0,75, $R^2Y_{hp'16}$ = 0,83, $R^2Y_{Diám.'16}$ = 0,72, R^2X acum.= 0,74) La Figura 5.a muestra los coeficientes escalados de las variables explicativas, cuyo valor señala la importancia de la influencia sobre las variables dependientes y el signo el sentido de la misma. Usando únicamente los valores medios relativos a los rangos de mayor tamaño (R3, R4 y R5) el ajuste del modelo obtenido mediante el algoritmo NIPALS tiene un poder explicativo del 73% (R^2Y acum.= 0,73, R^2X acum.= 0,64) y mediante el algoritmo SIMPLS un 72% (R^2Y acum.= 0,72, $R^2Y_{Dens'16}$ = 0,74, $R^2Y_{hp'16}$ = 0,84, $R^2Y_{Diám.'16}$ = 0,58, R^2X acum.= 0,76), cuyos coeficientes escalados se muestran en la Figura 5.b. En ambos casos, el valor VIP de las variables explicativas es reducido, por lo que los resultados deben interpretarse con prudencia.

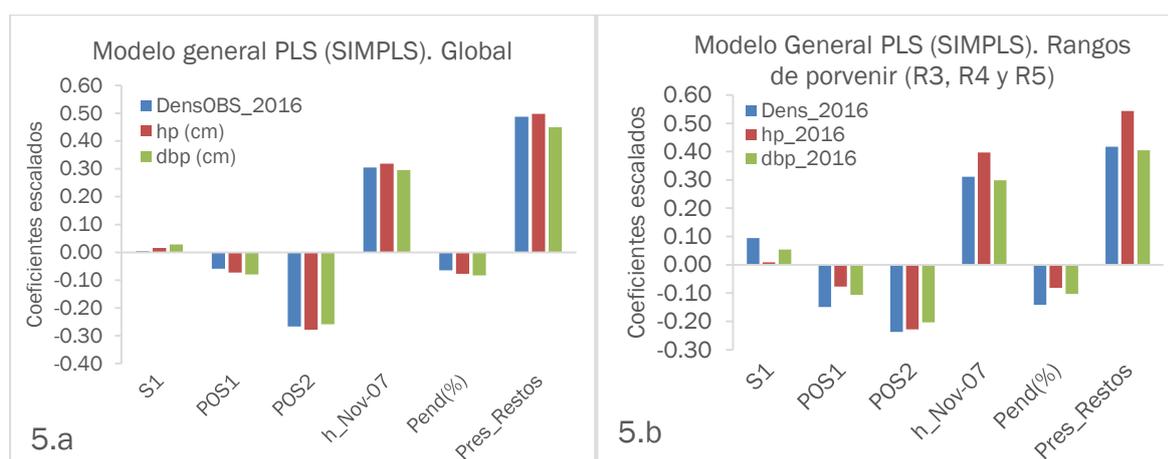


Figura 5. Coeficientes escalados del Modelo General PLS (SIMPLS) para el conjunto de variables explicativas de mayor ajuste encontrado mediante el análisis simultáneo de las variables dependientes densidad observada en 2016 (DensOBS_2016), altura en centímetros de los pinos en 2016 (hp) y diámetro basal en centímetros de los brinzales (dbp). 5.a) Modelo que incluye el conjunto de brinzales; 5.b) Modelo que considera únicamente los brinzales de rangos de tamaño 3, 4 y 5, por encima de 50 cm de altura y de más probable porvenir. [POS: posición en ladera (POS1= alta, POS2= media); S1: Severidad moderada; h_Nov'07: altura de *P. Pinaster* en noviembre de 2007; Pres_Restos: presencia de restos].

En los análisis mediante GLMM, se encontró relación entre posiciones bajas de ladera ($p= 0,012$) y mayores espesores de hojarasca en etapas iniciales post-incendio ($p= 0,030$) con mayores densidades de regenerado en 2016. Asimismo se encontró significación entre la presencia de restos de madera quemada ($p= 0,014$) y mayores alturas del regenerado una década después del incendio. Para la variable diámetro basal en 2016 se observó que severidades de copa moderadas y altos porcentajes de pendiente se relacionan negativa y significativamente ($p= 0,034$ y $p= 0,012$, respectivamente) mientras que la presencia de restos favorece significativamente el diámetro de los brinzales 10 años tras la emergencia ($p= 0,008$).

5. Discusión

Los resultados de la comparación de modelos de supervivencia a escala de rodal (Weibull, Kaplan-Meier) muestran que la severidad del incendio fue el factor estudiado que tuvo una influencia más relevante a corto y medio plazo en la supervivencia de *Pinus pinaster*, siendo significativamente mayor en las zonas con calcinado de copas (S2) que en las de sofamado de copas (S1). El análisis del tiempo mínimo de supervivencia de las plántulas, muestra una supervivencia significativamente superior allí donde se extrajo la madera, y el retraso de la saca (TC) ocasiona una significativa reducción de la probabilidad de supervivencia de los brinzales. Estos resultados encajan con estudios anteriores relativos a la supervivencia de las plántulas en la zona de seguimiento (CARRILLO et al 2009, SERRADA et al 2009, MADRIGAL et al 2011), donde el retraso de la corta ocasiona una reducción de la probabilidad de supervivencia de los brinzales, debido a los daños ocasionados por los propios trabajos selvícolas, eliminándose parte del regenerado emergido. El resultado se agrava además porque el contingente de regeneración de *P. pinaster* tiene su aparición la primavera posterior al incendio (ALÍA et al 1996) y las nuevas aportaciones al mismo se reducen a la primavera y otoño del segundo año tras el incendio, apareciendo alguna planta nueva hasta 2009 pero sin relevancia a nivel de rodal (MADRIGAL et al 2011).

A pesar de que la densidad media observada de *P. pinaster* 11 años post-incendio en el área de estudio es de 3.540 pies/ha, superior a una densidad mínima de 2.000 pies/ha de regenerado viable para considerar exitosa la regeneración de masas con carácter protector (MATNEY & HODGES 1991), el éxito regenerativo ha sido muy variable en los diferentes rodales estudiados. La presencia de fructificación en los brinzales es aún muy escasa, y en base a los resultados anteriores la consolidación de la masa de pinar estará por tanto, más o menos comprometida según áreas concretas del perímetro incendiado. La validación de los modelos de supervivencia de Weibull indica que para los rangos de densidades estudiados el modelo tiene una bondad de ajuste razonable (Figura 3), por lo que puede utilizarse en la predicción de los valores de densidad, aunque tiende a sobrestimar las densidades observadas. Sin embargo, se observa que para rangos de hasta 4.000 pies/ha, el modelo genera mucha incertidumbre presentando peores predicciones con los datos observados. Los resultados mostrarían que para obtener modelos de supervivencia más robustos con densidades por debajo de 4.000 plantas/ha sería necesario realizar un seguimiento de un mayor número de individuos por parcela (>100 plantas).

En cuanto al estado de desarrollo de las plántulas, la situación actual está dominada por individuos de diámetro inferior a 2 cm y, aunque la altura media es de 66,9 cm, la moda se sitúa en alturas no superiores a 50 cm. Estos datos ponen de manifiesto el escaso desarrollo de un porcentaje muy importante de los brinzales. Los resultados sugieren que el crecimiento individual de los pies está muy condicionado por factores competitivos (MADRIGAL et al 2011), ya que es mayor en aquellas áreas donde los efectos del fuego sobre el suelo o las condiciones fisiográficas dificultaron, no solo la regeneración abundante de *P. pinaster*, sino también la de las especies competidoras. Por lo tanto, aquellos individuos que han conseguido instalarse ven aumentada su disponibilidad de recursos debido al escaso número de especies presentes. En esta línea observamos que la competencia interespecífica aún es predominante, dominando la



competencia con matorral, generalmente *Cistus laurifolius*, y minoritariamente con *Quercus* sp., principalmente con *Q. pyrenaica*. GIL et al (2009) justifica la escasez de interacciones intraespecíficas debido a la reducida emergencia inicial de la procedencia de *Pinus pinaster* “Rodenales de Molina” respecto a otras procedencias de la misma especie con mayor serotinia. A nivel de rangos la competencia intraespecífica, aumenta actualmente, al contrario de lo que ocurre con la interespecífica. Esto sugiere que a medio plazo, comenzarían a surgir problemas de competencia intraespecífica (MADRIGAL et al 2005), y los individuos que han superado la línea de matorral empiezan a sufrir interacciones por tangencia de copas con sus vecinos. La abundancia de matorral competidor y el crecimiento paralelo que éste presenta en altura respecto a los pinos (Figura 4), con IC cercanos a 2, plantea la necesidad de realizar trabajos de desbroce sobre el terreno, priorizando áreas en las que exista una mayor posibilidad de supervivencia futura de los brinzales. La abundante presencia de herbáceas como la encontrada en el bloque 3 ha generado un encespedamiento a corto plazo que ha dificultado la emergencia pero que también ha supuesto la mayor mortalidad en esta zona, generando densidades estimadas muy bajas de 500 pies/ha o directamente ausencia de regeneración viable de rangos 3, 4, 5. La recuperación de la masa de pinar, o al menos de un pinar mixto con rebollo, requeriría una intervención intensa, como siembras con escarificado en zonas llanas de la capa superior edáfica para favorecer la germinación o la repoblación (densificación) artificial de la especie.

Los análisis de regresión mediante mínimos cuadrados parciales vienen a corroborar los resultados obtenidos previamente. Once años después del incendio encontramos que la severidad es uno de los factores más determinantes (FERNÁNDEZ-REBOLLO et al 2001, VEGA et al 2005, VEGA et al 2010, MADRIGAL et al 2011) no solo de la emergencia y la supervivencia del regenerado de *P. pinaster* a corto y medio plazo, sino también de la estimación de la densidad a medio plazo, así como del desarrollo en altura y diámetro del regenerado de pino. Una alta severidad se traduce en una reducida o nula capa de espesor de la hojarasca (VEGA et al 2008). El efecto producido por el fuego en el consumo de la hojarasca y mantillo condiciona la germinación de las semillas y la supervivencia de las plántulas, obteniendo más reclutamiento pero menor supervivencia en aquellas zonas con menor severidad (VEGA et al 2010). En base a estos resultados se confirma que, en determinadas situaciones, la extracción de la madera quemada puede ser una buena alternativa selvícola a la gestión de zonas afectadas por incendios en el área de estudio, siempre que se realice antes de la primavera siguiente al incendio. La pedregosidad (efecto positivo) y la profundidad del suelo (influencia negativa) son variables predictoras importantes para determinar la densidad inicial del regenerado y su supervivencia a corto plazo (MADRIGAL et al 2011), pero no así en el caso de la densidad, la altura y el diámetro de los brinzales a medio plazo, donde los resultados PLS muestran que estas variables pierden importancia relativa en favor de la influencia negativa de la pendiente y las posiciones medias y altas de ladera. La presencia de restos procedentes de la saca de madera agrupados en fajinas o de árboles muertos dispersos en las parcelas testigo contribuye positivamente a la altura y diámetro medio del regenerado a medio plazo, lo que indica que pueda darse un posible efecto protector de este material sobre los mismos a nivel de micrositio, generando unas condiciones microclimáticas más favorables para su establecimiento y desarrollo futuros, resultando concordante con el trabajo de otros autores (VEGA et al 2010, CASTRO et al 2010a, CASTRO et al 2010b). Por otra parte, un mayor desarrollo en altura de las plántulas del regenerado en las primeras etapas post-incendio se relaciona significativamente con mayores diámetros y alturas de las plántulas a medio plazo. Este resultado sugiere, como cabría esperar, que un mayor vigor de la planta (altura y diámetro, aunque este no sea significativo también tiene relación positiva) beneficia su capacidad para enfrentarse a los condicionantes edáficos, orográficos, la climatología e incluso los problemas de predación y/o fitosanitarios que puedan dificultar su establecimiento definitivo y posterior desarrollo (FERNÁNDEZ et al 2008, MADRIGAL et al 2011). Finalmente, en el análisis PLS de los pies más vigorosos (rangos R3, R4 y R5), la presencia de restos pasa a tener una influencia positiva relevante, así como la altura de los brinzales en etapas iniciales, igual que sucedía en el caso



general para la altura y el diámetro a medio plazo, ratificando los resultados para el subconjunto de rangos de porvenir.

Los resultados obtenidos ofrecen la posibilidad de adaptarse a diferentes estrategias de restauración según las características del sitio y los condicionantes legales y económicos, priorizando más en función de los niveles de severidad y características del sitio. Parece razonable huir de criterios únicos de gestión post-incendio que por el contrario han de planificarse con el mayor detalle posible de manera que se puedan maximizar las funciones de protección y restauración del ecosistema estudiado. Allí donde el éxito de la regeneración de *P. pinaster* se vea comprometida por bajas densidades se requerirán trabajos de apoyo a la regeneración si se desea conservar como masa de pinar o, al menos, pinar mixto con rebollo, tales como desbroces y resalveos para eliminar la competencia interespecífica y/o clareos para dosificar la competencia intraespecífica.

Las características actuales del dosel vegetal han generado estructuras inflamables continuas y con cargas altas de combustible muerto en determinadas áreas procedentes de las fajinas (parcelas cortadas) o de los árboles en proceso de pudrición (testigo), lo que en conjunto favorecería la propagación y virulencia de un posible nuevo incendio. Si bien la presencia de restos en descomposición se ha mostrado como beneficiosa para el regenerado de *P. pinaster*, sin embargo podrían ser una amenaza para la regeneración futura de la masa en escenarios de mayor frecuencia de incendios ya que se ha observado que permanecen sin descomponer no solo los fustes sino las ramas, generando alta carga de combustible disponible y por tanto alta severidad para el suelo y la vegetación en caso de incendio, comprometiendo su regeneración natural futura.

6. Conclusiones

La densidad media estimada del regenerado de *Pinus pinaster* post-incendio, mayor de 2.000 pies/ha, se considera viable y exitosa, aunque con alta variabilidad entre rodales. Estas diferencias se debieron más a la severidad del incendio y factores de sitio que a la saca de la madera. Las diferencias entre tratamientos indican que sólo sería recomendable continuar con la saca de madera después de la primavera posterior al incendio en zonas con abundante regeneración, resultando por tanto un tratamiento altamente perjudicial en áreas de baja densidad inicial que puede comprometer el éxito regenerativo. A partir de la densidad inicial estimada la primavera posterior al incendio (2006) y los modelos de supervivencia a escala de rodal ajustados a una distribución de Weibull (periodo 2006-2016) se puede estimar la densidad de parcelas una década después de la emergencia inicial. La eficiencia de esta predicción disminuye en las parcelas de menor densidad y cuando consideramos como densidad final sólo el regenerado con vigor suficiente para poder ser considerado de porvenir. Variables ecológicas fácilmente medibles y evaluables antes del incendio (posición de ladera, % de pendiente), o inmediatamente después (severidad), junto con variables medibles en etapas iniciales post-incendio, como la presencia de restos y la altura del regenerado tienen un valor predictivo significativo en las densidades futuras de la masa, así como en la altura y diámetro del regenerado a medio plazo, explicando un porcentaje elevado de la variabilidad observada en el área de estudio y permitiendo prescindir, en caso necesario, de años de espera para la toma de decisiones. El estado actual del regenerado (desarrollo reducido y elevadas interacciones competitivas) no asegura la persistencia de masas de pinar en toda el área afectada por el incendio de El Rodenal, que podría cambiar en favor de otras formaciones como el rebollar o el jaral. Según el tipo de masa que se desee conservar o fomentar se podría optar por la no intervención pero, si se quiere conservar la presencia de *P. pinaster*, al menos en bosques mixtos con rebollo, serían necesarios trabajos selvícolas en muchas zonas para dosificar la competencia, favoreciendo la supervivencia y el crecimiento de la especie, o en su caso, repoblaciones cuando la densidad resulte insuficiente.



7. Agradecimientos

Este trabajo surge a iniciativa de la Universidad Politécnica de Madrid (Dr. Rafael Serrada) con el objeto de ofrecer elementos en la toma de decisiones en la restauración de áreas afectadas por grandes incendios y ha sido financiado a través de dos convenios de colaboración con TRAGSA, sucesivos proyectos RTA-INIA cofinanciados con fondos FEDER y, actualmente, los proyectos del Plan Nacional I+D+i, SCALyFOR (AGL2013-46028-R) y GEPRIF (RTA2014-00011-C06-01).

8. Bibliografía

AGUILAR, V.; 2008. Estudio sobre la regeneración de las masas forestales afectadas por el incendio ocurrido el día 16 de julio de 2005 en la comarca del Rodenal (GU). Proyecto Fin de Carrera. EUITF-Universidad Politécnica de Madrid. 152 pp. Madrid.

ALÍA, R.; MARTÍN, S.; DE MIGUEL, J.; GALERA, R.; AGÜNDEZ, D.; GORDO, J.; SALVADOR, L.; CATALÁN, G.; GIL, A.; 1996. Regiones de procedencia de *Pinus pinaster* Aiton. 75 pp. Dirección General de Conservación de la Naturaleza- Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

BROWN, J.K.; REINHARDT, E.D.; KRAMER, K.A.; 2003. Coarse Woody Debris: Managing Benefits and Fire Hazard in Recovering Forests. *USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-105*. 18 pp.

CARRILLO, Á.; SERRADA, R.; RINCÓN, Á.; HERNANDO, C.; VEGA, J.A.; 2009. Proyecto RODENAL: "Restauración de terrenos afectados por incendios forestales". En: 5º Congreso Forestal Español. 2009. Ávila. Ref.: 5CFE01-461.

CASTRO, J.; ALLEN, C.D.; MOLINA-MORALES, M.; MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S.; SÁNCHEZ-MIRANDA, A.; ZAMORA, R.; 2010a. Salvage logging versus the use of burnt Wood as a nurse object to promote post-fire tree seedling establishment. *Restoration Ecology*, 19 (4): 537-544.

CASTRO, J.; MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S.; SÁNCHEZ-MIRANDA, A.; LORITE, J.; 2010b. Efecto del manejo de la madera quemada sobre la regeneración forestal post-incendio: desarrollo de técnicas blandas de restauración ecológica. En: Ramírez, L.; Asensio, B. (eds.): *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2006-2009*. 139-157. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid.

FERNÁNDEZ, C.; VEGA, J.A.; FONTÚRBEL, M.T.; JIMÉNEZ, E.; PÉREZ-GOROSTIAGA, P.; 2008. Effects of wildfire, salvage logging and slash manipulation on *Pinus pinaster* Ait. Recruitment in Orre (NW Spain). *For. Ecol. Manage.* 225: 1294-1304.

FERNÁNDEZ-REBOLLO, P.; NAVARRO CERRILLO, R.; DEL VALLE MURILLO, G.; 2001. Estudio de la regeneración post-incendio en masas de *Pinus pinaster* Ait. en Andalucía. En: III Congreso Forestal Español, Junta de Andalucía. 4: 469-474.

GIL, L.; LÓPEZ, R.; GARCÍA, Á.; GONZÁLEZ, I.; 2009. Seed provenance and fire-related reproductive traits of *Pinus pinaster* in central Spain. *Int. J. Wildland Fire*. 18: 1003-1009.

MADRIGAL, J.; HERNANDO, C.; MARTÍNEZ, E.; GUIJARRO, M.; DÍEZ, C.; 2005. Regeneración post-incendio de *Pinus pinaster* Ait. en la Sierra de Guadarrama (Sistema Central, España): modelos

descriptivos de los factores influyentes en la densidad inicial y la supervivencia. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.* 14(1): 36-51.

MADRIGAL, J.; HERNANDO, C.; GUIJARRO, M.; DÍEZ, C.; VEGA, J.A.; PÉREZ-GOROSTIAGA, P.; FONTÚRBEL, T.; CUIÑAS, P.; 2006. Situación de la regeneración post-incendio de *Pinus pinaster* Ait. en España. *Montes.* 85: 27-34.

MADRIGAL, J.; HERNANDO, C.; GUIJARRO, M.; 2011. La gestión post-incendio como apoyo a la regeneración natural y a la restauración tras el gran incendio del Rodenal de Guadalajara: efectos sobre la supervivencia y crecimiento de los brinzales de *Pinus pinaster* Ait. *Spanish Journal of Rural Development.* II (3): 1-14.

MATNEY D.T.; HODGES D.J.; 1991. Evaluating Regeneration Success. En: *Forest Regeneration Manual.* Duryea M.L.; Dougherty P.M. (eds.): Kluwer Academic Publisher. Dondrecht.

PAUSAS, J.; VERDÚ, M.; 2005. Plant persistence traits in fire prone ecosystems of the Mediterranean Basin: a phylogenetic approach. *Oikos.* 109: 196-202.

SERRADA, R.; AGUILAR, V.; AROCA, M.J.; CARRILLO, Á.; OCAÑA, L.; 2009. Estudio sobre la regeneración de las masas forestales afectadas por el incendio ocurrido el día 16 de julio en la comarca del Rodenal (Guadalajara). En: 5º Congreso Forestal Español. 2009. Ávila. Ref.: 5CFE-484.

VEGA, J. A.; PÉREZ-GOROSTIAGA, P.; FONTURBEL, M. T.; CUIÑAS, P.; FERNÁNDEZ, C.; HERNANDO, C.; GUIJARRO, M.; 2005. Efectos de diferentes niveles de severidad del fuego sobre la emergencia y mortalidad inicial de plántulas de *Pinus pinaster* Ait. En: IV Congreso Forestal Español. Zaragoza. Soporte CD-ROM (ISBN: 84-921265-7-4).

VEGA, J.A.; FERNÁNDEZ, C.; PÉREZ-GOROSTIAGA, P.; FONTÚRBEL, M.T.; 2008. The influence of fire severity, serotiny, and post-fire management on *Pinus pinaster* Ait. recruitment in three burnt áreas in Galicia (NW Spain). *For. Ecol. Manage.* 256: 1596-1603.

VEGA J.A.; FERNÁNDEZ, C.; PÉREZ-GOROSTIAGA, P.; FONTÚRBEL, T.; 2010. Response of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) recruitment to fire severity and post-fire management in a coastal burned area in Galicia (NW Spain). *Plant Ecol.* 206: 297-308.

VIDMA, O.; QUESADA, J.; TORRES, I.; DE SANTIS, A.; MORENO, J.M.; 2015. Fire Severity in a Large Fire in a *Pinus pinaster* Forest is Highly Predictable from Burning Conditions, Stand Structure, and Topography. *Ecosystems.* 18: 237-250.

