

EL PAPEL DE LA REGENERACIÓN NATURAL EN LA RESTAURACIÓN TRAS GRANDES INCENDIOS FORESTALES: EL CASO DEL PINO NEGRAL

Javier Madrigal*, Carmen Hernando, Mercedes Guijarro

CIFOR-INIA. Departamento de Selvicultura y Gestión Forestal.
Laboratorio de Incendios Forestales. Ctra. Coruña Km 7,5, 28040 Madrid.

*e-mail: incendio@inia.es

Boletín del CIDEU 10: 5-22 (2011)
ISSN 1885-5237

Resumen

El incendio forestal es una perturbación de gran impacto socioeconómico y ambiental, cuya severidad y recurrencia se prevé que irá en aumento como consecuencia de los efectos del cambio climático. El mayor número de incendios con altos niveles de severidad y que afectan a grandes superficies dificulta la toma de decisiones en la restauración de estos ecosistemas. El presente trabajo pretende aportar algunas soluciones y recomendaciones basadas en diversas experiencias llevadas a cabo en diferentes proyectos de investigación en masas de pino negral.

Palabras clave: Adaptaciones al fuego, Convivir con el fuego, *Pinus pinaster*, Severidad, Saca de madera, Supervivencia, Tratamientos selvícolas.

Summary

Wildfires are a common disturbance in Mediterranean ecosystems with important socio-economical and environmental impacts. In addition, future effects promoted by climate change could increase severity levels and fire frequency of wildfires. Mega-fires which affect large areas are a challenge for forest managers and decision support tools to restore affected ecosystems are needed. Present work describes the results of some research projects carried out in *Pinus pinaster* stands. Recommendations and some solutions related to post-fire management are proposed.

Keywords: Fire-related traits, Living with fire, *Pinus pinaster*, Salvage logging, Severity, Survival, Thinning and Shrub clearing.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Los incendios forestales en un contexto de cambio global

La regeneración tras incendios forestales es uno de los problemas ecológicos más importantes existentes en toda la cuenca mediterránea, siendo una de las líneas de trabajo que suscita mayor interés en distintas convocatorias y programas de investigación nacionales y europeos. El Plan Forestal Español destaca que entre los agentes que más amenazan en España las características básicas y la persistencia de los sistemas forestales se encuentra precisamente el incendio forestal y, en consecuencia, “el gasto dedicado a la lucha consume buena parte del presupuesto que podría ser dedicado a acciones de restauración, mejora y protección de la biodiversidad”. Por tanto, la protección de los espacios forestales y la restauración de los mismos son componentes esenciales de la sostenibilidad de los bosques.

El incendio forestal es una perturbación habitual en los ecosistemas mediterráneos, pero en los últimos años se está convirtiendo en una cuestión prioritaria debido a su gravedad y recurrencia, de forma que es de esperar que siga siendo un problema de difícil solución a medio y largo plazo. Por tal razón, diversas iniciativas internacionales, a las cuales se está sumando la Unión Europea a través del Instituto Forestal Europeo (EFI, EFIMED) y la propuesta de la *Mediterranean Forest Research Agenda* (EFI, 2010), están asumiendo la realidad de “Convivir con el fuego” (*Living with Wildfires*) así como la necesidad de incluir por ello criterios e indicadores de gestión forestal sostenible que tengan en cuenta el riesgo de incendio, admitiendo que la recurrencia de esta perturbación es un elemento importante de muchos ecosistemas. De hecho, este concepto discutido por la *Iniciativa Global para el Manejo del Fuego* de la ONG *The Nature Conservancy* es el lema para el próximo Congreso Internacional de Incendios (Wildfire2011,

www.wildfire2011.org): “**Living with Fire – Addressing Global Change through Integrated Fire Management**”.

Por tanto, el reto para la comunidad científica y técnica es el desarrollo de herramientas y criterios de manejo integral del fuego que permita afrontar el cambio global con criterios técnicos adecuados, avalados a su vez por información científica contrastada. El desarrollo de proyectos multidisciplinares que integran gran número de grupos de investigación es la respuesta de la Comisión Europea para intentar ofrecer herramientas de gestión apoyadas en criterios científicos. El proyecto FIREPARADOX

(www.fireparadox.org), concluido en 2010, pretendía aportar soluciones innovadoras y prácticas para el uso integral del fuego como herramienta de gestión, incluyendo recomendaciones sobre las políticas y legislación adecuadas para la correcta puesta en práctica de las iniciativas propuestas (Sande Silva *et al.* 2010). El proyecto Phoenix, continuado en la actualidad a través de una acción COST (*Post-Fire Forest Management in Southern Europe*, <http://uaeco.biol.uoa.gr/cost/>), pretende recopilar experiencias y ofrecer alternativas de gestión post-incendio para recuperar los ecosistemas mediterráneos afectados por el fuego. Así mismo, está en marcha el proyecto integrado *FUME* (*Forest fires under climate, social and economic changes in Europe, the Mediterranean and other fire-affected areas of the World*) cuyo principal objetivo es ofrecer alternativas de adaptación al cambio climático de los ecosistemas y de los recursos socioeconómicos amenazados por incendios forestales.

Así pues, la defensa integrada contra incendios forestales debería constituir una estrategia incluida dentro de los planes de gestión forestal sostenible que comprendiera desde la caracterización y predicción del riesgo y peligro de incendio, la prevención tanto de los agentes causantes como de las

probabilidades de propagación, hasta las técnicas más adecuadas para la recuperación de los ecosistemas afectados. Este ciclo integrado obliga por tanto a planificar las actuaciones post-incendio asumiendo la posibilidad de nuevas perturbaciones en el futuro, con lo cual la presencia del fuego debe ser un elemento de alta importancia en la toma de decisiones para el apoyo a la regeneración y el diseño de las repoblaciones en las labores de restauración tras los incendios. Estas decisiones se hacen especialmente críticas en el caso de grandes incendios, ya que los problemas técnicos vienen acompañados de restricciones presupuestarias.

1.2. Las adaptaciones al fuego de los ecosistemas mediterráneos

La evolución del número de incendios en España ha ido en progresivo aumento con picos de mayor intensidad y superficie afectada en los años de meteorología más adversa. Incluso aceptando que el cambio climático pudiera afectar al aumento del número de incendios debido a la mayor sequía estival, es indudable que el componente antrópico está siendo decisivo y un elevado porcentaje de los fuegos incontrolados que constituyen incendios forestales son de origen humano. El fuego no es un elemento extraño a la Naturaleza ni es incompatible con ella. Por el contrario tiene un papel predominante en procesos esenciales como la composición y estructura de los bosques, la selección y evolución de las especies, la diversidad de la flora, la regeneración de muchas especies y la liberación de nutrientes. Las consecuencias de los incendios dependen principalmente de su frecuencia, severidad y momento en el que se producen, además de las condiciones locales tras el fuego. Éstas últimas pueden condicionar los efectos ecológicos de los incendios en función de (Ruíz del Castillo 2000 en Vélez 2000):

a) La cubierta vegetal existente (densidad, estructura y composición) que condiciona la cantidad de combustible acumulado

- b) El clima y la topografía que pueden condicionar el riesgo de erosión y la dificultad de regeneración
- c) El tipo de explotación, así el aprovechamiento corchero o resinero vuelven al árbol más vulnerable al incendio

La manipulación del fuego por parte del hombre desde hace más de 500.000 años, ha provocado adaptaciones y procesos de selección natural de la vegetación mediterránea, muy especialmente como consecuencia de la periodicidad del incendio. Los mecanismos de adaptación más importantes son (Ruíz del Castillo 2000 en Vélez 2000):

- a) Abundancia de semillas con facilidad de germinación (Cistáceas, Pináceas, Gramíneas, etc.)
- b) Termodehiscencia y serotinia de los órganos seminíferos (cápsulas de los eucaliptos, piñas serótinas de los pinos)
- c) Facultad de rebrotar de cepa o raíz (Ericáceas, Fabáceas, Quercíneas, etc.)
- d) Porte monopódico (Coníferas)
- e) Temperamento robusto y luminoso
- f) Crecimiento rápido
- g) Floración precoz (pino carrasco y algunas regiones de procedencia de pino negral)
- h) Protección de yemas y partes vitales: corteza gruesa (alcornoque, pino negral), dispersión de haces vasculares (Monocotiledóneas), bulbos, tubérculos o rizomas
- i) Alto grado de sociabilidad, que favorece a las plantas colonizadoras, capaces de cubrir masivamente terrenos arrasados (Gramíneas, Fabáceas y Compuestas anuales, entre otras)
- j) Riqueza florística de la cuenca mediterránea que ha contribuido a aumentar la posibilidad de que se presenten alguno de los caracteres citados

Por tanto, las coníferas poseen numerosas adaptaciones de entre todas las que encontramos en la flora mediterránea,

siendo por ello especies peculiares en cuya evolución el fuego ha sido un elemento importantísimo, adquiriendo estrategias tanto de resistencia como de resiliencia al fuego (Alía *et al*, 1996; Tapias y Gil 2000 en Vélez 2000). Efectivamente, en función de la intensidad generada durante el incendio, se puede producir la muerte de muchos de los árboles, incluso los aparentemente no afectados, por desecación del follaje (coníferas sin capacidad de rebrote), daños en el cambium y las raíces. El debilitamiento implica un retraso en el crecimiento y mayor exposición al ataque de hongos e insectos que finalmente termina con la muerte del ejemplar. Estos árboles diseminan gran cantidad de semillas al paso del fuego para poder regenerar la masa (resiliencia), no obstante, los árboles supervivientes también diseminan su progenie, con lo que la masa adquiere con el tiempo caracteres fenotípicos de resistencia al fuego (Vega 2000 en Vélez, 2000).

Los efectos del fuego no son siempre catastróficos (Pausas *et al*, 2008) y dependen de los factores ya comentados y además de características intrínsecas de las especies y del entorno (Ruíz del Castillo 2000 en Vélez, 2000): humedad fisiológica de los tejidos vivos, partes sensibles del vegetal expuestas al calor, características de la estructura de la corteza, ramificación y tipo de crecimiento, tipos de raíces (superficiales, pivotantes), cantidad y tipo de materia orgánica del suelo (presencia/ausencia de fuego de rescoldo), características foliares (inflamabilidad de la hojarasca), continuidad de la vegetación arbustiva y arbórea (probabilidad de subida del fuego a copas y probabilidad de propagación por copas), fase del ciclo vegetativo en la que se produzca el incendio o la naturaleza y estructura del suelo (conductividad térmica). Además las especies responden de diferente manera al fuego, de forma que en función de la periodicidad, severidad y momento del incendio se establece una determinada dinámica de la vegetación que en muchos

casos se ha demostrado que tiene una evolución cíclica o de autosucesión, siendo las especies con estrategias rebrotadoras las que mejor se adaptan a ciclos de recurrencia cortos, frente a las especies con estrategias germinadoras, que necesitan una menor recurrencia para que el ecosistema pueda recuperarse tras el incendio (Pausas *et al*, 2008). Por las mismas razones especies acompañantes en estos ecosistemas con estrategias reproductivas más especializadas (zoocoria) y sin capacidad de rebrote, correrían peligro de desaparecer en aquellas zonas donde se produzca un aumento de la recurrencia y severidad de los incendios.

1.3. La importancia del fuego en las masas de *Pinus pinaster* Ait.

P. pinaster Ait. presenta una distribución muy amplia en España y unas 600.000 ha pueden considerarse masas autóctonas, presentando además el nivel más elevado de variabilidad dentro de su área de distribución natural (Alía *et al*, 1996). El alto número de adaptaciones climáticas y edáficas le permite situarse tanto en zonas de clima húmedo y suelos ácidos, como en regiones con elevada sequía estival y suelos muy lavados.

La antigua relación entre los bosques y el hombre en la cuenca Mediterránea junto a la alta frecuencia de rayos de muchas de las regiones de distribución natural de la especie, ha generado diversas adaptaciones y selección de caracteres de resistencia al fuego que dependen mucho de la zona de distribución. Así, en regiones tradicionalmente con alta recurrencia de incendios como Sierra Bermeja (Málaga) o Sierra de Teleno (León), por poner dos ejemplos muy claros, se ha producido una selección natural de individuos que presentan caracteres de resistencia al fuego que les permiten una adecuada regeneración post-incendio: serotinia acusada, floración precoz, cortezas muy gruesas y ramas decumbentes (para más información consultar Tapias y Gil 2000 y Vega 2000 en Vélez, 2000). Por éstas y otras razones, como la secreción de abundante resina o la recurrencia histórica que han sufrido las

masas de *P. pinaster*, ha sido considerado el pino con más adaptaciones al fuego de los pinos españoles. No obstante, desde el último cuarto del siglo XX y sobre todo en los últimos 20 años (1991/2010) han coincidido una serie de circunstancias para que la regeneración natural de la especie sea insuficiente e irregular en abundantes zonas: por un lado, el aumento de la recurrencia de incendios y de las superficies afectadas en cada uno de ellos (Vázquez, 1996), y por otro, la intensa sequía estival

que ha sacudido periódicamente la Península Ibérica.

Así, en muchas zonas, *P. pinaster* se ha visto desplazado por otras especies como *Eucalyptus globulus* Labill. (Galicia) o *P. halepensis* Mill, y matorral (Levante y sur de España), e incluso por Quercíneas (Sistema Ibérico). Por tanto la alta recurrencia, unida a las sequías estivales acusadas, están favoreciendo a especies más xerófilas o, en su caso, especies con capacidad de rebrote (Madrigal, 2005; Madrigal *et al*, 2006). (Figura 1)



Figura 1. Vista general del incendio del Rodenal Guadalajara de 2005. Aspecto de la masa de *P. pinaster* en 2006 afectada por diferentes niveles de severidad (izquierda) y aspecto de la misma zona en 2008 con predominio de regeneración de *Q. pyrenaica* (derecha)

Por tanto nos encontramos ante una especie con una amplia plasticidad, vegetando sobre 14 de los 17 fitoclimas existentes en la Península Ibérica, que se ve sometida a diversas perturbaciones naturales y presión antrópica y con desiguales adaptaciones al fuego. Como consecuencia de todo ello la regeneración post-incendio de *P. pinaster* está muy condicionada por estos factores externos además de los propiamente ecofisiológicos.

Pinus pinaster es, junto con *P. halepensis*, la conífera de mayor importancia en extensión a nivel nacional, ocupando más de 1 millón de hectáreas. En el período 1991/2010 fue una de las especies más afectadas por los incendios forestales. Muchos de estos incendios han sido lo que

se denomina “Grandes incendios” (aquellos mayores de 500 ha según las estadísticas oficiales) y algunos de ellos han sido lo que en los últimos tiempos se denominan en la literatura anglosajona “*Mega-incendios (Mega-fires)*”, esto es, aquellos grandes incendios que han superado la capacidad de extinción de los servicios forestales, que han producido fenómenos de alta intensidad del frente de fuego y que han generado importantes daños a la vegetación y al suelo, observándose *a posteriori* la presencia de signos de alta severidad. La severidad o daño producido por el fuego al ecosistema estudiado (suelo y vuelo), es una de las variables más importantes a tener en cuenta puesto que de ella depende la dinámica de la regeneración después del

incendio. Estos *Mega-incendios* suelen estar relacionados con fenómenos específicos del comportamiento del fuego, derivados de la irregular disposición de grandes acumulaciones de combustible ya presente en muchas de nuestras masas: fuegos de copa de alta severidad dominados por fuertes vientos, aparición de focos secundarios dominados por el viento, inversiones térmicas, aceleración del fuego en cañones y vaguadas (fenómeno de *fuego eruptivo*), fenómenos meteorológicos como el reventón seco, tormentas secas con vientos terrales, etc.

Otro elemento que hace superar la capacidad de extinción del dispositivo y por tanto el aumento de probabilidad de la aparición de signos de alta severidad son los acontecimientos relacionados con emergencias para la población, que derivan gran cantidad de medios a la protección de personas y bienes materiales y por tanto hacen incontrolables algunos de los frentes de fuego activos en zonas forestales: incendios en núcleos de población o viviendas aisladas (interfaz urbano-forestal), afectación de vías de comunicación, emergencias relacionadas con explosión de proyectiles en los campos de maniobras militares, aparición de multitud de focos y conatos de causas naturales (rayos) o antrópicas, etc. Un ejemplo de *Mega-incendio* que afectó a masas de *P. pinaster* fue el incendio del Rodenal de Guadalajara (2005), dominado por fuertes vientos y grandes frentes de fuego activo de copas (Figura 1). Pero también se pueden considerar *Mega-incendios* a los producidos en la trágica semana de agosto de 2006 en Galicia que afectaron a *P. pinaster* y *Eucalyptus globulus*, entre otras especies, con más de 100 focos activos simultáneamente y, aunque la superficie individual de cada incendio no fue siempre elevada, las consecuencias sobre las cuencas forestales de La Coruña y Pontevedra fueron catastróficas en el otoño posterior, con gran cantidad de pérdida de suelo, que además afectó a las explotaciones marisqueras de la zona por acumulación de cenizas en la

costa, procedentes de las áreas quemadas (Vega *et al*, 2010 en Díaz Raviña *et al*, 2010).

A pesar de la importancia estratégica de *P. pinaster*, tanto desde el punto de vista ecológico como comercial, son escasos los estudios sobre la regeneración de esta especie tras incendios forestales. Con el objetivo de profundizar en los factores que intervienen en este proceso, desde 1999 se vienen llevando a cabo diferentes proyectos I+D financiados por el Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA) y cofinanciados con fondos FEDER, así como contratos y convenios con la empresa pública TRAGSA. Este trabajo describe varias de las líneas desarrolladas, así como las conclusiones más importantes de aplicación directa a la gestión de estas masas.

2. REGENERACIÓN POST-INCENDIO DE *Pinus pinaster* EN ESPAÑA

2.1. El éxito regenerativo: “estar o no estar después del incendio”

El pino negral o resinero es una especie considerada como germinadora obligada, esto es, sólo se regenera a través de sus propágulos (semillas) que se encuentran dentro de los estróbilos (piñas). En ausencia de perturbación, estas piñas se calientan durante el verano y comienzan a abrirse a finales de verano y otoño (según procedencia) del segundo año de maduración. Las semillas aladas son diseminadas por gravedad a una distancia en general pequeña del árbol padre (o más estrictamente del árbol madre) que no suele superar los 300 m y en la mayoría de los casos es menor de 50 m. En ciertas procedencias de la especie (Tapias *et al*, 2004), algunas de estas piñas no se abren debido a su carácter serótino, esto es, a la existencia de ceras y resinas entre las brácteas que impiden la apertura de la piña a temperaturas de verano (30-45 °C) y por tanto se mantienen en la copa. Dichas piñas liberan las semillas durante episodios de altas temperaturas estivales o más frecuentemente durante los incendios

debido al calor recibido por la copa, ya sea por la radiación directa de la llama (chamuscado de copa) o el calor procedente de la columna de convección (soflamado de copa). Por tanto el éxito regenerativo de la especie tras un incendio forestal dependerá en gran medida del banco aéreo de la masa, esto es, el número potencial de semillas que se puede liberar tras el paso del fuego y este éxito, será tanto mayor según el grado de serotinia de la masa estudiada (Gil *et al*, 2009). El grado de serotinia se determina a través del porcentaje de pies que contienen conos seróticos, el porcentaje de conos seróticos presentes en las copas respecto al número total de piñas y la edad de dichos conos, esto es, el número de cosechas que la masa es capaz de acumular (se han descrito piñas serótinas con piñones viables de 40 años). No obstante, en estimaciones realizadas en masas de diferentes procedencias afectadas por incendios, se obtuvieron rangos muy amplios de banco aéreo estimado, ofreciendo en algunos casos valores similares para masas serótinas y no serótinas (Madrigal *et al*, 2006).

Por tanto, **promover la fructificación mediante las adecuadas técnicas selvícolas en masas con escasa o nula serotinia, podría “compensar” los beneficios que sí poseen aquellas procedencias con mayores adaptaciones al fuego.** Los ecotipos con serotinia suelen llevar asociado el carácter de la floración precoz, que para *P. pinaster* puede comenzar a los 4 años y más frecuentemente entre los 6 y los 8 años (Figura 2). El

aumento de fructificación en estas masas jóvenes favorece la probabilidad de regeneración, incluso con períodos de recurrencia cortos de 10-15 años. Como se puede comprobar, este tipo de propuestas de gestión parten de la base de que la adecuada planificación dentro del nuevo contexto de cambio climático y la mayor incidencia futura de los incendios, nos obliga a asumir que debemos “preparar” las masas para la regeneración, intentando hacer compatibles usos y aprovechamientos. En experiencias llevadas a cabo en masas jóvenes de regenerado post-incendio de *P. pinaster* en Guadalajara (Madrigal *et al*, 2004), Pontevedra y Castellón (Jiménez, 2007) se muestra que el efecto de claros intensos a edades tempranas (5 años) dosifica la competencia, se mejora con ello la eficiencia en el uso del agua respecto a la masa testigo sin intervenir (Jiménez *et al*, 2007), incrementando el crecimiento diametral y, lo que es más importante respecto a la prevención de incendios, disminuye la continuidad horizontal y en muchos casos aumenta la fructificación, preparando a la masa ante una eventual perturbación futura (Figura 2). Resultados similares se han obtenido en masas de *P. halepensis* (p.e. González-Ochoa *et al*, 2004; López Serrano *et al*, 2006; De las Heras *et al*, 2007; Moya *et al*, 2008) lo que avalaría los claros tempranos e intensos como el método más eficaz para la gestión de la regeneración de ecotipos de elevada serotinia que produzcan abundante regeneración post-incendio.



Figura 2. Fructificación precoz (6-8 años) en el regenerado natural tras el incendio de El Escorial (procedencia sin serotinia) del año 2000 (izquierda). Tratamientos de clareo mecanizado intenso (centro) en masas jóvenes tras un incendio en el monte Fraguas (Guadalajara) en los que se observó un aumento significativo de fructificación precoz en las parcelas tratadas respecto al testigo (derecha).

Una vez que se ha producido el incendio el proceso de diseminación es bastante rápido pero no inmediato. Tras la brusca apertura de las piñas al paso del fuego, las semillas se van diseminando en un período de unos 90-180 días, aunque la mayoría de los piñones caen en los primeros 60-80 días (Martínez *et al*, 2002; Vega *et al*, 2010). Por otro lado el proceso de caída de la acícula muerta de la copa, que formará un “mulch” de protección a la semilla (Madrigal *et al*, 2010; Vega *et al*, 2010) y al suelo (Robichaud, 2010 y Vega *et al*, 2010 en Díaz Raviña *et al*, 2010), tampoco es inmediato, prolongándose a lo largo del otoño posterior al incendio. Estas observaciones, aparentemente intrascendentes, tienen unas fuertes implicaciones para la gestión, puesto que **la urgencia de las actuaciones podría provocar más daño que beneficio**. Los resultados obtenidos en incendios de Soria (Martínez *et al*, 2002), Galicia (Vega *et al*, 2008; Vega *et al*, 2010) y Guadalajara (Vega *et al*, 2009) aconsejarían **retrasar al menos 2 meses tras el incendio las labores de corta y saca de la madera quemada**, de forma que se pueda asegurar una diseminación y a su vez una protección del suelo en aquellas zonas donde se prevea un tapizado con acícula muerta (Vega *et al*, 2010 en Díaz Raviña *et*

al, 2010). Efectivamente, en un suelo desnudo como consecuencia de la desaparición de la cubierta vegetal y gran parte de la capa superficial de mantillo y materia orgánica, **la protección ejercida por la acícula se ha mostrado como la medida más eficaz para la protección del suelo** a corto plazo (Robichaud, 2010 y Vega *et al*, 2010 en Díaz Raviña *et al*, 2010), evitando la escorrentía superficial provocada por las primeras lluvias del otoño. Además, estudios de campo y laboratorio (Madrigal *et al*, 2005; Fernández *et al*, 2008; Madrigal *et al*, 2010) muestran que **la acícula y la capa de mantillo son de vital importancia para la emergencia, primer crecimiento de los cotiledones y supervivencia durante el primer verano post-incendio del regenerado de *P. pinaster***, tanto más en aquellas zonas con mayor sequía estival, con escasez de esa primera capa superficial o donde desaparece tras el incendio como consecuencia del fuego de rescoldo. Por todo ello **las tareas de rehabilitación post-incendio se deberían centrar de manera más urgente en aquellas zonas de alta severidad donde la protección del suelo sea prioritaria y la respuesta de la vegetación más lenta o en el peor de los casos insuficiente** (Figura 3). La saca de la

madera afecta los procesos descritos, lo que coincide en gran medida con los resultados obtenidos en otros estudios (Castro *et al.*, 2010) que plantean dudas sobre la conveniencia o no de la saca de la madera quemada tras los incendio, sobre todo cuando se realiza a hecho. Según Castro *et al.* (2010) los árboles quemados podrían jugar un papel fundamental en la estructura y función de los ecosistemas regenerados

tras los incendios, por lo que proponen, cuando sea posible, la no intervención o, al menos, dejar parte de la madera quemada y los restos de desrame que mejoran la disponibilidad de nichos para los brinzales, reduciendo la radiación solar e incrementando la humedad del suelo, lo que aumenta significativamente la probabilidad de supervivencia y crecimiento del regenerado.



Figura 3. Regenerado post-incendio en zona de severidad moderada con presencia de mulch de acícula procedente de las copas soflamadas, donde el éxito regenerativo es alto para todas las especies (izquierda) frente a los problemas de regeneración en zonas de alta severidad y fuertes pendientes donde las labores de rehabilitación de suelo y apoyo al regenerado son prioritarias (izquierda).

Los fuegos activos de copa provocan el calcinado de la acícula y parte de las piñas, con lo que, por un lado la protección del suelo es menor al no producirse el efecto “mulch” de la acícula soflamada, y por otro lado gran parte de la diseminación producida tras el incendio es de piñones quemados o seriamente dañados (Martínez *et al.*, 2002; Vega *et al.*, 2008; Vega *et al.*, 2010). Curiosamente estos estudios muestran que el potencial germinativo de las semillas procedentes de piñas afectadas por fuego de copas no es diferente de aquellas afectadas por soflamado de copas o el testigo (sin quemar), con lo que el efecto protector de la piña (brácteas) es bastante eficaz, incluso a las altas intensidades producidas. Sin embargo sí se ha observado que en las zonas de fuego de copas se diseminan gran cantidad de piñones literalmente quemados (probablemente procedentes de piñas que ardieron

durante el incendio), con lo que el banco de semillas de suelo tras el incendio tiene un menor potencial regenerativo (menos piñones en disposición de germinar). Si a ello le añadimos la fuerte predación que sufren gran parte de los piñones que caen tras el paso del fuego, el éxito regenerativo (número de brinzales por cada piñón potencialmente viable del banco aéreo) es en general muy bajo y tanto más cuanto mayor es la severidad del fuego. Efectivamente, estas experiencias y otras observaciones posteriores en el incendio del Rodenal (Vega *et al.*, 2009) muestran que el fuego activo de copas es uno de los factores que más interviene en la densidad inicial del regenerado. **La caracterización de la severidad es por tanto prioritaria, no sólo por la evaluación de los daños producidos por el incendio, sino por la planificación de los trabajos de rehabilitación del suelo y de restauración de la vegetación.**

Actualmente las herramientas basadas en SIG y sobre todo la teledetección, son de gran ayuda para elaborar estos mapas que establecen una estimación de los diferentes niveles de severidad. La clasificación más aceptada en los últimos años es el índice CBI (*Composite Burn Index*) propuesto por Key y Benson (2002) para ser utilizado por el USDA Forest Service. Con frecuencia, se han empleado diferentes técnicas de teledetección que en los últimos años han experimentado una importante mejora y desarrollo con el análisis de imágenes multispectrales (satélite LANDSAT) o, más recientemente, de imágenes hiperespectrales. De igual manera la posibilidad de realizar análisis multitemporales, debido a la estabilidad orbital que ofrecen los satélites para analizar la misma área en condiciones de adquisición similares, ha permitido su uso para el seguimiento de la vegetación regenerada después de los incendios. Estos avances, unidos al conocimiento, cada vez más profundo, de la ecología del fuego de las especies mediterráneas, del potencial de autosucesión y de la velocidad de regeneración, están ayudando al desarrollo y la transferencia de sistemas de apoyo a la toma de decisiones en la restauración de áreas quemadas basadas en SIG y en modelos de base científica (Vallejo y Alloza 1998). No obstante, las líneas de investigación en este campo siguen abiertas para intentar mejorar dichos índices, así como su relación con la respuesta posterior de la vegetación.

2.2. La supervivencia del regenerado: “¿es suficiente la estrategia germinadora?”

El siguiente reto al que se enfrentan los brinzales es **sobrevivir a las** condiciones adversas del invierno (en el caso de que hayan germinado en el otoño posterior al incendio) o, de manera más crítica, a las **altas temperaturas y la sequía estival del verano posterior al incendio**. Por tanto la **evaluación de la densidad tras el primer verano post-incendio ofrece información de alta relevancia para la estimación de la evolución posterior y por tanto de las**

posibilidades de recuperación de la masa.

El primer desarrollo y crecimiento de los cotiledones es relativamente independiente de las condiciones ambientales, puesto que depende en gran medida de las reservas de la semilla. Sin embargo, en cuanto se generan las primeras raicillas y las hojas verdaderas, las condiciones ecofisiológicas determinarán las probabilidades de supervivencia. Como se ha comentado, el efecto “mulch” producido por la hojarasca caída de los árboles protege a la semilla, favoreciendo la germinación. Sin embargo diversas experiencias muestran que este efecto protector también favorece la germinación de especies pioneras, tanto herbáceas como arbustivas. Algunas de ellas, como las Gramíneas y Fabáceas anuales pueden llegar a encespedar, ejerciendo una fuerte competencia con el regenerado. Este fenómeno es también frecuente y conocido por los gestores tras las cortas de regeneración en cualquier pinar. La puesta rápida en luz y la activación del banco de suelo de algunas especies arbustivas adaptadas al fuego (Cistáceas, Fabáceas), unido a las mejores condiciones de sitio en zonas con protección del suelo, provocan una mayor competencia para los brinzales y por tanto menos probabilidad de supervivencia. En definitiva, **el efecto protector producido por la acícula favorece la emergencia de todas las especies presentes, con lo que la competencia interespecífica es mayor** (Figura 4).

Estudios de campo (Madrigal, 2005; Madrigal *et al*, 2005) han demostrado que la relación entre la altura de la vegetación acompañante y la altura del regenerado de *P. pinaster*, así como la cobertura de dicha vegetación, son variables que afectan significativamente a la supervivencia, crecimiento y por tanto a la densidad y vigor del regenerado a medio plazo (Figura 4). **En este contexto la intervención selvícola sería imprescindible**. Las actuaciones de protección del suelo a corto plazo aseguran la regeneración de la cubierta pero debemos también asegurar a

medio y largo plazo el establecimiento de la masa arbórea, que se podría ver seriamente comprometida en aquellas zonas donde la vegetación arbustiva y herbácea regeneren también con eficacia, cosa que ocurre en la mayoría de los casos. **Los desbroces selectivos a corto y medio plazo asegurarían el establecimiento de *P.***

pinaster en zonas donde la competencia interespecífica podría relegarlo a meramente acompañante o incluso a su desaparición en muchas áreas donde aun teniendo éxito regenerativo, no pueda resistir la fuerte competencia de rebrotadoras y germinadoras de crecimiento más rápido.



Figura 4. Competencia interespecífica del regenerado de *P. pinaster* con especies arbustivas (*Cistus* sp) y arbóreas (*Quercus* sp) cuatro años tras el incendio (izquierda) y competencia con herbáceas dos años tras el incendio (derecha) que disminuyen la probabilidad de supervivencia y desarrollo de los brinzales.

2.3. La restauración tras la catástrofe: “¿qué hacer y cuándo?”

Las siguientes preguntas que se hacen los gestores son: ¿la saca de la madera quemada afecta a los procesos descritos?; ¿es urgente sacar la madera para asegurar la regeneración?; ¿el método de saca y tratamiento de los restos afecta a la dinámica de regeneración post-incendio? Las respuestas son de difícil generalización pero la experiencia de los gestores y los estudios realizados permiten ratificar la eficacia de viejas prácticas y aportar algunas soluciones nuevas.

Como se ha comentado, la excesiva urgencia de las intervenciones podría afectar al proceso de diseminación y a los efectos erosivos a corto plazo. No obstante

el caso más frecuente es precisamente el contrario: la demora en la saca de la madera de grandes superficies (mega-incendios), debido a los condicionantes presupuestarios y administrativos en la adjudicación de los trabajos de saca, así como en la planificación de los mismos. Este hecho genera que, en el mejor de los casos, los trabajos imprescindibles de saca se prolonguen durante el siguiente año o dos años posteriores al incendio. En el peor de los casos, muchos rodales quedan muertos en pie con el consiguiente riesgo de plagas para las superficies forestales fuera del perímetro afectado. La demora en los trabajos de saca, difícil de evitar por parte de los gestores, ¿cómo afecta a la regeneración natural y a la restauración del ecosistema? Diferentes estudios en masas

de *P. pinaster* muestran que el retraso de la corta y saca de la madera quemada tiene diferentes consecuencias en masas donde la regeneración es abundante respecto a otras en las que es moderada o escasa.

En masas con buen éxito regenerativo, ya sea por la serotinia de la procedencia, por la abundancia del banco de semillas, la menor severidad o las mejores condiciones de sitio, el retraso de la saca no es excesivamente dramático, ya que se parte de densidades muy altas, que pueden alcanzar con mucha frecuencia entre los 20.000 y los 50.000 pies/ha, y que pueden llegar hasta los 300.000 pies/ha en masas muy serótinas en condiciones muy favorables. En estos casos la disminución de la densidad podría ser incluso favorable para evitar problemas de competencia intraespecífica, reduciendo los posibles costes de tratamientos de clareo a medio plazo. Efectivamente la corta y saca de la madera produce una mortalidad directa por efecto de las rodadas de la maquinaria y el arrastre de troncos, que se ha estimado puede ser del 20-30% de los pies, a lo sumo el 50% de los pies, si el tratamiento no es muy agresivo (autocargador). Ejemplos de este caso los podemos encontrar en el incendio del Rodenal de Guadalajara de 2005 (Madrigal *et al*, 2009; Vega *et al*, 2009). En zonas donde predominaban los ecotipos con mayor serotinia o con mayor banco aéreo, el balance global sigue siendo en todos los casos de densidades suficientes para asegurar el porvenir de la masa (Gil *et al*, 2009).

En cambio, en zonas donde el éxito regenerativo inicial fue bajo, la mortalidad acumulada, sobre todo en zonas de corta post-emergencia, está comprometiendo la presencia de la especie. Esta mortalidad podría ser del 100% en el caso de tratamientos a hecho mediante arrastre de madera que afecten a toda la superficie, como se observó en el incendio de Matamala de Almazán (Soria) en el año 2000 (Martínez *et al*, 2002). En este caso se contabilizaron éxitos regenerativos moderados pero, en principio suficientes,

incluso en zonas de severidad alta, de entre 1.500-5.000 pies/ha. La corta y saca de madera mediante arrastres en la totalidad de la superficie afectada con el objetivo de abordar una restauración artificial dos años tras el incendio, generó la eliminación de la práctica totalidad de los brinzales establecidos, desaprovechando con ello la oportunidad de que el regenerado natural existente pudiera ser la base de la restauración del ecosistema. Posteriormente, esta mortalidad podría aumentar según el tratamiento de los restos, sobre todo si se producen por trituración con tractor de cadenas o martillos. Sin embargo, en masas con abundante banco aéreo, la trituración *in situ* genera además una escarificación de las piñas, lo que hace aumentar significativamente el banco de semillas de suelo y podríamos encontrar regeneración en la primavera u otoño siguiente a la intervención. Por tanto la mortalidad producida por el tratamiento se ve compensada por nuevas incorporaciones ofreciendo un balance global de densidad final muy por encima de la no intervención. Un ejemplo de este caso es el que se han realizado estudios es el incendio de 2003 en el monte "Acebo" de Cáceres (Madrigal *et al*, 2007; Madrigal *et al*, 2010 en Díaz Raviña *et al*, 2010). Se produjo un efecto significativo en la dinámica de la regeneración (diferente probabilidad de supervivencia, diferente densidad final, diferente vigor de los pies supervivientes) pero en todos los casos las densidades son suficientes para asegurar la persistencia de la masa. Por el contrario, se han citado casos de escasa o nula regeneración en masas de la especie en regiones de procedencia del Sistema Ibérico, Sistema Central, Levante y Sur de España (Madrigal, 2005; Madrigal *et al*, 2006). Estas observaciones que se realizaron con regenerado de entre 1 y 9 años de edad en 12 regiones de procedencia se están confirmando en la red de parcelas del proyecto RODENAL (Región de procedencia Rodenales de Molina, Sistema Ibérico), donde se está realizando un seguimiento del regenerado de *P. pinaster*

comparando el tratamiento de saca con un testigo (no intervención). El balance global mostró que la probabilidad de supervivencia a corto plazo en los casos más favorables disminuye hasta el 60-65% en tres años, mientras que podría llegar al 30-35% en casos de corta tras la emergencia. Los estudios realizados (Madrigal *et al*, 2009; Vega *et al*, 2009) sugieren que la saca temprana de la madera (antes de la

emergencia) no es un factor determinante para el éxito de la regeneración respecto a la no intervención (madera en pie). Sin embargo el retraso de la corta (tras el emergencia de los brinzales) genera una fuerte mortalidad que la desaconsejaría en zonas con escaso éxito regenerativo inicial, siempre que no existan restricciones fitosanitarias por peligro de plagas a la masa circundante.



Figura 5. Dispositivo experimental en el monte Acebo (Sierra de Gata, Cáceres) tras el incendio de 2003, donde se ha estudiado el efecto de la saca de madera y tratamiento de los residuos en la densidad inicial, supervivencia y dinámica del regenerado de *P. pinaster* frente a un testigo donde se dejó la madera en pie

En estaciones poco favorables y procedencias con bancos de semillas de menor viabilidad, la incorporación de nuevas cohortes es testimonial o nula (Madrigal *et al*, 2009), lo que efectivamente genera la desaparición de la especie a medio plazo en muchas áreas del perímetro afectado, o en su caso, quedaría meramente como acompañante de especies rebrotadoras y germinadoras de mayor éxito como *Quercus* sp. y *Cistus* sp. Un ejemplo muy cercano geográficamente al incendio del Rodenal de 2005 fue el incendio de Alcolea

del Pinar-Luzaga de 1994. Este pinar contaba con una masa de rebollo bajo copas que se mantenía en monte bajo (100-150 pies/ha) como consecuencia del desbroce llevado a cabo por los resineros para facilitar el tránsito en los pinares. El estudio realizado en el año 2000 sobre la regeneración de *P. pinaster* (Madrigal, 2005; Madrigal *et al*, 2006) ratifica muchas de las observaciones realizadas hasta ahora, tanto en lo referente a las dificultades de regeneración de *P. pinaster* en muchas áreas (bajo éxito regenerativo) como en la

baja presencia de la especie, desplazada en la mayoría de los casos por *Quercus* sp. (*Q. pyrenaica* y *Q. faginea*) cuya puesta en luz de las cepas, tras el paso del fuego, propició una abundante ocupación. En estos casos *P. pinaster* suele competir mejor en las zonas altas de ladera, quedando las zonas medias dominadas por *Q. pyrenaica* y *Q. faginea*. En las zonas de convivencia de ambas especies se encontró un ratio de competencia claramente favorable a los rebollos y quejigos, con alturas de 2-3m frente a los 0.5-1m de los pies de pino negral. Esta misma situación se está observando actualmente en muchas áreas afectadas del incendio del Rodenal de 2005 (Figura 4).

Por todo ello, **los estudios realizados sugieren que el inevitable retraso de la corta en estas situaciones debería centrarse en zonas donde se prevea un fuerte éxito regenerativo y centrar las operaciones de urgencia en aquellas áreas de mayor severidad, con menor banco aéreo y banco potencial de suelo, así como con mayor competencia previsible por la presencia de rebrotadoras.** Como es fácil deducir de esta propuesta, la adecuada planificación de estos trabajos requeriría no solamente tener una estimación de la severidad tras el incendio, sino contar con datos fiables del banco aéreo viable y de las especies presentes antes del incendio. Como se puede comprobar, volvemos al concepto de **convivir con el fuego**. Los actuales criterios de gestión forestal sostenible obligan al gestor a asumir la presencia del fuego como perturbación probable y necesita datos para conocer el potencial regenerativo de la masa tras el incendio. De igual forma, los estudios futuros deberían ir encaminados a evaluar no sólo los efectos de la selvicultura en el crecimiento, producción y estructura de nuestros bosques sino en cómo dichos parámetros influyen en el riesgo de incendios de alta severidad y en el potencial regenerativo en caso de incendio.

3. CONCLUSIONES: LA SELVICULTURA Y LOS MODELOS DE PRE-DICCIÓN COMO HERRAMIENTA DE APOYO A LA RESTAURACIÓN

Los resultados obtenidos y las observaciones de campo realizadas sugieren claramente un cambio de paradigma en la gestión de masas de *P. pinaster*, donde la regeneración no siempre está asegurada, pero nos deberíamos preguntar: ¿estos cambios observados vienen impuestos por la dinámica natural tras el incendio en un contexto de cambio climático? ¿En qué medida son consecuencia de un determinado modelo de gestión antes y después del fuego? Hasta no hace muchos años se asumía que las masas deben ser gestionadas para el adecuado uso sostenible de los recursos en beneficio de los propios ecosistemas y, por supuesto, de los recursos forestales que ofrecen a la industria en general y a la economía rural en particular. En este contexto el incendio forestal se asume como una perturbación catastrófica “no planificada”. Con el nuevo paradigma de convivir con el fuego en un entorno cambiante, tanto socioeconómica como ambientalmente, estas ideas deberían cambiar drásticamente. Los resultados obtenidos por diferentes grupos de investigación no ofrecen respuestas universales pero sí sugieren que **con la correcta planificación antes de que se produzca el incendio que tenga en cuenta el potencial regenerativo de la especie en la zona gestionada, una planificación razonable de los trabajos de saca que evite daños al suelo y que se centre con urgencia en las zonas de menor potencial regenerativo y/o más severidad, así como con un apoyo temprano al regenerado de la especie de interés dosificando la competencia intra e interespecífica, se disminuirían considerablemente los costes de repoblación, asegurando en su caso la restauración aprovechando el potencial de la regeneración natural del ecosistema.**



Figura 6. Efecto de los tratamientos de desbroce de vegetación arbustiva sobre la densidad y estado del regenerado de *P. pinaster* nueve años después del incendio del Escorial (2000). En las zonas altas de ladera donde además se realizó una repoblación con bajo impacto sobre la vegetación (retroaraña), el escaso regenerado natural sobrevive con fuerte competencia interespecífica y la regeneración artificial presentó un elevado porcentaje de marras (izquierda), mientras que en las áreas cortafuegos, los desbroces selectivos han resultado ser de gran apoyo al regenerado natural (derecha).

Actualmente existen herramientas tecnológicas para simular el comportamiento del fuego (FARSITE, Visual Cardin, NEXUS, FIRETEC, etc.) así como modelos empíricos más aplicables a las condiciones españolas (Vega *et al.* 2001). El uso de estos modelos, junto con los modelos de pérdida de suelo (USLE, RUSLE, Morgan-Morgan-Finney, etc.) y el apoyo de los Sistemas de Información Geográfica, permiten realizar una aproximación a cómo potenciales incendios de diferentes características puedan afectar a las zonas estudiadas, valorando con ello el riesgo y el peligro de que se produzca dicha perturbación, así como la vulnerabilidad del ecosistema. Esta práctica, utilizada frecuentemente por los gestores para la elaboración de los Planes Comarcales de Defensa Contra Incendios, sería también de gran ayuda para priorizar actuaciones en aquellas áreas donde se prevea mayor vulnerabilidad y por tanto menor probabilidad de éxito regenerativo, actuando sobre ellas para preparar dichas masas ante un posible incendio.

En los últimos años se viene realizando un esfuerzo importante para caracterizar el potencial regenerativo tras incendios de las especies mediterráneas, aportando propuestas en este sentido (ver comunica-

ciones al Congreso Forestal Español, Ávila 2009, en www.congresoforestal.es). Así mismo, existe abundante información científica (modelos matemáticos, modelos ecológicos) sobre el crecimiento y producción de diferentes masas forestales, con lo que se podría predecir la posible evolución de las masas así como su estructura bajo diferentes escenarios selvícolas (más información en www.inia.es y en <http://sostenible.palencia.uva.es/>). No obstante, existe una gran laguna de conocimiento para la puesta en práctica integral del conjunto de dichos modelos: la predicción del comportamiento del fuego de copas, así como las posibles consecuencias ecológicas y económicas de este tipo de fuegos, muy frecuentes en los denominados mega-incendios. Los modelos existentes de fuego de copas, procedentes de la literatura anglosajona (Canadá, EEUU) no tienen aún validación para las condiciones mediterráneas y por tanto la planificación selvícola para poder evitar estos fuegos es insuficiente, puesto que las propuestas teóricas que se pueden aportar adolecen de una fuerte incertidumbre. En la actualidad se está llevando a cabo un proyecto financiado por el INIA dentro del Plan Nacional I+D (Plan Sectorial de Recursos y Tecnologías

Agrarias) que intentará dar respuestas a algunas de estas cuestiones.

Se han comentado algunas propuestas para la planificación antes de que se produzca el incendio, pero el problema inmediato al que se enfrenta el gestor es cómo restaurar la superficie afectada, sobre todo en los llamados mega-incendios. Las herramientas SIG (comportamiento del fuego, modelos erosivos), la caracterización de la severidad (teledetección), junto con el conocimiento del potencial regenerativo de las especies presentes deberían ser datos imprescindibles para el gestor de cara a la planificación de los trabajos tanto a corto como a medio plazo. Dichos datos no están siempre disponibles y es necesario realizar una transferencia adecuada de la abundante información científica que se está generando en los últimos tiempos por parte de los equipos de investigación de todo el ámbito mediterráneo (*Post-Fire Forest Management in Southern Europe*, <http://uaeco.biol.uoa.gr/cost/>). Por otro lado no siempre está claro qué técnica selvícola

y de rehabilitación del suelo es la más adecuada para cada situación. La tradición forestal está basada en la experiencia documentada de la gestión. Los objetivos productivos y socioeconómicos en cada momento de la Historia, han aconsejado determinadas prácticas, en muchos casos con fuerte arraigo local. Los resultados científicos han ratificado la conveniencia y eficacia de muchas de dichas prácticas, pero aconsejarían huir de generalizaciones, priorizando las actuaciones en aquellas zonas más vulnerables. El análisis de dicha vulnerabilidad y de la predicción de la regeneración presenta aún muchas lagunas de conocimiento, sobre todo en lo referente a cómo las actuaciones de restauración afectan a dicho proceso. La colaboración entre gestores e investigadores sigue siendo y será la mejor herramienta, tanto para demostrar la eficacia de las mejores prácticas como para transferir estos resultados a la gestión de nuestros ecosistemas.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Alía, R.; Martín, S.; De Miguel, J.; Galera, R.; Agúndez, D.; Gordo, J.; Salvador, L.; Catalán, G.; Gil, A. 1996. Regiones de procedencia *Pinus pinaster* Aiton. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid. 75 pp.
- Castro, J.; Allen, C.D.; Molina-Morales, M.; Marañón-Jiménez, S.; Sánchez-Miranda, A.; Zamora, R. (2010). Salvage logging versus the use of burnt wood as a nurse object to promote post-fire tree seeding establishment. *Restor Ecol* 19: 1-8
- Díaz Raviña, M.; Benito, E.; Carballas, M.T.; Fontúrbel, M.T.; Vega, J.A. (eds.) 2010. FUEGORED 2010. Investigación y gestión para la protección del suelo y restauración de los ecosistemas forestales afectados por incendios forestales. Jornadas Internacionales. Santiago de Compostela 6-8 Octubre de 2010. 334 p.
- European Forest Institute 2010. A Mediterranean Forest Research Agenda 2010-2020. 31 p.
- 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 Orense (NW Spain). *For Ecol Manage* 225: 1294-1304
- De las Heras, J.; Moya, D.; López-Serrano, F.R.; Condes, S. 2007. Reproduction of post-fire *Pinus halepensis* Mill. stands six years after silvicultural treatments. *Ann For Sci* 64: 59-66
- Gil, L.; López, R.; García-Mateos, A.; González-Doncel, I. 2009. Seed provenance and fire related traits of *Pinus pinaster* in central Spain. *Int J Wildland Fire* 18: 1003-1009.
- González-Ochoa, A.I.; López-Serrano, F.R. de las Heras, J. 2004. Does post-fire forest management increase tree growth and cone production in *Pinus halepensis*? *For Ecol Manage* 188: 235-247
- Jiménez E. 2007. Tratamientos selvícolas tempranos de apoyo a la regeneración natural de *Pinus pinaster* después de incendio forestal: efecto de la ecofisiología y crecimiento del arbolado. Tesis Doctoral. Universidad de Vigo. 340 p.
- Jiménez, E.; Vega, J.A.; Pérez-Gorostiaga, P.; Cuiñas, P.; Fonturbel, T.; Fernández, C.; Madrigal, J.; Hernando, C.; Guijarro, M. 2008. Effects of precommercial thinning on transpiration in young post-fire maritime pine stands. *Forestry* 81(4): 543-557.
- Key, C.H.; Benson, N. 2002. Landscape Assessment. Fire effects monitoring and inventory protocol (www.fire.org/firemon/lc.htm)
- López-Serrano, F.R.; de las Heras, J.; González-Ochoa, A.I.; García-Marote, F.A.; Landete, T.A.M.; Moya, D.; del Cerro, A. 2006. *Quercus ilex* and *Pinus halepensis* Mill. post-fire forest stands improve growth after thinning treatments as a consequence of a better availability of N. En "New Developments in Ecology Research" (Ed. A.R. Burke) pp. 99-139 (Nova Science Publisher, Inc. New York)
- Madrigal, J.; Martínez Herránz, E.; Hernando, C.; Guijarro, M.; Díez Galilea, C.; Vega, J.A.; Pérez-Gorostiaga, P.; Fonturbel, T.; Cuiñas, P.; Alonso, M.; Beloso, M.C. 2004. Respuesta a corto plazo del regenerado post-incendio de *Pinus pinaster* Ait. a claros mecanizados intensos. *Silva Lusitana*, 12 (1): 1-14
- Madrigal J. 2005. Regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. tras grandes Incendios forestales: factores influyentes. Tesis Doctoral. ETSIAM. Universidad de Córdoba
- Madrigal, J.; Hernando, C.; Martínez-Herranz, E.; Guijarro, M.; Díez, C. 2005. Regeneración post-incendio de *Pinus pinaster* Ait.: 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.; Díez, C.; Gil J.A. 2007. Influencia de la corta a hecho y tratamiento de residuos en la supervivencia del regenerado natural post-incendio de *Pinus pinaster* (Ait.) en el monte "Egidios", Acebo (Cáceres, España). En: IV Congreso Internacional sobre Incendios Forestales. 13-17 de mayo. Sevilla.
- Madrigal, J.; Vega, J.A.; Hernando, C.; Fontúrbel, T.; Díez, R.; Guijarro, M.; Díez, C.; Marino, E.; Pérez, J.R.; Fernández, C.; Carrillo, A.; Ocaña, L.; Santos, I. 2009. Efecto de la corta a hecho y la edad de la masa en la supervivencia de regenerado de *Pinus pinaster* Ait. tras el gran incendio del Rodenal de Guadalajara. 5º Congreso Forestal Español. Ávila 21-25 de septiembre de 2009.
- Madrigal, J.; Hernando, C.; Guijarro, M.; Vega, J.A.; Fontúrbel, T.; Pérez-Gorostiaga, P. 2010. Smouldering fire-induced changes in a Mediterranean soil (SE Spain): effects on germination, survival and morphological traits of 3-years-old *Pinus pinaster* Ait. *Plant Ecology* 208(2): 279-292.
- Martínez, E.; Madrigal, J.; Hernando, C.; Guijarro, M.; Vega, J.A.; Pérez-Gorostiaga, P.; Fontúrbel, M.T.; Cuiñas, P.; Alonso, M.; Beloso, M.C. 2002. Effect of fire intensity on seed dispersal and early regeneration in a *Pinus pinaster* forest. En: Viegas DX (ed) *Forest Fire Research and Wildland Fire Safety*. Millpress, Rotterdam
- Moya, D.; Espelta, J.M.; López-Serrano, F.R.; Eugenio, M.; de las Heras, J. 2008. Natural post-fire dynamics and serotiny in 10-year-old *Pinus halepensis* Mill. stands along geographic gradient. *Int J Wildland Fire* 17: 287-292
- Pausas, J.G.; Llovet, J.; Rodrigo, A.; Vallejo R. 2008. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? A review. *Int J Wildland Fire* 17:713-723
- Sande Silva, J.; Rego, F.; Fernandes, P.; Rigolot, E. (Eds.) 2010. Towards integrated fire management - Outcomes of the European Project Fire Paradox. European Forest Institute Research Report 23. Joensuu, Finland. 228 p.
- Tapias, R.; Climent, J.; Pardos, J.A.; Gil, L. 2004. Life histories of mediterranean pines. *Plant Ecol.*, 171: 53-68.
- Vázquez A. 1996. Régimen de incendios en España peninsular: 1974-1994. Relaciones con la climatología y el paisaje. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
- Vélez, R. (Coord.). 2000. La defensa contra Incendios forestales. Fundamentos y experiencias. McGraw-Hill.
- Vega, J.A. (coord.) 2001. Manual de queimas prescritas para matogueiras de Galicia. Colección Técnica Medio Ambiente. Xunta de Galicia. 173 p.
- Vega, J.A.; Fernández, C.; Pérez-Gorostiaga, P.; Fontúrbel, T. 2008. The influence of fire severity, serotiny and post-fire management on *Pinus pinaster* Ait. Recruitment in three burnt areas in Galicia (NW Spain). *For Ecol Manag* 256:1596-1603.
- Vega J.A., Madrigal J., Fontúrbel T., Hernando C., Pérez J.R., Guijarro M., Fernández C., Díez C., Marino E., Carrillo A., Ocaña L., Santos I. 2009. Efecto de la severidad del incendios y la corta a hecho del arbolado sobre la supervivencia del regenerado de *Pinus pinaster* Ait. después del gran incendio del Rodenal de Guadalajara. 5º Congreso Forestal Español. Ávila 21-25 de septiembre de 2009.
- 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.