

La regeneración natural de los pinares en los arenales de la meseta castellana



Instituto Universitario de Investigación
GESTIÓN FORESTAL SOSTENIBLE
Universidad de Valladolid-INIA



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE ECONOMÍA
Y COMPETITIVIDAD



**LA REGENERACIÓN NATURAL
DE LOS PINARES EN LOS
ARENALES DE LA MESETA
CASTELLANA**

Índice

	<i>Páginas</i>
Autores	5
Prólogo	9
Capítulo 1. La problemática de la regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana	11
Capítulo 2. La investigación en regeneración natural de las masas forestales	17
Capítulo 3. Sitios de ensayo INIA de regeneración natural de <i>Pinus pinea</i> L.	37
Capítulo 4. Dispositivos de ensayo para el seguimiento de la regeneración natural de <i>Pinus pinea</i> L. en montes públicos de la provincia de Valladolid	51
Capítulo 5. Sitios experimentales y redes de parcelas para la investigación sobre regeneración natural de <i>Pinus pinaster</i> Ait. gestionados por la Universidad de Valladolid	67
Capítulo 6. La producción de piña y piñón de <i>Pinus pinea</i> L. en la Meseta Norte	81
Capítulo 7. Dispersión primaria, dispersión secundaria y predación post-dispersión en <i>Pinus pinea</i> L.	99
Capítulo 8. Germinación, emergencia y supervivencia de regenerado en <i>Pinus pinea</i> L. ...	115
Capítulo 9. Variabilidad estacional en la respuesta fisiológica del regenerado de <i>Pinus pinea</i> L.	131
Capítulo 10. Selvicultura de regeneración natural de <i>Pinus pinea</i> L. en montes públicos de la provincia de Valladolid.....	145
Capítulo 11. Patrones de diseminación y nascencia de <i>Pinus pinaster</i> Ait. en Meseta Castellana.....	161
Capítulo 12. Regeneración natural de <i>Pinus pinaster</i> Ait. y su relación con los factores ambientales en masas mediterráneas del centro de España	175
Capítulo 13. Efecto del matorral en la regeneración natural de <i>Pinus pinaster</i> Ait.	191
Capítulo 14. Influencia de la luz y la disponibilidad hídrica en la germinación y supervivencia de <i>Pinus pinaster</i> Ait.	207
Capítulo 15. Regeneración natural y conservación de la diversidad vegetal en masas de <i>Pinus pinaster</i> Ait.	219
Capítulo 16. La regeneración natural de <i>Pinus pinaster</i> Ait. en la Tierra de Pinares	237
Conclusiones	249
Consideración final	253

Autores

Josu G. Alday

- 1 Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
- 2 Área de Ecología, E.T.S. de Ingenierías Agrarias. Universidad de Valladolid. Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
Email: josucham@agro.uva.es

Ricardo Alía Miranda

- 1 Departamento de Ecología y Genética Forestal. Centro de Investigación Forestal. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (CIFOR-INIA). Carretera de La Coruña, km 7,5. 28040 Madrid.
Email: alia@inia.es

Santiago de Blas Artalejo

- 1 Departamento de Selvicultura y Gestión de Sistemas Forestales. Centro de Investigación Forestal. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (CIFOR-INIA). Carretera de La Coruña, km 7,5. 28040 Madrid.
Email: santideblas@gmail.com

María Teresa Borregón Carretero

- 1 Servicio Territorial de Medio Ambiente de Segovia. C/ Santa Catalina, 15. 40003 Segovia.
Email: borcarma@jcyl.es

Felipe Bravo Oviedo

- 1 Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
- 2 Departamento de Producción Vegetal y Recursos Forestales. E.T.S. de Ingenierías Agrarias. Universidad de Valladolid. Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
Email: fbravo@pvs.uva.es

Rafael Calama Sainz

- 1 Departamento de Selvicultura y Gestión de Sistemas Forestales. Centro de Investigación Forestal. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (CIFOR-INIA). Carretera de La Coruña, km 7,5. 28040 Madrid.
- 2 Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
Email: rcalama@inia.es

Luis Finat Gómez

- 1 Servicio Territorial de Medio Ambiente de Valladolid. C/ Duque de la Victoria, 5. 47001 Valladolid.
Email: fingomlu@jcyl.es

Miguel García Rodríguez

- 1 Servicio Territorial de Medio Ambiente de Valladolid. C/ Duque de la Victoria, 5. 47001 Valladolid.
Email: garrodmi@jcyll.es

Enrique Garriga García

- 1 Departamento de Selvicultura y Gestión de Sistemas Forestales. Centro de Investigación Forestal. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (CIFOR-INIA). Carretera de La Coruña, km 7,5. 28040 Madrid.
Email: enrique.garriga@inia.es

Luis Gil Sánchez

- 1 Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria, s/n. 28040 Madrid.
Email: luis.gil@upm.es

Francisco Javier Gordo Alonso

- 1 Servicio Territorial de Medio Ambiente de Valladolid. C/ Duque de la Victoria, 5. 47001 Valladolid.
Email: goralofr@jcyll.es

Ana Isabel de Lucas Herguedas

- 1 Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
- 2 Departamento de Biotecnología. ITAGRA.CT (Centro Tecnológico Agrario y Agroalimentario). Avenida Madrid, 44. Campus Universitario «La Yutera». Edificio A. 34004 Palencia.
Email: ailucas@itagra.com

Guillermo Madrigal Casanueva

- 1 Departamento de Selvicultura y Gestión de Sistemas Forestales. Centro de Investigación Forestal. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (CIFOR-INIA). Carretera de La Coruña, km 7,5. 28040 Madrid.
- 2 Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
Email: madrigal@inia.es

Rubén Manso González

- 1 Departamento de Selvicultura y Gestión de Sistemas Forestales. Centro de Investigación Forestal. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (CIFOR-INIA). Carretera de La Coruña, km 7,5. 28040 Madrid.
- 2 Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
Email: manso.ruben@inia.es

Rebeca Martín Vicente

- 1 Cándalo Ingeniería, S.L. C/ San Lorenzo, 22-24. 47001 Valladolid.
Email: rebeca.martin@candalo.es

Carolina Martínez Ruiz

- 1 Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
- 2 Área de Ecología, E. T. S. de Ingenierías Agrarias. Universidad de Valladolid. Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
Email: caromar@agro.uva.es

Gregorio Montero González

- 1 Departamento de Selvicultura y Gestión de Sistemas Forestales. Centro de Investigación Forestal. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (CIFOR-INIA). Carretera de La Coruña, km 7,5. 28040 Madrid.
- 2 Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
Email: montero@inia.es

Lara Morales Coldeira

- 1 Departamento de Selvicultura y Gestión de Sistemas Forestales. Centro de Investigación Forestal. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (CIFOR-INIA). Carretera de La Coruña, km 7,5. 28040 Madrid.
Email: laramontes@hotmail.com

Sven Mutke Regneri

- 1 Departamento de Selvicultura y Gestión de Sistemas Forestales. Centro de Investigación Forestal. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (CIFOR-INIA). Carretera de La Coruña, km 7,5. 28040 Madrid.
- 2 Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
Email: mutke@inia.es

Cristóbal Ordóñez Alonso

- 1 Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
- 2 Departamento de Producción Vegetal y Recursos Forestales. E.T.S. de Ingenierías Agrarias. Universidad de Valladolid. Avenida Madrid s/n. 34004 Palencia.
Email: a_cristo@pvs.uva.es

Valentín Pando Fernández

- 1 Departamento de Estadística e Investigación Operativa. E.T.S. de Ingenierías Agrarias. Universidad de Valladolid. Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
Email: vpando@eio.uva.es

- 2 Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.

Marta Pardos Mínguez

- 1 Departamento de Selvicultura y Gestión de Sistemas Forestales. Centro de Investigación Forestal. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (CIFOR-INIA). Carretera de La Coruña, km 7,5. 28040 Madrid.
- 2 Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
Email: pardos@inia.es

Carlos del Peso Taranco

- 1 Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
- 2 Departamento de Producción Vegetal y Recursos Forestales. E.T.S. de Ingenierías Agrarias. Universidad de Valladolid. Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
Email: cdelpeso@pvs.uva.es

Jaime Puértolas Simón

- 1 The Lancaster Environment Centre. University of Lancaster. Lancaster University. LA 1 4YQ Lancaster. Reino Unido.
Email: j.puertolas@lancaster.ac.uk

Encarna Rodríguez García

- 1 Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
- 2 Departamento de Producción Vegetal y Recursos Forestales. E. T. S. de Ingenierías Agrarias. Universidad de Valladolid. Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
Email: ergarcia@pvs.uva.es

Luis Ignacio Rojo González

- 1 Consejería de Medio Ambiente. C/Rigoberto Cortejoso, 14. 47071 Valladolid.
Email: roigonlu@jcytl.es

Irene Ruano Benito

- 2 Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
- 2 Departamento de Producción Vegetal y Recursos Forestales. E.T.S. de Ingenierías Agrarias. Universidad de Valladolid. Avenida Madrid, s/n. 34004 Palencia.
Email: irene@pvs.uva.es

Prólogo

La ordenación de montes arbolados tiene como objetivo de obligado cumplimiento la renovabilidad de la masa arbórea. Este objetivo se formuló como condición mínima de persistencia en la doctrina clásica, y se reformuló en tiempos recientes como condición de persistencia y estabilidad. De esta manera se trataba de encajar dicho condicionante dentro del concepto actual, más amplio, de sostenibilidad.

Salvo en los casos de plantaciones con especies de crecimiento rápido, y en el minifundio forestal del norte español, en los que la renovación del vuelo arbóreo se garantiza con la regeneración artificial, los gestores forestales españoles vienen aplicando tratamientos selvícolas de cortas, que manejan la regeneración natural al mismo tiempo que logran los objetivos económicos de la ordenación: flujos sostenidos de productos y de servicios.

La trayectoria más que centenaria de la gestión forestal en España muestra que las dificultades para conseguir la deseada regeneración natural han sido notables, y en muchos casos muy difíciles de solventar. A lo largo de los Proyectos de Ordenación y sus sucesivas Revisiones se han venido recogiendo los análisis de los éxitos y de los fracasos, y se han ido ajustando y mejorando las técnicas selvícolas aplicadas o se han propuesto y aplicado otras. Todos estos saberes se han recogido en algunos de los escasos pero valiosos textos de Selvicultura y de Ordenación de Montes escritos en España hasta nuestros días.

Puede decirse, por tanto, que ha existido un seguimiento técnico pero también científico de las selviculturas aplicadas. Esta labor bien pudiera identificarse con el conocido lema forestal «saber es hacer». Pero al lado de esta larga y meritoria tarea destaca la ausencia de estudios e investigaciones «ad hoc» sobre regeneración natural. Hay que esperar prácticamente al siglo XXI para que aparezcan proyectos de investigación sobre el tema, en los que se estudien los procesos de la regeneración natural y se analicen los factores limitantes y excluyentes, bajo diferentes regímenes selvícolas. Todo ello con la doble finalidad de ampliar los conocimientos científicos y de proponer soluciones a los gestores. Estamos ante una nueva dialéctica que bien podríamos denominar «hacer para saber».

No tiene nada de extraño que los proyectos de investigación que se han puesto en marcha se hayan dirigido a los pinares, pues son los montes arbolados con más larga trayectoria de gestión selvícola; y dentro de ellos a los que presentan mayores dificultades de manejo de la regeneración natural. Estas dificultades proceden tanto de las características de los procesos de fructificación, diseminación, predación de semillas, germinación, emergencia, supervivencia, etc., como de las desfavorables condiciones de las estaciones que ocupan dichos pinares.

Precisamente éste es el contenido del libro que me honro prologar: los pinares de pino piñonero y de pino negral que pueblan los arenales de la Meseta del Duero y sus problemas de regeneración natural.

Tres organismos públicos participan en las investigaciones. El CIFOR-INIA del Ministerio de Ciencia e Innovación, la Universidad de Valladolid, y el Instituto Universitario en Gestión Forestal Sostenible, participado por los dos primeros. Hay que añadir la participación y colaboración de los Servicios Territoriales de Medio Ambiente de Valladolid y de Segovia de la Junta de Castilla y León, cuyos gestores son, en muchos casos, investigadores dentro de los respectivos protocolos.

Esta conjunción de organismos públicos ha propiciado la instalación de un potente dispositivo experimental y de seguimiento de la regeneración. Dos sitios de ensayo en masas de pi-

ñonero instalados en Valladolid en 2003 y 2009; una red de parcelas permanentes establecidas por el Servicio Territorial de Valladolid en 32 montes públicos de pinar de piñonero, en los tramos en regeneración de los mismos, instalados a partir de 2001-2002; dos sitios experimentales para el muestreo de la regeneración natural del pino negral, instalados en 2004 y 2008 en Segovia y Ávila; una extensa red de rodales de pino negral, regenerados mediante cortas o por incendio, cuya localización supera el ámbito geográfico de la Meseta del Duero.

Con un importante bagaje de experiencias y conocimientos inferidos del seguimiento del citado dispositivo experimental, se realiza en mayo de 2010 una puesta en común, convocándose a gestores e investigadores a unas «Jornadas de transferencia científica y tecnológica». Las aportaciones presentadas a estas jornadas, incluyendo los puntos de vista de los gestores, son los diferentes capítulos de este libro, con un otro añadido en el que las conclusiones y recomendaciones aparecen bajo el acertado epígrafe de «lecciones aprendidas», y que contiene además un listado de futuras líneas de investigación. Las «lecciones aprendidas» van a permitir afinar las selviculturas aplicables, incluso en las condiciones desfavorables del cambio climático.

Por último, no puedo dejar de destacar el lamento de los autores por la inexistencia de canales formales de transferencia que permitan un doble flujo investigador-gestor. Se necesita un «hacer saber» (de investigador a gestor) y un «saber que hacer» (de gestor a investigador), lema éste del V Congreso Forestal Español de 2009.

Sirva la publicación de este excelente libro como primer hito del establecimiento de esa deseable y permanente red de transferencia científica y técnica.

Alberto Madrigal Collazo
Profesor Emérito
Universidad Politécnica de Madrid

La problemática de la regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana

Francisco Javier Gordo, Gregorio Montero, Luis Gil

1. INTRODUCCIÓN

Una de las piezas de difícil encaje en el complejo puzzle de la gestión forestal de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana es la regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. y *Pinus pinea* L. Los ingenieros gestores han tenido siempre presente en su quehacer la persistencia de los pinares, buscando maximizar la renovación del vuelo de forma natural a través de sus semillas con las cortas de regeneración; a esta cuestión le han dedicado sus esfuerzos técnicos, plasmados por una parte en la evidencia de los éxitos obtenidos y por otra en la desconocida «literatura gris» que forma el cuerpo doctrinal de los proyectos de ordenación de los montes públicos y sus sucesivas revisiones. La lectura de estos textos pone de manifiesto la dificultad para lograr la regeneración natural en términos de éxito, y su sistematización permite obtener unas conclusiones sobre lo ocurrido. La ciencia no ha estado ajena a este problema, pero no es hasta el inicio de este siglo cuando entra a fondo al estudio de los diversos aspectos de la regeneración natural de estas dos especies y nos empieza a desentrañar sus mecanismos a escala individuo.

La Tierra de Pinares es una extensa comarca natural repartida entre las provincias de Segovia, Ávila y Valladolid, sobre la que se extiende una importante cubierta forestal integrada por pinares piñoneros y resineros naturales, asentados sobre amplias extensiones arenosas. Pinares que han tenido una milenaria historia de intervenciones que dieron lugar a la erradicación local de las especies existentes o a posibles cambios en la dominancia de uno u otro pino. Tras la gestión forestal tuvo lugar el incremento de sus densidades, seguramente por encima de las que tendrían lugar sin intervención del hombre, y a la alteración de su morfología mediante podas y resinaciones. La continuidad y proximidad de estos pinares y la relativa homogeneidad climática que soportan, justifican su tratamiento conjunto como la región de procedencia Meseta Castellana para *Pinus pinaster* (Alía *et al.*, 1996) o Meseta Norte para *Pinus pinea* (Prada *et al.*, 1997). Las otras grandes subunidades de los arenales de la Meseta Castellana en las que está presente *Pinus pinaster* son Almazán-Bayubas en Soria y Tierra de Aranda en Burgos. Sobre la superficie desnuda de estos suelos arenosos se han llegado a medir 60°C, temperatura que aparece con más frecuencia en los terrenos rasos lo que dificulta la regeneración natural bajo estas condiciones.

Regeneración natural, ordenación, selvicultura y resinación sobre suelos arenosos de gran pobreza son cuatro conceptos íntimamente relacionados para comprender que ha ocurrido y ocurre en los pinares de la Meseta Castellana. Como íntima suele ser la mezcla de las dos especies en estos territorios, si bien las diferentes condiciones ecológicas de las estaciones van modulando el grado de presencia de cada una de las dos especies y al avanzar hacia el este de la región, con al-

J. Gordo, R. Calama, M. Pardos, F. Bravo, G. Montero (ed.). *La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana*. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Valladolid © 2012 (11-16).

go más de precipitación y frío, *Pinus pinaster* crece en masas puras lo que le delata el que pudiera ser una especie menos rústica que el piñonero. A favor de este argumento está la mayor edad que alcanza el piñonero, lo que le permitiría superar periodos más largos sin regeneración de la masa adulta y la mayor capacidad de colonización que tiene *Pinus pinaster* por su semilla alada, que desplazaría con facilidad al pino piñonero si las condiciones del lugar le son más favorables.

En los comienzos de la gestión forestal, una buena parte de los montes públicos presentaban una lamentable situación del vuelo, como describe Castel (1897) en el inventario del primer proyecto de ordenación de la provincia de Valladolid: «*defectuoso es por lo demás el estado de la masa arbórea de estos montes, hasta el punto de que ni el nombre de masa debiera recibir en muchos sitios por lo aclarada que se presenta*». Los pinares carecían de regenerado debido, casi exclusivamente, al diente del ganado; escaseaban los grandes árboles de edades excepcionales y las espesuras eran siempre defectivas, de modo que «*el vuelo de estos montes ha llegado a un estado lastimoso, que urge mejorar por medio de la ordenación, si no han de convertirse en estériles y peligrosos arenales*». Varias eran las causas principales por las que se había llegado a semejante deterioro: las podas abusivas y el descortezado de los árboles en pie de pino piñonero para el destino a las tenerías (Gordo, 1999), el pastoreo abusivo y la extracción de brozas para el uso agrícola (Allué y Allué, 1995a). Las áreas inicialmente desarboladas en los montes públicos a comienzos del siglo XX debieron cubrir una superficie de muchos miles de hectáreas, a la que la administración forestal dedicó una extraordinaria perseverancia para su repoblación artificial (Suárez *et al.*, 1999; García y Allué, 2001).

La ordenación en estos pinares se inicia a finales del siglo XIX y nace muy vinculada al aprovechamiento resinero, motor de estas ordenaciones por su interés económico; sirva de ejemplo la propuesta de Castel (1897) de sustitución del pino piñonero por el resinero en los montes que forman el grupo primero de ordenación de Valladolid. Decide elegir *Pinus pinaster* como especie principal, cuando dominaba *Pinus pinea* en la proporción 3:1 convencido de que esta distribución desequilibrada de especies se debía a las perturbaciones introducidas por el aprovechamiento, tanto regular como abusivo o fraudulento, de los períodos anteriores: «*mientras en estos montes no existió el aprovechamiento de resinas el Pino negral sufrió una verdadera persecución pues de un lado era preferible por la mejor calidad de su madera, y de otro no ofrecía los beneficios del Pino albar cuyo fruto venía siendo objeto de un lucrativo aprovechamiento*». Comentario que se hacía treinta y cinco años después de que el aprovechamiento de resinas se hiciera mediante el método *Hugues* o *a vida*, gestado en Francia e introducido en España en 1862, en Segovia. El método que sustituyó al antiguo aprovechamiento *a muerte* o *á pino perdido* permitió nuevamente el favor de la especie por propietarios y gestores.

Este primer proyecto, aprobado en 1899 y contemporáneo de los redactados en Segovia, definió un modelo de ordenación y silvicultura con unos fundamentos y fines subordinados a *Pinus pinaster* y a su resinación, que se perpetuaría en el tiempo hasta la crisis de este aprovechamiento, a pesar de la importancia del pino piñonero en determinados montes tanto por su presencia como por el valor de su fruto. Se propugnaban las cortas a hecho impuestas por la conveniencia de separar una de las especies, pues aunque «*se mantenga la doctrina de que mientras sea posible se utilice la diseminación natural del arbolado, no se da más remedio que acudir a la repoblación artificial*».

La organización espacial descansaba en los *tranzones*, unidades dasocráticas de gestión producto de las subdivisiones del cuartel resinero (Suárez *et al.*, 1999). Inicialmente se consideró necesario tan sólo 10 años como período de regeneración de los 80 años del turno. Se em-

pezaron cortando los tranzones peor poblados o con mayor proporción de pinos piñoneros de edad avanzada; la sustitución de *Pinus pinea* por *Pinus pinaster* se justificó por la superior rentabilidad de la producción resinera.

La disponibilidad de semilla de *Pinus pinaster* y *Pinus pinea* por buenas fructificaciones, pese a su vecería, nunca ha sido un factor limitante para condicionar las cortas por lo que desde un principio se consideró la regeneración natural fácil pero incapaz por sí misma de permitir la reproducción de las unidades dasocráticas muy pobremente pobladas (Allué *et al.*, 1995a) por lo que la marcha ordenada de muchos de estos montes se vio considerablemente entorpecida por las dificultades de regeneración (Suárez *et al.*, 1999, Ceballos y Allué, 2001); se hizo necesario sustituir las cortas a hecho por las de aclareo sucesivo uniforme y recurrir a la regeneración artificial, por lo general con siembra de pino resinero. La primera consecuencia derivada de las dificultades en la regeneración fue que los períodos de regeneración se prolongaron más allá de los 20 años, llegando a duplicarlos en los casos más difíciles. Estas dificultades provocaron una actitud intencionadamente abstencionista en los ingenieros gestores en la reducción de la posibilidad de regeneración como una medida de precaución (Allué y Allué, 1995b). Los retrasos en la regeneración se debían a unas insuficientes y auténticas cortas de regeneración (Baudín, 1961; Lucas *et al.*, 2000) muy mediatizadas por las cortas para favorecer la resinación (las entidades propietarias no veían con buenos ojos la corta de pinos sin agotar por razones de regeneración) o por las cortas para extraer los pies de pino piñonero gravemente atacados por hongos de pudrición (Baudín, 1963), el pastoreo incontrolado (Negré, 1913), la extracción de barro y un sistema de cortas demasiado intensas y concentradas seguidas con frecuencia de repoblación por siembra o plantación, pero no por la propia regeneración natural en sí.

A mediados del siglo XX se atenuaron las dificultades en la regeneración de *Pinus pinaster* al alargar el turno de transformación hasta los 100 y la regeneración hasta períodos de 20 años, medida de gran importancia que, junto con la desvinculación de las cortas de regeneración de la marcha de la resinación, permitió flexibilizar la regeneración natural, con una mejor distribución superficial de los esfuerzos a realizar para lograrla. Los resultados positivos no tardaron en llegar y nos encontramos con una buena marcha de la regeneración natural cuando la protección del arbolado era suficiente, propiciada por unas circunstancias totalmente diferentes como eran la supresión del pastoreo y la extracción de brozas en la década de los sesenta y la localización de las cortas de regeneración en todo el tramo en destino. Al describir cuarenta y cinco años después la marcha ordenada del monte «Pinar Viejo» de Coca (Segovia) se califica la regeneración natural del monte como excelente por lo que «a la vista de la facilidad con que actualmente puede obtenerse la regeneración natural en el monte, no es improbable que hubiera bastado con veinte años para su efectiva sustitución por masa nueva» (Allué y Allué, 1995b).

Las cortas de regeneración se localizaban en los tramos en destino, pero era frecuente continuar con la regeneración en los tramos en destino del período anterior con abundante masa vieja, a la vez se cortaban los pies agotados de resina en tranzones de próxima regeneración en lo que serían una especie de cortas preparatorias y diseminatorias que favorecerían la aparición de un regenerado adelantado. Si a estas consideraciones unimos los largos períodos de regeneración que en realidad se hacían necesarios para asegurar el éxito de la regeneración, la marcha ordenada se aproxima más a un tramo móvil que a los rígidos esquemas de los tramos permanentes (Allué y Allué, 1995b).

No se pueden obviar los factores inherentes a la masa que dificultan la regeneración natural: se ha favorecido la producción de piña de *Pinus pinea* mediante la puesta en luz de los tra-

mos en destino, pero dado el intenso aprovechamiento comercial del fruto lo que supone retirar la fuente de semilla del monte, en determinados montes con dificultades para su regeneración se hace necesario acotar el fruto para que este factor no sea limitante.

Las perturbaciones más frecuentes que originan episodios de regeneración natural son los vendavales, los incendios, y la acción de plagas y enfermedades. La apertura de huecos por vendavales no es infrecuente en los pinares de llanura. Así en el monte «Pinar Viejo» de Coca (Segovia) están documentados episodios en 1908, 1924, 1948, 1981 y 1989 cuyo volumen derribado equivale a una posibilidad anual (Allué y Allué, 1995b). El incendio provocado por tormentas secas constituye una de las características de los pinares de los arenales del Duero, sin embargo tanto la escasa fracción de cabida cubierta como la reducida biomasa existente como matorral evita que los incendios alcancen superficies extensas. El efecto de estos incendios es el similar a un vendaval, pero el fuego inutiliza los piñones que estaban madurando en el interior de las piñas, lo que no es problema pues el regenerado se produce de los pinos contiguos. La ausencia de fuegos de copas frente a una mayor extensión de los de suelo es la razón por lo que estas especies presentan gruesas cortezas en su base y ausencia de conos serótinicos. Rasgos que son generales al pino piñonero, pero que no poseen la mayoría de las procedencias de *Pinus pinaster* (Tapias y Gil, 2000).

A lo largo de la historia, el manejo por el hombre de los pinares mixtos ha variado notablemente según la consideración selvícola que se tuviera en el momento de *Pinus pinea* o *Pinus pinaster*. Pero si bien hasta fechas relativamente recientes ambas especies parecían estar bien adaptadas en sus mecanismos de regeneración natural a las variaciones en las condiciones de su hábitat y los cambios antrópicos eran reversibles, hoy en día encontramos indicios de posibles cambios. El monte «El Pelayo» en Cuéllar (Segovia), sirve para ilustrar esta situación. En las ordenanzas de la Villa y Tierra de Cuéllar de 1546 se hace referencia a este pinar como de pino piñonero (Olmos, 1994); fue escenario de cortas fraudulentas muy intensas a finales del XIX, encontrándose prácticamente raso a principios del siglo XX, momento en el que se abordó su ordenación y su repoblación artificial con pino resinero (García y Allué, 2001). En la actualidad se observa un aumento gradual en el número de pies de pino piñonero, y aunque su número es insignificante en comparación con pino resinero, su papel es relevante y significativo en cuestiones de adaptación. Otro ejemplo lo encontramos en el monte «Pinar de Maniel y Agregados» en Villacastín (Segovia) en el que a pesar del constante interés hasta la década de los sesenta en eliminar el pino piñonero —mucho mejor adaptado a las condiciones locales de los suelos más arcillosos— para ser sustituido por el pino resinero, esta sustitución nunca llegó a consumarse de modo generalizado por un deficiente diagnóstico estacional del monte, inadecuado para la regeneración natural o artificial de *Pinus pinaster* salvo en los enclaves arenosos (Ceballos y Allué, 2001).

Como se ha indicado, hasta la década de los sesenta se mantuvo la presión selectiva y continuada sobre los pies de piñonero a favor del pino resinero; en la actualidad se viene observando una recuperación progresiva de *Pinus pinea*, al parecer con unos sistemas radicales más adaptados a los cambios motivados por los descensos en la capa freática superficial de los arenales. También se ha constatado como las raíces del pino piñonero son capaces de romper el horizonte impermeable para aprovechar el agua freática a 2,5-3,5 m de profundidad. En la actualidad cuando se producen dificultades para la regeneración natural, la especie elegida para plantar es pino piñonero, por considerarse más adaptada a la sequía (Gandía *et al.*, 2009) y, además, por el actual interés de su aprovechamiento de fruto dado el valor del piñón como fruto seco.

Mientras que las dificultades para repoblar los rasos recalcitrantes eran casi insalvables, los factores determinantes del fracaso de muchas de estas repoblaciones fueron al parecer de naturaleza edáfica y climática, aunque es posible encontrar también referencias a la incidencia de determinadas plagas (García y Allué, 2001).

La regeneración natural sólo se puede obtener cuando la especie se encuentra en condiciones favorables de los factores ecológicos que definen su estación, condición necesaria que cumplen estos pinares naturales, pero no suficiente en cuanto al tiempo que necesitaban si se confirma la hipótesis del cambio climático. El periodo de regeneración podría aumentar en el pino resinero si su dominio sobre el piñonero estaba ligado a una mayor presencia y continuidad del nivel freático, el cual ha sufrido un descenso en profundidad, cuyo ejemplo más patente está en la imposibilidad de regeneración del pinar relíctico y más exigente en humedad de *Pinus sylvestris* de «Los Valsaines» en Coca (Segovia). En determinados lugares podría plantearse la imposibilidad de regeneración de una especie ya instalada por la aridificación del clima (Serrada, 2003) o la alteración sensible del hábitat. Ante las incertidumbres de un posible escenario de cambio global las cortas por aclareo sucesivo uniforme en su forma genuina (preparatorias, diseminatorias, aclaratorias y finales) son las que proporcionan mayor protección al regenerado (Allué *et al.*, 1995c) o cortas por entresaca que abren espacios para la regeneración con la periodicidad que marca la rotación, concentrándolas anualmente de forma que no haya necesidad de recorrer todo el monte para ejecutar la posibilidad las cortas, seleccionando los individuos de mayor vigor y de copas mejor conformadas, al tiempo que se elimina la competencia intraespecífica (Finat *et al.*, 2000). Investigadores y gestores tienen ante sí el apasionante reto de estudiar factores relativos a la ecología de la estación de los arenales, a la masa, al suelo, al desarrollo de los brinzales, a los predadores, plagas y enfermedades que permitan resolver los mecanismos del puzle de la regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana.

2. LISTADO DE REFERENCIAS

- Alía, R., Martín, S., De Miguel, J., Galera, R. M., Agúndez, D., Gordo, J., Salvador, L., Catalán, G., Gil, L. (1996). Regiones de procedencia *Pinus pinaster* Ait. DGCN, Madrid.
- Allué, C., Allué, M. (1995a). Notas sobre la marcha ordenada del monte *Pinar Viejo* (Coca, Segovia), I. Descripción general, antecedentes y principales características del proyecto de ordenación de 1901. En: Actas de la I Reunión del Grupo de Trabajo sobre Ordenación de Montes. Ed. Allué M. *et al.* Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, 1: 295-316. Madrid.
- Allué, C., Allué, M. (1995b). Notas sobre la marcha ordenada del monte *Pinar Viejo* (Coca, Segovia), II. Análisis general de la marcha ordenada, algunas consideraciones sobre la posibilidad maderable en el periodo 1901-1999 y expectativas futuras. En: Actas de la I Reunión del Grupo de Trabajo sobre Ordenación de Montes. Ed. Allué M. *et al.* Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, 1: 307-31. Madrid.
- Allué, C., Fernández Meléndez, J. A., Allué, J. L. (1995c). Cambio climático en la tierra de Pinares de Segovia y alternativas dasocráticas para el amortiguamiento de sus efectos. En: Actas de la I Reunión del Grupo de Trabajo sobre Ordenación de Montes. Ed. Allué M. *et al.* Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, 1: 271-294. Madrid.
- Baudín, F. (1961). «Proyecto de la 5ª Revisión de la Ordenación de los montes Llano de San Marugan y El Bosque. Memoria». Distrito Forestal de Valladolid. Documento inédito. Valladolid.
- Baudín, F. (1963). «Transformación de las masas de *Pinus pinea* atacadas por el *Trametes pini*». En: Actas de la II Asamblea Técnica Forestal. Ministerio de Agricultura. Madrid.

- Castel, C. (1897). «Proyecto de Ordenación de los montes Arroyadas, Boca de Cega, Corbejón y Quemados, Albo Sancho y Covatillas. Memoria». Distrito Forestal de Valladolid. Documento inédito. Valladolid.
- Ceballos, J., Allué, M. (2001). Breve análisis de la marcha ordenada del monte Pinar de Maniel y Agregados (Villacastín, Segovia) entre 1903 y 1997. En: Actas de la III Reunión del grupo de trabajo de Ordenación de Montes sobre Evolución de Ordenaciones históricas. Ed. Cabrera M. *et al.* Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, 11: 161-169. Madrid.
- Gandía Serrano, R., Alegría Delgado, R., Plaza Martín, F. J. (2009). Resultados de ayudas a la regeneración artificial en los arenales de la cuenca del Adaja, comarca de Arévalo, Ávila. En: S.E.C.F.-Junta de Castilla-León (eds.), Actas 5º Congreso Forestal Español. CD-Rom. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Ávila.
- García, C., Allué M. (2001). Análisis general de la marcha ordenada del monte El Pelayo (Cuéllar, Segovia). En: Actas de la III Reunión del grupo de trabajo de Ordenación de Montes sobre Evolución de Ordenaciones históricas. Ed. Cabrera M. *et al.* Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, 11: 93-102. Madrid.
- Finat, L., Campana, V., Seseña, A. (2000). La ordenación por entresaca en las masas de piñonero de la provincia de Valladolid. I Simposio del pino piñonero (*Pinus pinea* L.) (pp. 147-158). Valladolid.
- Gordo, F. J. (1999). Ordenación y selvicultura de *Pinus pinea* L. en la provincia de Valladolid. En Madrigal, A. (ed): Ciencias y Técnicas Forestales. 150 años de aportaciones de los ingenieros de montes (pp. 79-100). Fundación Conde del Valle de Salazar. Madrid.
- Lucas, J. A., Andrés, B., Galán, C. (2000). Visita de campo, día 27 de junio, al monte nº 185 de Tardelcuende. Soria. En: Actas de la III Reunión del grupo de trabajo de Ordenación de Montes sobre Evolución de Ordenaciones históricas. Ed. Cabrera M. *et al.* Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, 11: 203-212. Madrid.
- Negre, M. (1913). Primera Revisión del M.U.P. nº 124. Distrito Forestal de Segovia. Documento inédito. Segovia.
- Olmos, E. (1994). La Comunidad de Villa y Tierra de Cuéllar a partir de las ordenanzas de 1546. Apuntes para la historia local de Lastras de Cuéllar. Diputación Provincial de Segovia, Caja de Ahorros u Monte de Piedad de Segovia y Ayuntamiento de Lastras de Cuéllar. Segovia.
- Prada, M. A., Gordo, F. J., De Miguel, J., Mutke, S., Catalan, G., Iglesias, S., Gil, L. (1997). Las regiones de procedencia de *Pinus pinea* L. en España. Organismo Autónomo de Parques Naturales (pp. 109). Madrid.
- Serrada, R. (2003). Regeneración natural: situaciones, concepto, factores y evaluación. En: Actas del grupo de trabajo de Selvicultura y Ordenación de Montes, III Reunión sobre regeneración natural y IV Reunión sobre Ordenación de Montes. Ed. Silva-Pando F.J. *et al.* Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, 15: 11-1). Madrid.
- Suárez, C., Ceballos, J., Huertas, D., Allué, M. (1999). Un siglo de Ordenación y Selvicultura en la tierra de Pinares Segoviana. En Madrigal, A. (ed): Ciencias y Técnicas Forestales. 150 años de aportaciones de los ingenieros de montes (pp. 121-155). Fundación Conde del Valle de Salazar. Madrid.
- Tapias, R., Gil, L. (2000). Adaptación reproductiva de las especies forestales ante el fuego. En R. VÉLEZ [Coord.] «La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias», 2ª edic. 2009, pp. 69-85. McGraw-Hill/Interamericana de España, Madrid.

La investigación en regeneración natural de las masas forestales

Marta Pardos, Felipe Bravo, Francisco Javier Gordo, Gregorio Montero,
Rafael Calama

RESUMEN

La consecución de la regeneración natural constituye un objetivo fundamental en la gestión sostenible de los sistemas forestales, lo que justifica la necesidad de establecer líneas de investigación centradas en el estudio de este proceso. La investigación en regeneración natural se ha abordado tradicionalmente desde dos perspectivas diferenciadas. La primera se centra en el estudio individualizado de cada una de las fases que definen el proceso (fructificación, dispersión, germinación...), lo que permite identificar los distintos cuellos de botella que condicionan el éxito de la regeneración. La segunda aproximación plantea el estudio integral del proceso en su conjunto, estudiando el regenerado establecido e identificando aquellos factores que favorecen el proceso. En el presente capítulo se describen y discuten en detalle estas dos aproximaciones al estudio de la regeneración, concretándolas en las líneas de investigación sobre el estudio de la regeneración natural en *Pinus pinea* L. y *Pinus pinaster* Ait. desarrolladas a través de distintos proyectos de investigación en el INIA, la UVA y el IUGFS.

1. PROCESOS Y FACTORES CLAVES EN LA REGENERACIÓN

La regeneración natural permite la continuidad espacial y temporal de una masa forestal. Dicha regeneración comprende la sucesión en el tiempo de una serie de fases que abarcan desde la fecundidad del adulto; la producción de fruto y dispersión de las semillas; la predación pre- y post-dispersión de las semillas; su germinación y nascencia; la supervivencia y crecimiento de las plántulas en los periodos iniciales (más críticos para la supervivencia) y durante los años posteriores de consolidación de su permanencia, hasta alcanzar el estado de monte bravo. El desarrollo de estas distintas fases y la consecución de las mismas se ven muy influidos por los factores ambientales (ej., luz, temperatura, agua) (Smith, 1986; Matthews, 1989), al que se unen la multiplicidad de factores de clima (p. ej., déficit de la presión de vapor atmosférico) y suelo (p. ej., nutrientes minerales, textura) y la concurrencia de otros seres vivos presentes (competencia inter e intraespecífica, facilitación y predación), que marcan de forma primordial las sucesivas etapas de la regeneración de una masa arbórea. En todo caso, la importancia relativa de cada uno de estos procesos puede variar según los requerimientos ecológicos y las características biológicas de cada especie, la densidad y composición de la comunidad vegetal, el estado sucesional dentro de la comunidad, la densidad de los predadores y las variaciones temporales en los factores climáticos (Clark *et al.*, 1999).

De acuerdo a lo anterior, el estudio de la regeneración natural de las especies forestales se ha abordado desde dos perspectivas diferentes. Algunos estudios plantean el análisis individualizado de los distintos procesos que abarcan la regeneración, identificando los factores de influencia para cada uno de ellos (p. ej., Rey y Alcántara 2000; Ordóñez *et al.*, 2004; Sagnard *et al.*, 2002), de manera tal que el proceso de regeneración se considera como un sistema com-

J. Gordo, R. Calama, M. Pardos, F. Bravo, G. Montero (ed.). *La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Valladolid © 2012 (17-36).*

puesto por una serie secuencial de estados (desde la emergencia de la flor hasta el regenerado establecido) definido por la probabilidad de transición entre ellos. Una segunda línea de trabajo plantea el estudio integral de la regeneración desde un aspecto más fenomenológico, centrándose en el regenerado ya establecido, y asociando la probabilidad final de éxito a las condiciones ambientales de aquellas estaciones donde se ha instalado el regenerado (p. ej., Grassi *et al.*, 2004; Eerikainen *et al.*, 2007; Rodríguez-García *et al.*, 2007). La primera aproximación permite identificar qué proceso puede constituir el cuello de botella en la regeneración, aún a costa de una mayor complejidad experimental. Por otra parte, la segunda aproximación, al requerir muestreos más sencillos, en muchos casos no sujetos a un diseño experimental, permite abarcar un rango de heterogeneidad espacial más amplio. En ese sentido puede ser más eficiente a la hora de establecer los factores limitantes a la regeneración y determinar la probabilidad de consecución del regenerado, pero sin llegar a explicar la dinámica del proceso. En el presente capítulo se expondrá, en primer lugar, un análisis de los procesos en los que se puede descomponer la regeneración forestal; en segundo lugar, se describirá el estudio del establecimiento del regenerado; seguidamente se analizarán los métodos de modelización de la regeneración, para terminar con una perspectiva de los programas de investigación que sobre regeneración de pinares de *Pinus pinea* L. y *Pinus pinaster* Ait. se están desarrollando en la Meseta Castellana.

2. ESTUDIO INDIVIDUALIZADO DE LOS PROCESOS Y LOS FACTORES IMPLICADOS EN LA REGENERACIÓN NATURAL

2.1. Fructificación

La disponibilidad de fruto y semilla viable es un elemento clave para la regeneración natural, constituyendo el primer cuello de botella que puede limitar la consecución de la misma. El análisis del patrón espacial y, en especial, del patrón temporal de fructificación de las especies vegetales se considera un elemento clave en el estudio de la ecología reproductiva y evolutiva de las mismas (Herrera *et al.*, 1998). El estudio de la fructificación de las especies forestales requiere disponer de datos fiables acerca de las cosechas, medidos a nivel de individuo o por superficie, en un amplio rango de características ambientales y/o de gestión, durante una serie de años, lo que constituye una seria limitación. La producción de fruto y/o semilla puede estimarse de distintas maneras:

- Recolección directa de frutos en las plantas (p. ej., Calama *et al.*, 2008).
- Recolección de frutos o semillas en trampas establecidas a tal fin en el área de estudio (p. ej., Sork *et al.*, 1993).
- Estimación visual de cosechas (p. ej., Eis, 1976; Koenig *et al.*, 1994).

La variabilidad espacial en la producción de fruto se ha asociado tradicionalmente a atributos propios de la estación (características edáficas, climáticas y orográficas), de la masa forestal (espesura, madurez) y del árbol (edad, dimensiones, competencia, genotipo) (Sirois, 2000; García *et al.*, 2000; Calama *et al.*, 2008). Por el contrario, el estudio de la vecería (patrón sincronizado de variabilidad interanual en la producción de fruto) ha despertado mucho mayor interés en la ecología forestal, habiéndose postulado diferentes hipótesis para explicar este patrón, entre las que cabe citar las teorías de asignación y agotamiento de recursos, la teoría de saciación de predadores, la sincronía entre producción y niveles poblacionales de polinizadores y/o dispersores, la teoría de polinización anemógama, y la hipótesis de economía de escalas. Pese a la gran can-

tidad de trabajos publicados, hasta el momento no se ha identificado ninguna teoría como la más adecuada, proponiéndose incluso la posibilidad de intervención conjunta de distintas hipótesis, cobrando más importancia uno u otra según las condiciones ambientales (Calama *et al.*, 2011). Desde el punto de vista de la gestión forestal, la mayor parte de los trabajos se han centrado en describir estos patrones temporales de variabilidad, siendo muy pocos los que se han aventurado a desarrollar modelos que permitan predecir la producción y disponibilidad de fruto en un año determinado (Calama *et al.*, 2011).

2.2. Dispersión primaria

La heterogeneidad espacial en la lluvia de semillas es considerada como un determinante fundamental en la dinámica de la regeneración natural (Nathan *et al.*, 2000), condicionando el patrón espacial de aparición del regenerado. En semillas dispersadas por el viento, la abundancia de la lluvia de semillas disminuye normalmente de forma monotónica con la distancia al árbol padre, no siendo éste el patrón de reclutamiento para semillas dispersadas por animales o el agua. El estudio de la dispersión primaria de semilla se ha abordado principalmente utilizando trampas de recogida semilla ubicadas en distintos estratos y a diferentes distancias de los potenciales árboles padre (Cottrell, 2004), lo que obliga a que tanto la distancia de dispersión como la verdadera fuente de semilla sean inferidos de algún modo (Nathan *et al.*, 2000). A partir de los datos anteriores, se construyen mediante técnicas de máxima verosimilitud y modelización inversa (Ribbens *et al.*, 1994), curvas empíricas de dispersión de semilla a un punto determinado basadas en funciones de densidad de probabilidad conocida (Normal, Weibull, Poisson...). Una alternativa a estos modelos de dispersión inversa lo constituyen los modelos mecanicistas (ej., Nathan *et al.*, 2002), que describen la curva de dispersión como un proceso físico a partir de las características físicas de los árboles, las semillas y la intensidad del agente dispersor (normalmente viento).

Otros trabajos estudian el patrón de dispersión recurriendo a la identificación genética de pies progenitores y plántulas descendientes (Ouborg *et al.*, 1999). Estas últimas técnicas tienen como principal ventaja el poder asignar sin error el árbol madre de cada plántula, y como inconveniente el que se refieren únicamente al regenerado emergido, no considerando aquella semilla llegada a puntos donde no ha podido germinar y establecerse.

Los trabajos de dispersión primaria se centran en dos aspectos principales: (1) predecir la abundancia de semillas en un punto dado y el efecto del patrón espacial, madurez y composición específica del arbolado adulto (Houle, 1995) y (2) predecir la dispersión a larga distancia (Nathan, 1999; Bullock y Clarke, 2000).

2.3. Predación pre y post-dispersión. Dispersión secundaria

La fauna juega un papel fundamental en la dinámica de las especies vegetales, estableciendo tanto relaciones de antagonismo (predación directa de la semilla antes o después de la dispersión de la misma) que pueden constituir un factor limitante a la regeneración, como de mutualismo (dispersión secundaria de semillas por frugívoros y granívoros hasta micrositios alejados o inaccesibles desde la fuente original) (Janzen, 1971). Mientras que la predación pre-dispersión tiene efectos sobre la cantidad total de semilla disponible, la predación post-dispersión y la dispersión secundaria tienen consecuencias demográficas severas, sobre todo para semillas que no se entierran (Van der Wall *et al.*, 2005), alterando el patrón inicial de disponibilidad de semi-

lla surgido tras la dispersión primaria y modificando, por tanto, el patrón espacial de establecimiento de plántulas.

Pese a su importancia como potencial factor limitante a la disponibilidad de semilla, la predación pre-dispersión en especies forestales ha sido muy poco estudiada (Jordano, 1989; Worthy *et al.*, 2006), principalmente debido a su complejidad. Este tipo de estudios requieren el seguimiento de frutos en el árbol (por marcaje o conteo fotográfico) o la realización de muestreos en el suelo buscando restos del fruto consumido, que posteriormente deben relacionarse con la producción total de fruto sano. En el caso de la predación post-dispersión, los dispositivos experimentales se basan en instalar puntos de control donde se deposita semilla (o fruto) y realizar un seguimiento de la evolución de las mismas. Estos puntos suelen estar protegidos de forma tal que sólo permitan el acceso de un tipo específico de predadores (Ordóñez *et al.*, 2004). Los estudios de predación pre y post-dispersión pueden acompañarse del inventario de potenciales predadores mediante censos, trampeo clásico o fototrampeo.

La finalidad principal de los estudios de predación es identificar los atributos del individuo, de la masa o de la estación que determinen la probabilidad de consumo de semilla en un punto del espacio e instante determinados. En ese sentido, y desde un punto de vista general, se ha identificado un efecto significativo de la cobertura vegetal en la tasa de predación de semillas grandes por roedores, ya que una cubierta vegetal alta y abundante influye favorablemente sobre los patrones de búsqueda de alimento (Hulme, 1997; Hulme y Hunt, 1999). En cualquier caso, se identifican grandes patrones de variabilidad intra e interanual (Ordóñez *et al.*, 2004) asociados tanto a los ciclos de las especies como a la fluctuación de sus poblaciones (Laliberté *et al.*, 2008). Otros efectos generales identificados son la preferencia por almacenar y no preñar directamente semillas grandes (Alcántara *et al.*, 2000; Zhang *et al.*, 2008), la influencia del patrón de fragmentación de los rodales (Santos y Tellería, 1997) o la distancia a los pies padres. Una segunda finalidad es la de cuantificar la tasa máxima de predación, lo que permite determinar si la predación puede o no ser (según años y condiciones ambientales) un factor limitante a la regeneración, como se ha identificado en distintas especies del género *Quercus* (Santos y Tellería, 1997; Zhang *et al.*, 2008), pero también en especies del género *Pinus* de semilla pequeña —p. ej., en poblaciones relicticas de *Pinus sylvestris* L. del sudeste español, donde se ha descrito hasta un 90% de predación pre-dispersión y entre el 60-90% de predación post-dispersión (Castro *et al.*, 1999) o en regenerados post-incendio de *Pinus nigra* Arnold (Ordóñez *et al.*, 2004).

La dispersión secundaria es una consecuencia indirecta de los procesos de predación, puesto que se produce cuando los predadores, bien por defecación, extravío o almacenaje de la semilla, la depositan en un punto que no hubiese alcanzado originalmente. El patrón final de presencia de la semilla tras la dispersión secundaria, terciaria, etc., puede ser muy diferente al patrón de dispersión primaria (Houle, 1995), ya que las semillas alcanzarán distancias mayores. Esta dispersión secundaria a largas distancias por animales es común en especies de semilla grande (p. ej., *Fagaceas* y *Pinus* de semilla grande; Jordano y Godoy, 2002; Hardesty *et al.*, 2006). El estudio de la dispersión por animales suele complementar al estudio de la predación, y requiere bien del marcaje de frutos o semillas y su posterior seguimiento (se han propuesto distintas técnicas que van del etiquetado al marcaje radioactivo), o bien del seguimiento —mediante observación directa o radio-control remoto— de la actividad de los propios predadores. Los objetivos de estos estudios abarcan tanto cuantificar qué porcentaje de semillas son dispersadas por los animales, como la identificación de microhábitats preferenciales para la captura-depósito de las semillas por parte de la fauna (Van der Wall *et al.*, 2005).

2.4. Germinación y emergencia

Tras los procesos de dispersión la semilla alcanza un punto donde, si el microhábitat es adecuado, se producirá la germinación y emergencia de la plántula. Los estudios sobre germinación tienen distintas finalidades principales: (1) evaluar la capacidad germinativa de las especies y comparar cómo distintos factores extrínsecos (procedencia, tamaño, abundancia de cosecha, técnicas para favorecer la germinación...) pueden afectar a la variabilidad intra-específica; (2) identificar los niveles de humedad, luz y temperatura óptimos para la germinación; y (3) definir los nichos espacio-temporales más favorables a la germinación. En los dos primeros casos, los experimentos germinativos suelen realizarse en condiciones controladas en cámara o invernadero, de acuerdo a las normas ISTA, y correspondiéndose el ensayo con un diseño experimental clásico. El tercer tipo de experiencias suelen desarrollarse en campo, y permiten identificar en condiciones naturales los atributos de microhábitat (cobertura, exposición) y los factores climáticos que definen el patrón espaciotemporal de emergencia.

El porcentaje de emergencia total (indicador de la capacidad germinativa) se ha relacionado con la heterogeneidad macroambiental (Ordóñez *et al.*, 2004; Laliberté *et al.*, 2008), especialmente asociada a luz, cobertura, y contenido de agua en el suelo (Urbietá *et al.*, 2008). A nivel de micrositio el momento de inicio y la velocidad de germinación presentan una variabilidad más acentuada que la capacidad germinativa total (Ordóñez *et al.*, 2004). Esto sugiere que factores como la textura del suelo, el porcentaje de materia orgánica, la microtopografía, o la cobertura herbácea, sin afectar la capacidad germinativa total, condicionan una emergencia más temprana y/o más rápida, según afecten a la temperatura y contenido de agua del suelo (Castro *et al.*, 2005; Laliberté *et al.*, 2008). Otros factores que afectan a la variabilidad en la capacidad germinativa final son la cantidad de semillas producidas (Sagnard *et al.*, 2007) y el tamaño de las mismas (Pardos *et al.*, 2005; Urbietá *et al.*, 2008). El nicho óptimo (tanto en capacidad germinativa final como en velocidad de germinación) tiene también una componente temporal definida por la variabilidad interanual en factores climáticos, algo que se ha evidenciado especialmente en los medios mediterráneos (Gómez-Aparicio *et al.*, 2005; Urbietá *et al.*, 2008; Calama *et al.*, ver capítulo 8).

Por último, e independientemente de la tasa de germinación, la presencia de una capa densa de herbáceas inhibe la emergencia, posiblemente a través de diversos mecanismos como el constituir una barrera física que impide la penetración de la raíz en el suelo, y la competencia directa por nutrientes y agua.

2.5. Supervivencia y crecimiento

Una vez producida la germinación e instalación de la plántula, deben darse una serie de condiciones adecuadas a la supervivencia y posterior crecimiento de la misma. El estudio de estas fases se realiza a partir del seguimiento en el tiempo de plántulas emergidas, seleccionadas de forma sistemática (parcelas, transectos...) o dirigida, de forma tal que se pueda relacionar la supervivencia y desarrollo de las plántulas con distintas condiciones microambientales (luz, cobertura, posición respecto al arbolado adulto) y climáticas. Una gran parte de los trabajos se orientan a identificar si existe una relación espacial y temporal entre la cantidad de semilla dispersada y la cantidad de plántulas finalmente establecidas (hipótesis de acoplamiento, según Schupp, 1995) o si son eventos independientes (desacoplamiento), lo que permite definir distintas estrategias específicas (Shibata y Nakashizuka, 1995). Para especies de zonas templadas se ha identificado generalmente la existencia de acoplamiento en la fase inicial (relación directa entre la abundancia de

semillas y la presencia de plántulas), aunque el patrón se pierde al existir largas diferencias en la supervivencia inicial entre micrositios (Rey y Alcántara, 2000), asociadas con el temperamento de las especies (Shibata y Nakashizuka, 1995; Sagnard, 2007), el tamaño de la semilla (Moles *et al.*, 2005), condiciones del microhábitat (Ordóñez *et al.*, 2004; Pardos *et al.*, 2007; Laliberté *et al.* 2008), competencia intra-específica (Shibata y Nakashizuka, 1995; Houle, 1995; Eerikainen *et al.*, 2007) o la acción de predadores (Howe y Smallwood, 1982). Desde el punto de vista temporal, las teorías clásicas en ecología postulan que los años de buena cosecha y dispersión se corresponden con años de elevadas tasas de supervivencia (teoría de escape de predadores, Janzen, 1971, confirmada, p. ej., en Harms *et al.*, 2000, o Nathan y Müller-Landau, 2000). Sin embargo, esta teoría se ha demostrado incorrecta para otras especies (Takeuchi y Nakashizuka, 2007) en las que la mortalidad del primer año puede mostrar gran variabilidad interanual, no relacionada con el tamaño de la cosecha sino con condiciones climáticas que afecten a factores como el momento de emergencia o la disponibilidad hídrica durante los meses de sequía (Urbietta *et al.*, 2008).

3. ESTUDIO DEL REGENERADO EXISTENTE PARA UNA ESPECIE Y CIRCUNSTANCIAS CONCRETAS

3.1. Influencia de las condiciones de luz

La estructura de la masa forestal ejerce una influencia considerable sobre el patrón de reclutamiento del regenerado. En concreto, los huecos creados en la masa se consideran un factor determinante de la dinámica espacial y temporal de la regeneración natural, especialmente en bosques con estructura compleja (Coates y Burton, 1997). Un hueco natural se forma tras la muerte o poda natural de ramas grandes, muerte de un árbol o grupo de árboles, que crean una apertura en la masa (Coates y Burton, 1997). El patrón del sotobosque, especialmente en su relación con los huecos que se abren en la masa, tiene un efecto en la regeneración. El tamaño del hueco afecta al crecimiento de las plantas, especialmente en especies intolerantes a la sombra (Cole y Newton, 2009). Cada hueco, según su tamaño, presenta una combinación característica de regímenes de luz, que se correlacionan con otros atributos microclimáticos, que en conjunto determinan las respuestas del regenerado (Coates y Burton, 1997). Además, como la disponibilidad lumínica puede variar drásticamente en distancias cortas dentro del hueco, la posición en el mismo resulta también crítica (Grassi *et al.*, 2004). En algunas especies (p. ej., las mediterráneas) se ha observado que el máximo crecimiento y supervivencia no ocurre a pleno sol, aunque el nivel óptimo de luz tiende a incrementarse con la intolerancia a la sombra de las especies (Lieffers y Stadt, 1994). Para algunas coníferas de Norte América (Carter y Klinka, 1992) encontraron que un incremento de humedad del suelo requiere un aumento del PAR con el fin de mantener igual tasa de crecimiento.

La cantidad de luz que llega al suelo depende de la localización geográfica (especialmente importante en latitudes altas), de la densidad de la masa y del tamaño y orientación de los posibles huecos en la espesura (Poulson y Platt, 1989). Además, se requieren huecos mayores en las exposiciones de umbría para obtener el régimen lumínico deseado (Malcolm *et al.*, 2001). La altura y estructura de la masa que rodea al hueco influyen en gran medida en la proporción de luz que llega al regenerado. Cuanto más se adapte la especie arbórea al tamaño del hueco más se minimizará la mortalidad en las primeras edades y se maximizarán las tasas de crecimiento.

Las especies intolerantes a la sombra suelen ser más susceptibles a la competencia radical que las especies tolerantes (Tyron y Chapin, 1983). Los árboles adultos crean sombra sobre el regenerado, por tanto reducen la cantidad de luz necesaria para la fotosíntesis, lo que puede limitar el crecimiento (Mitchell y Kirby, 1990).

3.2. Influencia de la diversidad del micrositio

Las condiciones del micrositio pueden ser de gran importancia para el establecimiento del regenerado, jugando un papel fundamental para determinar el éxito de la regeneración. Winsa (1995) concluye que parte de una buena calidad de semilla, el suelo y la preparación del micrositio son cruciales para la emergencia del regenerado. Por ejemplo, *Pinus sylvestris* germina adecuadamente con un suelo preparado (con humus y suelo intacto) para mantener la humedad de la semilla lo suficientemente alta para permitir la germinación (Oleskog y Sahlén, 2000). Por otra parte, la materia muerta ofrece varias ventajas potenciales al regenerado, siendo importante el estado de pudrición de la misma (Mori *et al.*, 2004). Por ejemplo, para diferentes especies de *Abies* y *Picea* se establece una asociación estrecha entre la presencia de madera muerta y la germinación y supervivencia del regenerado; en algunos casos siendo necesaria la presencia de troncos para que la especie se regenere (Moris *et al.*, 2004; Parish y Antos, 2005). Por el contrario, una capa de musgo puede inhibir en gran medida el establecimiento del regenerado (LePage *et al.*, 2000). En general, la presencia de una capa densa de hierba dificulta el contacto de la semilla dispersada con el suelo mineral. Por ejemplo, Rodríguez-García *et al.* (2007, 2010 y 2011b) trabajando con regenerados de *Pinus pinaster* Ait. encontraron una correlación negativa entre la cobertura herbácea y la densidad del regenerado. Además, la intensidad de la competencia con herbáceas aumenta al disminuir la disponibilidad hídrica (Davis *et al.*, 1998). Junto con el sustrato, la posición microtopográfica también condiciona la supervivencia. Así, la elevación y la pendiente en determinados micrositios proporcionan protección frente a la acumulación de hojarasca (Parish y Antos, 2005).

3.3. Dinámica espacial del regenerado

El comportamiento del regenerado depende de los patrones de disponibilidad de recursos. Estos recursos varían espacial y temporalmente, difiriendo la capacidad de las especies para tolerar la escasez de recursos. Además, puede ocurrir que más de un recurso sea limitante simultáneamente, o en diferentes momentos en un mismo sitio, o para diferentes especies que crecen juntas (Latham, 1992). En una masa mixta, las diferencias en el comportamiento de las especies a lo largo de un gradiente de recursos determinarán los patrones de abundancia del regenerado de cada una de ellas. En este sentido, las técnicas de estadística espacial se emplean para comprender los procesos implicados en la dinámica de la regeneración (Camarero *et al.*, 2000; Grassi *et al.*, 2004). Un primer paso para conocer los procesos detrás de la regeneración es identificar los patrones espaciales del arbolado adulto y del regenerado. Para ello, uno de los métodos más utilizados en ecología para caracterizar el patrón espacial del regenerado es la función $K(d)$ de Ripley (Ripley, 1981), que muestra un tipo, una escala y una intensidad del patrón para un número de puntos distribuidos en un plano, mediante el análisis de las distancias entre ellos. La función $K(d)$ de Ripley es un estadístico eficiente para el análisis del patrón espacial, permitiendo discriminar entre una distribución agregada, regular o al azar, independientemente del área de la parcela muestreada (Rozas, 2002). Por ejemplo, el patrón espacial del regenerado de *Pinus sylvestris* en la Sierra de Guadarrama es agregado (Pardos *et al.*, 2005), repitiéndose el patrón descrito para esta especie en el norte de la Península Ibérica (González-Martínez y Bravo, 2001) y para otros pinos mediterráneos como *Pinus pinea* y *Pinus uncinata* (Camarero *et al.*, 2005; Barbeito *et al.*, 2008). Además, existen funciones intertipo que describen la relación espacial entre el regenerado de diferente edad o altura (Moeur, 1993; Wang *et al.*, 2003). Por otra parte, si se quiere identificar el grado en que la regeneración natural varía según el tamaño y la

proximidad de la copa del árbol más cercano (siendo un factor que favorece la facilitación y la dispersión) se tiene que recurrir a una aproximación donde las copas del árbol se proyectan en una cuadrícula, en lugar de considerarse puntos. Esto resulta de gran importancia cuando se estudia la dinámica del regenerado en especies de copa amplia e irregular, como es el caso del *Pinus pinea* (Barbeito *et al.*, 2008). El tiempo es otro factor importante a tener en cuenta para inferir procesos a partir del patrón espacial, ya que nos permite distinguir entre los efectos de competencia y un posible efecto más marcado de agregación en las etapas iniciales de crecimiento del regenerado (Getzin *et al.*, 2008). Cuando no existen datos cronosecuenciados, la edad o las clases de edad de las plantas se pueden emplear como sustitutos demográficos para incluir un componente del tiempo en el análisis (Barbeito *et al.*, 2009).

3.4. Impacto de herbívoros sobre el regenerado

Para asegurar el éxito de la regeneración natural, la presión por ungulados debe mantenerse controlada. Tanto la caza mayor como las especies de ganado doméstico pueden cambiar la forma y arquitectura del regenerado, retardar su crecimiento (Kuiters y Slim, 2002), reducir la calidad de la madera (González-Martínez *et al.*, 2001) e incluso matarlo si la presión herbívora es demasiado fuerte (Izhaki y Ne'eman, 1996), de tal forma que pueden evitar que el regenerado llegue al estado adulto (Zamora *et al.*, 1999). Además, debido a su ramoneo selectivo, los herbívoros pueden promover cambios en la composición de las especies arbóreas (Puttman, 1996); pero también, al comerse la hierba densa, pueden favorecer la germinación y establecimiento de determinadas especies leñosas, de forma que los ungulados tienen un impacto sobre la sucesión cíclica de pastos en matorral y viceversa (Vera, 2000). Por otra parte, el acotamiento a la caza y ganado normalmente conduce a un desarrollo rápido de un estrato herbáceo, que impide la regeneración de muchas especies. Por tanto, el ramoneo debe controlarse más que eliminarse completamente (Mitchell y Kirby, 1990).

El efecto de los herbívoros sobre el regenerado es especialmente nocivo en los ambientes mediterráneos, ya que la tasa de crecimiento lento de las especies agrava el impacto de los ungulados (Egli, 1998). En las últimas décadas las poblaciones de caza y ganado han aumentado por encima de la capacidad del monte, produciéndose fenómenos de sobrepastoreo (Rooney y Waller, 2003), que afectan negativamente a la regeneración de especies forestales debido al ramoneo selectivo de rebrotes y regenerado (Zamora *et al.*, 1996). Además, la presión por sobrepastoreo presenta una variación temporal, aunque la población de ungulados se mantenga constante; de forma que la presión herbívora será mayor en años muy secos en los que hay poca producción de pasto, concentrándose principalmente en verano, periodo que todavía puede ser activo para el crecimiento del regenerado (Zamora *et al.*, 2001). Los efectos del ramoneo sobre el crecimiento del regenerado se observan el año en que se produce (con disminución de la biomasa) y al año siguiente (con disminución de la tasa de crecimiento de los entrenudos) (Honkanen *et al.*, 1994). Otro aspecto a considerar es que la intensidad del ramoneo es función del tamaño del regenerado: las plantas de menos de 5-10 cm o superiores a 150 cm son menos pastoreadas; las primeras, porque pueden quedar ocultas entre el matorral; las segundas, porque sus brotes apicales se escapan del diente del ungulado (Crawley, 1997).

3.5. Efecto del estrato arbustivo y herbáceo

El establecimiento del regenerado en las fases iniciales de crecimiento puede verse comprometido o facilitado por la competencia herbácea y arbustiva, siendo muy sensibles en las pri-

meras etapas del crecimiento a dicha competencia. La interacción entre individuos de la misma, o diferentes, especies y el balance entre competencia y facilitación depende del estado de desarrollo la planta, fisiología, condiciones ambientales, etc., donde generalmente el incremento del estrés abiótico conlleva una potenciación del efecto de la facilitación mejorando el crecimiento y supervivencia de las plántulas que coexisten. El equilibrio entre la facilitación y la competencia no es estable y con el tiempo pueden revertirse los efectos. También la cobertura arbórea juega un papel relevante en la dinámica del regenerado; Rodríguez-García *et al.* (2011a) encontraron que la nascencia y supervivencia de plántulas de *Pinus pinaster* fueron significativamente mayores en rodales con coberturas del 30% (146 árboles/ha) que en las de sólo el 5% (57 árboles/ha). La presencia de vegetación herbácea aumenta la competencia por la luz, el agua y los nutrientes. La importancia de este factor parece estar muy relacionada con la disponibilidad de agua en el suelo, sobre todo en los ambientes mediterráneos donde los déficits hídricos durante el periodo vegetativo son notables; pero también con la disponibilidad lumínica (Laliberté *et al.*, 2008). En este sentido, es conocido el efecto negativo que se produce cuando coinciden condiciones de sequía y sombra, dado que algunos mecanismos fisiológicos de aclimatación a la sombra no parecen adecuados en condiciones de sequía, por lo que el desarrollo de la planta puede verse comprometido. En condiciones naturales, las «sombras vivas» que proporcionan el dosel arbóreo o el sotobosque al regenerado pueden agravar el estrés hídrico por competencia con el regenerado creando una situación de sombra seca (Valladares y Pearcy, 2002); o, por el contrario, ofrecer microambientes más adecuados que los circundantes (aumento de la cantidad de materia orgánica, atenuación del calentamiento foliar) en situaciones de facilitación (Sack y Grubb, 2002). Rodríguez-García *et al.* (2011c) encontraron que la respuesta de las plántulas de *Pinus pinaster* frente a la cobertura arbórea y del matorral dependía de su tamaño por lo que el balance entre competencia y facilitación es dinámico. En todo caso, el efecto positivo o negativo del sotobosque variará en función de la especie del regenerado y la densidad del sotobosque (Harrington, 2006). Además, hay que considerar que el sotobosque no permanece estático y, a menos que se elimine, crece a la vez que lo hace el regenerado con el que compite.

3.6. Efecto del fuego. Regeneración post-incendio

El fuego es el principal factor que afecta la dinámica de diversas especies de los ecosistemas mediterráneos (Natham, 1999). Algunas de estas especies son capaces de desarrollar estrategias específicas frente al fuego, como la serotinidad, es decir, la permanencia durante largo tiempo de los conos maduros pero cerrados en la copa. En las especies leñosas del hemisferio norte la serotinidad se restringe a las coníferas, produciéndose en una quinta parte de las especies del género *Pinus* (Lamont, 1991). Como estrategia de evolución, la serotinidad requiere de un mecanismo de liberación de las semillas que se encuentra regulado por factores ambientales asociados a condiciones favorables para el establecimiento de la planta (Lamont, 1991). El fuego se considera, por tanto, el principal factor ambiental asociado a la apertura de los conos serotinos. Estos conos se abren en dos etapas: primero se funde la resina que sella las escamas y luego las escamas se abren para liberar la semilla (Harlow *et al.*, 1964). Sin embargo, la serotinidad puede resultar poco ventajosa cuando la frecuencia, extensión e intensidad de los fuegos es demasiado baja (McMaster y Zedler, 1981). Por ello muchas de las especies serotinas presentan una doble estrategia de dispersión de la semilla con y sin fuego, albergando conos serotinos que permanecen cerrados después de la maduración y conos no serotinos que se abren siguiendo el ciclo de maduración de cada especie (Natham, 1999).

En especies serotinas, la densidad de semilla producida tras un incendio es muy elevada. En *Pinus halepensis* puede alcanzar más de 800 semillas por m² (Saracino y Leone, 1993). En esta especie, el fuego genera nuevas oportunidades de establecimiento del regenerado, ya que se reduce la competencia interespecífica y se generan condiciones a microescala favorables para la germinación y el crecimiento (Ne'eman *et al.*, 1992). Esta especie junto con *Pinus brutia* pertenece dentro de los pinos mediterráneos al tipo funcional «R», caracterizado por presentar rasgos, aparte de la serotinidad, como un periodo juvenil corto y una capacidad de dispersión por el viento a grandes distancias (Fyllas *et al.*, 2008).

3.7. Efecto de la sequía

Para ambientes mediterráneos y en ausencia de fuego, la sequía es el factor más importante que conduce los procesos de cambio de vegetación (Rebetez y Dobbartin, 2004). Entre los factores que afectan el proceso de reclutamiento, la luz y la disponibilidad hídrica son esenciales (Smith y Huston, 1989; Sack y Grubb, 2002). Bajo un ambiente mediterráneo, la mayoría de las plantas sufren estrés hídrico en verano, de forma que la disponibilidad de agua en el suelo durante el verano es crucial para el establecimiento del regenerado (Pardos *et al.*, 2005). La respuesta fisiológica al estrés hídrico es diferente en el regenerado que en los árboles. En general, el regenerado presenta potenciales hídricos más negativos, como consecuencia de un sistema radical menos desarrollado y del patrón de recarga y descarga del agua desde la superficie hasta las capas más profundas del suelo (Matzner *et al.*, 2003). Los arbustos también juegan un papel importante en el potencial hídrico estival, ya que compiten por los recursos, inhibiendo el establecimiento del regenerado y su crecimiento (Dunne y Parker, 1999). El regenerado varía ampliamente en su capacidad para hacer frente a la sequía. Así, hay especies que son tolerantes a la sequía, pudiendo soportar la deshidratación extrema del protoplasto o evitar potenciales hídricos bajos (Kozłowski y Pallardy, 2002). Hay otras especies, que, sin embargo, son evitadoras de la sequía, cerrando estomas rápidamente en cuanto las condiciones de sequía se acentúan. Otras adaptaciones del regenerado de especies leñosas para evitar la sequía son la presencia de menor número de hojas y estomas y más pequeños, la existencia de ceras epidérmicas, el desarrollo de un mesófilo en empalizada más grueso, la baja resistencia al flujo de agua y un elevado potencial de crecimiento radical. Los tratamientos selvícolas pueden modular el efecto de la sequía, llegando en algún caso a tener un impacto sobre la germinación y el crecimiento inicial superior a ésta (Ruano *et al.*, 2009).

3.8. Efecto del tratamiento selvícola. Efecto de las operaciones selvícolas

La demanda social por un rango mayor de opciones de gestión forestal, junto con la aplicación de los conceptos de ecosistema y ecología del paisaje han conducido a una redefinición de las prácticas forestales y la exploración de opciones de silvicultura alternativas, basadas en la emulación de los regímenes de las perturbaciones naturales, seguidos de regeneración natural (Coates y Burton, 1997; Parish y Antos, 2005). En cualquier caso, la disminución en la densidad de árboles padre afecta significativamente los procesos de regeneración mediante el incremento de las distancias de polinización y las tasa de alogamia, las variaciones en la producción de semilla y en el porcentaje de viabilidad de la misma y las modificaciones en los patrones de predadores y dispersadores (Dessard y Bar-Hen, 2005). En ese sentido, el aclareo sucesivo uniforme presenta sus ventajas frente a las cortas a hecho. Los árboles remanentes no sólo proporcionan semillas para la regeneración natural, sino que también crean un ambiente favorable para el regenerado. Por ejemplo, la temperatura del suelo durante el día es más estable, lo que reduce la

probabilidad de heladas tardías; el regenerado está menos expuesto al viento y el contenido de agua en el suelo es más estable (se evitan escorrentías y sequías extremas); y hay menos competencia por vegetación acompañante (Holgen y Hännell, 2000). Sin embargo, el mantenimiento de una densidad elevada de árboles padre tras la corta puede también traer desventajas al regenerado futuro, ya que aumenta la competencia por luz, agua y nutrientes (De Chantal *et al.*, 2003). La comparación de la emergencia del regenerado en la parte norte o sur del árbol juega un papel importante cuando se realizan cortas por aclareo sucesivo.

La corta y la posterior saca de la madera de coníferas pueden tener efectos muy negativos sobre la supervivencia de la regeneración avanzada (Stokes *et al.*, 2009). En estas operaciones se puede eliminar, verse seriamente dañada o enterrada entre los restos de corta entre un 40-60% de dicha regeneración (Newton y Cole, 2006). Además, la regeneración avanzada remanente puesta en luz puede necesitar varios años para modificar la morfología de su copa y reemplazar las acículas aclimatadas a la sombra (Parish y Antos, 2005).

3.9. Efecto de las plagas y patógenos

El estudio de las plagas y los patógenos se ha centrado normalmente en los árboles adultos, más que en el regenerado (Romagosa y Robinson, 2003). La introducción de plagas y patógenos exóticos es un fenómeno de importancia ecológica creciente, que altera los ecosistemas naturales, desplazando las especies nativas, alterando los hábitats y modificando los procesos ecológicos clave (ej., Mack *et al.*, 2000). Existen numerosos estudios que examinan el impacto de las plagas y los patógenos en sus huéspedes, centrándose en los patrones de mortalidad y en los patrones de la vegetación asociados (ej., Stone y Wolfe, 1996). Teniendo en cuenta la especificidad de las plagas y patógenos, el reclutamiento de las especies varía tras el ataque, pudiendo verse favorecidas el regenerado de aquellas especies inmunes al ataque y que sacan ventaja de las nuevas condiciones de luz que se producen tras la muerte de la especie principal (Runkle, 2007; Wagner *et al.*, 2010). Tras una plaga o una infección por patógenos los niveles de luz, temperatura del suelo y cantidad de materia seca que se incorpora al suelo varían lentamente a medida que los árboles pierden la hoja y mueren al cabo de varios años. La dinámica de descomposición de estas estructuras muertas (tanto en pie como caídas en el monte) y su relación con la regeneración forestal no están bien entendida hasta la fecha en los bosques mediterráneos.

4. MODELIZACIÓN DE LA REGENERACIÓN

Un modelo de regeneración es un conjunto de relaciones matemáticas que permite simular y predecir la incorporación de regenerado en una masa forestal, a partir de una serie de atributos intrínsecos a la masa (p. ej., espesura, edad, dimensiones de los árboles) y extrínsecos (características edáficas, variables climáticas, selvicultura aplicada). En relación con lo expuesto en los apartados anteriores, los modelos de regenerado pueden desarrollarse desde dos aproximaciones diferentes: (1) modelos multietápicos, donde la regeneración se considere como una secuencia de procesos modelizados de forma independiente y (2) modelos de regenerado, donde se modeliza la presencia y desarrollo de regenerado establecido.

Los modelos multietápicos (Rey y Alcántara, 2000; Ordóñez *et al.*, 2006; Sagnard *et al.*, 2007) consideran el número final de plántulas establecidas como la multiplicación de distintos procesos, cada uno modelizado independientemente:

$$N(t) = Nf \cdot (1 - \pi Ppre) \cdot Ns/f \cdot \pi Dd \cdot (1 - \pi Ppost) \cdot \pi G \cdot \pi S \quad [1]$$

Donde $N_d(t)$ es el número de plántulas establecidas en un instante t en un punto d ; N_f el número de frutos producidos por el árbol (o árboles) fuente de semilla; N_s/f el número de semillas por fruto; π_{Ppre} y π_{Ppost} la probabilidad de predación predispersión y postdispersión de frutos y semillas respectivamente; π_{Dd} la probabilidad de dispersión de semilla a una distancia d determinada; π_G es la probabilidad de germinación de una semilla dispersada en un punto d ; y π_S la probabilidad de supervivencia de una plántula emergida hasta que se considere establecida. Los modelos para cada uno de los procesos se ajustan de forma independiente, pudiendo sustituirse por valores medios o parámetros de máxima verosimilitud en el caso de no disponer de datos adecuados para la modelización.

Los modelos de regenerado pueden predecir la cantidad de regenerado establecido en un punto determinado, independientemente de su tamaño, lo que definen los modelos de regenerado establecido (p. ej., Eerikainen *et al.*, 2007; Rodríguez-García *et al.*, 2007 y 2010; Barbeito *et al.*, 2011). Otros modelos predicen el número de plantas que entre dos instantes se incorpora a una clase de dimensión determinada (p. ej., más de 7,5 cm de diámetro normal), dando lugar a los denominados modelos de reclutamiento (Vanclay, 1992; Lexerod y Eid, 2005; Bravo *et al.*, 2008; Adame *et al.*, 2010).

En el caso de los modelos de regenerado, una de las principales dificultades metodológicas viene dada por la gran variabilidad espacio-temporal en la presencia-ausencia de regenerado. Al objeto de evitar estimaciones sesgadas, los datos deben abarcar todo el rango posible de condiciones de influencia, y cubrir (de forma sistemática) puntos de muestreo donde no haya presencia de regenerado. Una aproximación al análisis lo constituyen los modelos en dos etapas (Lexerod y Eid, 2005; Gould *et al.*, 2006; Bravo *et al.*, 2008; Adame *et al.*, 2010), que predicen (1) la probabilidad de presencia de regenerado a través de un modelo binomial; (2) la cantidad esperada de regenerado establecido, a través de un modelo lineal o no lineal condicional a la presencia de regenerado. Una alternativa a los modelos bietápicos lo constituyen los modelos generalizados, que asumen otro tipo de distribuciones, como la Poisson (Eerikainen *et al.*, 2007), binomial negativa (Barbeito *et al.*, 2011) o distribuciones mixtas infladas en cero (Fortin y DeBlois, 2007).

5. PROGRAMA DE INVESTIGACIÓN EN REGENERACIÓN DE PINO PIÑONERO

La investigación en regeneración natural de *Pinus pinea* se ha desarrollado desde las distintas aproximaciones planteadas, evaluándose tanto los procesos de influencia de forma independiente, como la situación actual del regenerado establecido en función de distintas variables (especialmente luz incidente). Asimismo, uno de los objetivos básicos de la línea de investigación es la construcción de un modelo integral multi-etápico para la regeneración en la especie.

El programa de investigación en regeneración natural del pino piñonero se inició en 2003, dentro del proyecto SC-99-017: «Modelos selvícolas para el aprovechamiento sostenible de masas de *Pinus pinea*», con la instalación en la provincia de Valladolid de siete parcelas de 60 m x 80 m en el monte de UP 43 «Corbejón y Quemados», TM La Pedraja del Portillo, sometidas a distintos tratamientos de regeneración (control, cortas a hecho en dos tiempos y aclareo sucesivo uniforme). Este proyecto se continuó con el Programa Estratégico del INIA CPE 03-001-C5: «Bases para la gestión sostenible de las masas de *Pinus pinea* en la Península Ibérica: modelos ecológicos, selvícolas, diversidad genética y valoración económica y social de las producciones» (2005-2008). Durante el periodo de ejecución del mismo se estudió en estas parcelas el patrón espacial y temporal de aparición y supervivencia del regenerado, considerando la influencia de

variables propias del árbol, de la masa y ecológico-climáticas sobre distintos aspectos del proceso de regeneración, como son la instalación, supervivencia y desarrollo del regenerado. Asimismo, se estudió todo el regenerado existente en una parcela control de 0,48 ha, no intervenida desde hacía más de 15 años, relacionando su posición con la cobertura espacial de las copas.

Al finalizar el mismo se inició el proyecto RTA2007-00044-00-00: «La regeneración de *Pinus sylvestris* y *Pinus pinea* en el contexto del cambio climático: efecto de los factores ambientales» (2007-2010), en el que se continuaba con la línea anterior, pero se profundizaba sobre distintos aspectos de la regeneración: el patrón espacial y temporal de la dispersión primaria y secundaria, la predación post-dispersión y la germinación; procesos todos ellos que se modelizan en función de los tratamientos de regeneración y las condiciones ambientales. Todos los modelos anteriores, junto con el modelo de producción de piña desarrollado por Calama *et al.* (2011), se incorporarán en un simulador que permitirá definir, mediante simulaciones aleatorias, la probabilidad de conseguir una regeneración adecuada en un punto del espacio determinado. Además, se abrió una nueva línea de investigación enfocada en el seguimiento del estado fisiológico del regenerado de distintas clases de edad a lo largo de un gradiente natural de luz. El objetivo último de esta línea es el desarrollo de un sistema de modelos simultáneos compatibles que permitan describir el estado fisiológico de una planta en función de las variables ambientales y de la propia planta, describiendo el crecimiento y la probabilidad de supervivencia para un estado futuro en función del estado fisiológico actual y las condiciones ambientales futuras. Todas estas nuevas aproximaciones condujeron a la ampliación de la red de parcelas, extendiéndose al Monte de UP 17 «Común y Escobares», T.M. Nava del Rey.

En la actualidad se acaba de iniciar el nuevo proyecto AGL2010-15521: «Dinámica y gestión en masas heterogéneas de *Pinus pinea*: de la respuesta fisiológica a la modelización a escala regional en un escenario de cambio global» (2011-2013), que intenta ampliar el campo de estudio, centrándose en las masas mixtas de *Pinus pinea* y *Quercus* en la provincia de Valladolid. El objetivo es estudiar la dinámica de regeneración, estado fisiológico, ocupación del espacio, crecimiento y producción en masas mixtas *Pinus pinea-Quercus* al objeto de construir un modelo integral para la gestión de las mismas. La hipótesis básica del trabajo se sustenta en desarrollar modelos para la dinámica de los sistemas a distintas escalas espaciales —desde la planta individual hasta los modelos de idoneidad ambiental a escala de paisaje y funcionales— de procesos fisiológicos como el intercambio gaseoso hasta la dinámica de sustitución a escala de rodal, y la posterior integración de los mismos en una única herramienta global. Estos modelos serán lo suficientemente robustos y flexibles como para permitir simular la evolución del sistema forestal bajo diferentes supuestos de gestión y escenarios de cambio global.

6. PROGRAMA DE INVESTIGACIÓN EN REGENERACIÓN DE PINO NEGRAL

Al igual que en el caso anterior, la investigación en regeneración natural de *Pinus pinaster* se ha basado en la utilización de las diferentes estrategias antes descritas. Así el programa de investigación sobre regeneración en pino negral que mantiene, desde el año 2001, el grupo de Selvicultura y Cambio Global (Instituto de Investigación en Gestión Forestal Sostenible, <http://sostenible.palencia.uva.es>) se ha centrado durante su desarrollo en el estudio los siguientes aspectos: (1) influencia de los tratamientos selvícolas tanto en la regeneración como en la sucesión ecológica y (2) impacto de los factores ambientales y bióticos sobre los procesos demográficos del regenerado.

Con el objeto de alcanzar estos objetivos ha sido preciso instalar una amplia red de parcelas de seguimiento de la regeneración y un sitio de ensayo de seguimiento intensivo en el monte N° 32 «Común de la Torre y Jaramiela» de Cuéllar (Segovia). La financiación para estas actividades ha provenido fundamentalmente de Proyectos del Plan Nacional de I+D (ver agradecimientos) y la colaboración y facilidades aportadas por los Servicios Territoriales y Centrales de la Consejería de Medio Ambiente (Junta de Castilla y León) y de la empresa Unión Resinera.

En la actualidad se están obteniendo los primeros resultados consistentes de todo este esfuerzo y es de esperar que un futuro próximo se pueda desarrollar un módulo de regeneración forestal a los simuladores de la especie actualmente existentes. Además, el conocimiento que sobre los procesos básicos de la regeneración (ver los capítulos sobre *Pinus pinaster* en este volumen) estamos obteniendo permitirán un mejor desarrollo de métodos de gestión adaptadas a las condiciones sociales y ambientales actuales.

7. AGRADECIMIENTOS

Este capítulo se encuadra dentro de los proyectos que sobre regeneración de *Pinus pinaster* y *Pinus pinea* desarrollan los autores. Los proyectos sobre regeneración de *Pinus pinaster* son los siguientes: Proyecto AGL-2007-65795-C02-01 (Dinámica de masas maduras y primer desarrollo de pinares mediterráneos), proyecto AGL2004-07094-C02-02 («Regeneración natural y primer desarrollo de rodales forestales para masas de *Pinus pinaster* Ait») y proyecto AGL-2001-1780 («Dinámica de rodales de pino negral (*Pinus pinaster* Ait.) en el Sistema Ibérico Meridional: Estructura genética, regeneración y dinámica forestal») financiados todos ellos por el Plan Nacional de I+D+i del Ministerio de Ciencia e Innovación. Los proyectos sobre regeneración de *Pinus pinea* han sido: SC-99-017: «Modelos selvícolas para el aprovechamiento sostenible de masas de *Pinus pinea*»; CPE 03-001-C5: «Bases para la gestión sostenible de las masas de *Pinus pinea* en la Península Ibérica: modelos ecológicos, selvícolas, diversidad genética y valoración económica y social de las producciones», RTA2007-00044-00-00: «La regeneración de *Pinus sylvestris* y *Pinus pinea* en el contexto del cambio climático: efecto de los factores ambientales» y AGL2010-15521: «Dinámica y gestión en masas heterogéneas de *Pinus pinea*: de la respuesta fisiológica a la modelización a escala regional en un escenario de cambio global».

Asimismo se agradece la colaboración de los servicios forestales de Ávila, Segovia, Soria y Valladolid (Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León), Cáceres (Consejería de Agricultura y Desarrollo Rural. de la Junta de Extremadura) y Teruel (Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Aragón), a las entidades propietarias de los montes de utilidad pública y a la Unión Resinera por las facilidades dadas en la instalación y mantenimiento de los dispositivos experimentales en sus montes.

8. LISTADO DE REFERENCIAS

- Adame, P., Río, M., Cañellas, I. (2010). Ingrowth model for pyrenean oak stands in north-western Spain using continuous forest inventory data. *Eur. J. For. Res.* 129: 669-678.
- Alcántara, J. M., Rey, P. J., Sánchez-Lafuente, A. M., Valera, F. (2000). Early effects of rodent post-dispersal seed predation on the outcome of the plant-seed disperser interaction. *Oikos* 88: 362-370.
- Barbeito, I., Fortin, M. J., Montes, F., Cañellas, I. (2009). Response of pine natural regeneration to small-scale spatial variation in a managed Mediterranean mountain forest. *Appl. Veg. Sci.* 12: 488-503.

- Barbeito, I., Le May, V., Calama, R., Cañellas, I. (2011). Regeneration of Mediterranean *Pinus sylvestris* under two alternative shelterwood systems within a multiscale framework. *Can. J. For. Res.* 41: 341-351.
- Barbeito, I., Pardos, M., Calama, R., Cañellas, I. (2008). Effect of stand structure on Stone pine (*Pinus pinea* L.) regeneration dynamics. *Forestry* 81(5): 617-629.
- Bravo, F., Pando, V., Ordóñez, C., Lizarralde, I. (2008). Modelling ingrowth in Mediterranean pine forests: A case study from Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Mediterranean maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) stands in Spain. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* 17(3): 250-260.
- Bullock, J. M., Clarke, R. T. (2000). Long distance seed dispersal by wind: measuring and modelling the tail of the curve. *Oecologia* 124: 506-521.
- Calama, R., Mutke, S., Gordo, J., Montero, G. (2008). An empirical ecological-type model for predicting stone pine (*Pinus pinea* L.) cone production in the Northern Plateau (Spain). *For. Ecol. Manag.* 255 (3/4): 660-673.
- Calama, R., Mutke, S., Tomé, J. A., Gordo, F. J., Montero, G., Tomé, M. (2011). Modelling spatial and temporal variability in a zero-inflated variable: the case of stone pine (*Pinus pinea* L.) cone production. *Ecol. Mod.* 222: 606- 618. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2010.09.020.
- Camarero, J. J., Gutiérrez, E., Fortin, M. J. (2000). Spatial pattern of subalpine forest-alpine grassland ecotones in the Spanish Central Pyrenees. *For. Ecol. Managem.* 134: 1-16.
- Camarero, J. J., Gutiérrez, E., Fortin, M. J., Ribbens, E. (2005). Spatial patterns of tree recruitment in a relict population of *Pinus uncinata*: forest expansion through stratified difusión. *J. Biogr.* 32: 1979-1992.
- Carter, R. E., Klinka, K. (1992). Variation in shade tolerance of Douglas fir, western hemlock and western red cedar in coastal British Columbia. *For. Ecol. Managem.* 127: 249-269.
- Castro, J., Gómez, J. M., García, D., Zamora, R., Hódar, J. A. (1999). Seed predation and dispersal in relict Scots pine forests in Southern Spain. *Pl. Ecol.* 145: 115-123.
- Castro, J., Zamora, R., Hódar, J. A., Gómez, J. M. (2005). Ecology of seed germination of *Pinus sylvestris* L. at its southern, Mediterranean distribution range. *Invest. Agrar: Sist. Recur. For.* 14(2): 143-152.
- Clark, J. S., Backahe, B., Camill, P., Cleveland, B., Hille Ris Lambers, J., Lichter, J., McLachlan, J., Mohn, J., Wyckoff, P. (1999). Interpreting recruitment limitation in forests. *Am. J. Bot.* 86: 1-16.
- Clark, J. S., Silman, M., Kern, R., Macklin, E., Hiller Ris Lambers, J. (1999). Seed dispersal near and far: patterns across temperate and tropical forests. *Ecology* 80: 1475-1494.
- Cottrell, T. R. (2004). Seed rain traps for forest lands: considerations for trap construction and study design. *BC Journal of Ecosystems and management*, 5(1): 1-6.
- Coates, K. D., Burton, P. J. (1997). A gap-based approach for development and silvicultural systems to address ecosystems management objectives. *For. Ecol. Managem.* 99: 337-354.
- Cole, E., Newton, M. (2009). Tenth-year survival and size of underplanted seedlings in the Oregon Coast Range. *Can. J. For. Res.* 39: 580-595.
- Crawley, M. J. (1997). Plant-herbivore dynamics. En *Plant Ecology* (eds. M.J. Crawley), 2ª Edición, Blackwell Scientific Publications, Oxford: 401-474.
- Davis, M. A., Wragg, K. J., Reich, P. B. (1998). Competition between tree seedlings and herbaceous vegetation: support for a theory of resource supply and demand. *J. Ecol.* 86: 652-661.
- De Chantal, M., Leinonen, K., Ilvesniemi, H., Westaman, C. J., (2003). Combined effects of site preparation, soil properties, and sowing date on the establishment of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* from seeds. *Can. J. For. Res.* 33: 931.
- De Steven, D. (1991). Experiments on mechanisms of tree establishment in old-field succession: seedling emergence. *Ecology* 72: 1066-1075.
- Dessard, H., Bar-Hen, A. (2005). Experimental design for spatial sampling applied to the study of tropical forest regeneration. *Can. J. For. Res.* 35: 1149-1155.

- Dunne J. A., Parker V. T. (1999). Species-mediated soil moisture availability and patchy establishment of *Pseudotsuga menziessi* in chaparral. *Oecologia* 119: 36-45.
- Eerikainen, K., Miina, J., Valkonen, S. (2007). Odels for the establishment and the development of established seedlings in uneven-aged, Norway spruce dominated forest stands of southern Finland. *For. Ecol. Manage.* 242: 444-461.
- Egli, B. R. (1998). Effects of grazing on the natural forest of western Crete. En: *Ecological basis of livestock grazing in Mediterranean ecosystems* (eds. V.P. Papanastasis, D. Peter). EUR 18308, Luxembourg: 103-106.
- Eis, S. (1976). Association of western white pine cone crops with weather variables. *Can. J. For. Res.* 6: 6-12.
- Erefur, C., Bergsten, U., De Chantal, M. (2008). Establishment of direct seeded seedlings of Norway spruce and Scots pine: Effects of stand conditions, orientation and distance with respect to shelter tree and fertilization. *For. Ecol. Managem.* 255: 1186-1195.
- Fortin, M., DeBlois, J. (2007). Modelling tree recruitment with zero-inflated models: the example of hardwood stands in Southern Québec. *Forest Sci.* 53 (4): 529-539.
- Fyllas, N. M., Dimitrakopoulos, G., Troumbis, A.Y. (2008). Regeneration dynamics of a mixed Mediterranean pine forest in the absence of fire. *For. Ecol. Managem.* doi: 10.1016/j.foreco.2008.06.046.
- García, D., Zamora, R., Gómez, J. M., Jordano, P., Hódar, J. A. (2000). Geographical variation in seed production, predation and abortion in *Juniperus communis* throughout its range in Europe. *Journal of Ecology* 88: 436-446.
- Getzin, S., Wiegand, K., Schumacher, J., Gougeon, F. A. (2008). Scale-dependent competition at the stand level assessed from crown areas. *For. Ecol. Managem.* 255: 2478-2485.
- Gómez-Aparicio, L., Gómez, J.M., Zamora, R. (2005). Microhabitats shift rank in suitability for seedling establishment depending on habitat type and climate. *J. Ecol.* 93: 1194-1202.
- González-Martínez S.C., Bravo F. (2001). Density and population structure of the natural regeneration of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in the High Ebro Basin (Northern Spain). *Ann. For. Sci.* 58: 277-288.
- Gould, P. J., Steiner, K. C., McDill, M. E., Finley, J. C. (2006). Modeling seed-origin oak regeneration in the central Appalachians. *Can. J. For. Res.* 36: 833-844.
- Grassi, G., Minotta, G., Tonon, G., Bagnaresi, U. (2004). Dynamics of Norway spruce and silver fir natural regeneration in a mixed stand under uneven-aged management. *Can. J. For. Res.* 34: 141-149.
- Hardesty, B. D., Hubbell, S. P., Bermingham, E. (2006). Genetic evidence of frequent long-distance recruitment in a vertebrate-dispersed tree. *Ecol. Lett.* 9(5): 516-525.
- Harlow, W. M. C., Côté, W.A. Jr, Day, A. C. (1964). The opening mechanism of pine cone scales. *J. For.* 62: 538-540.
- Harms, K. E., Wright, S. J., Calderón, O., Hernández, A., Herre, E. A. (2000). Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. *Nature* 404: 493-495.
- Harrington, T. B. (2006). Five-year growth responses of Douglas-fir, western hemlock and western redcedar seedlings to manipulated levels of overstory and understory competition. *Can. J. For. Res.* 36: 2439-2453.
- Herrera, C. M., Jordano, P., Guitián, J., Traveset, A. (1998). Annual variability in seed production by Woody plants and the masting concept: reassessment of principles and relationship to pollination and seed dispersal. *The American Naturalist* 152(4): 576-594.
- Holgen, P., Hänell, B. (2000). Performance of planted and naturally regenerated seedlings in *Picea abies*-dominated shelterwood stands and clearcuts in Sweden. *For. Ecol. Managem.* 127: 129-138.
- Honkanen, T., Haukioja, E., Suomela, J. (1994). Effects of simulated defoliation and debudding on needle and shoot growth in Scots pine (*Pinus sylvestris*): implications of plant source/sink relationships for plant-herbivore studies. *Funct. Ecol.* 8: 631-639.
- Houle, G. (1992). Spatial relationship between seed and seedling abundance and mortality in a deciduous forest of north-eastern North America. *J. Ecol.* 80: 99-108.

- Houle, G. (1995). Seed dispersal and seedling recruitment: the missing links. *EcoScience* 2(3): 238-244.
- Howe, H. F., Smallwood, J. (1982). Ecology of seed dispersal. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 13: 201-228.
- Hulme, P. E. (1997). Postdispersal seed predation and the establishment of vertebrate dispersed plants in Mediterranean scrublands. *Oecologia*, 111: 91-98.
- Hulme, P. E., Hunt, M. K. (1999). Rodent post-dispersal seed predation in deciduous woodland: predator response to absolute and relative abundance of prey. *Journal of Animal Ecology* 68: 417-428.
- Izhaki, I., Ne'eman, G. (1996). The effect of porcupine and bast scale on Aleppo pine recruitment after fire. *Acta Oecol.* 17: 97-107.
- Jactel, H., Nicoll, B. C., Branco, M. *et al.*, (2009). The influences of forest stand management on biotic and abiotic risks of damage. *Ann. For. Sci.* 66: 701.
- Janzen, D. H. (1971). Seed predation by animals. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 2: 465-492.
- Jordano, P. (1989). Pre-dispersal biology of *Pistacia lentiscus* (Anacardiaceae): cumulative effects of seed removal by birds. *Oikos* 55: 375-386.
- Jordano, P., Godoy, J. A. (2002). Frugivore-generated seed shadows: a landscape view of demographic and genetic effects. En: Levey D.J., Silva W., Galetti M. (eds), *Seeds dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*. Commonwealth Agricultural Bureau, Wallingford, UK, pp. 305-321.
- Kizlinski, M. L., Orwig, D. A., Cobb, R. C., Foster, D. R. (2002). Direct and indirect ecosystem consequences of an invasive pest on forests dominated by eastern hemlock. *J. Biog.* 29: 1489-1503.
- Koenig, W. D., Mumme, R. L., Carmen, W. J., Stanback, M. T. (1994). Acorn production by oaks in Central Coastal California: variation within and among years. *Ecology* 75: 99-109.
- Kozłowski, T. T., Pallardy, S. G. (2002). Acclimation and adaptive responses of woody plants to environmental stresses. *Bot. Rev.* 68(2): 270-334.
- Kuiters, A. T., Slim, P. A. (2002). Regeneration of mixed forest in a Dutch forest-heathland, following a reduction of ungulate densities. *Biol. Conserv.* 105: 65-74.
- Laliberté, E., Cogliastro, A., Bouchard, A. (2008). Spatiotemporal patterns in seedling emergence and early growth of two oak species direct-seeded on abandoned pastureland. *Ann. For. Sci.* 65: 407.
- Lamont, B. B. (1991). Canopy seed storage: what's in a name? *Oikos* 60: 266-268.
- Latham, R. E. (1992). Co-occurring tree species change rank in seedling performance with resources varied experimentally. *Ecology* 73(6): 2129-2144.
- LePage, P. T., Canham, C. D., Coates, K. D., Bartemacci, P. (2000). Seed abundance versus substrate limitation of seedling recruitment in northern temperate forests of British Columbia. *Can. J. For. Res.* 30: 415-427.
- Lexerod, T., Eid, N. (2005). Recruitment models for Norway spruce, Scots pine, birch and other broadleaves in young growth forests in Norway. *Silva Fennica* 39(3): 391-406.
- Lieffers, V. J., Stadt, K. J. (1994). Growth of understory *Picea glauca*, *Calamagrostis canadensis* and *Epilobium angustifolium* in relation to overstory light transmission. *Can. J. For. Res.* 24: 1193-1198.
- Mack, R. N., Simberloff, D. S., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F.A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.* 10: 689-710.
- McMaster, G. S., Zedler, P. H. (1981). Delayed seed dispersal in *Pinus torreyana* (Torrey pine). *Oecologia* 51: 62-66.
- Malcolm, D. C., Mason, W. L., Clarke, G. C. (2001). The transformation of conifer forests in Britain: regeneration, gap size and silvicultural systems. *For. Ecol. Managem.* 151: 7-23.
- Matthews, J. D. (1989). *Silvicultural systems*. Oxford Science Publications. 284 pp.
- Matzner S. L., Rice K.J., Richards J. H. (2003). Patterns of stomatal conductance among blue oak (*Quercus douglassi*) size classes and populations: implications for seedling establishment. *Tree Physiol.* 23: 777-784.

- Mitchell, F. J. G., Kirby, K. J. (1990). The impact of large herbivores on the conservation of semi-natural woods in the British uplands. *Forestry* 63: 333-353.
- Moeur, M. (1993). Characterizing spatial patterns of trees using stem-mapped data. *For. Sci.* 39: 756-775.
- Moles, A. T., Ackerly, D. D., Webb, C. O., Tweddle, J. C., Dickie, J. B., Westoby, M., (2005). A brief history of seed size. *Science* 307: 576-580.
- Mori, A., Mizumachi, E., Osono, T., Doi, Y. (2004). Substrate-associated seedling recruitment and establishment of major conifer species in an old-growth subalpine forest in central Japan. *For. Ecol. Managem.* 196: 287-297.
- Mutke S., Gordo F. J., Gil L. (2005). Variability of Mediterranean Stone pine cone production: yield loss as response to climatic change. *Agric. For. Met.* 132: 263-272.
- Nakashizuka, T. (2001). Species coexistence in temperate mixed deciduous forests. *Trends Ecol. Evol.* 16: 205-210.
- Nathan, R., Horn, H. S., Chave, J., Levin, S. A. (2002). Mechanistic model for tree seed dispersal by wind in dense forest and open landscapes. En: Levey, D., Silva, W.R., Galetti, M. (eds.) *Seed dispersal and frugivory: Ecology, Evolution and Conservation*. CABI, Wallingford, pp. 69-82.
- Nathan, R., Müller-Landau, H. C. (2000). Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends Ecol. Evol.* 15: 278-285.
- Natham R., Safriel, U. N., Noy-Meir, I., Schiller, G. (1999). Seed release without fire in *Pinus halepensis*, a Mediterranean serotinous wind-dispersed tree. *J. Ecol.* 87: 659-669.
- Nathan, R., Safriel, U., Noy-Meir, I., Schiller, G. (2000). Spatiotemporal variation in seed dispersal and recruitment near and far from *Pinus halepensis* trees. *Ecology* 81 (8): 2156-2169.
- Ne'eman, G., Lahav, H., Izhaki, I. (1992). Spatial pattern of seedlings 1 year after FIRE in Mediterranean pine forest. *Oecologia* 91: 365-370.
- Newton, M., Cole, E.C. (2006). Harvesting impacts on understory regeneration in two-storied Douglas-fir stands. *West. J. Appl. For.* 21(1): 14-18.
- Normas ISTA. (2010). International rules for seed testing. International Seed Testing Association.
- Oleskog, G., Sahlén, K. (2000). Effects of seedbed substrate on moisture conditions and germination of Scots pine (*Pinus sylvestris*) seed in a mixed conifer stand. *New Forests* 20: 119-113.
- Ordóñez, J. L., Franco, S., Retana, J. (2004). Limitation of the recruitment of *Pinus nigra* in a gradient of post-fire environmental conditions. *Ecoscience* 11(1): 296-304.
- Ordóñez, J. L., Molowny-Horas, R., Retana, J. (2006). A model of the recruitment of *Pinus nigra* from unburned edges after large wildfires. *Ecological Modelling*.
- Ordóñez, J. L., Retana, J. (2004). Early reduction of post fire recruitment of *Pinus nigra* by post-dispersal seed predation in different time-since-fire habitats. *Ecography* 27: 449-458.
- Ouborg, N. J., Piquot, Y., Van Groenendaal. (1999). Population genetics, molecular markers and the study of dispersal in plants. *J. Ecol.* 87(4): 551-568.
- Pardos M., Montes F., Aranda I., Cañellas I. (2007). Influence of environmental conditions on germinant survival and diversity of scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in central Spain. *Eur. J. For. Res.* 126: 37-47. doi: 10.1007/s10342-005-0090-6.
- Pardos, M., Ruiz del Castillo, J., Cañellas, I., Montero, G. (2005). Ecophysiology of natural regeneration of forest stands in Spain. *Invest. Agr. Sist. Recur. For.* 14 (3): 434-445.
- Parish, R., Antos, J.A. (2005). Advanced regeneration and seedling establishment in small cutblocks in high-elevation spruce-fir forest at Sicamous Creek, southern British Columbia. *Can. J. For. Res.* 35: 1877-1888.
- Poulson, T. L., Platt, W. J. (1989). Gap light regimes influence canopy tree diversity. *Ecology* 70: 553-555.
- Putman, R. J. (1996). Ungulates in temperate forest ecosystems: perspectives and recommendations for future research. *For. Ecol. Managam.* 88: 205-214.
- Rebetez, M., Dobbertin, M. (2004). Climate change may already threaten Scots pine stands in the Swiss Alps. *Theor. Appl. Climatol.* 79: 1-9.

- Rey, P. J., Alcántara, J. M. (2000). Recruitment of a fleshy-fruited plant (*Olea europaea*): connecting patterns of seed dispersal to seedling establishment. *Journal of Ecology* 88: 622-633.
- Ribbens, E. J., Silander, A., Pacala, S. W. (1994). Seedling recruitment in forests: calibrating models to predict patterns of tree seedling dispersion. *Ecology* 75: 1794-1806.
- Ripley, B. D. (1981). *Spatial statistics*, John Wiley & Sons, New York.
- Rodríguez-García, E., Bravo, F., Spies, T. A. (2011a). Effects of overstorey, plant-plant interactions and soil properties on Mediterranean maritime pine seedling dynamics. *Forest Ecology and Management* 262: 244-251.
- Rodríguez-García, E., Gratzner, G., Bravo, F. (2011b). Post-disturbance natural establishment of *Pinus pinaster* and environmental factors in five Mediterranean populations of central Spain. *Annals of Forest Science* (aceptado 30 enero 2011).
- Rodríguez-García, E., Juez, L., Bravo, F. (2010). Environmental influences on post-harvest natural regeneration of *Pinus pinaster* Ait. in Mediterranean forest stands submitted to seed-tree selection method. *European Journal of Forest Research* 129:1 119-1128. doi: 10.1007/s10342-010-0399-7.
- Rodríguez-García, E., Juez, L., Guerra, B., Bravo, F. (2007). Análisis de la regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. en los arenales de Almazán-Bayubas (Soria, España) *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 16(1): 25-38.
- Rodríguez-García, E., Ordóñez, C., Bravo, F. (2011c). Effects of shrub and canopy cover on the relative growth rate (RGR) of *Pinus pinaster* seedlings of different sizes. *Annals of Forest Science* 68(2): 337-346.
- Rooney, T. P., Waller, D. M. (2003). Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *For. Ecol. Manag.* 181: 165-173.
- Romagosa, M. A., Robinson, D. J. (2003). Biological constraints on the growth of hardwood regeneration in upland Piedmont forests. *For. Ecol. Manag.* 175: 545-561.
- Rozas, V. (2002). Estructura y patrones de regeneración del roble y el haya en un bosque maduro del litoral occidental de Cantabria. *Invest. Agr.: Sist. Rec. For.* 11(1): 107-136.
- Ruano, I., Pando, V., Bravo, F. (2009). How do light and summer rainfall influence *Pinus pinaster* Ait. germination and early seedling development? *Forest Ecology and Management* 258(12): 2647-2653.
- Runkle, J. R. (2007). Impacts of beech bark disease and deer browsing on the old-growth forest. *Am. Midl. Nat.* 157: 241-249.
- Sack, L., Grubb, P. J. (2002). The combined impacts of deep shade and drought on the growth and biomass allocation of shade-tolerant woody seedlings. *Oecologia* 131: 175-185.
- Sagnard, F., Pichot, C., Dreyfus, P., Jordano, P., Fady, B. (2007). Modelling seed dispersal to predict seedling recruitment: recolonization dynamics in a plantation forest. *Ecol. Model.* 203: 464-474.
- Santos, T., Tellería, J. L. (1997). Vertebrate predation on Holm oak, *Quercus ilex*, acorns in a fragmented habitat: effects on seedling recruitment. *For. Ecol. Manage.* 98: 181-187.
- Saracino, A., Leone, V. (1993). Ecological features and dynamics of seed dispersal after fire in a *Pinus halepensis* Mill. forest. En: *Fire in Mediterranean Ecosystems* (eds. L. Trabaud y R. Prodon), pp. 151-159. Commission of the European Communities, France.
- Schupp, E. W. (1995). Seed-seedling conflicts, habitat choice and patterns of plant recruitment. *Amer. J. Bot.* 82: 399-409.
- Shibata, M., Nakashizuka, T. (1995). Seed and seedling demography of four co-occurring *Carpinus* species in a temperate deciduous forest. *Ecology* 76(4): 1099-1108.
- Sirois, L. (2000). Spatiotemporal variation in black-spruce cone and seed crops along a boreal forest-tree line transect. *Can. J. For. Res.* 30: 900-909.
- Smith, D. M. (1986). *The practice of silviculture* (8th edition). John Wiley & Sons. 525 pp.
- Smith, T., Huston, M. (1989). A theory of the spatial and temporal dynamics of plant communities. *Vegetatio* 83: 49-69.

- Sork, V. L., Bramble, J., Sexton, O. (1993). Ecology of mast fruiting in three species of North-American deciduous oaks. *Ecology* 74(2): 528-541.
- Stokes, V., Kerr, G., Ireland, D. (2009). Seedling height and the impact of harvesting operations on advance regeneration of conifer species in upland Britain. *Forestry*. doi: 10.1093/forestry/cpn053.
- Stone, W. E., Wolfe, M. L. (1996). Response of understory vegetation to variable tree mortality following a mountain pine beetle epidemic in lodgepole pine stands in northern Utah. *Vegetatio* 122: 1-12.
- Takeuchi, Y., Nakashizuka, T. (2007). Effect of distance on seed/seedling fate of two dipterocarp species. *For. Ecol. Manage.* 247: 167-174.
- Tyron, P. R., Chapin, F. S. I. (1983). Temperature control over root growth and root biomass in taiga forest trees. *Can. J. For. Res.* 13: 827-833.
- Urbietta, I. R., Pérez-Ramos, I.M., Zavala, M. A., Marañón, T., Kone, R. K. (2008). Soil water content and emergence time control seedling establishment in three co-occurring Mediterranean oak species. *Can. J. For. Res.* 38: 2382-2393.
- Valladares, F., Pearcy, R. W. (2002). Drought can be more critical in the shade than in the sun: a field study of carbon gain and photo-inhibition in a Californian shrub during a dry El Niño year. *Pl. Cell Environ.* 25: 749-759.
- Van der Wall, S. B., Kuhn, K. M., Beck, M. J. (2005). Seed removal, seed predation and secondary dispersal. *Ecology* 86: 801-806.
- Vanclay, J. (1992). Modelling regeneration and recruitment in a tropical rain forest. *Can. J. For. Res.* Vol. 22: 1235-1248.
- Vera, F. W. M. (2000). *Grazing ecology and forest history*. CAB International Publishing, UK.
- Wagner, S., Collet, C., Madsen, P., Nakashizuka, T., Nyland, R. D., Sagheb-Talebi, K. (2010). Beech regeneration research: from ecological to silvicultural aspects. *For. Ecol. Manage.* 259: 2172-2182.
- Wang, Z. F., Peng, S. L., Li, Z. (2003). Spatial pattern of *Cryptocarya chinensis* life stages in lower subtropical forest, China. *Bot. Bul. Acad. Sin.* 44: 159-166.
- Winsa, H. (1995). Influence of rain shelter and site preparation on seedling emergence of *Pinus sylvestris* L. after direct seedling. *Scand. J. For. Res.* 10: 167-175.
- Worthy, F. R., Law, R., Hulme, P. E. (2006). Modelling the quantitative effects of pre- and post-dispersal seed predation in *Pinus sylvestris* L. *Journal of Ecology* 94: 1201-1213.
- Zamora, R., Gómez, J. M., Hódar, J. A., Castro, J., García, D. (2001). Effect of browsing by ungulates on sapling growth of Scots pine in a Mediterranean environment: consequences for forest regeneration. *For. Ecol. Manage.* 144: 3-42.
- Zamora, R., Gómez-Sal, A., Soriguer, R., Fernández-Haeger, J., Jordano, D., Jordano, P. (1996). Herbivoría en espacios protegidos. *Ecosistemas* 18: 70-71.
- Zamora, R., Hódar, J. A., Gómez, J. M. (1999). Plant-herbivore interaction: beyond binary vision. En: *Handbook of functional ecology* (eds. F. Pugnaire, F. Valladares), Marcel Dekker, New York: pp. 677-718.
- Zhang, H., Chen, Y., Zhang, Z. (2008). Differences of dispersal fitness of large and small acorns of Liaodong oak (*Quercus liaotungensis*) before and after seed caching by small rodents in a warm temperate forest, China. *For. Ecol. Manage.* 255: 1243-1250.

Sitios de ensayo INIA de regeneración natural de *Pinus pinea* L.

Guillermo Madrigal, Marta Pardos, Enrique Garriga, Gregorio Montero, Rubén Manso, Rafael Calama

RESUMEN

El estudio de la regeneración natural de las masas requiere de la instalación de distintos dispositivos experimentales en los que se realice un seguimiento intensivo de los procesos implicados y de los potenciales factores de influencia. En este capítulo se presentan en detalle los dos sitios de ensayo de regeneración natural de *Pinus pinea* L. instalados por el INIA y el Servicio Territorial del Medio Ambiente en la provincia de Valladolid, y que se localizan en los montes de utilidad pública nº 43 *Corbejón y Quemados* y nº 17 *Común y Escobares*. En estos sitios de ensayo se realizan estudios sobre fenómenos como la dispersión primaria y secundaria, predación post-dispersión, germinación, establecimiento y supervivencia del regenerado; permitiendo además identificar y proponer las prácticas selvícolas adecuadas para conseguir la regeneración de las masas.

1. INTRODUCCIÓN

En estas páginas se describen los sitios de ensayo y dispositivos experimentales para el estudio de la regeneración natural de *Pinus pinea* L. (pino piñonero) instalados por el INIA a partir 2003 en el marco del proyecto CPE-03-001-C5.2, en los pinares de las campiñas arenosas de la Tierra de Pinare, en el sur de la provincia de Valladolid (Figura 1). Estos dispositivos se plantearon al objeto de estudiar los diferentes procesos implicados en la regeneración natural de la especie: producción de semilla, dispersión primaria y secundaria, predación, germinación, instalación y supervivencia. En el

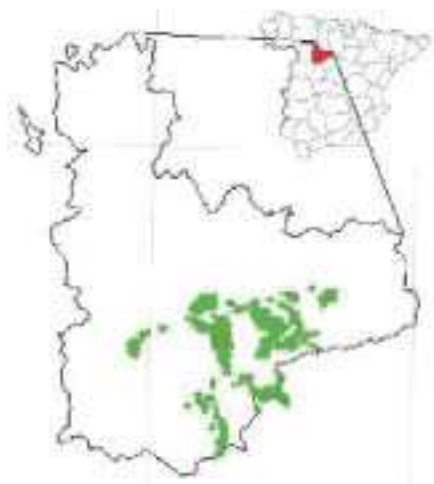


Figura 1

Situación de los sitios de ensayo dentro de las masas de pino piñonero de la provincia de Valladolid.

seguimiento de los dispositivos se pretendía identificar los factores que influyen sobre las distintas fases del proceso y caracterizar los posibles cuellos de botella en el mismo, y, en especial, evaluar y proponer las prácticas selvícolas adecuadas para conseguir la regeneración de los pinares.

2. DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ENSAYO

2.1. Localización y características generales

El sitio de ensayo principal se encuentra localizado en el monte público nº 43, «Corbejón y Quemados», perteneciente al Ayuntamiento de Portillo y situado en el término municipal de La Pedraja de Portillo, en los subtramos 7 y 8 del tramo III. El sitio de ensayo ocupa una superficie cercana a las 8 ha (Figura 2). Adicionalmente, existe una extensión (1 ha) para dos de los dispositivos en el monte público nº 17 «Común y Escobares», perteneciente al Ayuntamiento de Nava del Rey y situado en el término municipal de Nava del Rey, cuartel B, tramos IV y V.

En el caso del sitio principal, se trata de una masa regular monoespecífica de *Pinus pinea*. La edad media del arbolado se sitúa en torno a 120 años, asignándose una calidad de estación media-alta (índice de calidad de estación 15-16 m de altura dominante a los 100 años de edad). El sitio de ensayo se localiza en un terreno llano, sobre suelos muy arenosos (contenido medio de arenas superior al 90%) de origen sedimentario. Esta primera capa de arena llega a alcanzar en el sitio de ensayo una potencia superior a los dos metros, encontrando por debajo de la misma, horizontes con un mayor contenido en arcillas.

De acuerdo a los planes técnicos de gestión del monte nº 43 de La Pedraja de Portillo, el comienzo de las cortas de regeneración en los subtramos 7 y 8 debía producirse en 2002-2003. En esos momentos, el estado de la masa era el propio de un rodal adulto denso, con densidades medias entre 150 y 220 pies/ha, y área basimétrica comprendida entre 15 y 22 m²/ha.

2.2. Diseño experimental

En otoño de 2002 se realizó en el subtramo 7 una corta equivalente a la primera corta diseminatoria en un rodal adulto, dejando una densidad cercana a 70-100 pies/ha. En ese momento se instalaron seis parcelas rectangulares de 60 × 80 m (0,48 ha), en las que se procedió a medir y po-



Figura 2

Ortofoto del sitio de ensayo principal en el monte nº 43 de La Pedraja de Portillo y disposición de las parcelas experimentales 1-6.

sicionar el arbolado existente. Cada parcela cuenta con una banda tampón o *buffer* de 7,5 m hacia el exterior, incrementándose en 2.000 m² su superficie total (0,7 ha). La separación entre parcelas es de 15 m, excepto la parcela 6, separada 30 m y desplazada respecto al diseño (Figura 3).

En tres de las parcelas (1-3) se realizaron cortas al objeto de reducir la densidad a 40-50 pies/ha (Figura 4), lo que sería equivalente a una primera corta de un tratamiento de regeneración por corta a hecho en dos tiempos. En las tres parcelas restantes (4-6) se realizaron cortas ligeras al objeto de homogeneizar la espesura en las mismas. Dada la heterogeneidad inicial en cuanto a espesuras en el rodal y a la identificación de un gradiente de fertilidad en dirección N-S asociado a una menor profundidad en la capa de arena, la asignación del tratamiento a cada parcela fue dirigida en vez de aleatorizada.

En el subtramo 8, situado a unos 200 metros de la masa principal, y no afectado por las cortas (hasta 2008) se instaló una parcela control o testigo.

La finalidad original del dispositivo era comparar el patrón de instalación del regenerado a lo largo de un periodo de regeneración (20 años) en parcelas sometidas a dos tratamientos, y contrastarlo a su vez con el patrón de incorporación en una parcela control. Los tratamientos propuestos son:

- Corta por Aclareo Sucesivo Uniforme en tres tiempos (ASU):
 - Año 1: Corta diseminatoria, dejando 70-80 pies/ha.
 - Año 5-10: Corta aclaratoria, dejando 30 pies/ha.
 - Año 10-20: Corta final.
- Corta a Hecho en dos tiempos (CH2):
 - Año 1: Corta diseminatoria, dejando 40-50 pies/ha.
 - Año 5-10: Corta final.
- Control: no cortas.

Una vez realizadas las cortas, cada árbol se identificó y numeró con pintura blanca, tomando las siguientes medidas: coordenadas x/y, diámetro normal (1,3 m) medido en dos direccio-

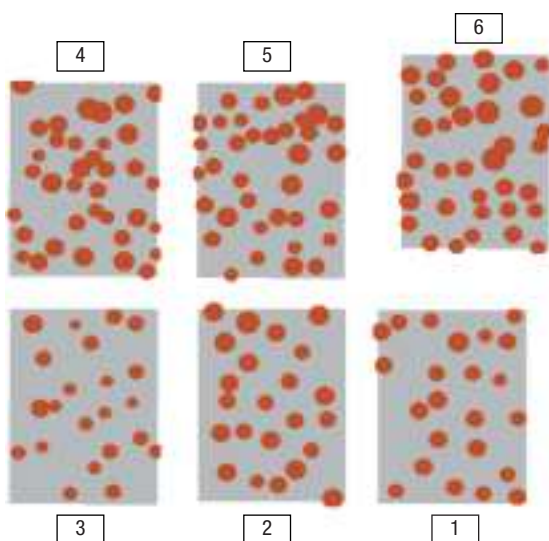


Figura 3

Situación y cobertura arbórea tras la corta en las seis parcelas experimentales del sitio de ensayo principal situado en el monte nº 43 de La Pedraja de Portillo.

**Figura 4**

Parcela sometida a corta a hecho en dos tiempos dentro del monte n° 43 de La Pedraja de Portillo.

nes perpendiculares y diámetro de tocón, medido a 20 cm sobre el suelo en dos direcciones perpendiculares, altura total y altura hasta la base de la copa y 4 radios de copa (medidos en las direcciones de los puntos cardinales N-S-E-O). Igualmente, se posicionó, marcó y midió el diámetro de los tocones muertos. La tabla 1 recoge los principales datos dasométricos de las parcelas antes y después de la corta.

Desde otoño del 2003, está prohibida la recogida de piña con fines comerciales en el sitio de ensayo. Sin embargo, en la campaña 2007-2008 se produjeron diversos robos de piña en pie.

2.3. Extensión del sitio de ensayo

En el monte n° 17 de Nava del Rey, con características ecológicas muy diferentes a las del monte n° 43 (suelos de gravas), se instalaron en 2009 dos parcelas de las mismas dimensiones que las descritas anteriormente, inventariándose con procedimiento similar. Se trata igualmen-

Tabla 1

Características dasométricas de la masa en las parcelas del monte n° 43 de La Pedraja de Portillo

Parcela	Tratamiento	N _{a/c}	N (ha ⁻¹)	AB (m ² ha ⁻¹)	Dg (cm)	H (m)	FCC
1	CH2	144	40	7,50	47,4	13,6	19%
2	CH2	115	45	9,20	50,9	15,5	22%
3	CH2	156	48	7,28	43,9	12,6	14%
4	ASU	192	75	11,08	43,4	14,1	31%
5	ASU	233	75	9,70	40,6	12,9	30%
6	ASU	169	75	12,26	45,6	15,8	34%
7	CONTROL	155	155	18,80	40,0	13,8	70%

N_{a/c} (pies/ha): densidad antes de la corta; **N (pies/ha):** densidad después de la corta; **AB (m²/ha):** área basimétrica; **Dg (cm):** diámetro medio cuadrático; **H (m):** altura media; **FCC:** fracción cabida cubierta.

Tabla 2

Características dasométricas de la masa en las parcelas del monte nº 17 de Nava del Rey

Parcela	Ubicación	N (ha ⁻¹)	AB (m ² /ha ⁻¹)	Dg (cm)	H (m)
1	B-III rodal 39	87	7,65	33,4	8,6
2	A-III rodal 45	60	7,04	38,5	8,8

N (pies/ha): densidad remanente; **AB (m²/ha):** área basimétrica; **Dg (cm):** diámetro medio cuadrático; **H (m):** altura media

te de una masa madura regular de *Pinus pinea*, de baja calidad III-IV (índice de calidad de estación 11 m a los 100 años de edad). Las parcelas se encuentran notablemente distanciadas, en rodales diferentes, habiéndose llevado a cabo la corta diseminatoria de un tratamiento por ASU en tres cortas. Las características actuales de la masa se exponen en la Tabla 2.

3. DISPOSITIVOS EXPERIMENTALES

Desde su instalación, se han diseñado en el sitio de ensayo principal siete experiencias diferentes, cada una asociada a un dispositivo determinado. Dos de ellas —estudio de la predación post-dispersión y dispersión secundaria— han sido además replicadas en la extensión del sitio de ensayo del monte nº 17 de Nava del Rey. En las próximas páginas procedemos a describir cada uno de los dispositivos, planteando tanto el objetivo de la instalación, como la descripción y seguimiento del mismo.

3.1. Dispositivo experimental 1: estudio de la emergencia, supervivencia y desarrollo del regenerado bajo diferentes tratamientos de regeneración

El objetivo de este dispositivo es estudiar el patrón espacial y temporal de la incorporación de regenerado, así como la supervivencia y desarrollo del mismo. Se plantea identificar las posibles variables propias del árbol, masa y de tipo ecológico-climático que influyan en el establecimiento, supervivencia y crecimiento del regenerado: sombreado, cobertura del suelo, presen-

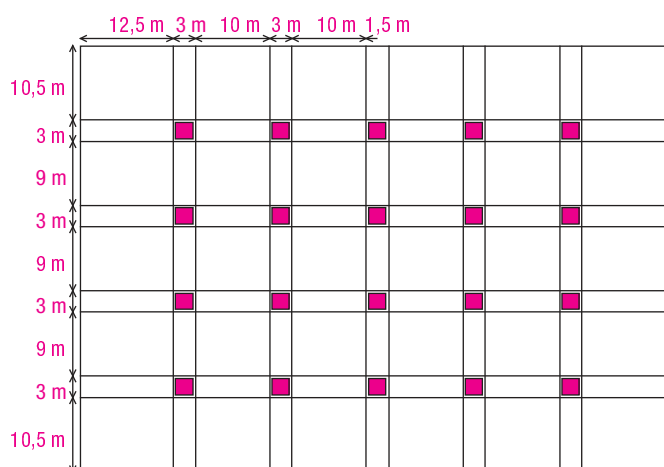


Figura 5

Localización de las 20 subparcelas sistemáticas del dispositivo experimental 1 en cada parcela de 0,48 ha.

Figura 6

Plántulas inventariadas en el conteo de invierno de 2005 (izda.) e invierno de 2006 (dcha.).



cia de otras especies, temperatura y humedad del suelo, etc. A partir de estos datos se plantea el desarrollar modelos espaciotemporales que permitan predecir la probabilidad de presencia y posterior desarrollo de una plántula bajo unas condiciones determinadas.

Para ello, dentro de cada una de las siete parcelas se instalaron de forma sistemática 20 subparcelas de muestreo de 3×3 metros (9 m^2), señaladas en el terreno mediante estacas pintadas y numeradas. Esta superficie implica una intensidad de muestreo de 3,75% (Figura 5). Su distribución sistemática permite un análisis e interpolación espacial con covariables del medio y del estrato superior. En el momento de instalación del dispositivo, en otoño de 2003 en las subparcelas, se eliminó todo el regenerado existente. A partir de enero de 2004, dos veces al año (comienzo del invierno y verano) se identifica en cada una de las subparcelas el nuevo regenerado de *Pinus pinea* emergido. Las plántulas correspondientes a una misma cohorte (periodo y año de regeneración) se marcan mediante una varilla de madera de color determinado (Figura 6).

Las plantas incorporadas quedan posicionadas en 9 cuadrantes o quadrats de 1 m^2 dentro de la subparcela, midiéndose la altura de las 3 plántulas más cercanas (marcadas aparte) al centro del cuadrante. En los sucesivos inventarios semestrales, además del regenerado incorporado, se cuentan, se localizan y se mide la altura de las plántulas supervivientes de inventarios anteriores.

Hasta finales de 2010 se han llevado a cabo 14 inventarios semestrales de seguimiento.

3.2. Dispositivo experimental 2: estudio de la dispersión primaria de semilla

El objetivo de este dispositivo es el estudio del patrón espacial y temporal de dispersión primaria del piñón de *Pinus pinea*, y su modelización al objeto de predecir la probabilidad de ocupación del espacio por un piñón.

Para ello, en cada una de las parcelas del sitio de ensayo se han instalado 10 trampas cuya finalidad es la captura tanto de la semilla dispersada como del desfronde (acículas, ramillas, etc.) procedente de los árboles. Las trampas (Figura 7), están fabricadas en tejido de arpillera, tienen una superficie de recepción de $0,25 \text{ m}^2$ (intensidad de muestreo 0,5‰), situándose la boca de las mismas a una altura de 1 m sobre el nivel del suelo. Las trampas se instalaron de forma sistemática, situándose a 1 m del vértice sur-este de las 10 subparcelas impares dentro de cada parcela, llevando cada trampa una numeración que facilita su posterior identificación.

Mensualmente se extraen los contenidos de origen vegetal recogidos en las trampas, guardándose en bolsas de plástico individualizadas para cada trampa. Estas bolsas se trasladan a la

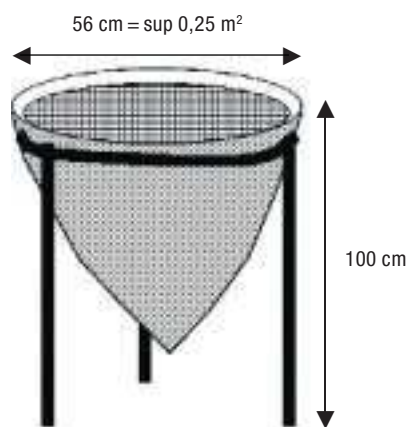


Figura 7
Diseño y fotografía
de las trampas de
recogida de semilla
y desfronde.

boratorio, donde se procede al secado del material contenido (102°C) y su clasificación en las siguientes categorías, pesando de forma individualizada el material correspondiente a cada trampa y categoría: acículas, flores masculinas y/o femeninas, semillas (piñón completo o cáscara), otros: ramillas, líquenes, escamas de piña, etc. Las trampas de recogida de semilla quedaron instaladas en abril de 2005, procediéndose a realizar el primer inventario mensual de recogida en mayo de 2005. El dispositivo se mantiene en la actualidad, estando previsto su seguimiento hasta abril de 2011, cuando concluya el sexto periodo anual de control de dispersión.

3.3. Dispositivo experimental 3: estudio de la predación post-dispersión

Este dispositivo tiene como objetivos: (1) la identificación de las principales especies que predan sobre el piñón de *Pinus pinea* (2) el estudio de la variabilidad estacional e interanual en la tasa de predación de los distintos grupos de predadores, con especial atención a los roedores (3) efecto de las distancias a fuentes naturales de semilla (árboles) y de la distancia a puntos de madriguera (tocones) sobre la predación. A partir de los resultados anteriores se propone la modelización de la probabilidad de predación de un piñón.

El dispositivo de predación post-dispersión se instaló en las parcelas 2 (corta a hecho en 2 tiempos) y 7 (testigo; sin cortas) del monte nº 43 de La Pedraja de Portillo, así como en las dos parcelas instaladas en el monte nº 17 de Nava del Rey (cortas diseminatorias de corta por ASU). Se consideró que los diferentes elementos del monte tales como árboles o tocones podrían influir en el patrón espacial del proceso al suponer, respectivamente, fuentes naturales de alimento y refugios de fauna. Siguiendo este planteamiento y estudiando en una primera fase la actividad de los roedores (ratón de campo, *Apodemus sylvaticus* L.), se definieron áreas según su cercanía a los fustes ($0\text{R}-3/2\text{R}$ y $> 3/2\text{R}$, siendo R el radio de copa) y los tocones ($0-5\text{ m}$ y $> 5\text{ m}$), resultando, por tanto, hasta 4 posibles situaciones. Adoptando un diseño factorial de un factor y 4 niveles y 4 réplicas, en cada una de las parcelas se situaron 16 puntos de semillas (50 piñones/punto). Para evitar interferencias con otros potenciales predadores (córvidos), se colocó sobre cada punto de semillas una jaula de malla termosoldada ($40 \times 40 \times 15\text{ cm}$) de luz ($3 \times 3\text{ cm}$) suficiente para la exclusión de estas aves. En enero de 2009 quedó instalado el dispositivo para el estudio de la predación por roedores en las diferentes parcelas, procediéndose, asimismo, al primer aporte de piñón.



Figura 8

Imágenes de fauna depredadora de piñón tomadas mediante fototrampeo en el monte nº 17 de Nava del Rey.

En lo referente a las aves, en cada parcela de predación se instaló una subparcela de planta 3×2 m² cercada con malla electrosoldada de una altura de 0,5 m, que excluyen el paso de roedores pero no de aves. Se depositaron 100 piñones en su interior para su seguimiento. El objetivo de esta experiencia sin réplicas es descriptivo únicamente, al objeto de conocer la magnitud de la predación por aves en relación a la de roedores. En abril de 2010, se ha instalado el ensayo para observar la existencia de una influencia por parte de las aves en el proceso.

A fin de obtener unas estimas de los niveles poblacionales de roedores y, asimismo, conocer los potenciales predadores de piñón, se instaló una cámara para fototrampeo en cada una de las parcelas (Figura 8).

En lo referente al control de predación por roedores, mensualmente se cuenta el piñón remanente en cada uno de los 16 puntos de muestreo de las parcelas, así como el número de cáscaras, reponiendo las semillas predadas. El seguimiento para aves es igualmente mensual, contando los piñones supervivientes y las cáscaras si las hubiera y reponiendo las semillas desaparecidas. Por último, los vídeos e imágenes recogidas mediante fototrampeo se descargan mensualmente, siendo posteriormente analizadas en laboratorio.

3.4. Dispositivo experimental 4: estudio de la dispersión secundaria

El objetivo de este dispositivo es identificar las principales especies que dispersan el piñón de *Pinus pinea*, y el papel que cada una de ellas juegan en este proceso. Se plantea estudiar las distancias efectivas de dispersión secundaria, así como el porcentaje de piñón dispersado, almacenado y olvidado. Por último, se propone estudiar el efecto de las distancias a fuentes naturales de semilla (árboles) y de la distancia a puntos de madriguera (tocones) sobre la dispersión secundaria.

El dispositivo consiste en dos ensayos para el seguimiento y control de la dispersión secundaria, exclusivamente por roedores en una primera fase. Ambas experiencias se vienen realizando en la parcela 2 del monte nº 43 de La Pedraja de Portillo y la 1 del monte nº 17 de Nava del Rey:

(Experiencia A). Se preparan un total de 240 piñones con un señuelo y código distintivo para proceder a su seguimiento individualizado una vez manipulado por los roedores. El procedimiento consiste en introducir en agua durante 24 horas el piñón necesario, secándolo a 40°C du-

**Figura 9**

Piñones marcados con señuelo (izda.) y nidai artificial (dcha.) para el estudio de la dispersión secundaria.

rante media hora para conseguir su apertura parcial. En la ranura generada se introdujo un alambre de acero de 0,2 mm de diámetro y 5 cm de longitud, al final del cual se colocó una etiqueta blanca (fácilmente distinguible en el monte) con un código indicador individual que incluye su posición en el monte (Figura 9 izda.). El alambre se fija al piñón por medio de la adición de pegamento rápido. El peso del piñón preparado puede doblar el del piñón libre, pero la querencia por el mismo no varía, según pruebas previas realizadas. La muestra se distribuye en 6 grupos de 20 piñones en cada una de las dos parcelas seleccionadas, de forma que se cubra un rango de situaciones con respecto a elementos del monte (fustes y tocones).

(Experiencia B). En las reposiciones de piñón que se llevan a cabo en el dispositivo de predación, se marcan con rotulador indeleble los piñones de 12 de las 16 jaulas de las parcelas 2 del monte nº 43 de La Pedraja de Portillo y 1 del monte nº 17 de Nava del Rey mediante un código indicador de la jaula correspondiente (600 piñones por parcela y mes). Asimismo se semi-enterraron y posicionaron un total de 12 nidos artificiales de madera (Figura 9 dcha.) en las cuatro localizaciones que correspondían a las zonas definidas por distancias a árboles (0R-3/2R y > 3/2R) y a tocones (0-5 m y > 5 m), con tres réplicas en este caso. Las cajas disponen de una apertura que permite la manipulación de su contenido con la mínima intervención.

Ambas experiencias quedaron instaladas en enero de 2010. Desde entonces, el seguimiento de los dispositivos es:

(Experiencia A). Cuatrimestralmente se procede a depositar la muestra de piñones preparados con señuelo, revisando un círculo de 20 m de radio y centro el punto de ubicación de la muestra en los intervalos de 1, 2 y 4 semanas. Se anota el estado del piñón encontrado (no tocado, comido, movido, movido-comido, enterrado y enterrado-comido) y rumbo y distancia con respecto a su posición inicial.

(Experiencia B). Mensualmente, coincidiendo con el seguimiento del dispositivo de predación, se procede a depositar el piñón marcado en las jaulas correspondientes, así como al conteo e identificación de la jaula de origen del piñón movido a los nidos artificiales. Al piñón identificado en estos nidales se le asigna el estado en el que se encuentra (comido/no comido).

3.5. Dispositivo experimental 5: ensayos de germinación de piñón de *Pinus pinea*

Este dispositivo tiene como objeto estudiar el patrón temporal de germinación y su relación con factores climáticos (variabilidad estacional e interanual en las tasas de germinación) y ambientales (diferencias en la tasa de germinación entre distintos niveles de luz y entre distintos tipos de cobertura del suelo) y la modelización de la probabilidad de germinación de un piñón bajo unas condiciones ambientales determinadas.

Para ello se han definido en las parcelas 3 y 4 del sitio de ensayo principal tres niveles de luz, en función de su separación respecto del tronco de los árboles (0R-0,25R; 0,75R-1,25R; > 2R, donde R representa el radio de la copa) y dos condiciones de cobertura de suelo (empadizado, suelo desnudo), definiendo un ensayo factorial 3×2 con un mínimo de tres réplicas de unidad experimental por parcela, lo que hace un total de 18 unidades experimentales por parcela.

La unidad experimental consiste en una jaula de $40 \times 40 \times 15$ cm, de malla termosoldada y luz $0,7 \times 0,7$ cm, fijada al suelo mediante piquetas metálicas. En julio de cada año, coincidiendo con las fechas de máxima dispersión natural, se siembran en cada una de las jaulas 50 piñones, procedentes de lotes del año de viabilidad germinativa conocida recogidos en rodales cercanos.

Las jaulas de germinación controlada quedaron instaladas en julio de 2006, procediéndose a realizar la primera siembra de piñón. En 2008, tras las importantes pérdidas de piñón debidas a predación por roedores, se modificó el diseño de las jaulas, añadiendo un suelo de malla termosoldada (Figura 10).

El dispositivo se mantiene en la actualidad, habiéndose iniciado en julio de 2010 el quinto periodo anual de control de la germinación. Tras la siembra estival se controlan con periodicidad quincenal el número de piñones germinados (con longitud de radícula superior a 0,2 mm). Se establecen cuatro categorías de estado de germinación (Figura 11):

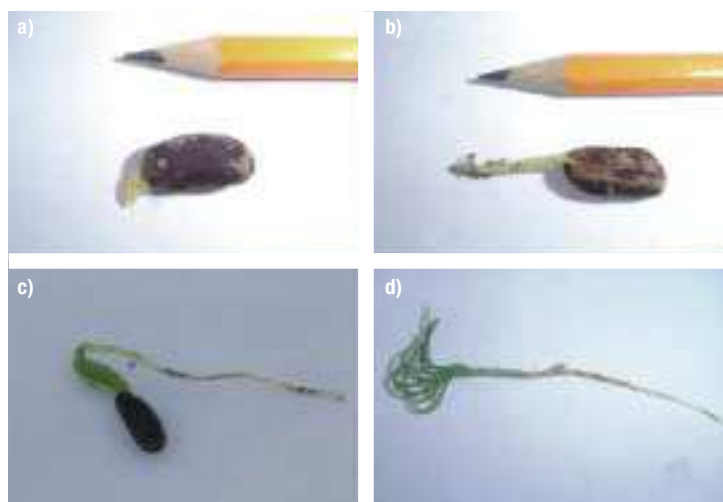
- A: radícula emergente entre 0,2 mm y 1 cm.
- B: radícula emergente con longitud > 1 cm.
- C: cotiledones visibles fuera de la cáscara del piñón, pero encontrándose ésta aún sujeta a la plántula.
- D: plántula emergida.

El seguimiento se realiza a lo largo de todo el año (julio a julio), recogiendo al final del mismo los piñones no germinados, que son sometidos a un ensayo de viabilidad germinativa.



Figura 10

Jaulas de malla termosoldada para estudiar la germinación con control de la predación por roedores.

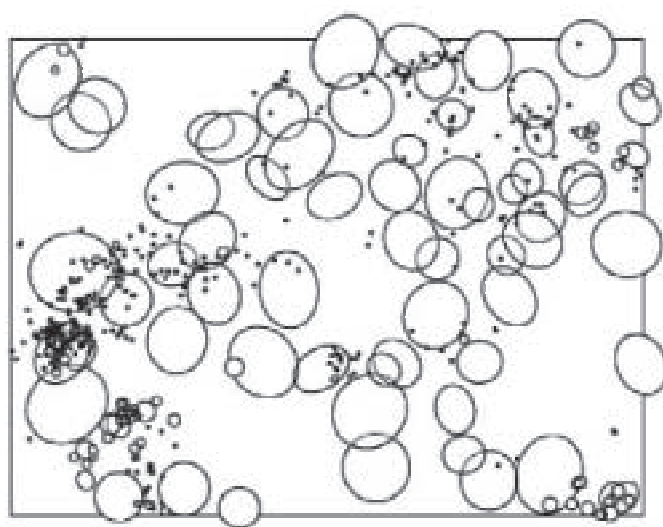
**Figura 11**

Distintos estados de germinación en piñones de Pinus pinea.

En 2006-2007 el seguimiento se interrumpió en el mes de enero, cuando se había producido la germinación de más del 90% de los piñones.

3.6. Dispositivo experimental 6: dinámica del regenerado establecido

El objetivo principal de esta experiencia es el estudio del crecimiento, tasas de supervivencia y evolución ontogénica del regenerado establecido (altura > 20 cm) en función de la estructura del arbolado adulto. Para ello, en la parcela 7 de control, donde se conoce que no ha habido alteraciones en el estrato adulto en los últimos 15 años, se ha georreferenciado en 2006 todo el regenerado con altura mayor de 20 cm (Figura 12). De cada planta se han medido la altura y el diámetro de copa, y se ha definido su estado ontogénico de desarrollo (cambio de fase vegetativo juvenil-adulta a follaje adulto, crecimiento verticilado y yemas terminales). Se plantea que



cada 5 años se repetirán las mediciones, al objeto de definir el patrón espacial general de incorporación, desarrollo (crecimiento y ontogenia) y supervivencia del regenerado establecido y el efecto de la sombra en ese regenerado.

3.7. Dispositivo experimental 7: seguimiento estacional del estado fisiológico en regenerado de *Pinus pinea*

Se propone realizar un seguimiento a lo largo del año de variables indicadoras del estado hídrico y actividad fotosintética en plantas de regenerado de distinto tamaño en diferentes condiciones de luz, como fundamento para su caracterización y modelización del estado fisiológico del regenerado de *Pinus pinea* y el estudio de la relación entre el estado fisiológico y condiciones ambientales del entorno. Para ello se han seleccionado 48 plantas en las parcelas 5 y 7. La muestra incluye plantas de 4 clases de tamaño (regenerado del año, regenerado de 2 años, regenerado > 2 años con altura inferior a 50 cm, regenerado con altura superior a 50 cm), localizadas en tres niveles de iluminación, con 4 réplicas por combinación. En estas plantas se va a realizar un seguimiento continuado del estado fisiológico, ontogénico y del desarrollo. El estado fisiológico se caracteriza a partir de las siguientes mediciones (Figura 13):

- Potencial hídrico al amanecer y al mediodía (medidos en cámara de Scholander).
- Fluorescencia de la clorofila: PSII-Fv/Fm (fluorímetro Hansatech).
- Intercambio gaseoso: tasa de fotosíntesis A neta y conductancia estomática g (IRGA).
- Contenido de clorofilas.

Las plantas se marcaron en verano de 2007, realizándose el seguimiento del estado fisiológico durante los años 2007, 2008 y 2009. A lo largo del año se realizan 8 mediciones (enero, marzo, mayo, junio, julio, agosto, septiembre, noviembre) del estado fisiológico de las plantas seleccionadas. En cada medición, junto a la medición de los parámetros fisiológicos en distintos momentos del día, se registra el valor de humedad y temperatura edáfica en el entorno de la planta, la altura de la misma y la fase ontogénica de desarrollo. La última medición se realizó en noviembre de 2009, completándose un total de 20 mediciones.



Figura 13

Medición del potencial hídrico (izda), intercambio gaseoso (centro) y fluorescencia de la clorofila (dcha) en regenerado de Pinus pinea.

**Figura 14**

Equipo de medición continua de humedad y temperatura ambiental y edáfica.

Asimismo, dentro de esta línea se ha llevado a cabo ensayos de tolerancia al frío de las distintas clases de regenerado de *Pinus pinea*, tomando muestras en distintos meses de plántulas y ramillas, sometiéndolas a distintos valores de temperaturas decrecientes y analizando con posterioridad la respuesta al frío mediante el análisis del patrón de liberación de electrolitos.

3.8. Datos climáticos

Dentro del sitio de ensayo principal han quedado instalados desde 2007 distintos sensores de medición continua de humedad relativa y temperatura ambiental y edáfica (Figura 14). Se dispone además de datos climáticos de la estación de la AEMET de Mojados, así como de la estación de la Junta de Castilla y León (www.inforiego.com) localizada en Olmedo y datos pluviométricos medidos en las oficinas comarcales forestales de Viana de Cega y Tordesillas.

4. EL FUTURO DE LOS SITIOS DE ENSAYO DE REGENERACIÓN DE *PINUS PINEA*

La continuidad del sitio de ensayo hasta 2010 ha estado garantizada en el marco funcional y presupuestario del proyecto INIA RTA-2007-0044 (<http://regeneracion.natural.googlepages.com/home>) en colaboración con la administración forestal autonómica. Una vez finalizado este proyecto está previsto el mantenimiento de los sitios de ensayo en el marco financiero del nuevo proyecto AGL2010-15521 «Dinámica y Gestión en masas heterogéneas de *Pinus pinea*: de la respuesta fisiológica a la modelización a escala regional en un escenario de cambio global», aunque siendo necesaria, por cuestiones de financiación y funcional, una reducción importante del número de dispositivos instalados.

Durante los próximos años está prevista la siguiente actividad en los dispositivos descritos:

- Dispositivo experimental 1: emergencia, supervivencia y desarrollo del regenerado bajo diferentes tratamientos de regeneración. Está previsto su seguimiento hasta, al menos, 2013.
- Dispositivo experimental 2: dispersión primaria. Se prevé que la última recogida de muestras tendrá lugar en abril de 2011 y posterior desmantelamiento de los costos de recogida.
- Dispositivo experimental 3: predación post-dispersión. Se prevé que los últimos datos se recojan en marzo de 2011, y posterior desmantelamiento de los puntos de predación y dispositivos de muestreo.
- Dispositivo experimental 4: dispersión secundaria. Está previsto el seguimiento del dispositivo hasta, al menos, finales de 2011.
- Dispositivo experimental 5: germinación. Se prevé que la campaña 2010-2011 sea la última de estudio, desmantelando las trampas en verano de 2011.
- Dispositivo experimental 6: seguimiento del regenerado establecido. Está previsto realizar un inventario completo del regenerado durante 2011.
- Dispositivo experimental 7: seguimiento estacional del estado fisiológico. Las últimas mediciones se realizaron en noviembre de 2009.

De acuerdo a lo establecido en la descripción de los tratamientos de regeneración iniciales, correspondería realizar durante 2011-2012 una corta aclaratoria de liberación de regenerado en las parcelas sometidas a cortas por aclareo sucesivo uniforme. Una vez se realice esa corta, se propone realizar un seguimiento del desarrollo y evolución ontogénica de regenerado coetáneo, comparando el efecto de la liberación con el del mantenimiento a la sombra del árbol madre.

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer a los Ayuntamientos de Portillo y Nava del Rey el permiso de instalación y el continuo apoyo prestado en el mantenimiento de los dispositivos experimentales realizados sobre los montes públicos de su propiedad nº 43 y nº 17, respectivamente. Asimismo, quieren expresar su agradecimiento al personal técnico y de guardería del Servicio Territorial de Medio Ambiente de Valladolid por su ayuda permanente en el seguimiento y control de los dispositivos descritos.

Dispositivos de ensayo para el seguimiento de la regeneración natural de *Pinus pinea* L. en montes públicos de la provincia de Valladolid

Francisco Javier Gordo, Luis Ignacio Rojo, Rebeca Martín, Miguel García

RESUMEN

La sustitución del tradicional modelo selvícola de cortas a hecho por el de aclareo sucesivo uniforme en las masas de *Pinus pinea* L. en la provincia de Valladolid, determinó la necesidad de estudiar la evolución de los procesos de regeneración natural. En este capítulo se presentan los dos dispositivos de ensayo que han sido instalados por la Junta de Castilla y León (Servicio Territorial de Medio Ambiente de Valladolid) en diversos montes públicos de la provincia con el fin de estudiar la regeneración natural de *Pinus pinea*. A través del primer dispositivo experimental se realizan conteos anuales de los brinzales viables presentes en la red de parcelas permanentes de seguimiento de la regeneración natural, instaladas de manera progresiva a partir del invierno de 2001. Los resultados permiten a los gestores tomar decisiones sobre el manejo de las masas. De forma paralela a este trabajo, a través de otro dispositivo experimental, se realiza un estudio más exhaustivo sobre las parcelas establecidas en uno de los montes del primer dispositivo, que busca determinar cuales son los factores que condicionan la presencia o no de regenerado natural y su distribución con respecto a parámetros dasométricos del arbolado adulto existente.

1. INTRODUCCIÓN

La sustitución en la década de los ochenta del pasado siglo en una buena parte de los montes públicos de la provincia de Valladolid del método de *corta a hecho*, seguido de una regeneración artificial —empleado históricamente para la regeneración de las masas de pino piñonero— por el de *aclareo sucesivo uniforme* acompañado de regeneración natural, puso de manifiesto para los gestores la necesidad de realizar un estudio continuo en el tiempo y en el espacio que permitiera conocer y comprender la evolución de los procesos de regeneración asociados a la silvicultura practicada. A tal efecto, en el invierno de 2001-2002 se inició la instalación de una red de parcelas permanentes de seguimiento de la regeneración natural, cuyo objetivo era estudiar la supervivencia y crecimiento del regenerado natural y su distribución espacial a escala unidad dasocrática.

Pinus pinea L. —pino piñonero— habita tanto en las campiñas arenosas de la Tierra de Pinarens como en las laderas y los páramos calizos, litología esta última que no ocupa el pino negral en esta región, a no ser que aportaciones de arenas eólicas hayan transformado las condiciones edáficas de la estación. Por lo tanto, mientras *Pinus pinaster* Ait. —pino negral— está más ligado a los arenales al sur del Duero, *Pinus pinea* aparece en tres dominios geomorfológicos claramente diferenciados: los depósitos terciarios y cuaternarios de campiñas y valles, los páramos calizos y, más limitado en superficie, las laderas o cuestas de margas arcillosas o calizas que unen los dos anteriores.

J. Gordo, R. Calama, M. Pardos, F. Bravo, G. Montero (ed.). *La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Valladolid © 2012 (51-65).*



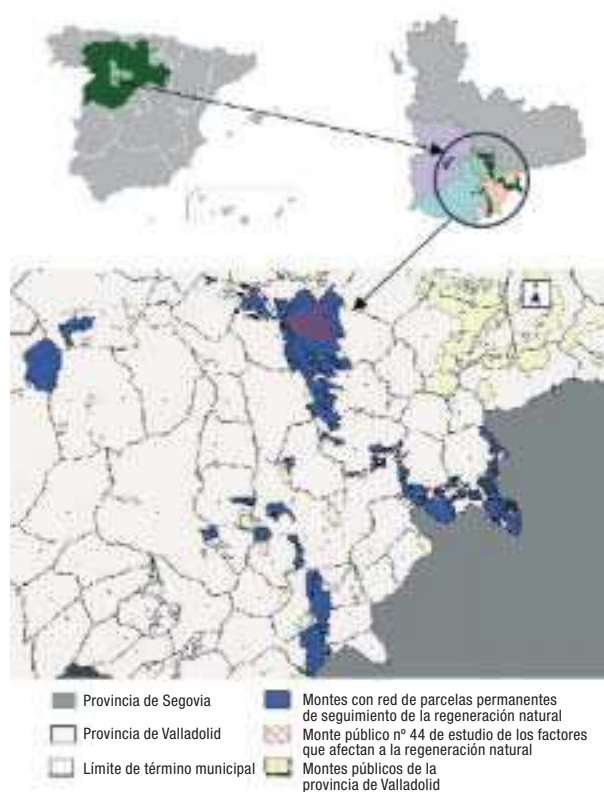
Figura 1

*Unidades geomorfológicas de la provincia de Valladolid: páramos, campiñas y laderas.
Cogeces de Íscar.*

Las campiñas y los páramos calizos son zonas diferenciadas litológicamente entre sí y separadas por las «cuestas» (Figura 1). Las campiñas se sitúan entre 700 y 750 m de altitud y la superficie principal de los páramos en torno a los 850 m, si bien va ganando suavemente altura hacia el este y el norte. En general, la regeneración natural suele presentar mayores dificultades en los pinares de campiñas que en los de páramos calizos. Esto se debe a la homogeneidad ecológica de los páramos con respecto a la heterogeneidad de las campiñas, las cuales presentan una variación litológica que condiciona la disponibilidad hídrica del terreno, factor que influye de manera decisiva en la regeneración. La complejidad ecológica de las campiñas y la dificultad que en ellas presenta la regeneración determinó que el dispositivo experimental de estudio de la regeneración natural se localizara en estas zonas, siendo además coincidentes con algunos montes públicos gestionados por la administración autonómica y constituidos por masas regulares o semiregulares monoespecíficas de *Pinus pinea*. En la provincia de Valladolid se gestionan por la administración autonómica 132 montes públicos arbolados con una superficie de 38.200 ha; 93 de ellos, se encuentran localizados en campiñas, 7 en páramo y 32 en ladera. En la actualidad la superficie de *Pinus pinea* en los montes públicos se estima en 29.485 ha, distribuida en 125 montes.

La instalación del dispositivo experimental en montes públicos presenta una serie de ventajas derivadas de su gestión. Son montes ordenados y con planificación vigente, por lo que se conocen los periodos de regeneración de las distintas unidades dasocráticas, que se encuentran materializadas en el terreno, lo que facilita la localización e instalación de una red de parcelas permanentes; además cuentan con un personal especializado —los Agentes Medioambientales— para su seguimiento.

La instalación progresiva de parcelas permanentes en todos los tramos que van entrando en proceso de regeneración, según la marcha ordenada de los montes, se ha efectuado desde el año 2001 hasta la actualidad. En estas parcelas se realiza un seguimiento anual de los brinzales

**Figura 2**

Situación de los montes públicos con parcelas permanentes de seguimiento de la regeneración natural en la provincia de Valladolid.

o plántulas viables con la finalidad de proporcionar datos con los que evaluar la marcha de la regeneración natural de cara a la toma de decisiones por el gestor (determinar si es necesario acotar o no el tramo al aprovechamiento de fruto, posible ejecución de la corta final e, incluso, la conveniencia de tratamientos selvícolas sobre la masa incorporada). Desde el comienzo de este ensayo hasta el día de hoy se han instalado parcelas en 32 montes. Paralelamente a este estudio y dentro de uno de los montes que tienen instaladas parcelas permanentes de seguimiento de la regeneración (el monte público número 44 denominado «*Tamarizo Nuevo*» y localizado en el término municipal de La Pedraja de Portillo) se ha realizado otro estudio cuyo objetivo es investigar los factores que condicionan la presencia o no de regenerado y su distribución a partir de la forma, tipo de copa, densidad, orientación y distribución de los árboles adultos dentro de la masa, a escala parcela de regeneración (Figura 2).

2. DESCRIPCIÓN DEL DISPOSITIVO DE ENSAYO

2.1. Localización de la red de parcelas permanentes de seguimiento de la regeneración natural

Por el problema que se observa para la instalación de la regeneración natural en los montes de las campañas, en el invierno de 2001-2002 se inició el establecimiento de una red de parcelas permanentes para su seguimiento, supervisando el establecimiento de los brinzales, su supervivencia y su crecimiento. Estas parcelas se han ido instalando paulatinamente en los tramos en

Tabla 1

Montes públicos con parcelas permanentes de seguimiento de la regeneración natural (período 2001-2010)

Comarca forestal	Nº C.U.P	Nombre	Término municipal	Nº unidades dasocráticas en regeneración	Superficie en regeneración (ha)	Superficie forestal arbolada monte (ha)	Nº parcelas permanentes	Período de regeneración (años)	Especie	Nº P.pa (pies/ha)
Tordesillas	17	Común y Escobares	Nava del Rey	3	47	1.482	24	16	<i>Ppa</i>	97
Tordesillas	68	La Vega y Zapardiel	Tordesillas	1	89	330	45	20	<i>Ppa</i> y <i>Ppr</i>	139
Viana de Cega	18	Pinar y Dehesa de Abajo	Alcazarén	6	139	438	68	20	<i>Ppa</i> y <i>Ppr</i>	53-286
Viana de Cega	19	Pinar y Dehesa de Arriba	Alcazarén	7	70	224	39	20	<i>Ppa</i> y <i>Ppr</i>	38-99
Viana de Cega	43	Corbejón y Quemados	La Pedraja de Portillo	8	294	1.123	146	30	<i>Ppa</i> y <i>Ppr</i>	20-59
Viana de Cega	44	Tamarizo Nuevo	La Pedraja de Portillo	4	242	997	124	20	<i>Ppa</i> y <i>Ppr</i>	34-55
Viana de Cega	45	Tamarizo Viejo	La Pedraja de Portillo	2	95	668	47	20	<i>Ppa</i>	61-90
Viana de Cega	35	Albosancho y Cobatilla	Mojados	6	238	1.183	117	30	<i>Ppa</i>	36-127
Viana de Cega	57	Alto Capones	Valdestillas	7	177	480	94	20	<i>Ppa</i> y <i>Ppr</i>	33-125
Viana de Cega	58	Tamarizo	Valdestillas	1	76	379	38	20	<i>Ppa</i>	63
Viana de Cega	59	Boca de Cega	Viana de Cega	8	187	676	103	30	<i>Ppa</i>	25-70
Viana de Cega	14	Pimpollada del Espino	Villanueva de Duero	1	9	22	8	20	<i>Ppa</i>	60-80
Viana de Cega	15	Pinarillo	Villanueva de Duero	1	48	46	25	20	<i>Ppa</i> y <i>Ppr</i>	80-100
Viana de Cega	16	Vado-Ancho	Villanueva de Duero	1	26	26	15	20	<i>Ppa</i>	70-85
Olmedo	22	Del Concejo	Almenara de Adaja	1	20	114	10		<i>Ppa</i>	160
Olmedo	23	Serranos	Ataquines	12	241	926	122	20	<i>Ppa</i> y <i>Ppr</i>	8-67
Olmedo	28	Tajón	Hornillos de Eresma	2	20	71	12	25	<i>Ppa</i> y <i>Ppr</i>	220-260
Olmedo	29	Aldeanueva	Íscar	5	146	498	89	10	<i>Ppa</i> y <i>Ppr</i>	9-63
Olmedo	30	Santibáñez	Íscar	8	261	618	155	10	<i>Ppa</i> y <i>Ppr</i>	12-90
Olmedo	31	Pinar del Concejo	Íscar	7	113	382	63	10	<i>Ppa</i> y <i>Ppr</i>	26-103
Olmedo	32	Villanueva	Íscar	7	187	857	104	10	<i>Ppa</i> y <i>Ppr</i>	6-57
Olmedo	37	Corazón	Olmedo	3	14	82	10	20	<i>Ppa</i> y <i>Ppr</i>	5-21
Olmedo	38	Los Estados	Olmedo	4	75	266	40	25	<i>Ppa</i> y <i>Ppr</i>	100-160

Tabla 1 (cont.)

Montes públicos con parcelas permanentes de seguimiento de la regeneración natural (período 2001-2010)

Comarca forestal	Nº C.U.P.	Nombre	Término municipal	Nº unidades dasocráticas en regeneración	Superficie en regeneración (ha)	Superficie forestal arbolada monte (ha)	Nº parcelas permanentes	Período de regeneración (años)	Especie	Nº P.pa (pies/ha)
Olmedo	39	Mohago	Olmedo	8	220	871	121	20	<i>Ppa</i> y <i>Ppr</i>	8-44
Olmedo	46	Común de Villa	Pedrajas de San Esteban	7	128	576	67	10	<i>Ppa</i> y <i>Ppr</i>	18-93
Olmedo	51	Mocharras	Puras	1	13	24	6	10	<i>Ppa</i>	140
Medina	60	De Abajo	La Zarza	2	33	197	18	25	<i>Ppa</i>	60-150
Medina del Campo	62	El Negral	La Zarza	4	44	137	25	20	<i>Ppa</i> y <i>Ppr</i>	18-30
Medina del Campo	1	Las Navas	Medina del Campo	2	15	92	16	25	<i>Ppa</i>	88-102
Medina del Campo	2	Recorba	Moraleja de las Panaderas	1	5	24	5	25	<i>Ppa</i>	73
Medina del Campo	4	La Cabaña	Pozal de Gallinas	2	67	67	33	25	<i>Ppa</i>	30-45
Medina del Campo	5	El Nuevo	Pozal de Gallinas	1	20	75	12	25	<i>Ppa</i>	77
TOTAL				133	3.359	13.951	1.801			

Comarca forestal: comarca forestal a la que pertenece el monte público; **Nº C.U.P.:** número del monte en el catálogo de utilidad pública; **Nombre:** nombre del monte; **Término municipal:** término municipal donde se encuentra el monte; **Nº Unidades dasocráticas en regeneración:** número de unidades dasocráticas que se encuentran en periodo de regeneración dentro del monte según la marcha ordenada; **Superficie en regeneración (ha):** superficie del monte que se encuentra en periodo de regeneración; **Superficie forestal arbolada monte (ha):** superficie forestal total arbolada del monte; **Nº parcelas:** número de parcelas permanentes de seguimiento de la regeneración natural instaladas en las unidades dasocráticas en regeneración; **Período de regeneración (años):** periodo teórico de regeneración para las distintas unidades dasocráticas según el instrumento de planificación vigente; **Especie:** especie o especies presentes en la unidad dasocrática en regeneración y **Nº P.pa (pies/ha):** número de pies por hectárea de *Pinus pinea* que quedan tras las cortas preparatorias y diseminatorias en las unidades a regenerar. En algunos casos se da un valor único para todo el monte y en otros hay un rango de valores entre los que se encuentran los pies por hectárea de piñonero en las distintas unidades dasocráticas que se están regenerando en ese monte.

destino de los montes públicos ordenados, hasta ascender a un total de 32 montes. El esfuerzo de control de la regeneración se muestra en las 3.359 ha de superficie con mediciones de regeneración natural. En la actualidad, la red de parcelas permanentes de seguimiento asciende a 1.801 parcelas individuales (situadas en 133 unidades dasocráticas) de las cuales (Tabla 1), 573 corresponden a zonas que han finalizado su proceso de regeneración (distribuidas en 41 unidades dasocráticas) mientras que 1.228 se encuentran actualmente regenerándose (replantadas dentro de 92 unidades dasocráticas). Las parcelas se instalan siguiendo la marcha ordenada de los montes conforme a la planificación desarrollada en los proyectos de ordenación o sus revisiones.

Los montes de estudio se distribuyen en cuatro comarcas forestales del dominio de las campañas: Tordesillas, Viana de Cega, Olmedo y Medina del Campo, siendo Viana de Cega y Olmedo las que tienen mayor número de montes en estudio. La Tabla 1, muestra las principales características de los 32 montes en los que se realizan las mediciones de la regeneración natural.

La Tabla 2 muestra el porcentaje de superficie en regeneración natural en cada monte en función de la superficie arbolada del mismo. Se observa cómo la casi totalidad de los montes estudiados tienen entre un cuarto y un tercio de su superficie en regeneración, a excepción de

Tabla 2
Porcentaje de superficie de regeneración natural de los montes públicos con parcelas permanentes de seguimiento de la regeneración natural

Nº monte	Superficie en regeneración (ha)	Superficie forestal arbolada monte (ha)	% de superficie de regeneración natural del monte	Nº monte	Superficie en regeneración (ha)	Superficie forestal arbolada monte (ha)	% de superficie de regeneración natural del monte
17	47	1.482	3	28	20	71	28
68	89	330	27	29	146	498	29
18	139	438	32	30	261	618	42
19	70	224	31	31	113	382	30
43	294	1.123	26	32	187	857	22
44	242	997	24	37	14	82	17
45	95	668	14	38	75	266	28
35	238	1.183	20	39	220	871	25
57	177	480	37	46	128	576	22
58	76	379	20	51	13	24	54
59	187	676	28	60	33	197	17
14	9	22	41	62	44	137	32
15	48	46	100	1	15	92	16
16	26	26	100	2	5	24	21
22	20	114	18	4	67	67	100
23	241	926	26	5	20	75	27
TOTAL					3.359	13.951	

los montes 15, 16 y 4, que alcanza el 100%. Los montes 15 y 16 se encuentran dentro de un grupo de gestión que abarca otros 7 montes, lo que significa que, si bien respecto sí mismos tienen una superficie en regeneración del 100%, en el manejo integrado de todos ellos el porcentaje general del subgrupo formado por los números 14, 15 y 16 es del 36%. Idéntico caso es el monte 4 que también se encuentra dentro de un grupo de gestión que comprende otros 6 montes más, siendo el porcentaje general del subgrupo formado por los montes 1, 2, 4 y 5 del 21%.

Como ya se ha expuesto con anterioridad, los montes sobre los que se realiza el estudio de la regeneración son masas adultas regulares o semiregulares de *Pinus pinea*, donde la especie acompañante es *Pinus pinaster* (ver Tabla 1). Estas masas se clasifican en dos tipos, «masa principal de *Pinus pinea*», cuando el porcentaje de pino piñonero es igual o superior al 90% y «masa mixta con *Pinus pinea* como especie principal y *Pinus pinaster* como acompañante» cuando el porcentaje de pino piñonero se haya comprendido entre el 70% y 90%.

La zona de estudio abarca una amplia superficie de la provincia de Valladolid, con diferentes características geológicas, fisiográficas y litológicas para cada monte. En función de estos tres aspectos, los montes se pueden clasificar dentro de cinco tipos de entidades morfoestructurales: 1 «Arenales de Eresma-Pirón», 2 «Terrazas fluviales del Duero», 3 «Páramos calizos», 4 «Arenales Adaja-Cega-Duero» y 5 «Terrazas entre Pollos y Serrada». La Tabla 3 muestra la localización de los montes en estudio dentro de sus unidades naturales (ver Tabla 2 del capítulo 6) con su entidad morfoestructural correspondiente (Gordo, 2004; Calama *et al.*, 2008).

Tabla 3

Entidades morfoestructurales, unidades naturales y montes públicos con parcelas permanentes de seguimiento de la regeneración natural de la provincia de Valladolid

		UN	Nombre	Dominio Geomorfológico	Área Total (ha)	Altitud	IS (m)	Litología	CRA (mm)	Montes con parcelas permanentes de seguimiento de la regeneración natural
Entidad morfoestructural	1	7	Íscar	Campaña	2.945	745	16.7	Arenas cuarcíticas – arcillas	186	19, 29, 30, 31, 32, 46
	2	10	Terrazas fluviales	Campaña	1.664	688	16.8	Suelos de depósito aluvial	158	68
	3	1	Torozos	Páramo	1.834	847	14.0	Caliza – Margas	350	
		2	Páramos calizos	Páramo	4.757	845	14.9	Caliza – Margas	313	
		3	Transición páramos calizos	Páramo	2.284	854	14.4	Caliza – Margas	295	
	4	4	Valladolid	Campaña	1.908	687	13.1	Arenas cuarcíticas	107	
		6	Viana de Cega	Campaña	7.211	707	15.1	Arenas cuarcíticas	160	14, 15, 16, 18, 35, 43, 44, 45, 57, 58, 59
		8	Medina	Campaña	4.044	746	12.5	Arenas cuarcíticas	111	1, 2, 4, 5, 22, 23, 28, 37, 38, 39, 51, 60, 62
		9	Tudela de Duero	Campaña	1.401	712	12.6	Arenas cuarcíticas	166	
	5	5	Nava del Rey	Campaña	1.480	710	11.8	Gravas	175	17

IS (m): índice de sitio (Calama *et al.*, 2003); CRA (mm): capacidad de retención de agua.

2.2. Diseño experimental

El muestreo que se realiza para el control de la regeneración es de tipo sistemático y con una intensidad de 1 parcela cada 2 ha, siendo el diseño de la malla rectangular con ligeras variaciones al objeto de ajustarse a los perímetros de los montes, en algunos casos muy sinuosos. Una vez definidas en gabinete las parcelas a instalar con sus coordenadas, se realiza el replanteo en el terreno con estaquillas mediante receptor GPS con sistema WASS-EGNOS (modelo tipo navegador) con exactitud posicional nominal de 4 m. Con posterioridad estas parcelas se consolidan mediante la instalación de un hito feno (estaca fija de metal) en el centro (Figura 3), creándose así una red de parcelas permanentes que permite repetir las mediciones año tras año en los mismos puntos, pudiendo analizar la evolución del regenerado.

La densidad mínima que el dispositivo pretende capturar es de 200 brinzales/ha, además de intentar obtener una estimación de la superficie cubierta por el regenerado. Con estas premisas se ha optado por utilizar el método de existencias por cuadrantes (Stock Quadrant): las parcelas son circulares de radio fijo 8 m (aproximadamente 200 m²), por lo que en cada parcela tendría que haber 4 brinzales, correspondiéndole a cada uno una superficie de 50 m² con respecto al tamaño de la parcela en el supuesto de que se distribuyeran uniformemente (100% de cobertura del terreno). Para obtener este último dato, una vez instalada en campo la parcela circular se divide, a efectos del conteo, en cuatro cuadrantes tal y como se observa en la Figura 4.

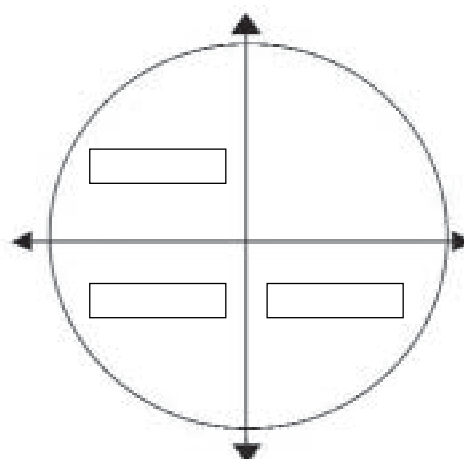


Figura 3

Hito feno y estaca marcando el centro de la parcela permanente nº 2 de seguimiento de la regeneración natural, en el monte nº 44 tramo B-III-Oeste de La Pedraja de Portillo.

2.3. Ensayo experimental en el monte nº 44 de La Pedraja de Portillo para la realización del estudio a escala parcela de los factores dasométricos que intervienen en la regeneración natural

El monte público nº 44 de la provincia de Valladolid, denominado «*Tamarizo Nuevo*» perteneciente al Ayuntamiento de Portillo y situado en el término municipal de La Pedraja de Portillo, ha sido objeto de un estudio detallado del arbolado adulto existente en las parcelas permanen-



tes de seguimiento de la regeneración natural, con la finalidad de determinar que factores influyen en estos procesos de regeneración. Fue seleccionado para este estudio por dos motivos: es el primer monte en el que se inició este método de regeneración natural con el seguimiento de los brinzales regenerados de forma continua en el tiempo y por lo tanto dispone de una serie completa de datos desde 2001; y se encuentra cerca de las parcelas de estudio de la regeneración natural establecidas por el Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA) en el monte 43 «Corbejón y Quemados», permitiendo comparar resultados (ver capítulo 3).

Dentro de este monte, la unidad dasocrática B-III-Oeste inició en el año 2000 su periodo de regeneración mediante cortas de *aclareo sucesivo uniforme*. Sin embargo, a pesar de haber alcanzado valores medios de regeneración aceptables (muy superiores a los 200 brinzales/ha) dentro de esta unidad, se observó la existencia de un reparto desigual tanto del número de brinzales como de la superficie cubierta a nivel de parcela. Existen parcelas con una regeneración natural muy alta y otras con una regeneración muy baja, llegando a valores de 0 brinzales/ha en todos los años muestreados en la parcela 36 (Tabla 4). Esta irregularidad en el número y la distribución de los brinzales instalados hizo plantearse la necesidad de realizar estudios complementa-

Tabla 4

Valores del regenerado natural (brinzales/ha) en parcelas permanentes seleccionadas para el inventario del arbolado adulto en el monte nº 44 «Tamarizo Nuevo» de La Pedraja de Portillo

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Media	Desviación típica
Parcela 2	0	0	0	0	0	0	1.989	1.741	1.393	569	867
Parcela 3	1.989	1.442	1.840	1.890	1.592	1.790	10.096	8.654	8.157	4.161	3.644
Parcela 5	0	0	0	0	0	0	1.442	1.393	1.393	470	705
Parcela 6	696	398	99	298	50	0	9.102	8.356	6.118	2.791	3.885
Parcela 11	99	50	0	0	0	0	6.018	11.141	10.047	3.039	4.719
Parcela 13	50	50	50	0	0	0	497	398	50	122	188
Parcela 16	50	50	99	0	0	0	10.594	34.218	31.781	8.532	14.309
Parcela 24	4.178	4.824	3.979	2.537	398	2.537	5.222	5.919	6.167	3.973	1.865
Parcela 25	50	50	50	0	0	0	199	448	398	133	176
Parcela 29	99	0	0	0	0	0	149	199	199	72	90
Parcela 31	0	0	0	0	0	0	249	249	249	83	125
Parcela 36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parcela 38	348	50	0	0	0	0	448	1.094	846	310	414
Parcela 39	2.835	3.233	2.984	2.885	1.442	2.885	14.125	27.056	19.248	8.521	9.318
Parcela 41	995	945	1.243	895	547	1.044	20.143	31.582	24.371	9.085	12.549
Parcela 42	398	298	50	199	99	50	5.173	23.077	21.834	5.686	9.652
Parcela 44	1.840	348	895	1.194	696	1.044	27.504	60.728	47.448	15.744	23.643
Parcela 45	1.940	1.094	348	249	50	199	13.677	10.047	7.809	3.935	5.182
Parcela 46	0	0	0	0	0	0	597	1.442	2.288	481	836
Parcela 47	0	0	0	0	0	0	50	0	0	6	17

La tabla muestra los valores de regeneración natural (brinzales/ha) en la unidad dasocrática B-III-Oeste del monte 44 de La Pedraja de Portillo durante la serie de años 2001-2009. Se marcan en gris oscuro las 10 parcelas que durante los años estudiados han tenido mayores valores de regeneración, y en gris claro las 10 parcelas que han tenido los valores menores.

rios para intentar determinar cuales son los factores dasométricos que influyen en el proceso de regeneración natural.

La caracterización del arbolado adulto se ha realizado a través de un inventario de 20 parcelas seleccionadas (Tabla 4) del total de 48 parcelas instaladas en la unidad dasocrática. La elección de parcelas se realizó a partir de los datos de los conteos anuales y de los valores medios obtenidos, con el criterio de estudiar las 10 mejores y las 10 peores en cuanto a regeneración natural se refiere.

3. DISPOSITIVOS EXPERIMENTALES

3.1. Dispositivo experimental 1: estudio del desarrollo del regenerado natural y su distribución espacial a escala unidad dasocrática basado en la red de parcelas permanentes de seguimiento de la regeneración natural

El objetivo final que se pretende alcanzar con este estudio es el conocimiento de los procesos de desarrollo del regenerado natural en la masa principal de *Pinus pinea* y mixta con *Pinus pinaster*, así como su distribución espacial. A través del inventario anual del regenerado en las parcelas instaladas se obtiene la evolución temporal del número de brinzales por hectárea y como se distribuyen superficialmente.

El seguimiento del número de brinzales se realiza desde el norte y en sentido horario barriendo cada cuadrante desde el centro hacia el perímetro exterior (Figura 5), anotando la especie a la que corresponde cada brinzal y su viabilidad, distinguiendo cuatro categorías: 1. raquíuticos, débiles, deprimidos o puntisecos sin posibilidad de supervivencia (Figura 6); 2. estacionarios, que no presentan los signos anteriores, pero no son vigorosos ni tienen crecimientos importantes, su futuro es incierto (Figura 6); 3. vigorosos, frescos, con futuro bastante seguro, pero que aun no presentan acículas adultas (Figura 7); y 4. con un óptimo estado vegetativo y que presentan acículas adultas (Figura 7). En el inventario quedan excluidos del conteo los brinzales del año por tener una altísima mortalidad y requerir un enorme esfuerzo su conteo (no debe olvidarse que el objetivo del muestreo es conocer la evolución en la instalación del regenerado y no propiamente el mecanismo de la regeneración, si bien ambas cuestiones están inevitablemente unidas). Dentro de los estadillos se anotan otros datos de interés como la fecha del inventario, el grado de encespedamiento o el número de pies padre en un radio de 15 m desde el centro de la parcela. En el inventario se diferencia la especie de los brinzales distinguiendo *Pinus pinea* L., *Pinus pinaster* Ait. y «otras», que incluye *Quercus ilex* L., *Quercus faginea* Lam. y todas aquellas especies presentes, pero con escasa representación en estos montes.

La toma de datos se efectúa de manera sistemática una vez al año en los meses de octubre a diciembre. Cada unidad dasocrática tiene una serie de años muestreados en función de cuando se inició su regeneración, ya que no todas las unidades dasocráticas y series comenzaron en 2001.

3.2. Dispositivo experimental 2: estudio del desarrollo del regenerado natural y su distribución espacial a escala parcela basado en la red de parcelas permanentes de seguimiento de la regeneración natural del monte 44 de La Pedraja de Portillo

El estudio realizado sobre la unidad dasocrática B-III-Oeste del monte 44 de La Pedraja de Portillo tiene como objetivo determinar las posibles relaciones entre la presencia o no de regenerado y su distribución, y los pies adultos dentro de la masa, a partir de la forma, tipo de copa, densidad,



Figura 5

Agentes Medioambientales inventariando la parcela permanente n° 4 de seguimiento de la regeneración natural, en el monte n° 44 tramo B-III-Oeste de La Pedraja de Portillo.



Figura 6

Ejemplo de brinzales de tipo 1 y 2.



Figura 7

Ejemplo de brinzales de tipo 3 y 4.

orientación o distribución de éstos últimos. Se busca poder señalar qué factores dasométricos a escala parcela determinan que una zona tenga una regeneración natural excelente, mientras que en otras sea nula o completamente nula, considerando que todas las parcelas pertenecen a la misma unidad dasocrática con características ecológicas homogéneas en toda la superficie.

Para alcanzar este objetivo y poder determinar las características morfológicas del arbolado y fisiográficas de las parcelas de regeneración natural se realizó un muestreo piloto del arbolado adulto, sobre las 20 parcelas previamente seleccionadas, mediante el replanteo de otras circulares con un radio de 15 metros, cuyo centro coincidía con el marcado para las parcelas permanentes de seguimiento de la regeneración y que se encuentra materializado en campo con un hito feno (Figura 8). Se eligió el modelo de parcela circular por ser el tipo con menor perímetro y menor probabilidad de encontrar árboles dudosos en sus límites, además de resultar sencillo el replanteo. Con este tipo de parcela la superficie muestreada es de 7 áreas (707 m²) y se inventariarían entre 1 y 6 árboles al ser la densidad de árboles adultos entre 14-85 pies/ha.

La metodología establecida para la toma de datos se inicia en el norte siguiendo las agujas del reloj y se contabilizan los pies mayores de 20 cm de diámetro. En los estadillos (Figuras 9 y 10) se recogieron dos tipos de datos: por un lado los generales como localización, existencia de pies menores y clasificación del suelo; y por otro los del arbolado adulto: posición con GPS del árbol y dibujo en croquis de su situación dentro de la parcela, medición de dos diámetros del fuste (en dirección al centro de la parcela y perpendicular a éste), medición de los diámetros de la proyección de la copa (diámetro mayor y el perpendicular a este empleando la elipse para representar las copas), representación gráfica en la rosa de los vientos de las direcciones que tienen las mediciones de las copas, altura total, altura de la primera rama viva, crecimiento radial de los últimos diez años y edad.

El muestreo piloto realizado sobre el arbolado adulto en el monte 44 de La Pedraja de Portillo dio como resultados los datos mostrados en la Tabla 5.

4. EL FUTURO DE LOS DISPOSITIVOS DE ENSAYO

El seguimiento de la regeneración natural en los dispositivos de ensayo, se ha realizado con recursos propios de la administración forestal autonómica, durante el periodo 2001-2010. En el



Figura 8

Parcelas piloto de medición del arbolado adulto en el monte 44, tramo B-III-Oeste de La Pedraja de Portillo.

Formulario de registro de datos para el seguimiento de la regeneración natural del *Pinus pinea* L. (anverso). El formulario está dividido en varias secciones: una parte superior con datos generales, una sección central con una tabla de registro de datos, y una parte inferior con un espacio para comentarios. La tabla de registro de datos tiene varias columnas para registrar información sobre las parcelas y los árboles.

Figura 9

Modelo de estadillo para el muestreo piloto del arbolado adulto (anverso).

Formulario de registro de datos para el seguimiento de la regeneración natural del *Pinus pinea* L. (reverso). El formulario muestra una serie de diagramas circulares que representan parcelas de muestreo, cada una con una red de puntos para registrar datos. Hay un espacio para un diagrama adicional y un espacio para comentarios.

Figura 10

Modelo de estadillo para el muestreo piloto del arbolado adulto (reverso).

futuro se prevé que estos conteos se sigan efectuando sobre la red de parcelas permanentes, y a su vez se incorporen todas aquellas unidades dasocráticas que van entrando en regeneración según la marcha ordenada indicada en los proyectos y revisiones de ordenación de determinados montes gestionados en la provincia. A través de los datos recopilados se espera, más allá de cumplir su papel en la gestión de los montes, avanzar en el conocimiento de los procesos de regeneración natural de los pinares en los arenales de la meseta castellana, y muy especialmente para el caso de la especie *Pinus pinea*.

La incertidumbre del cambio climático y las posibles modificaciones de los actuales escenarios aconsejan continuar con el estudio de la regeneración natural en los montes en los que actualmente se realiza el seguimiento, y extender la red de parcelas permanentes al resto de unidades naturales de campiñas sin representación como Valladolid y Tudela de Duero o con un número muy reducido de montes (Terrazas fluviales); parece oportuno ampliarla también a montes de las zonas de páramos calizos y de transición, con abundante representación de *Pinus pinea*, completando para el conjunto la investigación de los parámetros ecológicos y fisiológicos.

Tabla 5

Características dasométricas del arbolado adulto en las parcelas permanentes de regeneración del monte nº 44 Tamarizo Nuevo, tramo B-III-Oeste de La Pedraja de Portillo

Parcela	N P.pa (Pies/ha)	AB (m ² /ha)	dg (cm)	FCC (%)	H media (m)	Crecimiento radial (mm) 10 años)	S (m)	Edad (años)	Brinzales /ha	Tipo de suelo
2	28	7	55	23	13	37	12,5	111	1.393	Arenoso
3	57	13	54	49	12	39	15,0	97	8.157	Arenoso
5	71	11	45	42	13	25	11,4	110	1.393	Arenoso
6	42	10	56	36	14	—	—	—	6.118	Arenoso
11	57	16	60	51	14	17	—	100	10.047	Arenoso
13	57	4	30	20	8	58	15,8	29	50	Arenoso
16	42	9	52	35	11	—	—	—	31.781	Arenoso
24	85	17	50	50	14	—	—	—	6.167	Arenoso
25	57	19	65	53	15	—	—	—	398	Arenoso
29	14	5	65	15	17	—	—	—	199	Arenoso
31	42	11	59	39	14	—	—	—	249	Arenoso
36	28	3	34	11	8	76	22,1	11	0	Arenoso
38	57	8	43	35	12	—	—	—	846	Arenoso
39	42	9	52	31	14	—	—	—	19.248	Arenoso
41	42	7	46	29	11	35	8,5	119	24.371	Arenoso
42	28	4	43	23	10	42	15,4	44	21.834	Arenoso
44	28	8	60	36	15	—	—	—	47.448	Arenoso
45	57	12	51	37	12	30	15,8	46	7.809	Arenoso
46	28	8	60	22	14	—	15,0	—	2.288	Arenoso
47	14	3	55	9	14	83	—	90	0	Arenoso

Nº P.pa (pies/ha): número de pies por hectárea de *Pinus pinea* que han quedado tras las cortas preparatorias y diseminatorias en la unidad dasocrática de estudio; **AB (m²/ha):** área basimétrica de los pies presentes en la parcela; **dg (cm):** diámetro medio cuadrático, es el diámetro equivalente al árbol de área basal media; **FCC(%):** fracción de cabida cubierta o porcentaje de superficie de suelo que queda cubierta por vegetación; **H media (m):** altura media de los árboles presentes en la parcela; **Crecimiento radial (mm) 10 años:** el crecimiento de los 10 últimos años (hay parcelas sin dato, debido al estado de los árboles que no permiten la medición); **IS(m):** Índice de calidad de estación para pino piñonero (Calama *et al.*, 2003); **Edad (años):** edad en años medida a través de una barrena de Pressler de los árboles incluidos en la parcela.

El estudio y conocimiento científico de la regeneración natural de *Pinus pinea* precisa de la colaboración entre los distintos organismos (Universidad, Centros de Investigación) y administraciones, siendo imprescindible el trabajo conjunto realizado por el Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA) y la administración autonómica de la comunidad de Castilla y León. Estas cooperaciones entre entidades posibilitará la creación de un banco de datos de la regeneración natural en los pinares de la Meseta Central para las especies de *Pinus pinea* y *Pinus pinaster*, que permitirá, gracias a las investigaciones en curso, gestionarlas de manera más eficiente a nivel ecológico y sostenible.

5. AGRADECIMIENTOS

A los Agentes Medioambientales encargados de realizar los conteos anuales de la regeneración natural, sin los cuales sería absolutamente imposible acometer estas labores, así como otras de apoyo en este trabajo. Los Agentes Medioambientales que han colaborado son, en la comarca de Tordesillas: Teodoro Rivero de la Cuesta, Pablo Zamora Muriel, Alejandro Rivero de la Cuesta, Eugenio Sancho Alonso y Virgilo Ballesteros Hernández; en la comarca de Viana de Cega: Alejandro Muñoz Rodríguez, Miguel Ángel Guerra Junquera, Manuel Melitón Salgado, Juan Antonio Menor Salgado, David González Cerro, Manuel Carlos Cabezas Arias, Jesús Alonso Heredero y Julio Muñoz Cámara; en la comarca de Olmedo: José Antonio Ramos González, Manuel González Fernández, Julio Zamora Muriel, Mariano Lozano Sanz, Mario Martín Muñoz, Luís Javier Muñoz Puentes, Ladislao González García y Francisco Cenalmor Gutiérrez; por último en la comarca de Medina del Campo: Andrés González Gómez, José Luís de la Viuda Polo, José Antonio Coello Cámara, Juan Pablo González Fernández y Saturnino Camarero Rey. Al Ayuntamiento de Portillo por permitir realizar las experiencias y estudios dentro del monte público «*Tamarizo Nuevo*» y al resto de entidades propietarias de los montes estudiados.

6. LISTADO DE REFERENCIAS

- Calama, R., Cañadas, N., Montero, G. (2003). Inter-regional variability in site index models for even aged stands of stone pine (*Pinus pinea* L.) in Spain. *Annals of Forest Science* 60(3): 259-269.
- Calama, R., Mutke, S., Gordo, J., Montero, G. (2008). An empirical ecological-type model for predicting stone pine (*Pinus pinea* L.) cone production in the Northern Plateau (Spain). *Forest Ecol. Manage.* 255 (3/4): 660-673.
- Gordo, F. J. (2004). Selección de grandes productores de fruto de *Pinus pinea* L. en la Meseta Norte. Ph. Dr. Thesis. Universidad Politécnica de Madrid.

Sitios experimentales y redes de parcelas para la investigación sobre regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. gestionados por la Universidad de Valladolid

Felipe Bravo, Carlos del Peso, Encarna Rodríguez, Cristóbal Ordóñez,
Irene Ruano, Ana Isabel de Lucas

RESUMEN

La investigación de los procesos de regeneración forestal precisa un gran esfuerzo de muestreo en campo tanto en el espacio para cubrir un amplio rango de situaciones ecológicas y selvícolas como en el tiempo para poder capturar los efectos de la variabilidad del clima. En ese capítulo se presentan los sitios experimentales y redes de parcelas que desde el año 2004 ha instalado la Universidad de Valladolid con el objeto de profundizar en el conocimiento de la regeneración de *Pinus pinaster* Ait. y en el desarrollo de modelos y otros instrumentos útiles para la gestión forestal. Se describen en detalle los sitios experimentales de Cuéllar y las Navas del Marqués y las redes de parcelas de seguimiento del efecto de las perturbaciones sobre la regeneración y de evaluación del potencial del regenerado avanzado. En estos dispositivos se han estudiado diferentes procesos como la lluvia de semilla, la predación, el efecto del clima y los tratamientos selvícolas sobre la germinación y desarrollo inicial de las plántulas y los procesos de facilitación y competencia en relación con el matorral y los árboles adultos.

1. INTRODUCCIÓN

El desarrollo de cualquier programa de investigación selvícola requiere de un amplio dispositivo experimental y de seguimiento durante un largo periodo de tiempo. Por ello desde el año 2001, nuestro grupo ha instalado redes de parcelas y dispositivos experimentales para cubrir los principales objetivos de nuestro programa de investigación en silvicultura y dinámica forestal. Bravo *et al.*, (2004) presentaron una descripción sobre las redes de parcelas permanentes y sitios experimentales instalados hasta esa fecha. En este capítulo nos centraremos en los sitios experimentales y redes de parcelas para el estudio de la regeneración de *Pinus pinaster* Ait. (pino negral) gestionados por nuestro grupo. Aunque la mayoría de estos dispositivos se encuentran en Castilla y León, parte están instalados en Extremadura y en Aragón. A continuación se presentarán los siguientes dispositivos: (1) Sitio experimental de Cuéllar (Segovia), (2) Sitio experimental de Las Navas del Marqués (Ávila), (3) Red de parcelas para el estudio de la regeneración tras cortas e incendio y (4) Red de parcelas de regeneración avanzada.

2. SITIOS EXPERIMENTALES

2.1. Sitio experimental de Cuéllar (Segovia)

El sitio experimental de muestreo intensivo de Cuéllar (Segovia) fue instalado en un tramo en regeneración del monte público nº 32 «*Común de la Torre y Jaramiela*», perteneciente a la

J. Gordo, R. Calama, M. Pardos, F. Bravo, G. Montero (ed.). *La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Valladolid © 2012 (67-79).*

Comunidad de Villa y Tierra Antigua de Cuéllar y situado en el término municipal de Mata de Cuéllar y Valledado. Para su instalación se contó con la autorización y colaboración tanto de la propiedad (Comunidad de Villa y Tierra Antigua de Cuéllar) como del Servicio Territorial de Medio Ambiente de Segovia (Junta de Castilla y León). Este monte se encuadra dentro de la extensa masa continua de pinares de *Pinus pinaster* incluida en la región de procedencia Meseta Castellana (Alía *et al.*, 1996). El sitio experimental está situado a 757 metros de altitud (41° 22' N, 4° 29' W) en un rodal llano, de suelos silíceos, arenosos y dunas continentales de origen cuaternario (Junta de Castilla y León, 1988), caracterizado por un clima semiárido mediterráneo, con una precipitación y temperatura anual media de 461 mm, y 11,2°C, respectivamente, y una sequía estival pronunciada. La comunidad florística que acompaña al pino negral (Alday *et al.*, 2010) se compone de una asociación típica mediterránea de especies anuales (*Micropyrum tenellum* (L.) Link, *Sedum amplexicaule* DC., *Vulpia myuros* (L.) C.C. Gmelin, *Lupinus angustifolius* L., vivaces y arbustivas (*Lavandula pedunculata* Miller, *Helichrysum italicum* (Roth) G. Don) e individuos aislados de pino piñonero (*Pinus pinea* L.). La selvicultura aplicada en este área está basada en la regeneración natural, durante un periodo de 20 años, en un sistema adaptado a la producción de resina y madera con masas adultas a turno de 120 años, en densidades bajas (aproximadamente 140 pies/ha). El objetivo principal de este sitio experimental es evaluar y cuantificar de forma exhaustiva el efecto de los factores causales de la regeneración, como el peso o intensidad de la corta, y de los factores de influencia directa como la luz, la disponibilidad de nutrientes o la microtopografía, sobre diferentes procesos claves: disponibilidad de semillas (dispersión), predación, nascencia y supervivencia a corto y largo plazo de plántulas establecidas.

En el verano de 2003, sobre una zona homogénea en cuanto a condiciones abióticas y estructura del pinar, se procedió a instalar el sitio experimental, diseñado mediante parcelas divididas (Split-Plot). El diseño consta de 10 parcelas de 0,49 ha de superficie (70×70 m), donde se efectuaron tres tratamientos de corta de regeneración durante el invierno del año 2004 (Tabla 1). Las intensidades de corta, expresadas en relación al área basimétrica, fueron: cortas del 100% (parcelas 1, 3 y 9), 50% (parcelas 6, 7 y 8), 25% (parcelas 2, 4 y 5). Cada nivel de corta

Tabla 1

Caracterización de las cortas planificadas en cada parcela con expresión de la intensidad en relación al número de pies por parcela, área basimétrica y volumen

Parcela	Nº de árboles iniciales	Árboles cortados	Área basimétrica inicial (m²/ha)	Área basimétrica cortada (m²/ha)	Volumen inicial (m³/ha)	Volumen cortado (m³/ha)
1	67	67	16,639	16,639	125,469	125,439
2	69	30	17,658	4,413	138,695	32,705
3	62	62	17,893	17,893	151,210	151,210
4	79	32	18,034	4,350	148,705	30,523
5	85	24	21,346	5,283	190,010	44,751
6	92	51	20,845	10,602	187,389	93,115
7	56	34	14,056	7,042	112,455	53,088
8	64	33	15,070	7,111	110,966	50,818
9	75	75	18,913	18,913	157,484	157,484
10	47	0	13,458	0,000	92,308	0,000

**Figura 1**

Sitio experimental en el monte nº 32 de Mata de Cuéllar (Segovia). La figura muestra el diseño experimental y, se observa de manera clara las tres repeticiones de la corta a hecho. Los puntos blancos representan la posición de las trampas de semillas.

está repetido tres veces en parcelas elegidas al azar. Asimismo, se ha instalado una única parcela control donde no se han efectuado cortas (cortas del 0%) (Figura 1). En el caso de los estudios florísticos fue necesario instalar otras dos parcelas testigo situadas de forma contigua a la parcela 10 (Figura 1).

Para el análisis de la dispersión de semilla del pino negral se dispusieron un total de 90 trampas de 1×1 m de forma sistemática, a razón de 9 por parcela de ensayo (3 parcelas por tratamiento más la parcela de control), separadas entre sí por unos 35 metros. Las trampas están ligeramente levantadas del suelo unos 30 cm y el apoyo y esqueleto de las mismas está hecho a base de estacas de madera y alambre que tensan las telas (Figura 2). La base de la trampa es una fina malla metálica de luz de 2×2 mm, recubiertas por de malla gallinera de luz de 2×2 cm para evitar la predación de la semilla. El seguimiento de las trampas y la limpieza y recogida de semillas es periódico, concentrándose especialmente en la época de mayor producción (finales de la primavera y verano). En general se han visitado las trampas de semillas con una frecuencia quincenal desde el año 2004 hasta la actualidad.

Además se instalaron 250 trampas (25 por parcela) para el seguimiento de la demografía del regenerado (Figuras 2 y 3) anotándose desde el año 2006, con la misma periodicidad del seguimiento de la lluvia de semillas, la nascencia, supervivencia y mortalidad de las plántulas. La distribución de las parcelas de demografía siguió un patrón regular en cada una de las parcelas de ensayo (Figura 4). Su tamaño es de 1×1 m excepto en las trampas centrales (trampa nº13) que se ampliaron a 2×2 m. Desde el año 2010 se está haciendo el seguimiento de la depredación en un grupo representativo de trampas (Figura 5).

Durante los años 2006 y 2007 se estudió la influencia de la luz y la disponibilidad hídrica en la germinación y los primeros meses de establecimiento. Para ello se instalaron dentro de estas parcelas de ensayo 12 dispositivos (3 en cada una de las parcelas 5, 7, 9 y 10). Cada dispositivo consta de cuatro unidades experimentales (Figura 6) en las cuales se sembraron 25



Figura 2

Trampa de recogida de semillas y trampa de seguimiento de demografía de regenerado.

semillas (en total 1.200 semillas). Cada uno de los dispositivos se sometió a cuatro regímenes hídricos estivales diferentes, simulando tormentas, de forma que se ensayaron 4 regímenes hídricos y 4 situaciones de luz (ver capítulo 14). Por otro lado, y representando la región de procedencia Meseta Castellana, los 217 árboles de las parcelas P1 y P5 han sido analizados con marcadores moleculares, formado parte de un estudio de estructura genética espacial del pino negral (De-Lucas *et al.*, 2009). Estos datos genéticos, están disponibles para po-



Figura 3

Recogida de material vegetal para el análisis de la estructura genética espacial. Sitio experimental en el monte nº 32 de Mata de Cuéllar (Segovia).

**Figura 4**

Distribución de las parcelas de seguimiento de la demografía (en blanco) y de las trampas de semilla (en granate) en una de las parcelas de ensayo del dispositivo experimental en el monte nº 32 de Mata de Cuéllar (Segovia).

sibles futuros estudios de parentesco entre el regenerado y los árboles semilleros. El enlace donde se encuentra disponible toda la información detallada de este sitio experimental es el siguiente: (<http://sostenible.palencia.uva.es/compartida/CuellarExperimentalSite.pdf>)

Así mismo, durante la primavera de 2008 se estableció una pequeña repoblación de plantas producidas en los viveros de la Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias (E.T.S.II.AA.) de Palencia bajo dos niveles de fertilización y tres niveles de luz (Figura 7). Así

**Figura 5**

Trampa de depredación asociada a la trampa de recogida de lluvia de semillas. Año de instalación y seguimiento: 2010. Sitio experimental en el monte nº 32 de Mata de Cuéllar (Segovia).

Figura 6

Dispositivo experimental formado por 4 unidades experimentales para analizar la influencia de la luz y la disponibilidad hídrica en el dispositivo experimental en el monte nº 32 de Mata de Cuéllar (Segovia).



mismo a parte de las plántulas se les dio un riego en verano durante el primer año, simulando un año húmedo de instalación de la regeneración. Con este ensayo se busca analizar como influyen las condiciones de nascencia y el primer desarrollo de las plántulas a su posterior puesta en luz. El origen de la semilla utilizada fue semilla comercial de la región de procedencia Meseta Castellana.

Desde la instalación del sitio experimental en el monte nº 32 de Mata de Cuéllar en 2004, han sido numerosas las ocasiones que se ha visitado esta parcela intensiva de muestreo con un fin docente o de transferencia de conocimiento (Figura 8). Así los nuevos conocimientos que se van generando se trasladan tanto a alumnos en formación (grados forestales, máster y doctorado, y cursos específicos de formación en gestión forestal sostenible) como a gestores, investigadores y tecnólogos.

Figura 7

Plantas instaladas en el ensayo de de repoblación en el sitio experimental dentro del monte nº 32 de Mata de Cuéllar (Segovia). Las plántulas se han obtenido en vivero bajo distintas condiciones de luz y fertilidad.



**Figura 8**

La labor docente y de transferencia es una de las actividades desarrolladas en el Sitio experimental en el monte nº 32 de Mata de Cuéllar (Segovia). En la foto estudiantes del Grado en Ingeniería Forestal y del Medio Natural (Universidad de Valladolid) en visita de prácticas.

2.2. Sitio experimental de Las Navas del Marqués (Ávila)

El sitio experimental de Las Navas del Marqués (Ávila), 40° 33' N y 4° 20' W fue instalado en marzo del año 2008, en colaboración con la Sociedad de Las Navas del Marqués, en un rodal monoespecífico de *Pinus pinaster* de 25 ha de superficie (Figura 9). La masa tenía una edad de 35-40 años en el momento de instalación, se localiza a 1.050 m de altitud, con exposición noroeste, y presenta un estrato de sotobosque alto (~1,35 m) formado casi exclusivamente por *Cistus ladanifer* L. El suelo es silíceo y de tipo Entisol. En el invierno de 1996 a 1997 se realizó la última corta (aclareo sucesivo), y desde entonces se mantiene vallado para excluir al ganado. La

**Figura 9**

Vista general del sitio experimental de Las Navas del Marqués (Ávila).

corta dio lugar a diferencias de densidad dentro del rodal generando huecos, lo que permitió caracterizar dos tipos de cobertura de dosel: zonas con cobertura arbórea y zonas abiertas. El clima es mediterráneo, con una precipitación media anual de 738 mm distribuida principalmente en otoño y primavera y una temperatura media anual de 10°C. La precipitación en verano es escasa, con valores mínimos en julio y agosto. En el año de instalación del sitio experimental (2008) el periodo de aridez estival fue más largo que la media general, pero no se detectaron diferencias significativas entre ninguna de las variables climáticas de precipitación y temperatura usadas en el contraste entre el clima general de la zona y el del año de estudio.

En este sitio se llevaron a cabo, de forma paralela, dos estudios; uno para evaluar el efecto del matorral en la supervivencia a las condiciones de verano de plántulas jóvenes de *Pinus pinaster* emergidas de forma natural a partir del banco de semillas del suelo (Rodríguez-García *et al.*, 2011a) y otro estudio donde se evaluó la interacción matorral-regenerado en plantas juveniles de *Pinus pinaster* de diferentes tamaños relativos con respecto a la altura del matorral circundante, y ver el efecto en el crecimiento en volumen del regenerado (Rodríguez-García *et al.*, 2011b).

Primero, se identificaron dos tipos de dosel: dosel abierto (huecos o claros), con una densidad arbórea media de 56,59 árboles ha⁻¹, y dosel cerrado, con una densidad arbórea media de 146,19 árboles ha⁻¹. En cada tipo de dosel se instalaron tres parcelas circulares de 15 m de radio (Figura 10) y se midieron diferentes variables para caracterizar la estructura forestal (Tabla 2). Dentro de estas parcelas de 15 m de radio se instalaron cuatro subparcelas circulares de radio 2,5 m que fueron empleadas para medir la cobertura y altura del matorral presente, y caracterizar las condiciones ambientales de luz sobre el sotobosque, y las condiciones edáficas y microclimáticas en zonas bajo matorral y zonas abiertas sin matorral, en los dos tipos de cobertura de dosel. El ambiente lumínico, bajo los dos tipos de dosel, se caracterizó a partir de cinco fotografías hemisféricas tomadas al amanecer.

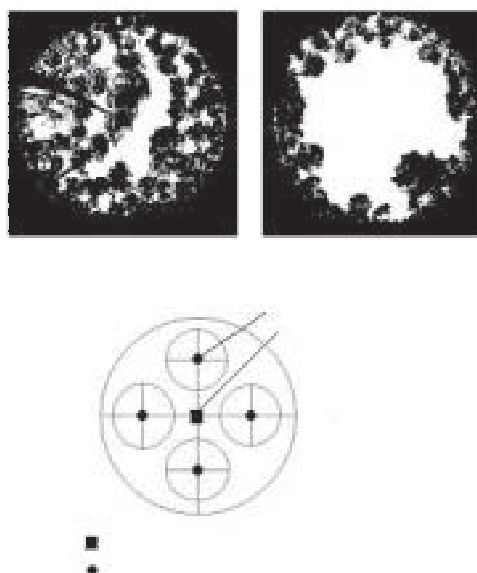


Tabla 2
Principales características (media $\pm$ error estándar) de las variables de la estructura forestal del sitio de estudio

Variables	Dosel cerrado	Dosel abierto
CA (%)	33,17 $\pm$ 0,55	5,10 $\pm$ 0,57
DA (N ha ⁻¹)	146,19 $\pm$ 7,25	56,59 $\pm$ 5,32
AB (m ² ha ⁻¹)	16,66 $\pm$ 0,79	6,67 $\pm$ 0,38
H0 (m)	17,94 $\pm$ 0,22	14,95 $\pm$ 0,48
Dbh (cm)	38,16 $\pm$ 0,07	35,92 $\pm$ 1,17
CM (%)	48,75 $\pm$ 5,43	49,17 $\pm$ 5,14
HM (cm)	135,73 $\pm$ 6,88	134,88 $\pm$ 7,33

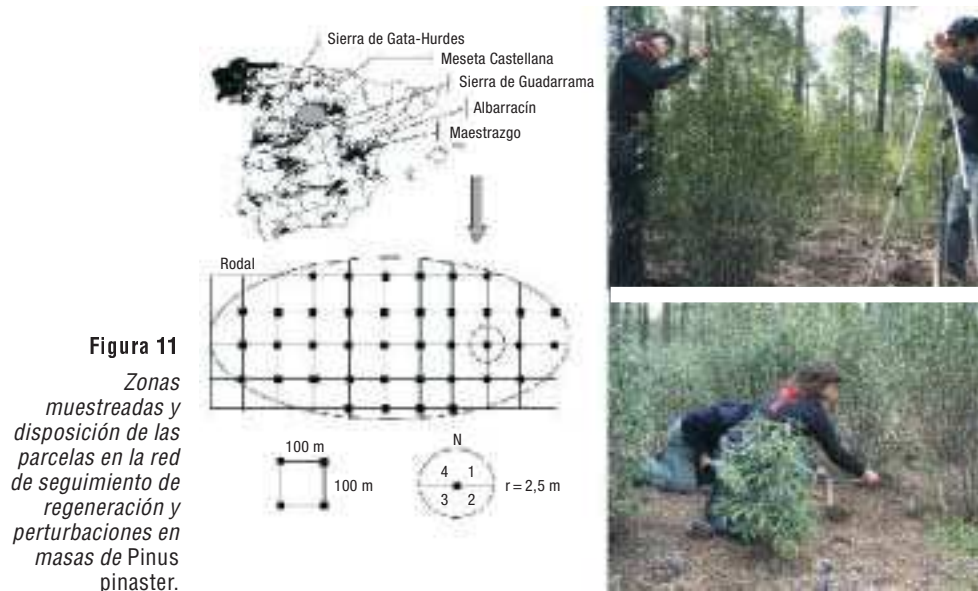
CA (%): cobertura arbórea; DA (pies/ha): densidad arbórea; AB(m²/ha): área basimétrica; H0 (m): altura dominante de Assman; Dbh (cm): diámetro a la altura del pecho; CM (%): cobertura de matorral; HM (cm): altura del matorral.

Para la caracterización de las condiciones de micrositio se consideraron dos microambientes: bajo matorral y espacios sin matorral. A finales de julio (mes con más déficit hídrico), se tomaron 3 muestras de suelo de los primeros 20 cm, de cada combinación de microambiente y subparcela (n = 144). Las muestras de suelo fueron transportadas al laboratorio en bolsas de plástico herméticas para poder calcular la humedad edáfica (%) mediante gravimetría. Con estas mismas muestras se calculó el contenido de macronutrientes, porcentaje de partículas en función del tamaño (arena, limo, arcilla), la textura, la conductividad eléctrica, el pH y el porcentaje de materia orgánica. Durante 6 días consecutivos (24-31 julio de 2008), se registraron las siguientes variables con ayuda de sensores tipo HOBO Pro v2 (Onset computers, Pocasset, MA, USA): temperatura del suelo en los primeros centímetros (3 cm) con una frecuencia de 15 min, y la temperatura y humedad atmosférica sobre la superficie del suelo (10 cm), con una frecuencia de 30 min. La temperatura del suelo al mediodía (12-5 pm) se calculó a posteriori.

3. REDES DE PARCELAS

3.1. Red de seguimiento de selvicultura y perturbaciones

Esta red está compuesta por 17 rodales, regenerados de forma natural a partir de cortas o incendios, en masas de *Pinus pinaster* localizados en los Sistemas Central e Ibérico Meridional (Figura 11) de forma que representan, tanto la variabilidad de estaciones en las que se encuentra la especie como de las cortas de regeneración y la perturbación dominante en sistemas mediterráneos (el fuego). Los rodales fueron seleccionados en áreas en las que el tratamiento o la perturbación hubiese tenido lugar en los 10 años anteriores al muestreo, con una superficie de 30 ha, donde existiese regeneración natural y no se hubiesen producido cortas o nuevas perturbaciones tras el tratamiento (Tabla 3). La restricción de superficie no se pudo cumplir en muchos casos por lo que el número de parcelas varió entre los rodales. Los rodales de la Meseta Castellana (MC) y Guadarrama (GD) fueron cortados mediante cortas a hecho en dos tiempos o aclareo sucesivo, respectivamente. Los rodales de Albarracín (AB) y Maestrazgo (MG) se cortaron mediante entresaca. Finalmente los rodales situados en Gata y Hurdes (GH) se regeneraron tras incendio. En ninguno de los rodales se realizaron tratamientos del suelo y los árboles fue-



ron extraídos de los rodales dejando restos de las copas en el sitio (excepto en los rodales 10 y 11 de Gata-Hurdes). La densidad de los árboles semilleros oscilan entre los 25 y 50 árboles/ha en las zonas de cortas a hecho en dos tiempos, entre los 50 y 150 árboles/ha en las zonas sometidas a aclareos sucesivos y entre 200 y 300 árboles/ha en los rodales sometidos a entresaca. En las zonas quemadas, como máximo, quedaron en pie 15 árboles vivos por ha.

Dentro de cada rodal se dispuso, una malla cuadrada de 100×100 m de lado (Figura 11). En cada uno de los nodos de la malla se instaló un parcela circular de radio 2,5 metros que se dividió en cuatro cuadrantes en los que se contabilizó el número de regenerados viables mediante el método de los cuadrantes ocupados o *stocked quadrant method* (Rodríguez-García *et al.*, 2010 se pueden encontrar los detalles del método). Con el radio de estas parcelas, cada cuadrante tiene un área de $4,9 \text{ m}^2$ lo que correspondería, si se asume un patrón regular de la distribución espacial de las plántulas, con una densidad de 2.000 árboles/ha, densidad que en muchos casos se fija como el umbral mínimo de una regeneración viable (Matney y Hodges, 1991). En cada una de las parcelas se contabilizó el número de regenerados con diámetro normal igual o menor a 7,5 cm. A éstos se les midió su altura (cm), el diámetro en la base (mm), su estado de vigor (dañados/no dañados por pastoreo, patógenos, desecación, etc.) y su posición social (dominante o suprimido) con respecto a otras plántulas de *Pinus pinaster* o al matorral presente. La edad de cada plántula se estimó visualmente en campo mediante el conteo de verticilos. A las plántulas germinadas en el otoño o primavera del año de muestreo se les asignó una edad de 0 años. Para cada parcela se calculó la edad media, mediana, modal y máxima de las plántulas con el fin de identificar las fechas de instalación del regenerado. A partir de los datos de la Agencia Estatal de Meteorología (www.aemet.es) se caracterizaron las precipitaciones y temperaturas en las parcelas durante los años de instalación del regenerado, seleccionando las estaciones más adecuadas de acuerdo con su exposición, altitud y distancia a cada uno de los rodales. Se estimó en cada parcela el porcentaje de cobertura del matorral, especies herbáceas y musgo, así co-



Figura 12

Parcelas de seguimiento de regeneración avanzada de Pinus pinaster en la meseta castellana y apeo de arbolado para el análisis de troncos.

mo la cobertura de los restos de corta, y se midió, con una precisión de 0,5 cm la altura del matorral, de las especies herbáceas y de los restos de corta. Además, en un 10% de las parcelas de cada rodal se tomó una muestra de los primeros 20 cm de suelo para determinar el porcentaje de arena, arcilla y limo, el porcentaje de carbonatos y materia orgánica, la concentración de fósforo, potasio, calcio, magnesio y sodio y la conductividad eléctrica. Todos los análisis siguieron los protocolos definidos por el MAPA (1994).

3.2. Red de parcelas para la evaluación de la regeneración avanzada

El estudio de la regeneración avanzada se centra en 3 sitios de seguimiento situados en tramos próximos a las cortas de regeneración en los siguientes montes públicos: monte N° 39 «Mohago» situado en el término municipal de Olmedo (Valladolid), monte N° 25 «Pinar de la Villa» situado en el término municipal de Arévalo (Ávila) y monte N° 32 «Torre y Jaramiela» situado en los términos municipales de Mata de Cuéllar y Valledado (Segovia). El objetivo de esta red es evaluar el potencial de la regeneración avanzada y la influencia de los diferentes sistemas de gestión sobre su dinámica. En cada uno de los sitios se ha instalado (abril de 2008) una parcela de 50 x 50 m. Dentro de la cada una de estas parcelas (Figura 12) se han situado todos los árboles, mediante coordenadas polares (ángulo y distancia al centro), se han medido sus alturas, diámetros y edad, y se han clasificado en tres grupos (árboles adultos, regenerado dominante y regenerado suprimido). Además, se aparearon 20 árboles en cada uno de los dos últimos grupos para realizar un análisis de tronco con el objeto de estudiar su crecimiento en altura.

4. AGRADECIMIENTOS

La instalación de estos dispositivos se llevó a cabo dentro los siguientes proyectos PSE-310009-2009-4, AGL2007-65795-C02-01, AGL2004-07094-C02-02/FOR y AGL2001-1780 financiados por el Plan Nacional de I+D+i del Ministerio de Ciencia e Innovación y el proyecto VA 096A05 financiado por la Consejería de Educación de la Junta de Castilla y León. Para la instalación en campo se contó con la ayuda de los servicios forestales de Ávila, Valladolid, Segovia y Soria (Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León), Cáceres (Consejería de Agricultura y Desarrollo Rural de la Junta de Extremadura) y Teruel (Consejería de Medio Ambiente del Gobier-

no de Aragón) y la empresa Unión Resinera. Belinda Guerra colaboró en las primeras fases de la instalación del sitio experimental de Cuéllar mientras que Valentín Pando y Roberto San Martín, del Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA), ayudaron a que toda la red tuviese un adecuado diseño estadístico. En la toma de datos colaboraron numerosos investigadores y alumnos de la Universidad de Valladolid.

5. LISTADO DE REFERENCIAS

- Alday, J. G., Martínez-Ruiz, C., Marrs, J., Bravo, F. (2010). Influence of harvesting intensity on the floristic composition of natural mediterranean maritime pine forest. *Acta Oecologica* 36(3): 349-356.
- Bravo, F., Ordóñez, C., Lizarralde, I., Bravo-Oviedo, A., Guerra, B., Peso, C. del, Domínguez, M., Osorio, L. F. (2004). Red de parcelas y experimentos del grupo de investigación sobre gestión forestal sostenible de la ETS de Ingenierías Agrarias de Palencia (Universidad de Valladolid). *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 18: 237-242.
- De-Lucas, A. I., González-Martínez, S. C., Vendramin, G. G., Hidalgo, E., Heuertz, M. (2009). Spatial genetic structure in continuous and fragmented populations of *Pinus pinaster* Aiton. *Molecular Ecology* 18(22): 4564-4576.
- MAPA (1994). Métodos oficiales de análisis. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Matney, D. T., Hodges, D. J., (1991). Evaluating regeneration success. In: Duryea, M.L., Dougherty, P. M. (Eds.), *Forest Regeneration Manual*. Kluwer Academic, Dordrecht.
- Rodríguez-García, E., Bravo, F., Spies, T. A. (2011a). Effects of overstorey, plant-plant interactions and soil properties on Mediterranean maritime pine seedling dynamics. *Forest Ecology and Management* 262: 244-251.
- Rodríguez-García, E., Juez, L., Bravo, F. (2010). Environmental influences on post-harvest natural regeneration of *Pinus pinaster* Ait. in Mediterranean forest stands submitted to seed-tree selection method. *European Journal of Forest Research* 129: 1119-1128. doi: 10.1007/s10342-010-0399-7.
- Rodríguez-García, E., Ordóñez, C., Bravo, F. (2011b). Effects of shrub and canopy cover on the relative growth rate (RGR) of *Pinus pinaster* seedlings of different sizes. *Annals of Forest Science* 68(2): 337-346. <http://dx.doi.org/10.1007/s13595-011-0039-5>.

La producción de piña y piñón de *Pinus pinea* L. en la Meseta Norte

Rafael Calama, Sven Mutke, Marta Pardos, Lara Morales,
Francisco Javier Gordo, Gregorio Montero, Luis Finat

RESUMEN

Se presenta una revisión de los resultados obtenidos en el seguimiento de distintos dispositivos orientados al estudio de la producción de piña y piñón de *Pinus pinea* L. en la Meseta Norte. Se detecta un marcado patrón de variabilidad espacio temporal en la producción, identificando tanto las variables ecológicas (edáficas principalmente), de rodal y de árbol responsables de la variabilidad espacial, como aquellos atributos climáticos que explican la vecería en la especie. A partir de los hallazgos anteriores se han desarrollado distintos modelos predictivos que permiten predecir la producción anual de piña y piñón a distintas escalas espaciales y temporales.

1. INTRODUCCIÓN

La producción de piña y piñón de *Pinus pinea* L. en los pinares de la Meseta Norte tiene importancia para la gestión forestal desde tres puntos de vista diferenciados: selvícola, ecológico y económico. Desde el punto de vista selvícola, la producción de fruto y semilla constituye un elemento clave para la consecución de la regeneración natural, requiriéndose un aporte de semilla adecuado en número y viabilidad. En este sentido, la producción de piñón define un cuello de botella para todos los procesos ligados a la regeneración de las masas naturales, siendo éste el aspecto que más nos interesa en el presente capítulo.

Desde un punto de vista ecológico, el piñón de *Pinus pinea* constituye un elemento fundamental en la dieta invernal de distintos mamíferos (ratón de campo *Apodemus sylvaticus*, ardilla *Sciurus vulgaris*) y aves (corneja *Corvus corone*, rabilargo *Cyanopica cyanus*), por lo que el mantenimiento de las poblaciones de éstos y de sus predadores, está asociado a la disponibilidad de fruto y semilla. La actividad depredadora de la fauna tiene dos efectos opuestos sobre la regeneración natural. Por un lado, reduce la cantidad de semilla disponible en el suelo, pudiendo llegar a tasas de depredación superiores al 95% (ver capítulo 7). Por otro, estas especies pueden ser agentes de dispersión secundaria, elementos fundamentales para conseguir la llegada de semilla fuera del área de influencia de la copa en una especie con piñón pesado, como es el caso de *Pinus pinea*.

Finalmente, la importancia económica actual asociada a la producción de piñón, que en la mayor parte de los montes del área de estudio es mayor que la derivada de la madera, ha condicionado una gestión orientada básicamente a incrementar la producción de fruto. El mayor centro de producción de piñón blanco de *Pinus pinea* se sitúa en la localidad de Pedrajas de San Esteban, en la provincia de Valladolid. En esta localidad se concentran la mayoría de las aproximadamente 100 empresas que en Castilla y León se dedican a la elaboración de piñón blanco. Se trata de empresas familiares que pueden dar empleo directo entre 600 y 800 personas. Así mismo, la actividad de recogida de la piña puede suponer otros 5.000-6.000 empleos en toda Castilla y León.

El creciente interés económico por el aprovechamiento de la piña ha llevado a un cambio en la gestión selvícola de estos pinares, que durante décadas estuvo subordinada a la ordenación por tra-

J. Gordo, R. Calama, M. Pardos, F. Bravo, G. Montero (ed.). *La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana*. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Valladolid © 2012 (81-98).

mos permanentes y densidades elevadas condicionada por el interés maderero y resinero. Actualmente se busca incrementar la producción individual de piña reduciendo desde edades tempranas la densidad del arbolado para permitir el desarrollo de copas abiertas y soleadas.

A pesar de la gran importancia ecológica y económica de la piña del pino piñonero, hasta hace pocos años existían en la bibliografía muy pocas referencias sobre series plurianuales de producción, posiblemente por el esfuerzo operativo que supone su seguimiento a las diferentes escalas, sea el monte, parcelas de muestreo o el árbol individual. En cualquier caso, varios autores han propuesto diferentes leyes de vecería cíclicas para los distintos ámbitos geográficos de la especie, basándose en su experiencia, observaciones empíricas personales, o seguimientos de cosecha de muy pocos años (Ximénez de Embún, 1959). Sin embargo, la marcada variación interanual de las cosechas, el solape de tres cohortes de piñas en el árbol y las posibles autocorrelaciones biológicas entre ellas hacen imprescindible el utilizar series temporales lo suficientemente largas como para obtener estimaciones fiables de la producción media, de su variación interanual y de las posibles causas de la misma. Este conocimiento es imprescindible para una planificación y gestión sostenible de estos ecosistemas forestales.

Dentro de este ámbito, el objetivo del presente capítulo es presentar una revisión de los resultados obtenidos en el seguimiento de distintos dispositivos instalados para el estudio de la producción de piña y piñón en la provincia de Valladolid, haciendo especial énfasis en los obtenidos a partir tanto de las series temporales de producción a nivel de montes públicos gestionados por la Junta de Castilla y León como de la red de parcelas permanentes de producción de piña instaladas por el INIA.

2. BIOLOGÍA REPRODUCTIVA DE *PINUS PINEA* L.

Como en el resto de especies del género *Pinus*, en el pino piñonero los estróbilos masculinos y femeninos se forman en distintas zonas de la copa. Los primeros, pequeños, perecederos y numerosos, se sitúan en la base de los brotes nuevos del año, en ramillas laterales o dominadas que por su escaso diámetro son flexibles y fácilmente agitadas por el aire, lo que facilita la formación de densas nubes de polen amarillo que flotan por el pinar. El polen suspendido en el aire va cargándose electrostáticamente, siendo arrastrado por el viento hasta que es atrapado en los estróbilos femeninos, situados sobre los ápices más elevados de los brotes codominantes del casquete superior de la copa. Sólo cuando ha pasado la época de la polinización, empiezan a crecer las acículas del nuevo brote, que superan en longitud y envuelven a las pequeñas piñitas, que se van lignificando sin cambiar prácticamente de tamaño hasta el año siguiente.

Una singularidad de la especie, supuestamente relacionada con el gran tamaño de sus semillas, es que la maduración de la piña —y de los piñones— se prolonga a lo largo de tres años, un año más que en los demás pinos euroasiáticos. En la primavera del segundo año, la piña alcanza el tamaño de una nuez, mientras que la fecundación y embriogénesis no tienen lugar hasta la primavera del tercer año. La piña continúa creciendo hasta julio, no produciéndose la lignificación de la testa seminal y la maduración del piñón hasta el otoño de ese tercer año. A partir de noviembre, las piñas alcanzan la madurez comercial para ser apeadas del árbol. Si permanecen en el mismo, la apertura natural de las piñas y dispersión de los piñones no se produce hasta final de la primavera o comienzo del verano del cuarto año, pudiendo continuar hasta bien avanzado el otoño (ver capítulo 7).

Si se tiene en cuenta que además la diferenciación de los primordios de los estróbilos en la yema terminal de cada rama se produce al final de la primavera anterior a la antesis y polinización, la duración del proceso alcanza los cuatro años. Este intervalo de tiempo contrasta con el de la mayoría de los pinos, que suele durar un año menos, y especialmente con las frondosas, como los frutales o los

robles, que completan el proceso en poco más de un año. La mayor duración del proceso conlleva un mayor riesgo de ocurrencia de perturbaciones y eventos que afecten al mismo, al coincidir en el árbol tres cosechas seguidas: la del año, la del siguiente y aún la tercera cohorte de estróbilos recién polinizados esa misma primavera.

Para identificar momentos críticos del proceso y avanzar en la comprensión de los fenómenos de vecería (variabilidad sincrónica de la cosecha entre años), es habitual elaborar curvas de supervivencia para detectar reducciones en la producción potencial referida mediante el número de estróbilos femeninos desde su formación inicial hasta su madurez y por su tamaño medio y rendimiento en piñón.

Así, se observa que el número de flores femeninas formadas inicialmente en un año dado guarda una elevada correlación con el número final de piñas cosechadas casi tres años después, resultando la vecería en el caso del piñonero en buena parte una vecería floral (Mutke *et al.*, 2005b). Durante la floración, puede haber una primera reducción de efectivos si una primavera calurosa adelanta la aparición de los estróbilos femeninos receptivos, lo que incrementa el riesgo de daños por heladas tardías. Así ocurrió en 1997 en la provincia de Valladolid, cuando una helada negra ocurrida a principios de mayo, tras un abril inusualmente caluroso, provocó el aborto del 25% de los nuevos estróbilos.

El siguiente punto crítico es la mortalidad durante el primer verano tras la polinización, por falta de lignificación de las flores femeninas y deshidratación. Estas pérdidas alcanzan valores promedios del 10-40% en los pinares de Valladolid, siendo mayor aquellos años en los que el mes de junio es más caluroso. Estos valores contrastan con la tasa de mortalidad cercana al 90% observada en estos estróbilos femeninos de primer año en los pinares costeros de Huelva (Montero *et al.*, 2004). En la Meseta Norte también es frecuente la mortalidad de flores femeninas de uno e incluso dos años en inviernos muy severos (como sucedió en diciembre de 2001), en veranos muy secos (como los de 2005 ó 2009) o por daños por granizo.

Mención especial merecen las pérdidas debidas a la predación pre-dispersión de conos cerrados por parte de ardillas, principalmente, y por las larvas perforadoras de dos insectos, el gorgojo de la piña *Pissodes validirostris* y la polilla *Dioryctria mendacella*. Menos estudiados están los daños causados por otra plaga llegada recientemente a nuestro país, el chinche de la piña *Leptoglossus occidentalis*. Por último, hay una última variable de paso entre el número de piñas que llegan a madurar y su rendimiento final en piñón viable: el peso medio de la piña.

Como conclusión, la cantidad de piñón disponible en un año dado es el resultado de una sucesión de cuellos de botella que se pueden expresar en forma de coeficientes de paso que van reduciendo el número inicial de flores femeninas que potencialmente podrían llegar a desarrollarse como piñas maduras. En este sentido, el proceso debe considerarse una función multiplicativa de los distintos coeficientes de paso: basta que uno sólo de estos coeficientes falle a lo largo del ciclo (por uno de los citados eventos catastróficos) para que se reduzca la cantidad final de la cosecha.

3. DISPOSITIVOS EXPERIMENTALES

3.1. Series temporales de los aprovechamientos de piña en los montes de utilidad pública de la provincia de Valladolid 1960-2010

La primera fuente de información disponible aquí analizada sobre variabilidad espacio-temporal de la producción de piña en la Meseta Norte es el archivo de la administración forestal que refleja año a año, y para cada monte público, el volumen de la cosecha de piña enajenada. Debido a que este aprovechamiento se ha considerado tradicionalmente como secundario frente a las cortas maderables, su tratamiento en los planes anuales de aprovechamiento no se hizo de forma sistematizada hasta prin-

cipios de los años 60 del siglo pasado (Baudín, 1961). Los datos de producción de piña posteriores a 1982 se encontraban dispersos al coincidir con el traspaso de competencias forestales del Estado a la Comunidad Autónoma de Castilla y León. Las revisiones de los proyectos de ordenación no fueron actualizadas y significó la ausencia de datos relativos a la superficie productiva. Estas deficiencias se subsanaron para dar continuidad a las series históricas de producción (Gordo *et al.*, 1989, 2000; Garrachón, 1992; Gordo, 2004) y actualmente la estadística está sistematizada, completa y actualizada. En el presente capítulo se analizará, por lo tanto, la serie de producción anual 1960-2009 que existe para los montes de utilidad pública de la provincia de Valladolid.

El análisis se basa en las estimaciones visuales de cosecha que cada año realizan los servicios forestales a principios de verano del año del aprovechamiento. Estas estimaciones sirven para aforar la cosecha esperada, como fase previa a su posterior enajenamiento mediante subasta pública. Al cerrar los Planes Anuales de Aprovechamientos una vez finalizada la recogida, estas estimaciones son corregidas. Se dispone así de series temporales de hasta cincuenta años para 58 montes públicos de la provincia de Valladolid, que abarcan unas 16.000 hectáreas de pinar de piñonero. La extensión de estas masas de piñonero no excede un área de unos 80 km en dirección oeste-este y de 40 km norte-sur, situada en la cuenca central del río Duero, careciendo de barreras o accidentes orográficos que diferencien el clima.

3.2. Seguimiento de la producción individual de piña en la red de parcelas INIA 1996-2009

En el año 1996, y en el marco de un proyecto de investigación conjunto entre la Junta de Castilla y León y el INIA, se instaló en montes de utilidad pública de la provincia de Valladolid una red de 140 parcelas permanentes en masas regulares de pino piñonero. La finalidad principal de esta red era el estudio y modelización del crecimiento y la producción de madera, piña y piñón de la especie. A este fin, las parcelas se seleccionaron de forma tal que representasen las diferentes combinaciones de edad, espesura y calidad de estación presentes en las masas, cubriendo además de manera uniforme el área de estudio.

Las parcelas son circulares, de radio variable, y contienen un número fijo de 20 árboles. En los cinco pies más cercanos al centro de la parcela (en algunas parcelas, en diez) se recoge cada otoño la producción total de piña (Figura 1), contando y pesando de forma independiente para cada árbol las piñas sanas y las atacadas y destruidas por larvas de perforadores. El número inicial de árboles cosechados fue de 751. A lo largo de los diez primeros años de estudio (1996-2005), diez parcelas desaparecieron como consecuencia de cortas no autorizadas, obras públicas o mortalidad por fuego o plagas, entre otras causas. Asimismo, en las restantes 130 parcelas murieron 28 árboles por causas naturales, manteniéndose en ese caso la recogida en el resto de los pies. En algunos años, se perdieron los datos de cosecha de algunas parcelas al haberse producido robos de fruto antes de la fecha del muestreo. En 2005, se recolectaron todavía un total de 672 árboles de 130 parcelas. En una segunda etapa, a partir de 2006, el muestreo se redujo a 150 árboles localizados en 30 parcelas, distribuidas a lo largo de la superficie de estudio.

4. LA PRODUCCIÓN DE PIÑA EN LA MESETA NORTE

4.1. Series temporales de los aprovechamientos de piña en los montes de utilidad pública de la provincia de Valladolid 1960-2010

Considerando en conjunto los montes de pino piñonero estudiados en la provincia de Valladolid, la producción media anual de piña a escala provincial a lo largo de los 50 años varió entre 18 kg/ha y 909 kg/ha, siendo el promedio de 193 kg/ha (coeficiente de variación 91%). La variación entre años



Figura 1

Recogida manual de piña en las parcelas permanentes del INIA.

mostró una marcada asimetría a la derecha, con 19 años por debajo de los 100 kg/ha, 8 más por debajo de 150 kg/ha, 8 hasta 200 kg/ha, 4 hasta 250 kg/ha, 9 hasta 500 kg/ha y sólo 3 por encima de 500 kg/ha de producción media de la provincia.

A nivel de serie individual de monte, los promedios variaron entre 46 y 582 kg/ha con coeficientes de variación entre años de 60 a 183%. Excepto en siete de los montes más productivos (17% del área total estudiada), la variación entre años mostraba en la mayor parte de las series una distribución bimodal con un segundo máximo local en el cero, por la frecuencia de cosechas nulas.

Respecto a la variación espacial, la correlación r_{ij} entre las series temporales de dos montes mostraba a su vez una ligera correlación cruzada negativa significativa ($r = -0,30$) con la distancia entre montes D_{ij} , hasta una distancia de 15 km, ajustándose a la ecuación $r_{ij} = 0,675 - 0,019 D_{ij}$. Entre mon-

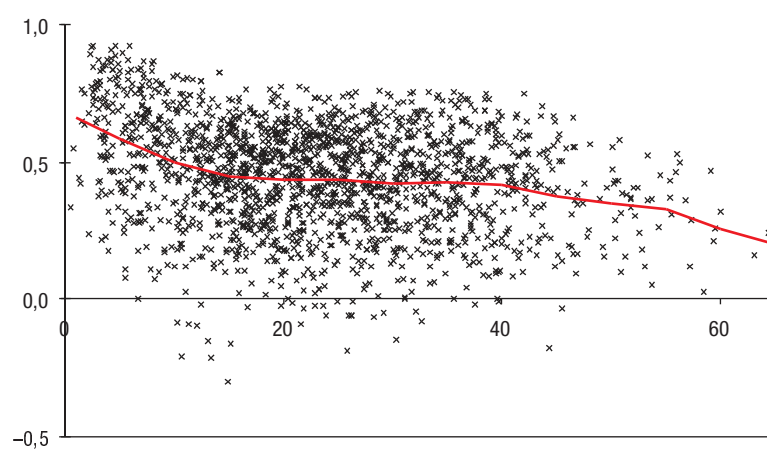


Figura 2

Correlaciones r_{ij} entre las series temporales de cosechas anuales de los montes frente a la distancia D entre montes (línea roja - media móvil ajustada).

tes más distantes, la correlación espacial fue prácticamente estacionaria hasta una distancia de 40 km, alcanzando un valor cercano a 0,4, bajando a mayor distancia hasta 0,2 (Figura 2).

Este patrón de correlación espacial justifica la agrupación de los montes de piñonero de la provincia en unos estratos geológica, edáfica y orográficamente homogéneos, denominado Unidades Naturales, y que se definen en el siguiente apartado.

4.2. Datos generales de producción de piña medidos en las parcelas INIA.

Variabilidad temporal y espacial en la producción de fruto

Tras 14 años de seguimiento en la red de parcelas INIA antes descrita, se dispone de 7.660 observaciones, de las cuales un 54% (4.121) son valores nulos, es decir árboles que un año determinado no tenían producción. En la Tabla 1 se muestran los principales resultados, desglosados año a año, obtenidos en el seguimiento de la red.

Tabla 1

Producción de piña en la red de parcelas INIA 1996-2009

Año	Parcelas	Árboles	Observaciones nulas		Piñas sanas / árbol		Máximo piñas sanas / árbol		Peso / piña
	<i>n</i>	<i>n</i>	<i>n</i>	%	<i>n</i>	<i>kg</i>	<i>n</i>	<i>kg</i>	<i>kg</i>
1996	141	751	241	32%	23,3	6,4	473	135,0	0,276
1997	141	751	301	40%	13,8	3,5	297	99,9	0,251
1998	137	724	360	50%	4,2	1,5	178	49,5	0,345
1999	137	722	489	68%	2,8	0,7	134	28,5	0,249
2000	132	698	213	31%	17,9	5,5	238	92,5	0,307
2001	135	712	458	64%	9,3	2,8	300	89,5	0,302
2002	135	704	505	72%	4,3	1,0	172	49,8	0,229
2003	131	683	455	67%	2,7	0,9	135	40,8	0,335
2004	131	682	563	83%	0,6	0,2	16	5,6	0,251
2005	130	672	247	37%	9,5	1,9	205	55,0	0,198
2006	29	145	45	31%	20,3	4,9	325	87,7	0,243
2007	30	150	119	79%	5,2	1,2	106	26,8	0,231
2008	31	155	91	59%	4,9	1,5	89	24,4	0,309
2009	23	111	34	31%	12,7	2,7	189	47,5	0,210
Total		7.660	4.121	54%	9,1	2,5	473	135,0	0,271

El valor medio de producción es de 2,5 kg de piña sana por año y árbol (equivalente a 9,1 piñas por árbol), con valor de promedio anual mínimo de 0,15 kg/árbol (0,6 piñas/árbol, año 2004) y máximo de 6,4 kg/árbol (23,3 piñas/árbol, año 1996). En cuanto al porcentaje de pies sin producción, éste oscila entre un valor mínimo del 31% (año 2000) y un máximo del 83% (año 2004). En 70 de los 751 árboles (9%) no se ha encontrado ninguna piña en el periodo de estudio. Considerando la distribución de frecuencias de producción de fruto por árbol y año, se observa una sobreabundancia en ceros, una marcada asimetría hacia valores elevados, y una acentuada desviación entre la moda y la media de la distribución, apuntando a que muy pocas observaciones presentan valores muy elevados, mientras que la mayor parte presentan valores muy bajos o nulos.

Además de la gran variabilidad interanual detectada en la producción de fruto, se identifica un patrón de variabilidad espacial a distintas escalas: árbol, rodal, monte y comarca. Al objeto de considerar

Tabla 2
Unidades Naturales definidas

UN	Nombre	Área (ha)	Altitud	IS (m)	Litología	CRA (mm)	Montes
1	Torozos	1.834	847	14,0	Caliza-Margas	350	85, 86
2	Páramos calizos	4.757	845	14,9	Caliza-Margas	313	40, 41, 47-95-101, 48-103, 50, 54, 55, 64
3	Transición páramos calizos	2.284	854	14,4	Caliza-Margas	295	66, 72, 92, 141
4	Valladolid	1.908	687	13,1	Arenas cuarcíticas	107	69, 71*, 79, 80
5	Nava del Rey	1.480	710	11,8	Gravas	175	17
6	Viana de Cega	7.211	707	15,1	Arenas cuarcíticas	160	8 a 16, 18, 24, 25, 34, 35, 42, 43, 44, 45, 57, 58, 59
7	Íscar	2.945	745	16,7	Arenas cuarcíticas -arcillas	186	19, 29, 30, 31, 32, 33, 46
8	Medina	4.044	746	12,5	Arenas cuarcíticas	111	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 22, 23, 28, 36, 37, 38, 39, 51, 52, 56, 60, 61, 62, 63, 97
9	Tudela de Duero	1.401	712	12,6	Arenas cuarcíticas	166	20, 21, 74, 75, 76, 77, 78
10	Terrazas fluviales	1.664	688	16,8	Suelos de depósito aluvial	158	65, 67, 68, 70, 71*

IS (m): índice de sitio; **Área (ha):** se refiere únicamente a la superficie de montes públicos; **CRA (mm):** capacidad de retención de agua.

* el **M.U.P. 71** (T.M. Simancas, tienen los cuarteles cercanos al río adscritos a la UN.10, mientras que el resto lo están a la U.N. 4).

este patrón de variabilidad espacial, Gordo (2004) y Calama *et al.* (2008) proponen una estratificación de las masas de *Pinus pinea* de la provincia de Valladolid en unidades naturales (Tabla 2) a partir de atributos edáficos (capacidad de retención de agua), climáticos, litológicos (roca madre) y orográficos (altitud). Esta tabla no está cerrada de forma definitiva, motivo por el que no se ha recogido la unidad natural Camporredondo (Gordo, 2004), formada por los montes 26, 27 y 102 localizada en los arenales de las campiñas y en el entorno del Arroyo del Masegar, por su reducida extensión y la ausencia de parcelas INIA pero no exenta de interés para los estudios de regeneración natural al estar muy vinculada a los descensos de la capa freática por sobreexplotación del acuífero. Tampoco se incluyen las masas mixtas de los montes 107, 108, 109, 110 y 117 localizados en los páramos cálizos de Quintanilla de Onésimo, Cogeces del Monte y Torrecárcela por falta de datos suficientes para su caracterización y de parcelas INIA, que seguro completarán en un futuro la variabilidad de la producción de fruto en los páramos.

En la Tabla 3 se observa que existe un marcado patrón de variabilidad espacial en la producción media (kg piña/árbol.año) entre unidades naturales, con un máximo de producción correspondiente a la comarca de Torozos (6,5 kg/árbol.año; < 5% de observaciones nulas) y un mínimo de producción en el pinar de Nava del Rey (0,2 kg/árbol.año; 77% de observaciones nulas).

Las unidades con mayor producción son aquellas cuyos suelos presentan una mayor capacidad de retención de agua, sobre litologías calizas del páramo con mayor altitud y precipitación (Torozos, Páramos calizos). También destacan como muy productivas algunas unidades sobre arenas, bien con suelos de texturas medias más evolucionados (Íscar); bien por un mayor aporte adicional de agua des-

Tabla 3
Producción media anual de piña por árbol en la red de parcelas INIA, según Unidades Naturales.

UN	Observaciones			Piña sana/árbol.año				CV % entre parcelas	Peso medio de piña (kg)
	Parcelas	n	% Ceros	kg	desv tip	n	desv tip		
1	2	70	4,29%	6,489	7,972	26,486	26,727	45,6	0,245
2	23	1.088	38,14%	3,367	8,890	11,336	28,724	147,2	0,297
3	11	527	53,51%	0,922	2,910	3,370	10,288	160,5	0,274
4	17	795	69,94%	0,616	1,800	2,170	55,834	122,9	0,284
5	6	295	77,29%	0,207	0,762	0,902	53,318	128,5	0,230
6	12	504	66,07%	1,248	3,745	5,292	15,916	113,5	0,236
7	19	1.439	46,21%	4,347	11,795	16,420	40,361	148,5	0,265
8	19	855	70,88%	0,654	1,966	2,668	57,702	93,4	0,245
9	10	496	58,87%	0,801	2,136	3,026	58,380	79,7	0,265
10	22	1.030	43,88%	4,371	8,793	15,181	28,925	70,0	0,288

n: número; **desv tip:** desviación típica; **CV (%):** coeficiente de variación; **UN:** Unidad Natural, según Tabla 2.

de el freático (Terrazas fluviales del Duero). La unidad Torozos representa un caso particular al tratarse de un núcleo de repoblación coetáneo, realizado en los años 40, que carece de una estructuración de monte ordenado que abarque todas las clases de edad, incluidas las no productivas, sino que toda la superficie se encuentra actualmente en edad de producción.

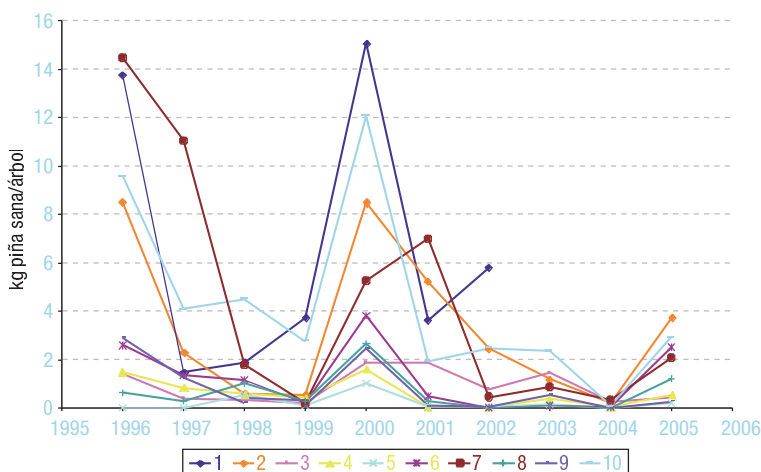
Además de la gran variabilidad detectada entre unidades naturales (coeficiente de variación entre unidades = 217%), existe un marcado patrón de variabilidad en la producción entre parcelas dentro de una misma unidad natural (columna CV parcelas en Tabla 3), destacando los altos valores en las unidades del páramo (2 y 3) e Íscar (7). Por último, la variabilidad en la producción entre árboles de una misma parcela se sitúa, en la mayor parte de las parcelas, en un CV entre 25% y 75%.

4.3. Sincronía en la producción de piña

En la descripción de la producción anual de fruto en especies leñosas, la vecería se define como el patrón sincronizado a distintas escalas espaciales (árbol, rodal, unidad natural, región) en la producción de fruto. Un patrón común de vecería, es decir, la sincronización de los años de cosecha buena, mala o intermedia a cada una de las escalas mencionada indicaría que los mecanismos o factores que controlan la abundancia de la producción de fruto actúen posiblemente de una manera común a esta escala. La sincronía entre distintas series de producción se estudia a través del coeficiente de concordancia τ de Kendall (Legendre, 2005).

Considerando la serie de producción entre 1996 y 2005, se detecta un patrón significativo de sincronía en el valor medio de la producción por árbol entre Unidades Naturales (Figura 3), definido por el valor del estadístico τ de Kendall de 0,589 (p -valor < 0,0001). Se comprueba que tanto los años favorables (1996, 2000, 2005) como los más desfavorables (1999, 2004) lo son en todas las unidades, aunque con algunas particularidades asociadas a la unidad Torozos (1) e Íscar (7), donde aparecen dos pares de años consecutivos de buena cosechas (1996/1997 y 2000/2001).

El análisis entre parcelas situadas dentro de la misma unidad muestra patrones de sincronía significativa en todas las unidades, salvo en la 1, donde pese al alto valor del coeficiente, el bajo número de parcelas (dos) afecta al nivel de significación asociado.

**Figura 3**

Serie de producción media anual (kg/árbol.año) en las parcelas INIA para las distintas Unidades Naturales del área de estudio.

Los resultados anteriores demuestran la existencia de un patrón sincrónico en la producción a las distintas escalas espaciales estudiadas, confirmando el carácter vecero apuntado para la especie en la literatura forestal desde antiguo (Romero, 1886; Ximénez de Embún, 1959). La identificación de este patrón de vecería a distintas escalas espaciales permitirá identificar los factores de influencia y aproximar la modelización temporal en la producción de fruto.

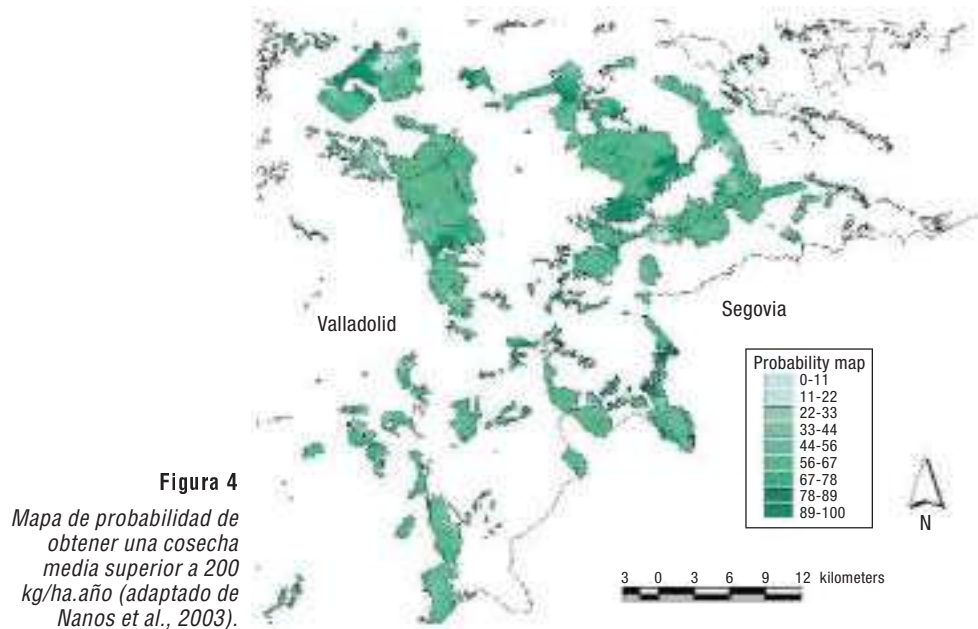
5. MODELIZACIÓN DE LA PRODUCCIÓN DE PIÑA EN LA MESETA NORTE

5.1. Modelos espaciales

La gran variabilidad interanual, la falta de series largas de producción de fruto y las particularidades en la distribución de frecuencias de los valores individuales de producción de piña (asimetría, abundancia de ceros) motivaron el que los primeros modelos para predecir la producción de piña tuvieran un carácter espacial puro. Estos modelos utilizaban como variable de producción el promedio o la suma acumulada de las producciones para un número determinado de años, y tenían como objetivo preferente el identificar los principales factores ambientales, de rodal, de árbol y de gestión que explicasen la variabilidad a distintas escalas espaciales.

García-Güemes (1999) utiliza la serie 1996-1998 de datos de la red de parcelas INIA para elaborar modelos univariantes que permitan predecir la producción de piña por hectárea a partir de variables de rodal. Los modelos identificaban tendencias crecientes con el área basimétrica y el diámetro medio cuadrático, decreciente con la densidad, y cuadrática con la edad (máximo en torno a los 80 años de edad). Lo restringido y la poca representatividad de la serie (de los tres años utilizados dos tienen cosechas muy superiores a la media del periodo 1996-2010), y la no consideración de diferencias dentro de la región de estudio motivan el que estos modelos tiendan en general a sobreestimar la producción.

Nanos *et al.* (2003), ampliando la serie anterior a 1996-2000, desarrollan un modelo geoestadístico que permite predecir la producción media de piña por hectárea. Los autores identifican un patrón de correlación espacial hasta una distancia de 2.000 metros, lo que les permite construir mapas provinciales para la producción media y para la probabilidad de obtener producciones medias por hectárea.



rea superiores a 200 kg (Figura 4). Los resultados obtenidos permitieron realizar una zonificación del territorio de acuerdo a su potencialidad productiva.

Finalmente, Calama *et al.* (2008) utilizan la serie 1996-2005 para construir un modelo que permite predecir la producción media por árbol para un periodo de cinco años. Para evitar los problemas asociados a la falta de normalidad, los autores estudian la transformada logarítmica de la producción individual + 1:

$$\ln(wc+1) = 1,1345 + 4,5501 g + 0,5243 d/dg - 0,1956 \ln(N) + UN_0 \quad [1]$$

Donde wc representa la producción anual esperada de piña (kg) en un árbol para un promedio de cinco años, g es la sección individual del pie (m^2), N es la densidad del rodal (pies/ha), d/dg es el cociente entre el diámetro normal y el diámetro medio cuadrático, y UN_0 es un parámetro asignado a cada Unidad Natural (Tabla 4).

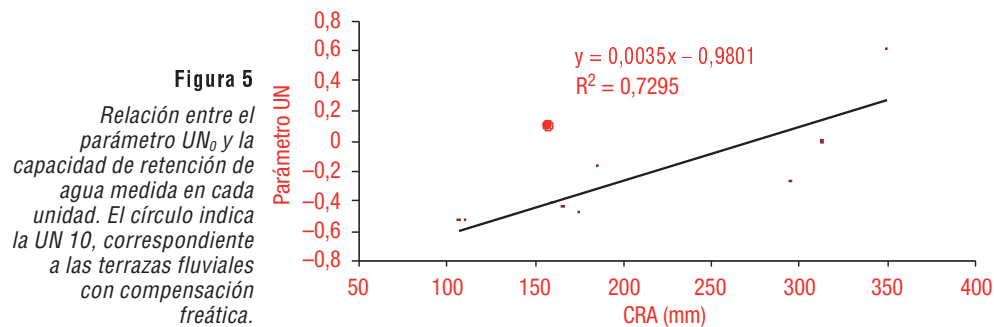


Tabla 4

Valor de los parámetros UN_0 , UN_1 y UN_2 de las ecuaciones 1 a 3, respectivamente, según Unidad Natural 1 a 10

Unidad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
UN_0	0,609	0	-0,261	-0,537	-0,484	-0,413	-0,175	-0,537	-0,445	0,106
UN_1	2,192	0	-0,372	-1,841	-1,357	-1,461	-0,782	-1,727	-0,798	-0,432
UN_2	0,743	0	-0,182	-0,785	-0,605	-0,316	-0,193	-0,414	-0,650	0,274

El modelo anterior demuestra que las mayores producciones individuales se consiguen en los pies dominantes, de mayor tamaño, que crecen en espesuras bajas, en aquellas unidades caracterizadas por poseer mayor cantidad de agua disponible en el suelo, bien por aporte de agua adicional (unidad 10), por una mayor precipitación debida a la mayor altitud (unidades 1 y 2 del páramo) o, principalmente, por una mayor capacidad de retención de agua (CRA). En este sentido, se identifica una correlación positiva significativa ($r = 0,85$) entre el valor de UN (exceptuando la Unidad 10) y la capacidad de retención de agua promedio de cada unidad (Figura 5). La recta de regresión ajustada permite aplicar el modelo anterior a rodales situados fuera de los montes públicos, de los que no se conozca a que unidad adscribirlos, pero en los que se disponga del dato de CRA.

El modelo espacial de árbol individual permite predecir de forma insesgada la producción media de un árbol en un periodo de 5 años con valores de eficiencia cercanos al 35%. Cuando se estima la producción a nivel de parcela (valor de mayor interés desde el punto de vista de la gestión) la eficiencia del modelo alcanza valores cercanos al 50%. La ecuación (1) constituye el módulo de producción de fruto del modelo integral PINEA2 (Calama *et al.*, 2007a), quedando incluida en el simulador que implementa el citado modelo.

5.2. Hipótesis de vecería y modelos con componente temporal: el modelo regional de Mutke *et al.* (2005)

En la actualidad existen enunciadas tres hipótesis principales —no excluyentes entre sí— acerca del posible origen de este patrón sincrónico de variación en la producción de fruto (Kelly, 1994): (1) *Disponibilidad de recursos*, que apunta a la existencia de un control ambiental (normalmente climático) sobre la producción de fruto, reflejando las series de producción anual las limitaciones debidas al factor climático asociado en momentos clave del desarrollo del fruto; (2) *Agotamiento de recursos o hipótesis de saciación*, que apunta bien a la existencia de una producción menor de fruto en el año que sigue a una buena cosecha, como consecuencia de un agotamiento en los recursos, bien a una *inhibición en la inducción floral* por parte de la cosecha abundante; (3) *Vecería cíclica*, que indica la existencia de ciclos endógenos de producción de fruto para cada especie, repitiéndose de forma periódica cada cierto número de años, un ciclo de cosechas.

Para *Pinus pinea* la hipótesis comúnmente defendida ha sido la de la vecería cíclica. Así, Ximénez de Embún (1959) indicaba que cada cinco años de producción ocurrían un año con cosecha igual a 2,5 veces la cosecha media (C), dos años con cosecha igual a C, otro año con cosecha igual a 0,5C y otro con cosecha nula o no apreciable. Butler y Martínez (1990) proponen que en 10 años hay una cosecha excepcional (1,65C), tres buenas (1,2C), dos normales (C), tres malas (0,75C), y una muy mala (0,5C). Yagüe *et al.* (1994), sin llegar definir un esquema, apunta a una cosecha muy superior a la media cada cinco años. Por su parte, Gordo *et al.* (2000) observan un ciclo de seis años, en el que a tres o cuatro años de cosechas por debajo de la media le siguen dos o tres años con producciones superiores a la media, aunque indicando ya la existencia de una fuerte relación entre la producción y factores climáticos.

Frente a la supuesta existencia de ciclos fijos, Mutke *et al.* (2005a) y Gordo *et al.* (2005) proponen la hipótesis de *Disponibilidad de recursos*. Los autores construyen un modelo de regresión lineal múltiple para predecir la producción media por hectárea a nivel provincial, aplicando una transformación logarítmica de la serie de producción (1960-2004). El modelo ajustado alcanza un coeficiente de determinación R^2 superior al 75%. Los autores identifican una correlación positiva entre la producción de fruto y el valor de distintos factores climáticos, especialmente la precipitación acumulada en ciertos periodos, que reflejarían la disponibilidad o el estrés hídrico que tuvieron los pinos en momentos claves del proceso de desarrollo de la piña. Se detecta un efecto positivo de la precipitación en distintos meses de la primavera y del otoño del año anterior a la floración (relacionados con los momentos de inducción y diferenciación de las yemas florales), la precipitación de primavera del año de floración, temperaturas bajas en las semanas después de la polinización y con la precipitación en el año meteorológico anterior a la maduración (engorde de la piña).

Los autores detectan además una correlación negativa entre producciones separadas un periodo de tres años, existiendo un efecto negativo de una carga excesiva de piña de tres años sobre la cohorte de estróbilos inducidas en junio, lo que indicaría un argumento a favor de la hipótesis de *Agotamiento de recursos*. El efecto conjunto de los parámetros climáticos explicaría un 63% de la variabilidad interanual detectada en la serie, mientras que el efecto autocorrelativo negativo entre cosechas separadas tres años explicaría otro 12%. Excepto la precipitación del último año de maduración, correlacionada directamente con el tamaño final que alcanza la piña, y que explica un 7% de la variación total de la cosecha entre años, todas las demás variables explicativas se refieren a momentos anteriores o inmediatamente posteriores a la polinización. Esto indica que el 68% de la variación en la cosecha final está determinada —y puede predecirse— dos años y medio antes de la recogida de la misma, volviendo a la idea que la vecería de la piña es en buena medida debida a una vecería floral.

5.3. El modelo espacio-temporal de producción de piña de Calama *et al.* (2011)

En línea con el trabajo anterior, Calama *et al.* (2011) en el ámbito de la Meseta Norte utilizan 370 series de producción de fruto individual de entre siete y catorce años de duración para estudiar las causas de la vecería, no detectando correlación significativa entre cosechas individuales separadas intervalos de 1-5 años, lo que contradice la hipótesis de vecería cíclica. Asimismo, los autores analizan el efecto que la cosecha más abundante de la serie tiene sobre la producción en los siguientes 1-4 años. En la mayor parte de las series de producción estudiadas, la producción tres años después de la mejor cosecha es menor que la que se correspondería en el caso de no existir un efecto (ciclos aleatorios), lo que sería una evidencia a favor de la hipótesis de *Agotamiento de recurso por inhibición floral*.

Sin embargo, los autores detectan que la producción el año siguiente de la cosecha más abundante es mucho mayor de lo que correspondería esperar: en un 20% de las series el año siguiente se produce la segunda mejor cosecha, en otro 25% la tercera mejor cosecha y en otro 20% la cuarta (en el caso de ciclos aleatorios, el porcentaje de casos esperados sería en torno al 9%). La presencia de cosechas abundantes consecutivas supone un argumento contrario a la hipótesis clásica de *Agotamiento de recursos*. Por el contrario, esta evidencia apuntaría a la teoría de la *Disponibilidad de recursos*, lo que confirman los autores al identificar como explicativas variables climáticas similares a las presentadas por Mutke *et al.* (2005).

Una vez identificado el control climático sobre la variabilidad interanual en la producción de fruto a nivel de árbol individual, se construye un modelo espacio-temporal que permite predecir la producción de un árbol para un año determinado en cualquier punto del área de estudio. Se formula un

modelo bietápico de ajuste simultáneo, compuesto por (1) un modelo binomial que permite predecir la probabilidad π de ocurrencia de cosecha en el árbol en un año determinado, y (2) un modelo log-normal que predice la producción de fruto del árbol (wc , expresada en kg) en el año condicional a la ocurrencia de cosecha. El modelo quedaría definido por las siguientes funciones:

$$\ln\left(\frac{\pi}{1-\pi}\right) = -1,7062 + 0,0131 pp_{my_jn_3} + 0,0111 pp_{oc_nv_3} - 0,1003 nhel - 0,5664 \ln(N) + 0,0754 SI - 2,7243 T_{20} - 0,3298 T_{50} + 2,2421 d / dg + UN_1 \quad [2]$$

$$\ln(wc) = -2,8930 + 0,0089 pp_{my_jn_3} + 0,0055 pp_{oc_nv_3} + 0,0030 pp_{summ_2} + 0,0036 pp_{fb_my_0} - 0,0425 nhel - 0,2673 \ln(N) + 0,0421 SI + 0,0454 d + 0,5895 d / dg + UN_2 \quad [3]$$

Donde π es la probabilidad de obtener fruto en el árbol y año determinado, wc es la producción de fruto del citado árbol, en el caso de que la cosecha no sea nula, $pp_{my_jn_3}$ es el valor de la precipitación (mm) en los meses de mayo y junio del año anterior a la floración; $pp_{oc_nv_3}$ es el valor de la precipitación (mm) en los meses de octubre y noviembre del año anterior a la floración; pp_{summ_2} es el valor de la precipitación (mm) del verano (julio-septiembre) posterior a la floración; $pp_{fb_my_0}$ es el valor de la precipitación (mm) en los meses de febrero a mayo del año de maduración del fruto; $nhel$ es el número de días de helada severa (mínima inferior a -5°C) durante el primer invierno (diciembre a marzo) tras la floración; N es la densidad de masa (pies/ha); SI el índice de sitio (m); T_{20} y T_{50} son dos variables categóricas que valen uno si la edad del rodal es menor que 20 ó 50 años, respectivamente, y 0 en el resto de casos; d es el diámetro normal (cm); d/dg el cociente entre el diámetro normal y el diámetro medio cuadrático; UN_1 y UN_2 los valores correspondientes a la Unidad Natural donde se localice el rodal de estudio, y que aparecen recogidos en la Tabla 4.

El modelo desarrollado alcanza eficiencias del 35% en la estimación del valor de producción del árbol en un año determinado y del 50% en el caso de la estimación de la producción de la parcela en un año. En cuanto a la variabilidad espacial pura, el modelo explica un 50-60% de la producción de un árbol para el total del periodo de estudio, valor que se incrementa hasta el 75% en el caso de estimar la producción a nivel de parcela. Por último, referido a la variabilidad temporal a nivel regional, el modelo estima la variabilidad interanual con una eficiencia cercana al 80%, siendo capaz de discernir entre años de buena y mala producción (Figura 6).

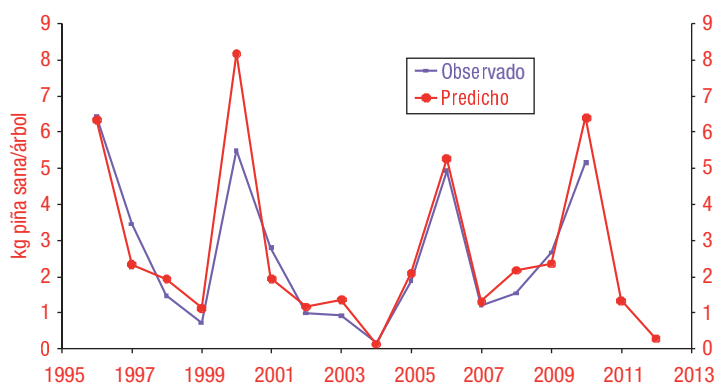


Figura 6

Valor observado y predicho por el modelo de Calama et al. (2011), para la producción media de piña (kg/árbol) en la Meseta Norte.

5.4. Modelos para definir la calidad de piñón: peso medio y contenido de piñón

Un factor tradicionalmente ligado a la calidad de la piña ha sido su tamaño y peso. Las piñas de gran tamaño (y peso) se han asociado, además de con un mayor número de piñones por piña, con un mayor rendimiento en piñón y con piñones de mayor tamaño (mayor interés comercial, mayor interés para la fauna asociada y mayor viabilidad germinativa). El peso de una piña es una variable que presenta una gran variabilidad interanual (Tabla 1), pero una menor variabilidad espacial. Calama *et al.* (2007a, 2007b) identifican como principal variable explicativa de la variabilidad espacial en el peso medio de la piña la Unidad Natural, detectando mayores pesos individuales en las unidades situadas en litología caliza (páramo) y las ubicadas en terrazas fluviales con aporte adicional de agua desde el freático. Dentro de cada Unidad se detecta un efecto significativo de la calidad de estación, mientras que no se observa ningún efecto de la selvicultura (área basimétrica, densidad) o de la edad de la masa. Por último, tampoco se identifica un efecto significativo de la dimensión de árbol o posición social sobre el peso individual de piña, por lo que las diferencias entre árboles pueden estar asociadas a factores de micrositio, patrón espacial de competencia o, especialmente, genotipo. En este sentido, en el estudio del peso individual de la piña en un huerto clonal de la región de procedencia Meseta Norte, el valor de heredabilidad asociada fue del 17% (Mutke *et al.*, 2005b).

En cuanto al patrón de variabilidad interanual en el peso individual de la piña, su estudio y modelización ha sido objeto de distintos estudios (Mutke *et al.*, 2005b; Mutke *et al.*, 2007; Calama *et al.*, 2007b), que coinciden en destacar el control fundamental que la precipitación ejerce sobre esta variable. Se identifica una relación positiva muy significativa entre el peso individual de la piña y la precipitación caída en los meses de maduración y engorde de la misma (Figura 7), que se llega a cifrar en incrementos en peso de 0,3-0,4 g por cada mm de precipitación anual adicional (Mutke *et al.*, 2007).

Una vez identificados los factores que influyen en la variabilidad espacial y temporal del peso individual de la piña, es interesante analizar si esta variable tiene influencia —como tradicionalmente se ha asumido— sobre las variables indicadoras de la calidad de piñón:

- Número de piñones por piña (NPO).
- Peso medio (g) del piñón con cáscara (PmPcc).
- Peso total de los piñones con cáscara de la piña/peso de la piña (η Po).
- Porcentaje piñones vanos (%Pv).
- Peso medio (g) del piñón sin cáscara (PmPsc).
- Peso medio del piñón sin cáscara/peso medio del piñón con cáscara (η Psc).

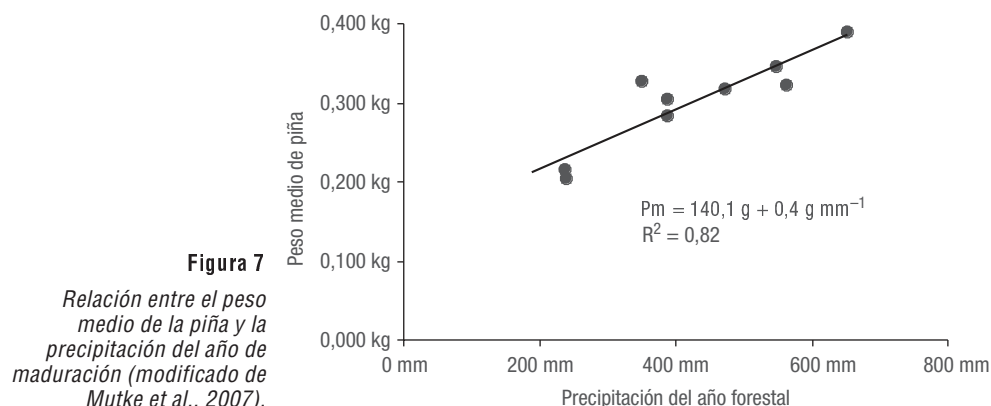


Tabla 6
Valor medio de las variables indicadoras de calidad de piña en función del peso seco medio de una piña

Peso seco piña(g)	Npo	PmPcc (g)	η Po	%Pv	PmPsc	η Psc
< 75	14,2 ^a	0,476 ^a	0,074 ^a	32,7 ^a	0,147 ^a	0,268 ^a
75-125	48,3 ^b	0,474 ^a	0,179 ^b	20,9 ^b	0,151 ^a	0,252 ^b
125-175	75,9 ^c	0,517 ^b	0,248 ^c	12,1 ^c	0,146 ^a	0,240 ^c
175-225	91,0 ^d	0,616 ^c	0,279 ^d	8,0 ^d	0,147 ^a	0,227 ^d
225-275	96,3 ^e	0,726 ^d	0,283 ^d	4,9 ^e	0,168 ^b	0,224 ^{de}
275-325	106,2 ^f	0,803 ^e	0,286 ^d	5,4 ^{de}	0,182 ^c	0,215 ^e
> 325	112,9 ^f	0,846 ^e	0,270 ^{cd}	4,7 ^e	0,189 ^c	0,212 ^{de}

Npo: número de piñones por piña; **PmPcc:** peso medio del piñón con cáscara; **η Po:** rendimiento del piñón con cáscara en piña; **%Pv:** porcentaje de piñones vanos (en número); **PmPsc:** peso medio del piñón sin cáscara; **η Psc:** rendimiento del piñón blanco en piñón con cáscara. Valores con la misma letra en la misma columna indican diferencias no significativas entre clases de peso de piña (p-valor < 0,05).

Morales (2009) identifica diferencias significativas entre clases de peso seco de piña para todas las variables de estudio indicadoras de calidad (Tabla 6).

De acuerdo a la tabla anterior, se identifica para las clases de peso inferiores una relación positiva entre el peso de la piña y las variables número de piñones por piña y peso medio del piñón con y sin cáscara, con tendencia a estabilizarse a partir de valores de peso seco de piña de 300 g. En cuanto al rendimiento en peso de piñones de la piña, la relación es creciente hasta valores de peso seco de piña de 200 g, para a partir de ahí no crecer más e, incluso, en piñas grandes (peso seco superior a 300 g), disminuir ligeramente. Por el contrario, el porcentaje de piñones vanos en la piña presenta valores muy altos en piñas de pequeño tamaño (por encima del 30% en piñas de menos de 75 gramos de peso seco), tendiendo este valor a estabilizarse en el 5% a partir de pesos individuales de piña de 225 gramos. Por último, se produce una reducción en el rendimiento en piñón blanco en piñones de gran tamaño por presentar una cáscara más gruesa.

A partir de los resultados anteriores, Morales (2009) construyó sendos modelos no lineales que permiten predecir cada una de las variables de interés utilizando como variable predictora el peso medio seco de la piña (Tabla 7).

Tabla 7
Modelos predictivos para las distintas variables indicadoras de la calidad de piñón en función del peso medio seco (g) de la piña (Pm)

Variable respuesta	Ecuación	R ²
Npo	$107,6840 \cdot (1 - \exp^{-0,0156 \cdot Pm})^{3,6588}$	0,486
PmPcc	$0,2848 + 0,00169 Pm$	0,439
η Po	$0,2899 \cdot (1 - \exp^{-0,0230 \cdot Pm})^{4,7321}$	0,393
%Pv	$56,3216 \cdot (\exp^{-0,0098 \cdot Pm})$	0,213
PmPsc	$0,1254 \cdot (\exp^{0,0011 \cdot Pm})$	0,087
η Psc	$0,4617 \cdot Pm^{-0,1320}$	0,125

Abreviaturas de las variables según Tabla 6.

4. CONCLUSIONES

El interés económico de la producción de piña y piñón de *Pinus pinea* ha permitido en los últimos años dedicar un gran esfuerzo a su estudio en detalle y a varias escalas. Su variabilidad espacial y temporal es elevada, fenómeno característico para las especies forestales mediterráneas. En el presente capítulo se han revisado distintos trabajos orientados a explicar y modelizar el patrón de variabilidad espacio-temporal de la producción detectado en la región del estudio, la Meseta Norte. Entre los factores que más explican la variabilidad espacial destaca una estratificación ecológica del territorio realizada en función de características edáficas (principalmente la capacidad de retención de agua) y orográficas. A nivel de rodal, es la espesura el factor de mayor influencia, incrementándose la producción individual de piña a medida que disminuye la densidad de masa. Por último, a nivel de árbol son la dimensión individual y la competencia los factores que más influyen en su producción.

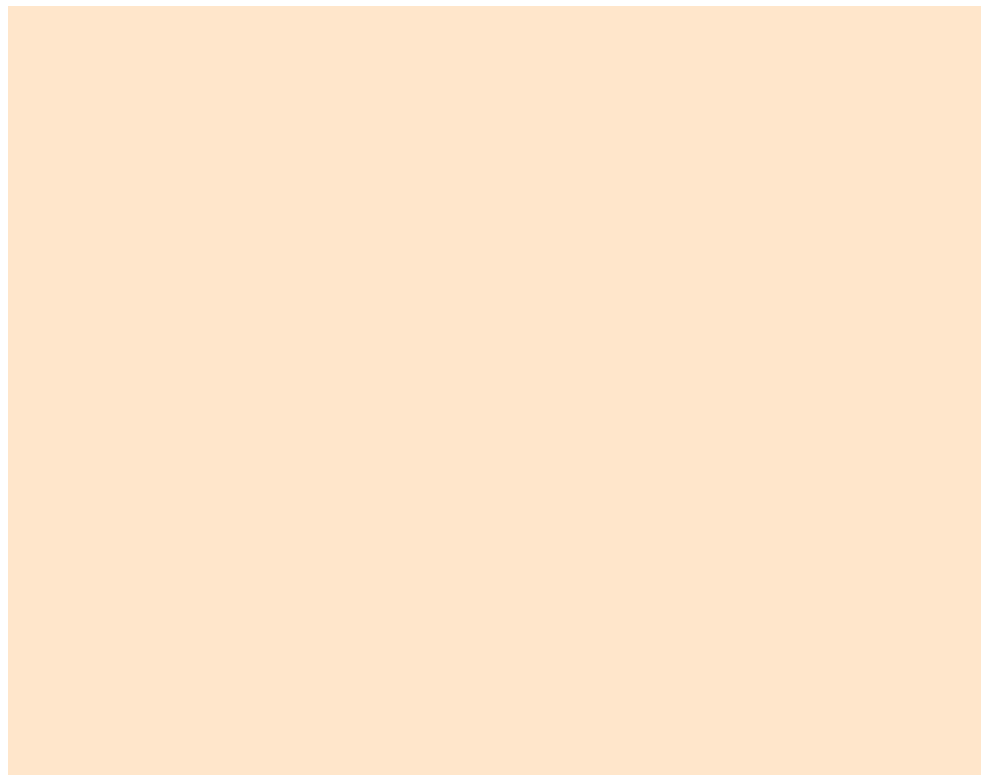
Se ha demostrado que la marcada vecería en la producción de fruto identificada en *Pinus pinea* está principalmente relacionada con la precipitación recogida a lo largo de distintos periodos relacionados con la fenología de las distintas fases implicadas en la floración y fructificación, comenzando por el momento de diferenciación de estróbilos en las yemas, lo que ocurre el año antes de la floración. En este sentido, la vecería en *Pinus pinea* se explica por la hipótesis de *Asignación de Recursos*, aunque existe una marcada disminución de la producción tres años después de una cosecha abundante, lo que apunta a un control secundario por inhibición de la inducción floral. La identificación de patrones sincrónicos a las distintas escalas espaciales estudiadas confirma las hipótesis previas.

Por último, se ha identificado un fuerte control climático (precipitación) sobre el tamaño individual de las piñas, y se ha demostrado el control que esta variable ejerce sobre los atributos tradicionalmente asociados con la calidad de piña y piñón.

Los resultados anteriores han permitido el desarrollo de modelos espacio-temporales, con validez a distintas escalas (región, rodal, árbol) y temporales (año, quinquenio), que permiten predecir la producción de piña y piñón en la Meseta Norte. Los resultados presentados en el capítulo permiten identificar zonas y años en los que la disponibilidad de fruto y semilla puedan constituir un cuello de botella para la consecución de la regeneración. Los modelos construidos permiten predecir la producción anual de fruto con más de dos años de antelación, por lo que constituyen herramientas fundamentales para la gestión y planificación tanto del aprovechamiento de fruto como de la regeneración natural de las masas.

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la inestimable labor de Carlos García Güemes, Ángel Bachiller y Enrique Garriga en la instalación y seguimiento de las parcelas permanentes de producción de fruto de *Pinus pinea* instaladas por el INIA en la provincia de Valladolid. Asimismo, los autores quieren agradecer la colaboración continua del resto de personal técnico, administrativo y agentes medioambientales del servicio forestal de Valladolid, así como los hermanos Romera encargados de la recogida de las cosechas sin los que hubiera sido imposible generar esta fuente de información durante tan dilatado periodo de tiempo. En especial a Federico Baudín, José Luis Sagardoy y Julián de Dios, pioneros e impulsores de la sistematización de los registros anuales del aprovechamiento de fruto. El presente trabajo se ha desarrollado en el marco financiero y funcional de los proyectos INIA CPE-003-01-C5.2, RTA-00044-2007 y AGL2010-15521.



6. LISTADO DE REFERENCIAS

- Baudín, F. (1961). Los daños en las piñas de *Pinus pinea* L. en la provincia de Valladolid. Boletín del Servicio de Plagas Forestales nº 8. Madrid (pp. 63-71).
- Butler, I., Martínez, C. (1990). Selvicultura de *Pinus pinea* en Andalucía: utilización histórica y perspectivas futuras. *Informe inédito*.
- Calama, R., Sánchez-González, M., Montero, G., (2007a). Integrated management models for Mediterranean multifunctional forests: the case of stone pine (*Pinus pinea* L.). *EFI Proc.* 56: 57-69.
- Calama R., Mutke S., Sánchez-González M., Garriga E, Montero G. (2007b). Modelling spatial and temporal variability in stone pine (*Pinus pinea* L.) cone quality. Comunicación tipo oral en EFIMED Scientific Seminar: «Modelling, valuing and managing Mediterranean forest ecosystems for non-timber goods and services». Palencia.
- Calama, R., Mutke, S., Gordo, J., Montero, G., (2008). An empirical ecological-type model for predicting stone pine (*Pinus pinea* L.) cone production in the Northern Plateau (Spain). *For. Ecol. Manage.* 255 (3/4): 660-673.
- Calama, R., Mutke, S., Tomé, J. A., Gordo, F. J., Montero, G., Tomé, M. (2011). Modelling spatial and temporal variability in a zero-inflated variable: the case of stone pine (*Pinus pinea* L.) cone production. *Ecological Modelling* 222: 606-618.
- García-Güemes C. (1999). Modelo de simulación selvícola para *Pinus pinea* L. en la provincia de Valladolid. Ph. Dr. Thesis. Universidad Politécnica de Madrid.
- Garrachón, S., (1992). Selección de rodales selectos de *Pinus pinea* L. en M.U.P. de la provincia de Valladolid. Trabajo Fin de Carrera. EUPA, Palencia.

- Gordo, F. J., Gándara, E., Sierra, J. M., Agúndez, D., Hernández, J. A. (1989). Estadística de producción de fruto de *Pinus pinea* L. para los montes públicos de la provincia de Valladolid. Servicio Territorial de Agricultura, Ganadería y Montes. Junta de Castilla y León. Documento inédito.
- Gordo, J., Mutke, S., Gil, L. (2000). La producción de piña de *Pinus pinea* L. en los montes públicos de Valladolid. I Congreso Internacional sobre el pino piñonero (*Pinus pinea* L.). Valladolid. Junta de Castilla y León. Volumen 2: 269-277.
- Gordo, J. (2004). Selección de grandes productores de fruto de *Pinus pinea* L. En la Meseta Norte. Ph. Dr. Tesis. Universidad Politécnica de Madrid.
- Gordo J., Mutke S., Gil L. (2005) Consecuencias del cambio climático en la producción de piña en los pinares continentales de *Pinus pinea* L. Actas IV Congreso Forestal Español Zaragoza 2005 (Mesa 1).
- Kelly, D., (1994). The evolutionary ecology of mast seeding. Trends Ecol. Evol. 9: 465-470.
- Legendre, P. (2005). Species Associations: the Kendall coefficient of concordance revisited. Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics 10(2): 226-245.
- Montero, G., Candela, J. A., Rodríguez, A (coords.). (2004). El Pino piñonero (*Pinus pinea* L.) en Andalucía: Ecología, Distribución y Silvicultura. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla, 261 pp.
- Morales, L. (2009). Modelos para la predicción del contenido y calidad de piñón en piñas de *Pinus pinea* L. en los Valles del Tiétar y del Alberche. Proyecto Fin de Carrera. ETS Ingenieros de Montes. UPM. 149 pp. + Anexos.
- Mutke, S., Gordo, J., Gil, L., (2005a). Variability of Mediterranean stone pine cone production: yield loss as response to climatic change. Agric. Forest Meteorol. 132: 263-272.
- Mutke, S., Gordo, J., Gil, L., (2005b). Characterization of a stone pine (*Pinus pinea* L.) clone bank. Silvae Genet. 54 (4-5): 189-197.
- Mutke, S., Iglesias, S., Gil, L. (2007). Selección de clones de pino piñonero sobresalientes en la producción de piña. Invest. Agraria. Sist. Rec. For. 16(1): 39-51.
- Nanos, N., Calama, R., Canadas, N., García, C., Montero, G. (2003). Spatial stochastic modelling for cone production from stone pine (*Pinus pinea* L.) stands in Spanish Northern Plateau. In: Amaro, A., Reed, D., Soares, P. (Eds.), Modelling Forest Systems. CABI Publishing, Wallingford, pp. 131-141.
- Romero, F. (1886). El pino piñonero en la provincial de Valladolid. Imprenta y Librería Nacional y Estranjera de los Hijos de Rodríguez Valladolid. 313 pp.
- Ximénez de Embúm, J. (1959). El pino piñonero en las llanuras castellanas. Ministerio de Agricultura, Madrid.
- Yagüe, S. (1994). Silviculture and production of Stone pine (*Pinus pinea* L.) stands in the province of Avila (Spain). Invest. Agraria. Sist. Rec. For. Fuera de Serie 3: 423-444.

Dispersión primaria, dispersión secundaria y predación post-dispersión en *Pinus pinea* L.

Rubén Manso, Rafael Calama, Guillermo Madrigal, Enrique Garriga, Santiago de Blas, Francisco Javier Gordo, Marta Pardos

RESUMEN

Se presentan a continuación los análisis y resultados de los datos obtenidos en los dispositivos experimentales de dispersión primaria, dispersión secundaria y predación post-dispersión en *Pinus pinea* L. instalados en el sitio de ensayo de regeneración natural de la especie en Valladolid. La dispersión primaria tiene lugar de forma altamente agregada a nivel espacial, produciéndose la apertura de conos por encima de un umbral térmico (19-20°C) y la progresiva liberación de semillas en sincronía con eventos de precipitación. La dispersión secundaria es prácticamente nula bajo las condiciones testadas, mientras las tasas de predación por roedores se mantienen en niveles muy altos fuera del periodo de dispersión, decayendo con la sequía estival que coincide con éste. La alta agregación de la lluvia de semillas sugiere un condicionante a la distribución espacial del regenerado con las espesuras actuales en un escenario sin dispersión secundaria; mientras que la predación se convierte en un factor limitante a la disponibilidad de semillas si no concurren las condiciones climáticas que reducen la actividad de los roedores con aquéllas favorables para la germinación otoñal.

1. INTRODUCCIÓN

La denominada fase dinámica de la regeneración natural viene definida por los procesos de dispersión primaria, dispersión secundaria y predación post-dispersión (Clark *et al.*, 1999; Muller-Landau, 2002). Esta fase determina, por un lado, la localización y densidad final de semillas en el suelo desde una perspectiva espacial y, por otro, desde un punto de vista temporal, los periodos en los que estas semillas se encuentran disponibles para los procesos de germinación y establecimiento (fase estática). Por tanto, las características de esta fase condicionan en gran medida el éxito de los procesos subsiguientes y, por extensión, el de la regeneración natural.

Comúnmente, a las especies de semilla de gran tamaño y dispersión primaria por gravedad, como sería el caso de *Pinus pinea* L. (Ruiz de la Torre y Ceballos, 1979), se les atribuye un patrón espacial de dispersión («sombra de semillas») donde los eventos a distancias largas juegan un papel importante (Westcott *et al.*, 2005), al asumirse zoocoría (Jansen *et al.*, 2002). No obstante, en ausencia de dispersión secundaria, el grado de ocupación del espacio por parte de las semillas pasa a depender enteramente de la espesura y distribución de los árboles de la masa (Levin *et al.*, 2003). Asimismo, las especies que comparten este síndrome de dispersión mantienen habitualmente fecundidades relativamente bajas (Clark *et al.*, 1998), lo que podría derivar en una carencia de semillas disponibles para la regeneración si la densidad del rodal no es óptima. Estas dos circunstancias definen los conceptos de limitación a la regeneración por dispersión y debida a la fuente de semilla (Clark *et al.*, 1998; Muller-Landau *et al.*, 2002).

Por su parte, el patrón temporal de la dispersión primaria en las especies ibéricas del género *Pinus* está relacionado con las variables climáticas que intervienen en los procesos físicos de la apertura

J. Gordo, R. Calama, M. Pardos, F. Bravo, G. Montero (ed.). *La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Valladolid © 2012 (99-114).*

ra de los conos (Nathan *et al.*, 1999; Tapias *et al.*, 2001). Por consiguiente, es esperable que dichas condiciones tengan lugar de forma coherente con las estrategias generales de iniciación de la germinación a los efectos de sobrevivir a los periodos adversos.

En lo tocante a la predación post-dispersión, se trata de un proceso que puede llegar a constituir un serio obstáculo para la disponibilidad de semilla (Castro *et al.*, 2005; Li y Zhang, 2007; Ordóñez y Retana, 2004). En este sentido, la vecería ha sido descrita como una estrategia para escapar a esta presión mediante la capacidad de saciarse de los predadores (Vander Wall, 2002). Sin embargo, y al margen de lo anterior, la distribución espacial de la predación podría modificar o potenciar un determinado patrón de dispersión (Sanguinetti y Kitzberger, 2010), mientras que las fluctuaciones poblacionales intranuales de predadores en función de las condiciones climáticas podrían determinar la eficiencia de la dispersión (Torre *et al.*, 2002).

A continuación, se presentan los resultados concernientes a los ensayos de dispersión primaria, dispersión secundaria y predación post-dispersión en *Pinus pinea* en la Meseta Norte. El principal objetivo de este trabajo es modelizar, desde una perspectiva espacio-temporal, los procesos mencionados en relación con variables climáticas, en su caso, para identificar posibles cuellos de botella en esta fase, siempre bajo la óptica de la gestión. Las hipótesis de partida que se han manejado son: a) la prevalencia de un patrón de dispersión gravitacional sobre aquél que se generaría si existiera zoocoría y b) el control climático del patrón temporal de los procesos. Estas circunstancias implicarían la existencia de una limitación por dispersión y/o debida a la fuente bajo unos determinados tratamientos selvícolas y una adaptación de las sucesivas etapas de la regeneración a las condiciones ambientales imperantes.

2. DISPOSITIVOS EXPERIMENTALES

Los resultados de este trabajo se basan en el análisis de los datos de campo provenientes de los dispositivos experimentales de dispersión primaria (dispositivo 2), dispersión secundaria (dispositivo 4) y predación post-dispersión (dispositivo 3), localizados en el sitio de ensayo de regeneración de *Pinus pinea* del monte público nº 43 «Corbejón y Quemados» y su extensión del monte público nº 17 «Común y Escobares» (dispositivos 3 y 4). Una descripción completa puede encontrarse en el capítulo 3.

3. METODOLOGÍA

3.1. Dispersión primaria

3.1.1. Patrón espacial

El análisis se ha llevado a cabo mediante la modelización de la sombra de semillas total en las parcelas 1 a 6, por métodos de modelización inversa (Ribbens *et al.*, 1994) con los datos recogidos desde 2005 a 2011. Esta técnica implica la estimación conjunta de una función de la probabilidad de encontrar una semilla en una localización i y de una función de fecundidad dependiente de variables dasométricas de cada árbol j . El modelo escogido es el Weibull, parametrizado por Ribbens *et al.* (1994), bajo la reformulación de Clark *et al.* (1998) y asumiendo una distribución Poisson para los datos. El modelo se ha adaptado para el pino piñonero por medio de: a) una corrección para tomar en cuenta el efecto de la copa y b) una estimación independiente de la fecundidad a través del modelo de producción media de piña (en kg/año) de Calama *et al.* (2008) y su transformación en número de piñones (constante m) basada en el estudio de los rendimientos de piñón sano de Morales (2009). Con todo, la formulación del modelo queda definida como:

$$N_i = m \cdot \sum_{j=1}^T wc_j \frac{1}{n} \exp \left[- \left(\frac{r_{ij}}{\alpha} \right)^c \right] \quad [1]$$

donde:

N_i = la densidad de semillas en la trampa i (semillas/ha · año)

wc_j = el peso estimado de la piña producida por el árbol j (kg/año)

m = una constante de valor 421 piñones/kg de piña

α = el parámetro de dispersión

c = el parámetro de forma

r_{ij} = la distancia normalizada de la trampa i al centroide de la copa del árbol j (m)

T = el número de árboles considerado en el ajuste, 3 en este caso

n = un normalizador:

$$n = \frac{2 \cdot \pi \cdot \alpha^2 \cdot \Gamma(2/c)}{c}$$

con $\Gamma(\cdot)$, la distribución gamma.

Posteriormente, por medio del modelo ajustado, se han realizado simulaciones para predecir la densidad de semillas en los 2.500 quadrats de 1 m² centrales de todas las parcelas (incluida en este caso la testigo), considerando la producción estimada para el periodo de estudio. Con estas predicciones es posible calcular los índices de limitación debida a la fuente de semillas y de limitación por dispersión (Clark *et al.*, 1998; Muller-Landau *et al.*, 2002) que representan, respectivamente, a) la probabilidad de que a 1 m² de suelo no llegue ninguna semilla asumiendo una dispersión perfectamente uniforme y una probabilidad de Poisson (déficit de semillas) y b) el porcentaje de los huecos de 1 m² donde podría llegar semilla bajo esa distribución uniforme pero realmente no llega debido a las características de la sombra de semillas actual (ineficiencia en la dispersión). Estos índices nos permiten analizar, por una parte, en qué medida la semilla producida por un rodal dado es suficiente para que se produzca la regeneración y, por otra, cuál es el grado de homogeneidad de la lluvia de semillas en el espacio, constituyendo dos indicadores de alta capacidad de diagnóstico en relación a problemas de dispersión primaria.

3.1.2. Patrón temporal

Desde una perspectiva temporal, se han evaluado mediante métodos gráficos las posibles relaciones entre la lluvia de semillas del periodo de estudio y las diferentes variables climáticas que pudieran afectar, tanto al proceso de apertura de los conos como a la progresiva liberación del piñón. Para describir este último aspecto, se han testado dos variables respuesta: a) el valor total de piñones encontrados en las trampas de semillas en cada uno de los periodos de toma de muestras t y b) porcentaje de semillas caídas en cada periodo de muestreo t sobre el total de las que quedan por caer en el año considerado (sr), para tener en cuenta el progresivo agotamiento del banco aéreo.

Una vez discriminadas las variables explicativas más adecuadas y con sentido ecológico, se ha procedido a la modelización del proceso mediante el ajuste de un modelo lineal. Dado que las observaciones de las variables respuesta están intrínsecamente autocorrelacionadas bajo una perspectiva temporal dentro de los periodos de dispersión, a fin de evitar intervalos de confianza poco realistas para los parámetros, se ha aplicado una estructura de errores de tipo auto-regresiva. Igualmente, se han eliminado de la regresión todos los pares de valores en los que $sr = 100$ (todos los piñones dispersa-

dos), ya que es un valor constante intrínseco sin sentido biológico. Cuando ha sido necesario, se ha usado el AIC (Akaike Information Criterion) para contrastar resultados.

Todos los datos climáticos utilizados en este apartado proceden de la estación meteorológica de Olmedo, gestionada por la Junta de Castilla y León (www.inforiego.jcyl.es).

3.2. Dispersión secundaria

Se ha llevado a cabo un análisis descriptivo del número de semillas dispersadas por roedores en los dos dispositivos experimentales instalados a los efectos, así como de las distancias de destino para las mismas. Por otra parte, se ha evaluado la disponibilidad para las siguientes fases de las semillas dispersadas que se localizaron (predadas vs. no predadas).

3.3. Predación post-dispersión

Primeramente, se han contabilizado y analizado las imágenes obtenidas mediante fototrampeo para evaluar la importancia relativa de cada uno de los grupos faunísticos potencialmente predadores de piñón.

En segundo lugar, se ha procedido al análisis gráfico del patrón espacio-temporal del proceso, incluyendo su posible relación con variables climáticas, en particular, con la Sequía Fisiológica (*SF*), según el criterio de Gandullo (2000). Posteriormente, se ha evaluado la supervivencia de semillas [número de semillas no predadas mensualmente (*SS*)] desde la perspectiva espacio-temporal, mediante un modelo mixto generalizado para cada parcela con los datos registrados en 2009. El exceso de ceros de la variable respuesta se ha tenido en cuenta por medio de la modelización mixta de su distribución (Fortin *et al.*, 2007): binomial para la ocurrencia y Poisson (función de transferencia logarítmica) para la abundancia [modelo Zero-Inflated Poisson (ZIP)]:

$$\begin{cases} P(SS_{ij} = 0) = \pi_{ij} + (1 - \pi_{ij}) \cdot e^{-\lambda_{ij}} \\ P(SS_{ij} | SS_{ij} \neq 0) = (1 - \pi_{ij}) \cdot (\lambda_{ij}^{SS_{ij}} \cdot e^{-\lambda_{ij}}) / (SS_{ij}!) \end{cases} \quad [2]$$

donde:

SS_{ij} = la supervivencia de semillas en la localización *i* y el mes *j*

π_{ij} = la probabilidad de $SS = 0$ no esperados en un proceso de Poisson, tal que:

$$\pi_{ij} = e^v / (1 + e^v) \quad [3]$$

con $v = cte$

λ = el parámetro de la Poisson

Se incluye, además, un factor aleatorio que absorba la variabilidad propia de cada uno de los puntos de semillas *i* a lo largo del tiempo.

Para analizar el patrón espacial se ha incluido en el modelo un factor de cuatro niveles (factor *LOC*, posición relativa de los puntos de semillas respecto a pies y tocones). La perspectiva temporal, por su parte, es tenida en cuenta en la modelización mediante diferentes variables climáticas a evaluar (estaciones meteorológicas de Olmedo y Tordesillas).

Complementariamente, se ha obtenido la media de todos valores del estadístico R de Pearson calculados a partir de las series de medias de supervivencia por tratamiento, dos a dos, para cada una de las parcelas (Herrera, 1998; Espelta *et al.*, 2008). Se trata de una medida numérica de la sincronía entre los valores de supervivencia de las diferentes localizaciones o niveles espaciales tenidos en cuenta.

4. RESULTADOS

4.1. Dispersión primaria

4.1.1. Aspectos generales

Durante los periodos de dispersión de 2005 a 2010 se han realizado 60 tomas de muestras en intervalos de 34,6 días como término medio, recogiendo un total de 753 piñones en las parcelas 1 a 6. Desde un punto de vista espacial, la distribución de los piñones en las trampas no ha sido uniforme, llegando a 24 las que nunca recibieron semilla (41%). Esta circunstancia, por otra parte, implica la falta de normalidad en la distribución de las semillas encontradas y, por tanto, el estudio de las diferencias entre los valores interanuales de dispersión no puede determinarse mediante un test ANOVA. En su lugar, se aplica el test no paramétrico de Kruskal-Wallis, apreciándose diferencias significativas entre años de cosechas ($\chi^2 = 48,6924$, p-valor $< 0,0001$). En los periodos de 2005-2006 (6 piñones recogidos) y 2009-2010 (7 piñones) la semilla dispersada fue muy escasa, obteniéndose cosechas superiores en 2008-2009 (29 semillas) y 2010-2011 (73 piñones). Por el contrario, 2006-2007 (237 semillas) y 2007-2008 (401 piñones) resultaron temporadas fuertemente veceras. Un resumen detallado de los valores por trampa y por hectárea se muestra en la Tabla 1.

TABLA 1
Patrón interanual del número de semillas dispersadas

N.º semillas	2005-06	2006-07	2007-08	2008-09	2009-10	2010-11
Media	0,1	4,09	6,91	0,5	0,12	1,26
Desv. típica	0,36	9,24	11,65	1,23	0,46	2,57
IC (95%)	$\pm 0,09$	$\pm 2,38$	$\pm 3,00$	$\pm 0,32$	$\pm 0,12$	$\pm 0,66$
Densidad (semillas/ha)	4.137,93	163.448,28	276.551,72	20.000	4.827,59	50.344,83

IC: intervalo de confianza.

4.1.2. Patrón espacial de la dispersión primaria

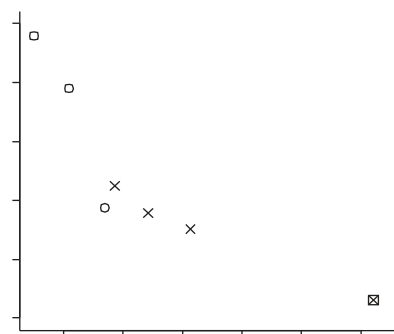
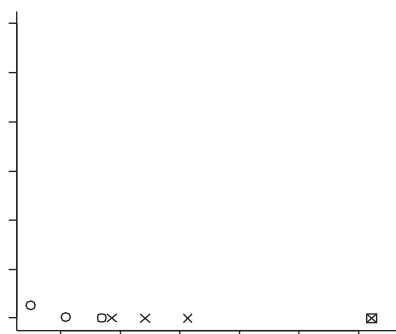
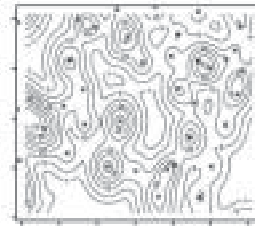
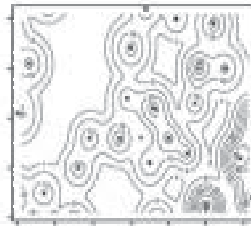
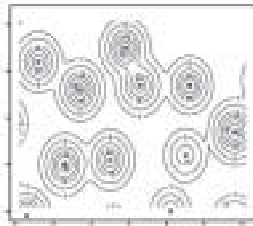
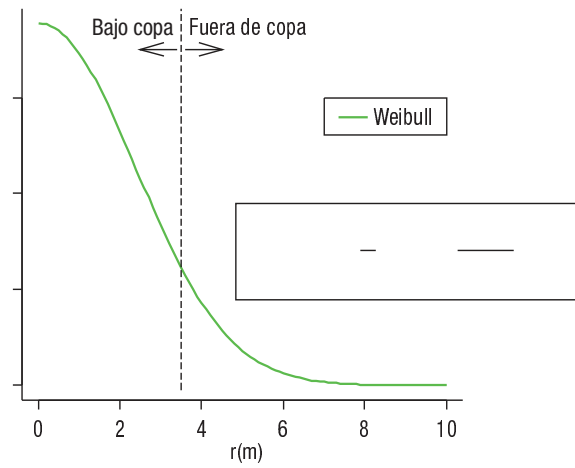
A nivel descriptivo, la aplicación del modelo Weibull permite conocer la distribución de las semillas dispersadas en función de la distancia r_{ij} (en m) entre la localización i y un árbol j de producción y radio de copa medios (1280 piñones/año, estimados por medio del modelo de Calama *et al.* (2008), y 3,5 m, respectivamente), tal y como se muestra en la Figura 1. Mediante la integración de la curva se determina que la presencia de semillas se limita aproximadamente a zonas muy próximas a la copa (hasta 7 m desde el fuste para un árbol medio o, lo que es lo mismo, 2 radios de copa), lo que indica una fuerte agregación propia de especies de dispersión por gravedad.

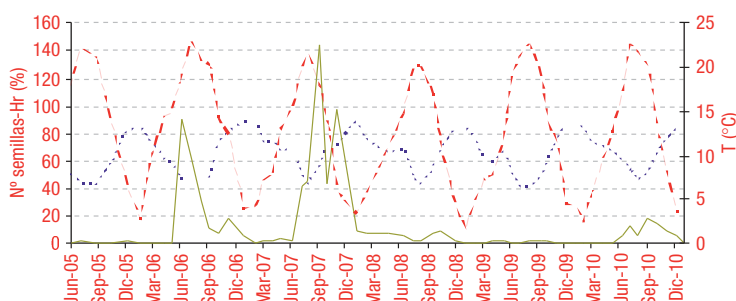
Las simulaciones realizadas con el modelo dan una idea más concreta de las consecuencias derivadas de los dos tratamientos aplicados (Aclareo Sucesivo Uniforme y Corta a Hecho en dos tiempos) y de un escenario selvícola sin cortas en la disponibilidad de semillas para las siguientes fases de la regeneración (Figura 2).

En particular, el cálculo del índice de limitación debida a la fuente indica que, para todas las áreas basimétricas (AB) testadas, la limitación es prácticamente nula ($< 0,5\%$). Por su parte, los valores del índice de limitación por dispersión denotan limitaciones del orden del 50-60% para AB menores de 9 m²/ha, de alrededor del 30% para AB entre 9 y 13 m²/ha y un porcentaje de huecos sin dispersión inferior al 15% para la parcela control. La información mencionada se resume en la Figura 3.

Figura 1

Distribución y ecuación de la densidad de semillas esperada con la distancia r al centroide de la copa de un árbol j de fecundidad y radio de copa medios; n es el normalizador función de los parámetros del modelo.



**Figura 4**

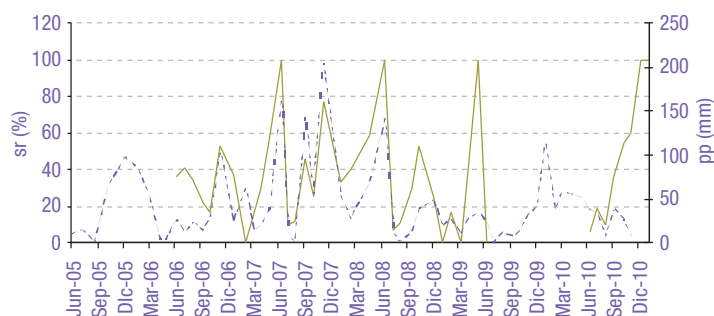
Evolución temporal del número total de semillas encontradas (línea sólida), temperatura media mensual (línea discontinua) y humedad relativa media mensual (línea punteada).

4.1.3. Patrón temporal de la dispersión primaria

Para todos los años de estudio, la apertura de conos ha tenido lugar entre los meses de junio y julio, momento en el cual se incrementa considerablemente la cantidad de piñón recogido en las trampas. En lo que respecta a la liberación del piñón, en 2006 y 2010 se aprecian picos de dispersión al comienzo del proceso, pero el aspecto común a todos los años de producción significativa es la ocurrencia de máximos relativos en momentos más avanzados del periodo. En particular, en 2006 buena parte de la dispersión se concentró en noviembre, lo mismo que en 2007, donde además se recogió un alto porcentaje de las semillas anuales en septiembre; en 2008, el único máximo tuvo lugar en octubre; y en 2010, ha habido dos picos tardíos, en septiembre y noviembre (Figura 4). En todos los casos, durante el resto del periodo, se ha venido manteniendo una tasa de dispersión residual, con sólo 4 meses en los que ninguna semilla ha alcanzado las trampas, dentro de los años de dispersión apreciable.

Un análisis exploratorio de diferentes variables climáticas durante el periodo de estudio muestra que la apertura de piñas ha tenido lugar cuando la temperatura media mensual superaba los 19-20°C, aproximadamente (Figura 4). Este hecho se hace más evidente en 2006 y 2007, al ser más obvio el comienzo de la dispersión. Sin embargo, no se aprecia ninguna relación clara con la progresión térmica en lo tocante a la dispersión posterior, así como tampoco con la humedad relativa media. Por otra parte, cabría suponer que rachas fuertes de viento podrían favorecer la caída del piñón. Sin embargo, la velocidad máxima del viento no ha sufrido variaciones superiores a los 3 km/h durante el periodo de estudio.

En cambio, cuando se considera la variable *sr* (porcentaje de piñones caídos en el periodo de recogida de muestras sobre el total de los que quedan por caer) sí se observa cierta sincronía con la precipitación registrada entre cada toma de muestras (Figura 5). Valores altamente anómalos en esta tendencia serían los correspondientes a febrero y marzo de 2007, el valor terminal de *sr* en el periodo

**Figura 5**

Evolución temporal de la variable *sr* (línea sólida) y la precipitación total por periodo (línea discontinua). Nótese que el valor *sr* = 100 corresponde al final de cada periodo. Por claridad, se han obviado los valores de *sr* de los periodos 2005-2006 y 2009-2010 (despreciables a los efectos).

TABLA 2
Resumen de los coeficientes estimados en el modelo ajustado entre *sr* y la precipitación

	Coeficiente	Error estándar	t	pvalor
T.I.	-0,0989	9,2157	-0,0107	0,9915
$\sqrt[3]{pp}$	10,1624	2,7346	3,7162	0,0008
ϕ	0,3727	—	—	—

T.I.: término independiente; **pp**: precipitación; ϕ : coeficiente que afecta a la matriz de covarianzas.

2008-2009 y los valores finales de 2010. En estos dos últimos casos, es necesario recordar que los valores terminales de *sr* (100) carecen de significado ecológico y que, en lo tocante a 2010, al no haber concluido el periodo de dispersión y tratarse *sr* de una variable relativa, los valores finales pueden cambiar todavía de forma notable.

Los resultados del ajuste del modelo entre *sr* y la raíz cúbica de la precipitación en los periodos de dispersión apreciable muestran que el efecto de la precipitación es altamente significativo (Tabla 2). Asimismo, se produce una ligera mejora al aplicar la estructura de autocorrelación (AR-1) dentro de cada periodo en términos de AIC (285,939 sin estructura AR-1; 284,538 con estructura AR-1).

4.2. Dispersión secundaria

De los 240 piñones etiquetados y marcados colocados a finales de diciembre de 2009, el 90% habían sido predados por roedores transcurrido el primer mes, mientras que el resto no fue encontrado. Desde un punto de vista dinámico, 34 piñones (14%) fueron movidos a una distancia media de $2,1 \pm 0,6$ m y predados *in situ* (Figura 6). Seis de ellos además fueron enterrados de forma superficial aparentemente por córvidos (misma despensa) a sólo 0,4 m del origen, aunque inmediatamente consumidos por roedores. No se pudo realizar seguimiento semanal debido a las nevadas que tuvieron lugar en la zona y que imposibilitaban el rastreo de piñones.

La repetición del experimento el mes siguiente mostró algunas diferencias. Del total instalado a finales de enero de 2010, 32 piñones (13%) fueron movidos inicialmente (primera semana) a una distancia media de $2,3 \pm 0,4$ m (Figura 6), 7 de ellos sin ser predados, aunque tampoco escondidos. Un 8% (19 semillas) no fue objeto de uso por los roedores en absoluto mientras que el 21% (51 piñones) no pudo ser encontrado. La segunda semana, todos los piñones no alterados habían sido consumidos *in situ*, excepto 4 de ellos, que fueron localizados en un refugio subterráneo en las proximidades (1,8 m). De los 7 piñones movidos y no predados en la semana anterior, 3 fueron consumidos, 2 colocados en un refugio y 2 más desaparecieron. En la tercera semana sólo 1 piñón de los enterrados sobrevivió, lo que implica un 0,2% de supervivencia de las semillas encontradas, el 1,5% de las dispersadas por fauna.

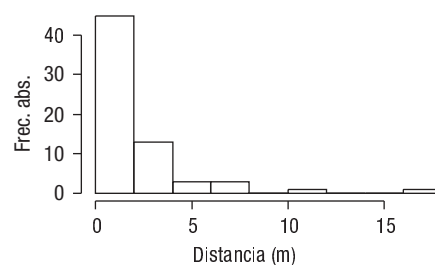


Figura 6

Histograma de distancias de las semillas movidas por fauna (dispersión efectiva e inefectiva).

En cuanto a los resultados del experimento de los refugios artificiales, a fin de conocer lo ocurrido con el piñón dispersado por roedores pero no controlado por acabar en madrigueras, en general, toda la semilla que ha llegado a ellos no ha sobrevivido más de un mes, no constituyendo despensas, sino refugios para el animal. Excepcionalmente, se ha encontrado un refugio en el cual la cantidad de piñón varía con el tiempo pero no aparecen cáscaras en el interior, lo que apuntaría a una suerte de despensa temporal.

4.3. Predación post-dispersión

4.3.1. Grupos de predadores

Aproximadamente, el 95% de las imágenes obtenidas mediante las 4 cámaras instaladas a los efectos correspondieron a ejemplares de *Apodemus sylvaticus* (el ratón de campo), seguido de córvidos [*Cyanopica cyanus* (rabilargo) y *Corvus cornix* (corneja)], que sólo en muy raras ocasiones ingerían el piñón ofrecido. Se ofrecen algunos ejemplos en la Figura 7. En adelante, los resultados se centran exclusivamente en el efecto del ratón de campo sobre la supervivencia de semillas.

4.3.2. Descripción del patrón espacial

En los gráficos de interacción (Figura 8) se aprecia cómo las diferencias entre cada uno de los niveles del factor espacial (*LOC*) son mínimas en las parcelas 7 de Viana de Cega y 2 de Nava del Rey, mientras que en las parcelas 2 de Viana y 1 de Nava, los patrones de cada nivel en la fase de mayor supervivencia se diferencian ligeramente, observándose valores de supervivencia superiores para el piñón cercano al árbol (niveles 1 y 2) con respecto al piñón alejado. En cuanto a las interacciones, igualmente las parcelas 2 de Viana y 1 de Nava muestran posibles interacciones espacio-temporales. La *R* de Pearson calculada para cada una de las parcelas se indica en los gráficos respectivos, apoyando esta afirmación.

4.3.3. Descripción del patrón temporal

El análisis gráfico (Figura 9) muestra una variabilidad temporal importante de la variable respuesta (supervivencia, *SS*), tanto a nivel de valores medios como en cuanto a su dispersión estadística, exis-



Figura 7

1: *Cyanopica cyanus*. 2: *Apodemus sylvaticus*.

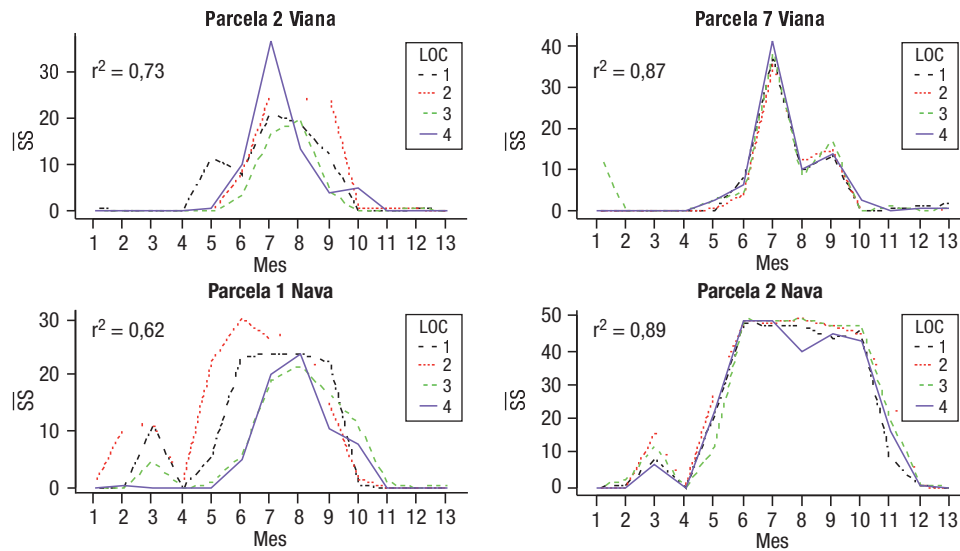
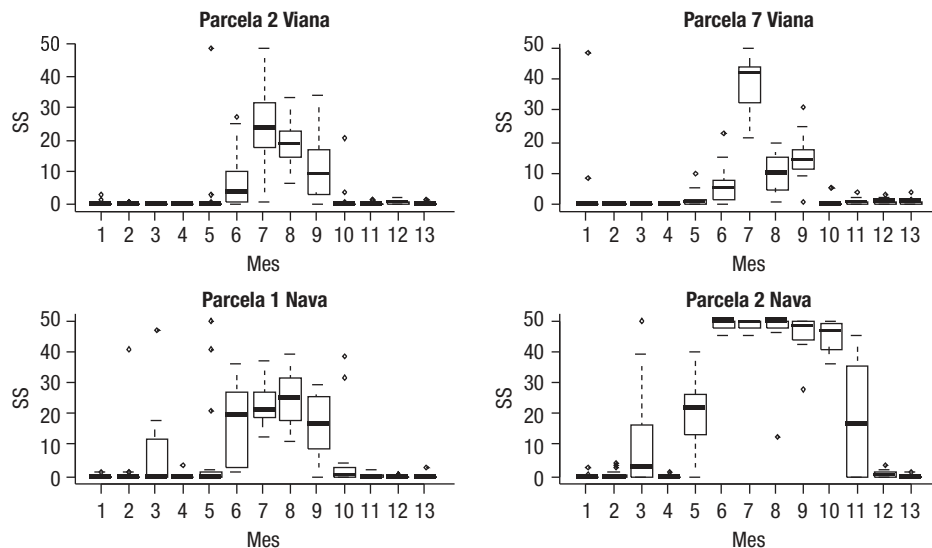


Figura 8

Patrón espacial de la supervivencia de piñón (SS). Cada línea representa la evolución de la media de supervivencia para cada nivel del factor espacial. Mes 1: enero 2009. Loc 1-4: niveles de la localización de los puntos de semillas, según lo expuesto en la descripción de los dispositivos experimentales.

tiendo dos fases claramente diferenciadas: supervivencia nula y supervivencia variable. Básicamente, se puede observar cómo la fase de supervivencia nula se da a lo largo de los meses más fríos del año en las parcelas 2 y 7 (Viana de Cega), presentando valores mínimos en los meses 5 y 10 (mayo y octubre, peri-



féricos al periodo más cálido) y tasas medias de entre el 9 y el 76% (4 a 38 piñones de supervivencia media mensual) en los meses 6, 7, 8 y 9 (junio, julio, agosto y septiembre). En la parcela 1 de la extensión del sitio de ensayo en Nava del Rey, el patrón es muy semejante, con tasas de supervivencia media en los meses 6, 7, 8 y 9 del 31 al 50% (16 a 25 piñones de media), y la salvedad de que el mes 3 (marzo de 2009) presenta, asimismo, supervivencia (valores medios: 13%, 7 piñones). En la parcela 2 de Nava del Rey, por su parte, aunque se mantiene una semejanza con la parcela 1 en la aparición de piñones no predados en el mes de marzo de 2009 (valores medios: 22%, 11 piñones), no hay signos de predación de piñón desde el mes de junio hasta el de octubre, prácticamente (supervivencia media mensual del 98 al 90%), comenzando la fase de supervivencia nula en el mes de diciembre de 2009.

4.3.4. Análisis de la dependencia del proceso con respecto a variables ambientales. Modelización

El patrón temporal de la predación de piñón de *Pinus pinea* por parte de *Apodemus sylvaticus* parece indicar que existen mayores tasas de supervivencia en los meses más cálidos del año, que se caracterizan en los climas mediterráneos por un periodo seco. Considerando que un buen indicador de la sequía es el parámetro ecológico Sequía Fisiológica (SF), una vez calculado éste para cada uno de los meses, su representación (cuando $SF > 0$) junto a los valores de supervivencia de semilla de las parcelas 2 y 7 de Viana y 1 de Nava muestra una fuerte relación entre ambas variables (Figura 10). El patrón temporal de la parcela 2 de Nava del Rey no sigue esta relación, al presentar una tendencia diferenciada con respecto a las otras, como ya se comentó en el apartado anterior.

El modelo utilizado para las tres parcelas mencionadas finalmente queda expresado de la siguiente forma:

$$\eta_{ij} = \log SS_{ij} = \mu + SF_j^n + LOC_i + SF_j^n \times LOC_i + u_i + v_i \times SF_j^n + e_{ij} \quad [4]$$

donde:

- η_{ij} = función de transferencia
- SS_{ij} = supervivencia mensual de piñones (conteos) en la jaula i y el mes j
- μ = constante del modelo
- SF_j = Sequía Fisiológica (elevada a la potencia n para su linealización, en su caso)
- LOC_i = factor espacial (Localización de las semillas, cuatro niveles)
- $SF_j \times LOC_i$ = interacciones entre la covariable y el factor espacial
- u_i = efecto aleatorio aditivo (punto de semillas, 16 niveles)
- $v_i \times SF_j$ = efecto aleatorio multiplicativo (interacción del efecto aleatorio con la SF)
- n = potencia para transformación de la variable explicativa que linealice la relación con la variable respuesta. Estimación heurística.
- e_{ij} = término del error

En la Tabla 3 se muestra un resumen de los tres modelos utilizados en términos de significación obtenida para cada efecto a través del test de ratio de verosimilitudes.

A la vista de las cifras, se infiere que en la parcela 2 de Viana y 1 de Nava todos los efectos fijos resultan significativos, mejorando la predicción de la variable respuesta. Resulta destacable, asimismo, que en el factor espacial (LOC), los niveles 3 y 4 constituyen una aportación negativa a la variable respuesta (relación inversa) con respecto al nivel 1 (tomado como cero para evitar la sobreparametrización), en la parcela 2 de Viana. En la parcela 1 de Nava, la relación con el nivel 4 también es inversa (con respecto al 1) y muy similar en el caso del nivel 3. Consecuentemente, existe una tendencia a una menor supervivencia lejos del árbol.

En la parcela 1 de Nava, asimismo, resulta significativo el efecto aleatorio aditivo, al contrario que en la parcela 2 de Viana, donde la alta variabilidad explicada por parte de los parámetros fijos hace que la incorporación de parámetros aleatorios aumente la complejidad del modelo de forma ineficiente.

En la parcela 7 de Viana, la Sequía Fisiológica es el único parámetro claramente influyente en el modelo. La parte aleatoria aditiva presenta una fuerte evidencia de ser significativa en la predicción.

5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La información que se deriva del modelo desarrollado para estimar la sombra de semillas indica que el patrón espacial de la dispersión primaria resulta altamente agregado en la especie, limitando la presencia de semilla a un ámbito no superior a 2 radios de copa para un árbol medio, en total acuerdo con las observaciones de Rodrigo *et al.* (2007). Tal y como demuestra el índice de limitación por dis-

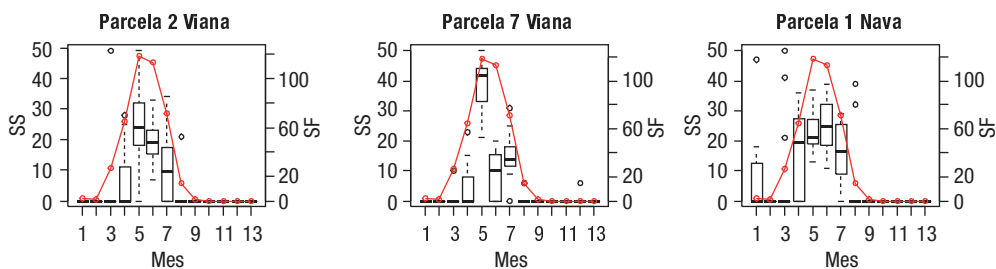


Figura 10

Progresión de la supervivencia de semillas (SS) y la sequía fisiológica (SF, línea continua y eje secundario) para las parcelas 2 y 7 de Viana y la 1 de Nava. Mes 1: enero 2009.

TABLA 3

Valores estimados de los parámetros de los tres modelos aplicados y significación de cada uno de sus efectos

Parámetro	Modelo parcela 2 Viana		Modelo parcela 7 Viana		Modelo parcela 1 Nava	
	Valor parámetro	p.valor	Valor parámetro	p.valor	Valor parámetro	p.valor
n^*	1,5	—	2	—	1	—
T. I.	2,4870	—	2,1153	—	2,8360	—
SF^n	0,0004	< 0,0001	9,5E-05	< 0,0001	0,0033	< 0,0001
LOC 2	0,4435	< 0,0001	-0,0640	< 0,01	0,8098	< 0,0001
LOC 3	-1,7368		0,3752		0,3272	
LOC 4	-2,1976		-0,4597		-1,2469	
$SF^m \times LOC 2$	-0,0002	< 0,0001	-4,0E-06	< 0,0100	-0,0073	< 0,0001
$SF^m \times LOC 3$	0,0014		3,6E-05		-0,0047	
$SF^m \times LOC 4$	0,0020		3,1E-05		-0,0047	
$\sigma(u)$	0,184	> 0,1	0,146	< 0,0001	0,1552	< 0,0001
$\sigma(v)$	—**	—	—**	—	0,0002	> 0,1
p^{***}	0,58	< 0,01	0,57	< 0,01	0,14	> 0,1

TI: término independiente; n: potencia de SF; * Estimación heurística; ** No convergencia del algoritmo de cálculo; *** Parámetro del modelo binomial.

persión calculado para cada parcela, este aspecto podría ser condicionante si se reduce la espesura de la masa con anterioridad a que se haya establecido algún regenerado (Calama *et al.*, 2012). Esta circunstancia es habitual dados los actuales esquemas selvícolas para el aclareo sucesivo, que implican densidades de 50-75 pies/ha en los 10 primeros años del periodo de regeneración (Montero *et al.*, 2008).

Desde una perspectiva temporal, la apertura inicial de los conos de *Pinus pinea* responde a un umbral térmico (19-20°C) tal y como se menciona en Tapias *et al.* (2001). Por otra parte, la relación encontrada entre el porcentaje de piñón dispersado y la precipitación se puede interpretar como una consecuencia del proceso físico que controla los movimientos relativos de las escamas de la piña, relacionado con cambios en la humedad relativa (Dawson *et al.*, 1997). Aparentemente, sin embargo, esta interpretación podría contrastar con los hallazgos del estudio para *Pinus pinea* de Masetti y Mencuccini (1991) en Toscana (Italia), en el que se observan sendos picos de dispersión para el mes más seco de dos años consecutivos, aunque no se analiza una relación en el tiempo en términos relativos considerando la semilla que queda por ser dispersada. En nuestro caso, este efecto se observa para la medición del mes de febrero de 2007. Sin embargo, cuando se analiza la evolución de la precipitación de este periodo, se aprecia que, en su mayor parte, tuvo lugar al final del mismo de forma ininterrumpida, produciéndose un pico de dispersión en el mes siguiente. De ello se desprende que, probablemente, sea la alternancia entre periodos cortos secos y húmedos los que controlan la caída del piñón en un ambiente donde la precipitación no está en absoluto tan generalizada a lo largo del año como en Toscana.

Por su parte, la prácticamente nula existencia de dispersión secundaria, unida a la homogeneidad de otros procesos (germinación o predación), al menos en las condiciones de nuestros experimentos, sustenta la concordancia entre el patrón espacial de la lluvia de semillas y el del establecimiento (García *et al.*, 2005), tal y como se indica en el capítulo 3. Por otra parte, se desconoce en la actualidad el papel de la fauna bajo un escenario de vecería, aunque la desigual tasa de supervivencia del regenerado (mayor bajo las copas) en principio restaría efectividad al proceso. Posibles eventos de dispersión a larga distancia (aves) no registrados mediante nuestros experimentos podrían tener una importancia relativa desde un punto de vista genético (Cain *et al.*, 2000), pero su relevancia sería escasa para la gestión debido a su mínima incidencia, como parecen indicar los resultados del fototrampeo.

En lo que respecta a la predación post-dispersión, representada aquí casi exclusivamente por *A. sylvaticus*, existe una débil tendencia desde un punto de vista espacial a intensificar el patrón marcado por la dispersión primaria, al ser mayor fuera del ámbito de la copa, circunstancia ampliamente discutida y muy variable según los casos (Hulme, 2002). El análisis temporal aporta, en cambio, un patrón inequívoco caracterizado por un fuerte descenso de las tasas predatorias en el periodo cálido. La relación entre la sequía y la supervivencia de las semillas puede responder al descenso de las poblaciones de ratón de campo en ese periodo, debido a la falta de recursos, la paralización de los ciclos reproductores y la mayor abundancia de depredadores (Torre *et al.*, 2002), hasta el punto de dificultar notablemente su recuperación (parcela 2 de Nava del Rey). En apariencia, las altas tasas predatorias detectadas constituirían un cuello de botella notable para el éxito de la regeneración. Sin embargo, el patrón temporal mencionado hace coincidir el lapso de supervivencia de semillas con el periodo de dispersión, permitiendo incluso la ocurrencia de las condiciones óptimas de germinación (ver capítulo 8) antes del incremento de las tasas de predación hasta los niveles invernales, especialmente en el caso de recuperaciones muy lentas de las poblaciones de roedores, aspecto clave para el éxito de la regeneración natural. Igualmente, la progresiva liberación de piñón, debido a los procesos de humectación-desección de los conos, impide que las aún activas poblaciones de roedores al comienzo de la dispersión tengan acceso a las semillas.

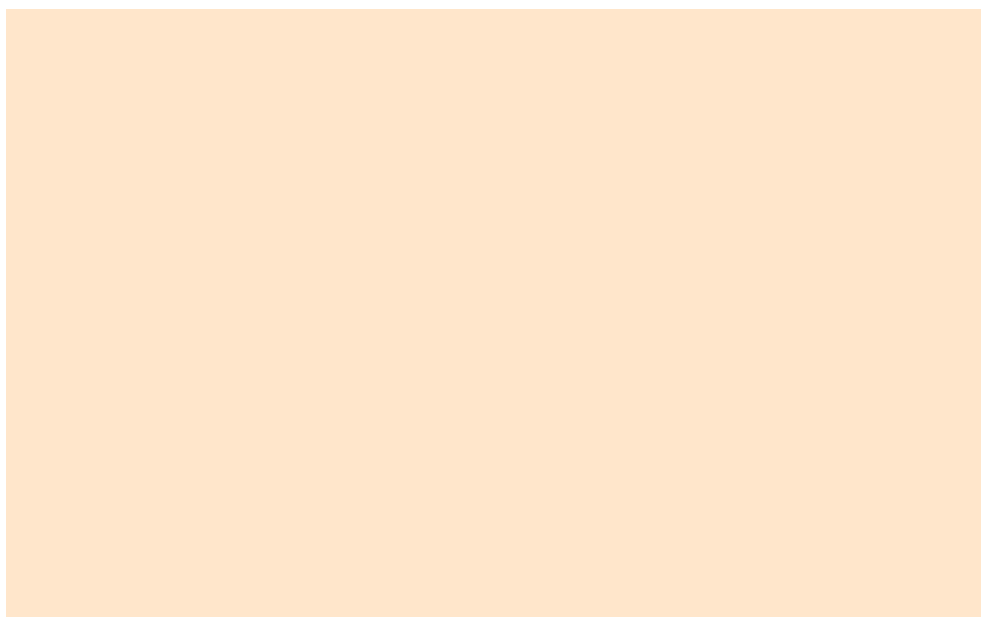
Por otra parte, las diferencias entre localizaciones no parecen responder a un gradiente de densidad de la masa, por lo que probablemente sean consecuencia de variaciones poblacionales del predador de difícil estudio para los objetivos de la gestión, pero controlables en un futuro con más datos mediante las técnicas estadísticas adecuadas.

Finalmente, se debe observar que en nuestro estudio hemos estimado el límite en el cual los roedores se sacian bajo condiciones de dispersión escasa. Sin embargo, durante un año vecero las tasas invernales podrían cambiar, especialmente al principio del periodo frío (octubre y noviembre), si la semilla dispersada excede el máximo que puede ser consumido (Hulme y Hunt, 1999; Li y Zhang, 2007).

Como conclusión al presente trabajo, es necesario destacar que el patrón de dispersión a nivel espacial condiciona la instalación final del regenerado en unas localizaciones concretas (bajo las copas), limitando notablemente la disponibilidad de semillas en condiciones de espesura relativamente baja. Por otra parte, los procesos aquí descritos están fuertemente relacionados con variables climáticas en su dimensión temporal, generando una secuencia que permite el paso de un estado a otro para garantizar la regeneración natural. La baja periodicidad en la concurrencia de las condiciones adecuadas, sin embargo, hace que las masas necesiten de una gran flexibilidad en la aplicación de los tratamientos selvícolas por parte del gestor.

6. AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se ha desarrollado en el marco funcional y presupuestario de los proyectos INIA CPE-003-001-C5.2, RTA-2007-00044-00 y AGL2010-15521. Los autores quieren agradecer a la guardería forestal de la Comarca de Viana de Cega y Tordesillas toda la ayuda prestada en el seguimiento de los dispositivos, y al Ayuntamiento de Portillo y de Nava del Rey por su permanente colaboración en el mantenimiento de los mismos.



7. LISTADO DE REFERENCIAS

- Cain, M. L., Milligan, B. G., Strand A. E. (2000). Long-distance seed dispersal in plant populations. *Am. J. Bot.*, 87: 1217-1227.
- Calama, R., Gordo, F. J., Mutke, S., Montero, G. (2008). An empirical ecological-type model for predicting stone pine (*Pinus pinea* L.) cone production in Northern Plateau. *For. Ecol. Manag.*, 255: 660-673.
- Calama, R., Manso, R., Barbeito, J., Madrigal, G., Garriga, E., Gordo, F. J., Montero, G., Cañellas, J., Pardos, M. (2012). Do inter-specific differences in red size determine natural regeneration traits in *Pinus pinea* and *Pinus sylvestris*? (inédito).
- Castro, J., Zamora, R., Hódar, J. A., Gómez, J. M. (2005). Ecology of seed germination of *Pinus sylvestris* L. at its southern Mediterranean distribution range. *Invest. Agr. Sist. Recur. For.*, 14 (2): 143-152.
- Clark, J. S., Macklin, E., Wood, L. (1998). Stages and spatial scales of recruitment limitation in southern Appalachian forests. *Ecological Monographs*, 68: 213-235.
- Clark, J.S., Silman, M., Kern, R., Macklin, E., Hillerislambers, J. (1999). Seed dispersal near and far: patterns across temperate and tropical forests. *Ecology*, 80(5): 1475-1494.
- Dawson, C., Vincent, J.F.V., Rocca, A.M. (1997). How pine cones open. *Nature*, 90(18): 668.
- Espelta, J. M., Cortés, P., Molowny-Horas, R., Sánchez-Humanes, B., Retana, J. (2008). Masting mediated by summer drought reduces acorn predation in Mediterranean oak forest. *Ecology*, 89: 805-817.
- Fortin, M., De Blois, J. (2007). Modeling tree recruitment with zero-inflated models: The example of hardwood stands in southern Quebec, Canada. *Forest Science*, 53: 529.
- Gandullo, J.M. (2000). Climatología y ciencia del suelo. Fundación Conde del Valle de Salazar. E.T.S.I. de Montes. Madrid.
- García, D., Obeso, J. R., Martínez, I. (2005). Spatial concordance between seed rain and seedling establishment in bird-dispersed trees: does the scale matter? *Journal of Ecology*, 93: 693-704.
- Herrera, C. M. (1998). Population-level estimates of interannual variability in seed production: what do they actually tell us? *Oikos*, 82: 612-616.
- Hulme, P. (2002). Seed-eaters: seed dispersal, destruction and demography. En: Levey, D.J., Silva, W.R., Galetti, M., (Eds.), *Seed dispersal and frugivory: Ecology, Evolution and Conservation* (pp. 257-273). Wallingford: CAB International.
- Hulme, P., Hunt, M. (1999). Rodent post-dispersal seed predation in deciduous woodland: predator response to absolute and relative abundance of prey. *J. Anim. Ecol.*, 68: 417-428.
- Jansen, P. A., Bartholomeus, M., Bongers, F., Elzinga, J. A., Den Ouden, J., Van Wieren, S. E. (2002). The role of seed size in dispersal by a scatterhoarding rodent. En: Levey, D.J., Silva, W.R., Galetti, M. (Eds.), *Seed dispersal and frugivory: Ecology, Evolution and Conservation* (pp. 209-225). Wallingford: CAB International.
- Levin, S. A., Muller-Landau, H. C., Nathan, R., Chave, J. (2003). The ecology and evolution of seed dispersal: a theoretical perspective *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 34: 575-604.
- Li, H., Zhang, Z. (2007). Effects of mast seeding and rodent abundance on seed predation and dispersal by rodents in *Prunus armeniaca* (Rosaceae). *For. Ecol. Manage.*, 242: 511-517.
- Masetti, C., Mencuccini, M. (1991). Régénération naturelle du pin pignon (*Pinus pinea* L.) dans la Pineta Granducale di Alberese (Parco Naturale della Maremma, Toscana, Italie). *Ecología Mediterránea*, 17: 103-188.
- Montero, G., Calama, R., Ruiz Peinado, R. (2008). Silvicultura de *Pinus pinea* L. En: Montero G., Serrada R., Reque J. (Eds.) *Compendio de Silvicultura de Especies* (pp. 431-470). Madrid: INIA-Fundación Conde del Valle de Salazar.
- Morales, L. (2009). Modelos para la predicción del contenido y calidad de piñón en piñas de *Pinus pinea* L. en los valles del Tiétar y del Alberche. Proyecto Fin de Carrera. ETS Ingenieros de Montes de Madrid.
- Muller-Landau, H. C., Wright, S. J., Calderón, O., Hubbell, S. P., Foster, R. B. (2002). Assessing recruitment limitation: concepts, methods and case-studies from a Tropical Forest. En: Levey, D.J., Silva, W.R., Ga-

- letti, M., (Eds.), Seed dispersal and frugivory: Ecology, Evolution and Conservation (pp. 35-53). Wallingford: CAB International.
- Nathan, R., Safriel, U. N., Noy-Meir, I., Schiller, G. (1999). Seed release without fire in *Pinus halepensis*, a Mediterranean serotinous wind-dispersed tree. *Journal of Ecology*, 87: 659-669.
- Ordóñez, J. L., Retana, J. (2004). Early reduction of post-fire recruitment of *Pinus nigra* by post-dispersal seed predation in different time-since-fire habitats. *Ecography*, 27(4): 449-458.
- Ribbens, E., Silander, J. A., Pacala, S. W. (1994). Seedling recruitment in forests: calibrating models to predict patterns of tree seedling dispersion. *Ecology*, 75: 1794-1806.
- Rodrigo, A., Quintana, V., Retana, J. (2007). Fire reduces *Pinus pinea* distribution in the northeastern Iberian Peninsula. *Ecoscience* 14(1): 23-30.
- Ruiz de la Torre, J., Ceballos, L. (1979). Árboles y arbustos de la España Peninsular. ETS Ingenieros de Montes de Madrid.
- Sanguinetti, J., Kitzberger, T. (2010). Factors controlling seed predation by rodents and not-native *Sus scrofa* in *Araucaria araucana* forests: potencial effects on seedling establishment. *Biol. Invasions*, 12: 689-706.
- Tapias, R., Gil, L., Fuentes-Utrilla, P., Pardos, J. A. (2001). Canopy seed banks in Mediterranean pines of southeastern Spain: a comparison between *Pinus halepensis* Mill., *P. pinaster* Ait., *P. nigra* Arn. and *P. pinea* L. *Journal of Ecology*, 89: 629-638.
- Torre, I., Arrizabalaga, A., Díaz, M. (2002). Ratón de campo (*Apodemus sylvaticus* L.). *Galemys* 14.
- Vander Wall, S. B. (2002). Masting in animal-dispersed pines facilitates seed dispersal. *Ecology*, 83(12): 3508-3516.
- Westcott, D. A., Bentrupperbäumer, J., Bradford, M. G., McKeown, A. (2005) Incorporating patterns of disperser behaviour into models of seed dispersal and its effects on estimated dispersal curves. *Oecologia*, 146(1): 57-67.

Germinación, emergencia y supervivencia de regenerado en *Pinus pinea* L.

Rafael Calama, Guillermo Madrigal, Rubén Manso, Enrique Garriga,
Francisco Javier Gordo, Marta Pardos

RESUMEN

Se presentan los resultados de los dispositivos experimentales de germinación, emergencia, establecimiento y supervivencia en regenerado de *Pinus pinea* L., localizados en el sitio de ensayo de regeneración natural de la especie en Valladolid. Se identifican los principales factores que controlan la dinámica de los citados procesos. La emergencia y supervivencia de las plántulas de pino se ven favorecidas por la cobertura de la copa, emulando en la especie el patrón espacial de establecimiento al patrón de dispersión primaria. La germinación presenta gran variabilidad entre años, y un marcado carácter estacional. La germinación otoñal está controlada por la temperatura media del mes de noviembre, no produciéndose cuando ésta desciende por debajo de 5°C, mientras que la germinación primaveral se relaciona más con la cantidad de precipitación recibida. Se identifica que el efecto conjunto de la ausencia de germinación otoñal y una elevada tasa de predación por roedores en los meses de invierno constituye un factor limitante al establecimiento del regenerado incluso en años con una elevada producción de semilla.

1. INTRODUCCIÓN

Los procesos de dispersión primaria, predación post-dispersión y dispersión secundaria definen el patrón espacial de presencia de semilla en el suelo. Durante estas fases, la semilla es susceptible de ser desplazada desde su posición original, bien por agentes abióticos (gravedad, viento, escorrentía) o bióticos (fauna), constituyendo esos procesos la fase dinámica de la regeneración (Clark *et al.*, 1999; Muller-Landau *et al.*, 2002). Sin embargo, una vez que la semilla se aposenta de forma definitiva en un punto, tienen lugar los procesos que constituyen la fase estática de la regeneración: germinación de la semilla, emergencia y establecimiento de la plántula recién emergida, y supervivencia de la misma. El éxito en la fase dinámica de la regeneración, queda definido por la presencia de semilla suficiente en un punto determinado; mientras que el éxito del proceso completo de regeneración requerirá el que esa semilla asentada germine y pueda establecerse y sobrevivir como plántula en ese punto, o como indican determinados autores, que ese punto pueda calificarse como punto seguro (Fowler, 1988).

El concepto de punto seguro tiene una dimensión espacial, definida por factores bióticos o abióticos, como la luz incidente, cobertura, textura edáfica, competencia inter e intraespecífica, etc. (Lusk y Kelly, 1995; Pardos *et al.*, 2005). Asimismo, la definición de un punto como seguro para la germinación de la semilla y posterior supervivencia y establecimiento de la plántula tiene una dimensión temporal, indicando que sitios favorables a la germinación en un año determinado no lo son en otros años. Esta dimensión temporal vendrá caracterizada generalmente por atributos climáticos, bien de forma directa (precipitación o temperatura) o indirecta (contenido de agua en el suelo, porcentaje de cobertura herbácea).

En el presente capítulo presentamos los resultados correspondientes a los ensayos de germinación, emergencia y establecimiento y supervivencia de regenerado de *Pinus pinea*, identificando los fac-

J. Gordo, R. Calama, M. Pardos, F. Bravo, G. Montero (ed.). *La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Valladolid* © 2012 (115-129).

**Figura 1**

Plántula de Pinus pinea recién emergida.

tores bióticos y abióticos que afectan al patrón espacial y temporal de ocurrencia de estos procesos. Nuestra hipótesis de partida es que, de acuerdo a los postulados clásicos de la ecología, en una especie con semilla de gran tamaño y dispersión primaria por gravedad y secundaria por fauna, el patrón espacial y temporal de establecimiento imita el patrón de dispersión primaria (Harper *et al.*, 1970; Smith y Fretweel, 1974). Bajo esa hipótesis, la disponibilidad de semilla y la dispersión serían los principales procesos limitantes en la regeneración en *Pinus pinea*. Frente a esta hipótesis, se estudiará si alguno de los procesos analizados puede considerarse como factor limitante o cuello de botella en la consecución de la regeneración en nuestras masas de estudio. Los resultados obtenidos se contrastan con los anteriormente publicados para la especie (Magini, 1955; Masetti y Mencuccini, 1991), referidos a masas italianas, con características ecológicas, climáticas y silvícolas muy diferentes a las de la Meseta Norte.

2. DISPOSITIVOS EXPERIMENTALES Y METODOLOGÍA APLICADA

En el desarrollo del presente trabajo se han utilizado los dispositivos de germinación (dispositivo 5) y emergencia, establecimiento y supervivencia (dispositivo 1) localizados en el sitio de ensayo de regeneración de *Pinus pinea* del monte público nº 43 «Corbejón y Quemados», situado en el término municipal de Portillo y que han sido descritos en detalle en el capítulo 3.

El objetivo del trabajo es eminentemente explicativo, por lo que la metodología utilizada incluye principalmente técnicas de estadística descriptiva y exploratoria de los datos. Asimismo, se ha evaluado la existencia de diferencias significativas en las variables de interés (tasa de germinación, probabilidad de ocupación, cantidad de regenerado establecido y tasa supervivencia) entre distintos niveles de los factores explicativos propuestos (tratamiento silvícola de regeneración, posición respecto de las copas, cobertura herbácea), a través de Análisis de la Varianza y test no-paramétrico de Kruskal-Wallis. Por último, se han identificado los factores climáticos potencialmente responsables del patrón temporal de ocurrencia de los procesos.

3. RESULTADOS

3.1. Germinación

En este apartado se utilizan los datos procedentes del seguimiento del dispositivo experimental sobre germinación (dispositivo 5, ver capítulo 3), consistente en 36 jaulas antipredación, instaladas de acuerdo a distintas intensidades de luz incidente y cobertura edáfica, en las que coincidiendo con la época de dispersión primaria (mes de julio) se instalan 50 piñones. Con frecuencia quincenal se rea-

TABLA 1
Patrón interanual en la tasa de germinación media

Tasa germinación	2006-2007	2007-2008	2008-2009	2009-2010
Media	0,903	0,776	0,091	0,765
Desviación típica	0,072	0,166	0,126	0,190
CV (%)	0,079	0,214	1,375	0,249
Valor mínimo	0,714	0,375	0,000	0,304
Valor máximo	1,000	0,953	0,500	0,979
Número de jaulas	36	20	26	25

liza un seguimiento de la germinación de las semillas (Figura 1). Los resultados presentados se refieren al seguimiento entre 2006 y 2010.

Se define la variable de respuesta tasa de germinación como el cociente entre el número de piñones germinados y el número total de piñones no predados, entendidos éstos como la suma de los piñones germinados más los no germinados que quedaban en las jaulas de germinación al final del periodo anual (final de junio), descontándose a tal efecto los posibles piñones predados. Para el cómputo de la tasa final anual (Tabla 1) no se tienen en cuenta las jaulas en las que la predación ha sido completa, aunque esas jaulas sí se han considerado en el estudio del patrón estacional de germinación.

3.1.1. Variabilidad interanual y espacial en la tasa de germinación

Se detectan diferencias significativas (p -valor $< 0,0001$) entre años en la tasa de germinación (Figura 2), destacando el bajo valor alcanzado en 2008-2009, donde el promedio de tasa de germinación no alcanzó el 10%, frente a valores superiores al 90% en 2006-2007 o del 75-80% en 2007-2008 y 2009-2010.

Debido al gran patrón de variabilidad interanual en la tasa de germinación, se procedió a estudiar el efecto de los tres niveles de posición respecto de la copa —interior de copa (distancia $< 0,25$ radios de copa del fuste), borde de la copa (distancia entre 0,75 y 1,25 radios de copa alejado del fuste), exterior de la copa (distancia > 2 radios de copa)— y de los dos niveles de cobertura herbácea (pastizal denso y ralo) de forma individual para cada año (Figura 3). El análisis de la varianza no detectó efecto significativo de la posición (p -valores 0,3022, 0,8084, 0,3870 y 0,3929 para 2006-2007,

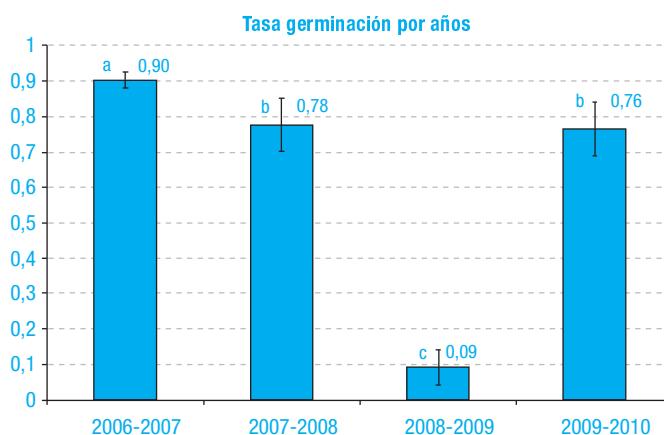


Figura 2

Tasa de germinación media e intervalo de confianza para el valor medio en los distintos periodos de estudio. Años con la misma letra indican diferencias no significativas.

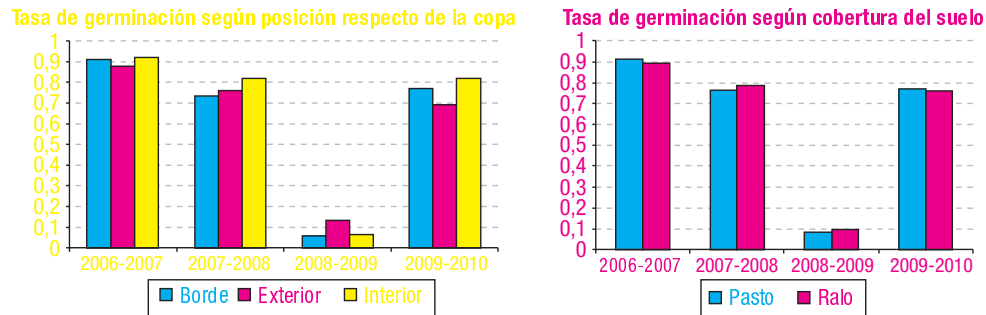


Figura 3

Tasa de germinación media por año y posición respecto del límite de la copa (izda) o tipo de cobertura del suelo (derecha). En el ANOVA no se detectan diferencias significativas en ninguno de los factores ni en la interacción.

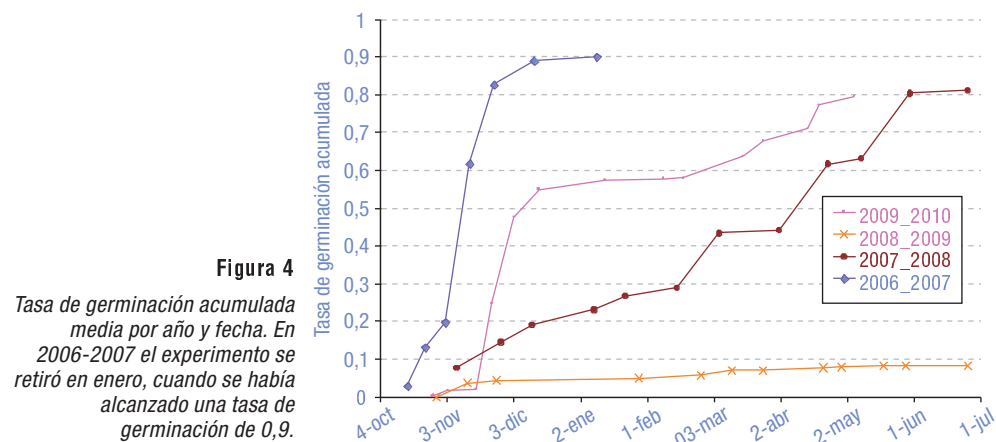
2007-2008, 2008-2009 y 2009-2010, respectivamente), de la cobertura (p-valores 0,4789; 0,8992; 0,7584; 0,9788) ni de la interacción posición $\times$ cobertura (p-valores 0,7581; 0,4920; 0,6718; 0,3469).

Del resultado anterior se desprende que, al menos en las condiciones del sitio de ensayo, la variabilidad detectada en la tasa anual de germinación entre los puntos de muestreo no es explicada ni por su posición respecto de la copa ni por el mayor o menor grado de encespedamiento del suelo.

3.1.2. Patrón temporal de germinación

La Figura 4 representa el patrón estacional (para cada uno de los cuatro periodos anuales de estudio) de germinación, entre los meses de octubre y junio.

La fecha más temprana en la que se detectan piñones germinados varía entre años, siendo el 16 de octubre en 2006-2007, 7 noviembre en 2007-2008, 12 noviembre en 2008-2009 y 27 octubre en 2009-2010. Se identifican dos periodos principales de germinación: otoño y primavera, aunque durante los meses de enero-marzo de 2008 también se produjo germinación. No se produce germinación durante los meses de verano. La tasa de germinación otoñal (desde la fecha de inicio de la germinación hasta final del mes de diciembre) también es muy variable entre años, habiendo sido del 90% (2006-2007), 20% (2007-2008), 5% (2008-2009) y 55% (2009-2010). La mayor tasa de germinación



primaveral se identificó en 2008, cuando tuvo lugar un 50% de la germinación acumulada anual, mientras que en la primavera de 2009 no se produjo germinación. Las mayores tasas puntuales (entre dos conteos) de germinaciones identificadas son:

- 2 noviembre 2006-13 noviembre 2006: 41%.
- 14 noviembre 2006-24 noviembre 2006: 22%.
- 16 noviembre 2009-23 noviembre 2009: 23%.
- 24 noviembre 2009-3 diciembre 2009: 23%.

Durante el final del invierno-primavera de 2008 se producen tres saltos con tasas de germinación de aproximadamente 16% cada uno (14 febrero-5 marzo; 1 abril-23 abril, 8 mayo-30 mayo), separados por periodos de germinación casi nula (marzo 2008, 23 abril-8 mayo)

3.1.3. Justificación climática

Se ha intentado identificar aquellos factores climáticos que expliquen el patrón de variabilidad detectado tanto entre los distintos años de estudio como entre las estaciones dentro de un mismo año, utilizando para ello los datos obtenidos tanto de la estación meteorológica que la Junta de Castilla y León mantiene en Olmedo (www.inforiego.org) como los medidos en el propio sitio de ensayo.

El resultado más notable se refiere a la importancia que la temperatura media de los meses de octubre y noviembre (Figura 5) parece tener sobre la tasa de germinación otoñal. Los dos periodos en los que ha habido tasas importantes de germinación otoñal (2006 y 2009) coinciden con años en los que la temperatura media de octubre se ha situado cerca de los 15°C y la de noviembre en torno a 9-10°C. Por el contrario, 2007 y 2008 han venido caracterizados por otoños fríos, con temperatura media en octubre cercana a 10°C y en noviembre por debajo de 5°C.

En relación con lo anterior, las mayores tasas puntuales de germinación otoñal se corresponden con periodos en los que se detectaron muchos días seguidos con temperaturas medias superiores a 10°C, rango de temperatura mínima-máxima entre 5 y 18°C, y humedad media superior a 80%, como ocurrió en noviembre 2006 y noviembre de 2009. En 2006, entre el 1 y el 24 de noviembre, periodo en el que se concentró más del 60% de la germinación, se identificaron 14 días con temperatura media > 10°C, temperaturas máximas cercanas a los 18°C, ausencia de heladas y humedad > 80%), mientras que en noviembre de 2009 la situación fue similar (12 días en condiciones parecidas, aunque con humedades relativas inferiores). Por el contrario, durante los meses de noviembre de 2007 y 2008 no

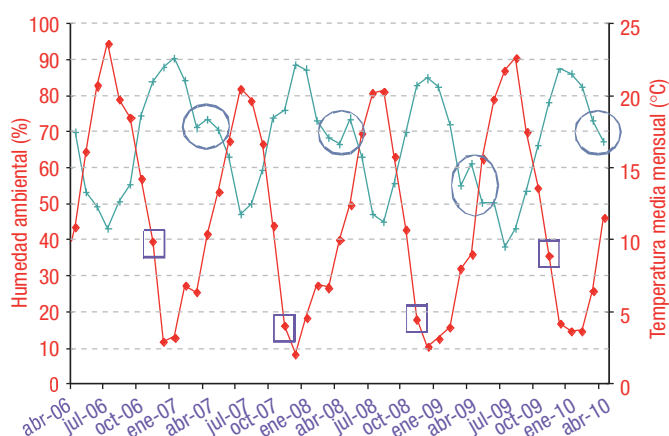


Figura 5

Temperatura media (línea roja) y humedad ambiental media (línea azul) mensual. El cuadrado indica la temperatura del mes de noviembre. El óvalo marca la humedad ambiental media de los meses de marzo-mayo.

se identifica ningún día con temperatura media $> 10^{\circ}\text{C}$, siendo muy frecuentes las heladas, alcanzando temperaturas mínimas inferiores a -5°C .

Los dos años de otoño frío (2007 y 2008) coinciden con años de verano frío (temperaturas medias mensuales de julio en torno a 20°C), y son además los años en los que se retrasa el comienzo de la germinación (casi un mes de diferencia entre 2006-2007 y 2008-2009), lo que indica un control termoperiódico en la definición del momento de inicio. Entre los meses de diciembre y marzo existe una parada en la germinación, lo que indica que temperaturas medias diarias inferiores a 5°C y mínimas inferiores a 0°C mantenidas durante varios días seguidos inhiben la germinación. En ese sentido, las elevadas temperaturas medias de enero (5°C de temperatura media mensual) y febrero (7°C) de 2008 justificarían el patrón de germinación invernal identificado ese año.

Si durante el otoño-invierno la temperatura es el factor limitante para la germinación, en primavera la humedad ambiente —asociada a la precipitación— parece ser el principal factor condicionante (Figura 5). La ausencia de germinación primaveral en 2009 puede relacionarse con humedades medias entre 50-60%, asociadas a la escasez de precipitaciones acaecida (55 mm entre marzo, abril y mayo de 2009) en comparación con la de los años 2007, 2008 y 2010 (197, 171 y 133 mm respectivamente). En relación con lo anterior, los valores de tasa de germinación elevados detectados en la primavera de 2008 se corresponden con periodos en los que las temperaturas máximas eran inferiores a 20°C y la humedad se situaba en torno a 75-80%. Por el contrario, los periodos primaverales de parada identificados en ese periodo (por ejemplo, entre el 23 abril y 8 mayo 2008) coinciden con periodos de temperaturas máximas cercanas a 25°C , ausencia de lluvia y humedad ambiental del 60%.

A partir del mes de junio, con temperaturas medias superiores a 20°C y máximas por encima de los 25°C , se observa una parada en el proceso de germinación.

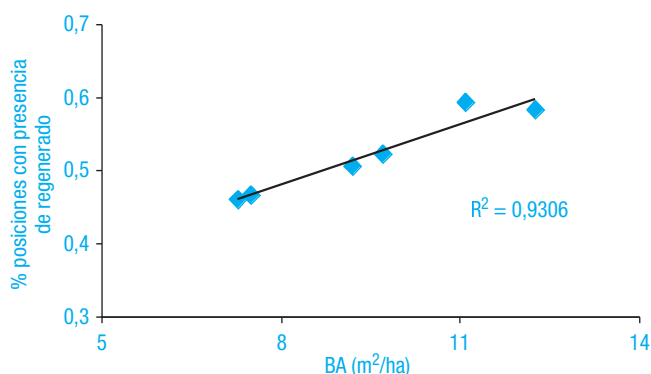
3.2. Emergencia y establecimiento del regenerado

En este apartado se han utilizado los datos del dispositivo de seguimiento de la emergencia, establecimiento y supervivencia del regenerado (dispositivo 1), que, como ya se indicó en el capítulo 3, consta de 20 subparcelas de seguimiento (cada una dividida en 9 quadrats de 1 m^2) localizadas de forma sistemática en las siete parcelas de tratamiento. En el análisis no se incluyen los datos procedentes de la parcela 7, instalada justo antes en el año de mayor emergencia (otoño 2006-primavera 2007), por lo que los datos se refieren a 1.080 quadrats de seguimiento.

3.2.1. Patrón espacial de emergencia: probabilidad de ocupación y cantidad de regenerado

La probabilidad de ocupación o de presencia de regenerado se define como la relación entre el número de posiciones en los que se ha identificado al menos una plántula emergida entre 2005 y 2009 y el número total de posiciones, siendo equivalente al porcentaje de posiciones en los que se ha conseguido incorporación. De los 1080 quadrats (posiciones de seguimiento de regenerado de 1 m^2) localizados en las parcelas 1-6 del sitio de ensayo se ha identificado entre 2005 y 2009 presencia de regenerado en 564, lo que supone un 52,22% de las posiciones, o, lo que es lo mismo, en un 47,77% de los puntos de 1 m^2 muestreados no se ha producido incorporación alguna durante el quinquenio estudiado.

La probabilidad de ocupación no está repartida de forma uniforme en el espacio. Existen diferencias significativas entre las parcelas sometidas a corta a hecho en dos tiempos (parcelas 1-3, promedio de ocupación $47,77\% \pm 3,07\%$) y las sometidas a corta por ASU (parcelas 4-6, promedio de ocupación $56,66\% \pm 4,93\%$), definiendo una relación lineal ($R^2 = 0,93$) entre el área basimétrica y el porcentaje de posiciones con incorporación de regenerado (Figura 6).

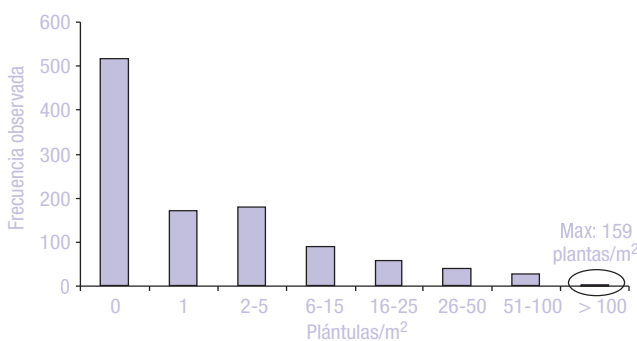
**Figura 6**

Porcentaje de posiciones por parcela en los que se ha identificado regenerado entre 2005-2009 frente al área basimétrica (BA) de cada parcela.

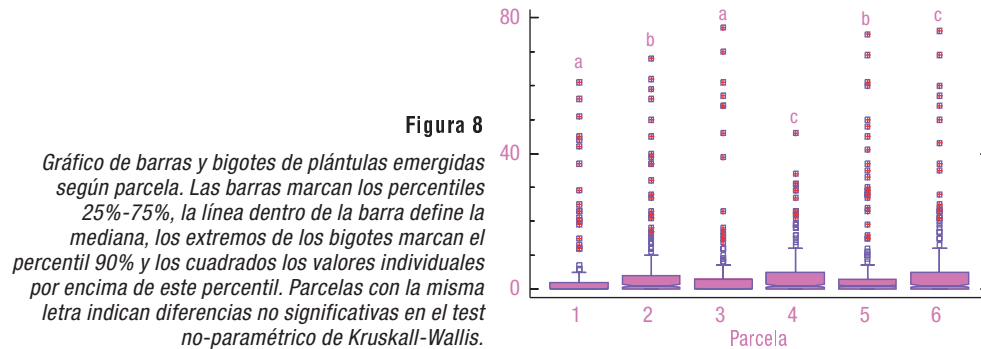
La probabilidad de ocupación viene definida por la posición del quadrat respecto de la copa, factor que como ya se ha visto en el capítulo correspondiente, condiciona el patrón espacial de la dispersión primaria. La probabilidad de ocupación en una posición situada bajo la copa (distancia relativa al fuste más cercano $<$ radio de copa R) está en torno al 85%-90%, mientras que disminuye al 65% en las posiciones alejadas del fuste más cercano entre 1 y 1,5 radios de copa, 35% en las situadas entre 1,5 y 2 radios de copa, 25% entre 2 y 3 radios de copa, 20% en las posiciones situadas entre 3 y 4 radios y 15% en las situadas entre 4 y 5 radios de copa. Por último, no se ha encontrado regenerado en las siete posiciones situadas a más de 5 radios de copa del fuste más cercano.

En cuanto a la cantidad de regenerado emergido, a lo largo del quinquenio 2005-2009 se han identificado en los 1.080 quadrats de seguimiento de las parcelas de estudio 1 a 6 un total de 5.870 nuevas plantas, lo que supone un promedio de plántulas emergidas de 5,44 plantas/m², existiendo gran variabilidad entre puntos de muestreo (desv. típica: 13,21; coeficiente de variación: 243%), relacionada con la abundancia de ceros, y la existencia de pocas posiciones con gran número de plantas (Figura 7). El máximo número de plántulas por m² identificadas fue de 159 (Figura 12).

Este patrón de distribución se repite al estudiar la cantidad de regenerado emergido en las distintas parcelas. La patente falta de normalidad de los datos condiciona la no identificación de diferencias al aplicar un test paramétrico tipo ANOVA. Sin embargo, al aplicar un test no paramétrico de Kruskal-Wallis (Figura 8), se detectan diferencias significativas (p -valor 0,0312) entre las medianas de las parcelas 1-3 frente a las de las parcelas 2-5 y 4-6, apuntando a una cantidad mayor de regenerado establecido en las parcelas con mayor área basimétrica, y repitiendo el patrón de diferencias identificado en la probabilidad de ocupación (Figura 6).

**Figura 7**

Frecuencias observadas de emergencia del regenerado. Se observa la abundancia de ceros, la marcada asimetría hacia la izquierda y el pequeño número de observaciones con valores de incorporación superiores a 100 plántulas/m².

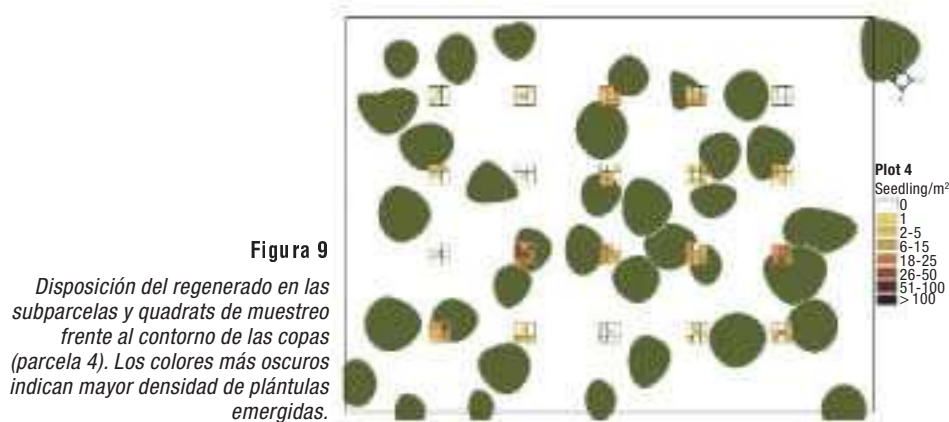


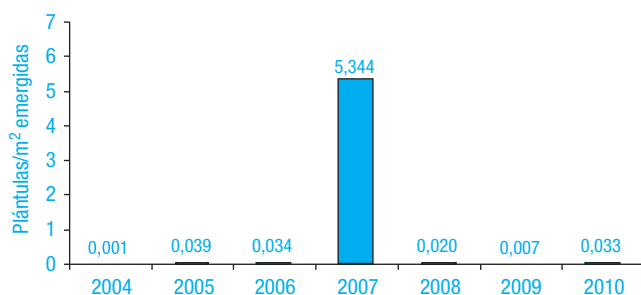
Nuevamente, el factor que define la mayor o menor cantidad de regenerado es la posición frente a la copa del pie más cercano, comprobándose cómo en las posiciones bajo copa (distancia al fuste $< R$) donde se detecta regenerado, el promedio de plántulas por m^2 supera los 20. La cantidad de regenerado disminuye a medida que se aleja de la influencia de la copa: 6,58 entre $R-1,5R$, 2,96 entre $1,5R-2R$, 2,35 hasta $2,5R$, y así sucesivamente hasta que, para distancias por encima de $4R$, en las posiciones donde aparece regenerado sólo existe una única planta. Del estudio de la distribución acumulada de plántulas observadas frente a distancias medidas en radios relativos de copa, se observa que de las 5870 plantas identificadas, un 72,3% se situaban debajo de la copa, un 20,3% entre $R-1,5R$, un 4,7% entre $1,5R-2R$, mientras que únicamente un 2,7% lo hace a distancias superiores a $2R$.

Los factores anteriores caracterizan el patrón final de presencia del regenerado emergido, que aparece formando agregados bajo las copas, detectándose escasa presencia en los huecos alejados de las zonas de influencia de la copa (Figura 9).

3.2.2. Patrón interanual de establecimiento

La incorporación de regenerado en el tiempo a lo largo de los cinco años de seguimiento (2005-2009) no ha sido uniforme, correspondiendo más del 95% de las plántulas emergidas (5.770 sobre 5.870) a las plántulas inventariadas durante el 2007 (Figura 10), principalmente durante el conteo de invierno (5.600 de las 5.770, correspondiendo a plántulas emergidas en el otoño de 2006).



**Figura 10**

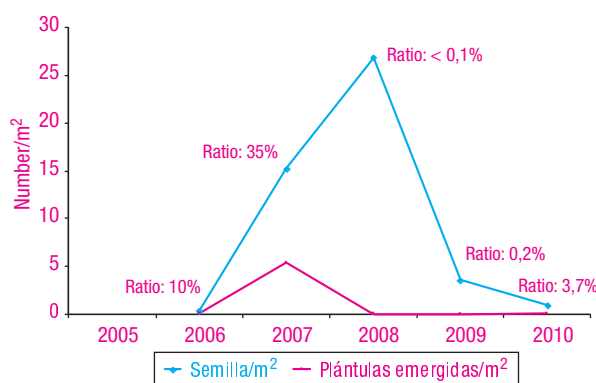
Variabilidad interanual en el número de plantas por m² emergidas en el sitio de ensayo (se incorporan los datos de los años 2004 y 2010, sin emergencia apreciable).

Este patrón temporal de incorporación no imita el patrón temporal de dispersión, identificándose una tasa variable en la ratio de emergencia, variable definida como el cociente entre las plántulas emergidas el año t /semillas dispersadas el año $t - 1$, referida al m² (Figura 11).

Se observa cómo el año de mayor dispersión (2007, cuando se recogió un promedio 27 piñones/m²) no se corresponde con una mayor cantidad de plántulas emergidas el año 2008 (0,02 plántulas/m²), con una ratio de emergencia muy baja ($< 0,1\%$). Algo similar ocurre en 2009, donde con un promedio de dispersión de 3,5 piñones/m², la ratio es de 0,2%. Únicamente hay incorporación apreciable (más de 0,1 plántulas/m²) en 2007, cuando con una dispersión de 15 piñones/m² se alcanzó una ratio plántulas/semilla del 35% (es decir, que uno de cada tres piñones dispersados en 2006 dio lugar a una plántula emergida el año siguiente). En 2006 y 2010, aunque la ratio de emergencia fue mayor (10% y 3,7%) la incorporación se ve limitada por la pequeña cantidad de piñón dispersado durante el año anterior (0,34 y 0,90 piñones/m² respectivamente).

3.3. Supervivencia del regenerado

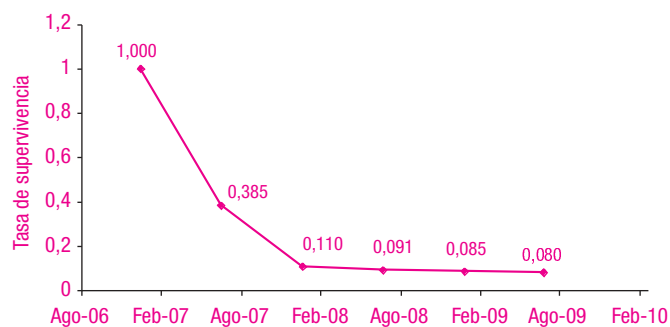
En este apartado se estudia la supervivencia a lo largo del primer año de vida de las plántulas emergidas. Únicamente vamos a utilizar los datos correspondientes a la supervivencia del regenerado emergido en otoño de 2006, cuando se produjo la incorporación de más del 98% de las plántulas emergidas en el periodo de estudio. Centrándonos en esa cohorte, el 11% del total de plántulas emergidas sobrevivió el primer año (Figura 13). Se comprueba cómo durante ese primer año se produce mortalidad tanto en los meses de invierno como en los de verano, estabilizándose la tasa de supervivencia a partir de ese momento.

**Figura 11**

Ratio anual entre el número de semillas dispersadas el año $t - 1$ (línea azul) y el número de plántulas emergidas el año t (línea rosa). El eje de abscisas se refiere al año t .

**Figura 12**

Máximo de emergencia: 159 plántulas emergidas en un quadrat de 1 m², correspondiente a la germinación de otoño 2006. Cada palo amarillo indica la posición de una plántula emergida.

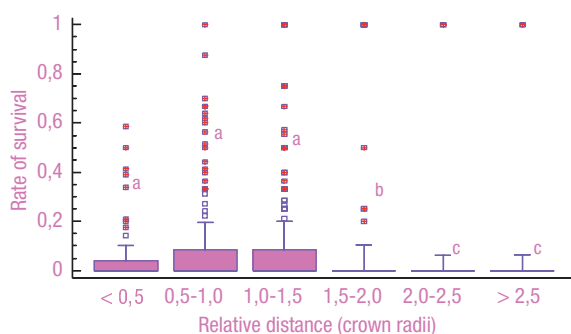
**Figura 13**

Tasa de supervivencia en plántulas emergidas en otoño-invierno 2006.

Al igual que en el caso del estudio del patrón espacial de emergencia se descompone el estudio del patrón espacial de supervivencia de plántulas en dos apartados: (1) probabilidad de presencia de regenerado superviviente, que indica la probabilidad de que en una posición con plántulas emergidas alguna de ellas sobrevive un año después; y (2) tasa de supervivencia, que es el cociente entre el regenerado de un año de edad existente en esa posición y las plántulas emergidas el año anterior en la misma.

La distribución espacial del regenerado superviviente no es uniforme, puesto que tras el primer año de desarrollo de las plantas, existe regenerado superviviente en el 25% de las posiciones en las que se había detectado regenerado emergido el año anterior. Se identifica un efecto de la posición respecto de la copa tanto en la probabilidad de supervivencia del regenerado en una posición como en la tasa de supervivencia para esa posición. Referido al primer factor, el porcentaje de posiciones en las que se detecta supervivencia tras el primer año es del 30% aproximadamente para puntos situados debajo de la copa y alejados hasta 1,5 radios de copa del fuste, 15% para puntos situados entre 1,5 R y 2R del fuste, bajando al 6% para puntos más alejados.

En cuanto a la tasa de supervivencia, a partir de un test no paramétrico de Kruskal Wallis (Figura 14) se detectan diferencias significativas (p-valor 0,0041) entre los distintos puntos de acuerdo a su distancia relativa al fuste, medida en radios de copa. Estas diferencias indican que la tasa de supervivencia tras el primer año es significativamente mayor (p-valor < 0,05) en los puntos situados hasta 1,5 radios de la copa que en aquellos puntos alejados más de 2 radios de copa. Ambos resultados

**Figura 14**

Tasa de supervivencia media según distancia relativa al fuste medida en radios de copa. Las barras indican percentiles 25-75%. Los bigotes marcan el percentil 10-90%. Grupos con la misma letra indican diferencias no significativas (p -valor $> 0,05$) en un análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis.

indican una mayor probabilidad de supervivencia en las posiciones situadas bajo la cobertura de las copas que en aquellas situadas en puntos más expuestos.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

A la semilla de *Pinus pinea* se le ha atribuido tradicionalmente una alta capacidad germinativa, que supera el 95% en condiciones controladas (Masetti y Mencuccini, 1991). Magini (1955) identifica que la germinación en cámaras a temperatura constante ocurre entre 10°C y 20°C, con un óptimo en 17,5°C (cuando se alcanzan tasas de germinación del 80% en menos de 10 días), produciéndose inhibición de la germinación a temperaturas superiores a 25°C.

Con respecto a estudios de germinación en condiciones naturales para la especie, Masetti y Mencuccini (1991), utilizando datos de tres años, alcanzan valores de tasa de germinación en condiciones de exclusión de predación que oscilan entre el 25 y el 80%. En el presente trabajo se comprueba que, también bajo condiciones de exclusión de predación, la tasa de germinación en condiciones naturales puede alcanzar en determinados años los valores obtenidos en laboratorio (90% en 2006-2007), mientras que en otros años este valor es inferior al 10% (8% en 2008-2009). Los principales factores que explican la variabilidad interanual en la tasa de germinación en la Meseta Norte son la temperatura media del mes noviembre, que en aquellos años en los que es cercana o superior a 10°C permite la existencia de germinación otoñal; y la precipitación primaveral, que permite la germinación de aquellas semillas no germinadas en otoño si se producen valores de humedad ambiental superiores a 80% en días con temperaturas medias superiores a 10-15°C.

Estos factores definen un patrón de estacionalidad bimodal en la germinación, que contrasta con los resultados de Masetti y Mencuccini (1991), que identifican un único máximo otoñal. Las condiciones climáticas de las zonas de estudio de Italia (Toscana) con precipitación media anual 600-650 mm, temperatura media 14.5°C, ausencia de heladas y otoños húmedos y suaves (todos los años de estudio la temperatura de noviembre supera los 10°C y no hay temperaturas medias diarias inferiores a 5°C) permiten la concentración de la práctica totalidad de la germinación en los meses de otoño. Por el contrario, las frías temperaturas otoñales en la Meseta Norte (con temperatura media de noviembre inferior a 5°C en dos de los cuatro años de estudio) condicionan el que una parte de la semilla no pueda germinar durante esta estación.

Nuestro trabajo también confirma la hipótesis de Magini (1955) referida a la inhibición de la germinación con temperaturas máximas diarias superiores a 25°C y temperaturas medias inferiores a 5°C, con óptimos en épocas húmedas con temperaturas medias cercanas a 15°C. La inhibición por calor implica que en la Meseta Norte no se produzca germinación en condiciones naturales a partir de la

segunda quincena de mayo, por lo que considerando que la apertura de piñas e inicio de la dispersión se suele producir a partir de junio (ver capítulo 7), no se va a encontrar germinación primaveral de la semilla recién dispersa, teniendo que pasar un periodo de permanencia estival en el suelo. Por otra parte, el efecto inhibitor del frío provoca que la semilla no germinada en otoño deba pasar los meses de diciembre-marzo en el suelo, época desfavorable para su supervivencia debido a la mayor actividad predatora por parte de los roedores (ver capítulo 7).

Nuestros resultados apuntan a una escasa variabilidad espacial en la tasa de germinación, que además no se explica ni por la posición respecto de la copa ni por la cobertura herbácea. Estos resultados contrastan con los obtenidos para otras especies mediterráneas, donde se alcanzan valores mayores en condiciones de plena luz (Zavala *et al.*, 2000, para *Pinus halepensis* Mill.; Castro *et al.*, 2005, y Pardos *et al.*, 2007, para *Pinus sylvestris* L.) o existe un claro efecto de la cobertura (Ordóñez *et al.*, 2004, para *Pinus nigra* Arn.). En cualquier caso, y dada la baja densidad de arbolado propia de estas masas, se requiere un estudio más pormenorizado de la cantidad total de luz incidente y un análisis de la respuesta estacional de cada punto.

En cuanto a la emergencia de las plántulas de *Pinus pinea*, se observa que el patrón espacial imita al de la dispersión, apareciendo la mayor parte de las plántulas bajo la cobertura de las copas o su área de influencia (más del 80% de las posiciones con presencia de regenerado y 72,3% de las plántulas concentradas bajo la copa), mientras que sólo un 2,7% de las plantas aparece a una distancia relativa al fuste superior a dos veces el radio de copa. La influencia de la geometría de la copa en la formación de aglomerados de regenerado en el entorno de la misma ha sido comprobado para *Pinus pinea* en otros trabajos, como el de Barbeito *et al.* (2008). Un único punto de contraste con lo anterior es la emergencia de plántulas a distancias relativas al fuste más cercano superiores a 2,5 radios de copa, donde no se detecta dispersión primaria. El porcentaje de plántulas identificadas en estas zonas abiertas (que supone cerca del 2% del total de plántulas emergidas) puede ser atribuido a la dispersión secundaria por roedores o aves.

La concentración del regenerado recién emergido bajo la copa (Figura 15) se puede deber tanto a la dispersión primaria por gravedad propia de la especie como a la existencia de unas condiciones de micrositio favorables a la germinación, asociadas a una mejora del balance hídrico en este entorno (Lookingbill y Zavala, 2000). En nuestro caso aunque no se han encontrado diferencias significati-



Figura 15

Concentración de regenerado establecido bajo la zona de influencia de la copa de Pinus pinea.

vas en la germinación entre las zonas cercanas y alejadas de la copa, sí que se ha demostrado que la tasa de supervivencia de plántulas es significativamente mayor bajo las copas que fuera de las mismas, lo que indica que la zona de influencia de la copa conforma un micrositio más favorable a la supervivencia y, por tanto, al establecimiento final del regenerado. Los resultados anteriores apuntan a que en *Pinus pinea* el patrón espacial de la dispersión es el que condiciona el patrón espacial de aparición del regenerado, produciéndose las condiciones más favorables al establecimiento en aquellos puntos a los que llega una mayor cantidad de semilla. Estas mayores tasas de supervivencia inicial bajo la copa indica un patrón de media luz, ya apuntado tradicionalmente en la literatura forestal de la especie (Ruiz de la Torre y Ceballos, 1979; Montero *et al.*, 2008).

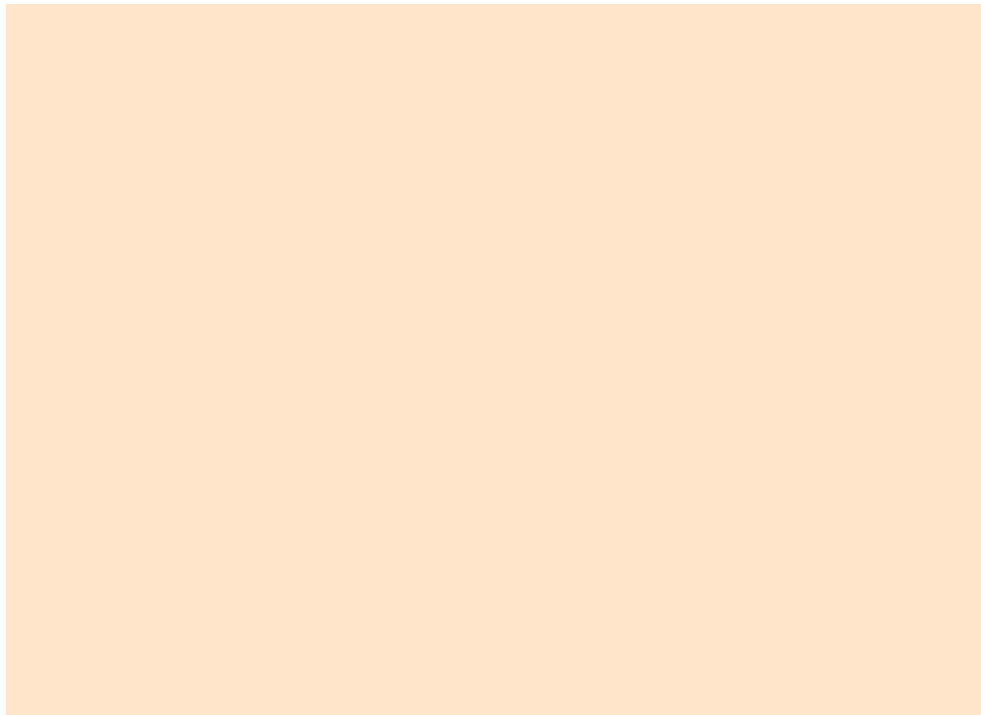
Esta identidad espacial entre patrón de dispersión y de emergencia no tiene validez en el caso del patrón temporal de establecimiento, puesto que años de buena dispersión no tienen que corresponderse con años de buena emergencia de plántulas. La no existencia de una relación positiva entre semillas dispersadas un año y plántulas emergidas el año siguiente indica la existencia de factores limitantes al establecimiento, variables cada año, y que deben estar asociados bien a la germinación, bien a la predación, o a ambos. Esos factores limitantes actuaron en 2008 (tasa de emergencia < 0,01%), mientras que no actuaron con igual intensidad en el año 2007 (tasa de emergencia 35%).

Analizando lo sucedido en ambos años, se observa que en el otoño de 2006 la tasa de germinación otoñal fue muy elevada (90% hasta finales de diciembre), mientras que en otoño 2007 esa tasa no superó el 20%, con un comienzo de germinación otoñal muy tardío (7 noviembre, frente al 16 de octubre del año anterior). En cualquier caso, la tasa final de germinación en 2007-2008 alcanzó el 75%, por lo que, teniendo en cuenta la cantidad de semilla dispersada, se hubiera esperado el establecimiento de una importante cantidad de regenerado, no considerándose la germinación factor limitante este año (aunque sí lo fue en 2008-2009). La explicación a la baja tasa de emergencia en 2008 se encuentra en el hecho de que debido a la falta de germinación otoñal, la mayor parte del piñón dispersado a lo largo de 2007 se encontraba en el suelo durante los meses de mayor actividad depredadora por parte de los roedores. En ese sentido, y aunque no se dispone de datos de seguimiento, evaluaciones visuales de la predación en el invierno de 2007-2008 apuntaban a tasas de predación cercanas al 100%. Todo lo anterior apunta a que el efecto combinado de la ausencia de germinación otoñal y la acción depredadora de los roedores en invierno puede ser un factor principal de limitación al regenerado, incluso en años de buena dispersión de semilla.

Como conclusión del trabajo debe indicarse que los procesos de germinación, emergencia y supervivencia no condicionan el patrón espacial de establecimiento del regenerado definido por la dispersión primaria de semilla en la especie, sino que lo refuerzan, al verse favorecida la supervivencia inicial de las plántulas emergidas bajo la copa o en el entorno de la misma. Por el contrario, sí que se consideran procesos que influyen en la dinámica temporal de aparición del regenerado, puesto que factores climáticos como la temperatura en los meses de otoño o la precipitación de primavera condicionan tanto la estacionalidad como la tasa final de germinación, y la mayor o menor susceptibilidad a la predación invernal de la semilla por parte de roedores.

5. AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se ha desarrollado en el marco funcional y presupuestario de los proyectos INIA CPE-003-001-C5.2, RTA-2007-00044-00 y AGL2010-15521. Los autores quieren agradecer a la guardia forestal de la Comarca de Viana de Cega toda la ayuda prestada en el seguimiento de los dispositivos, y al Ayuntamiento de Portillo por su permanente colaboración en el mantenimiento de los mismos.



6. LISTADO DE REFERENCIAS

- Barbeito, I., Pardos, M., Calama, R., Cañellas, I. (2008). Effect of stand structure on stone pine (*Pinus pinea* L.) regeneration dynamics. *Forestry*. doi:10.1093/forestry/cpn037.
- Castro, J., Zamora, R., Hódar, J.A., Gómez, J.M. (2005). Ecology of seed germination of *Pinus sylvestris* L. at its southern Mediterranean distribution range. *Invest. Agr. Sist. Recur. For.*, 14 (2): 143-152.
- Clark, J. S., Beckage, B., Camill, P., Cleveland, B., HilleRisLambers, J., Lichter, J., McLachlan, 559 J., Mohan, J., Wyckoff, P. (1999). Interpreting recruitment limitation in forests. *Amer. J. Bot.*, 86: 1-16.
- Fowler, N. L. (1988). What is a safe site? Neighbour, litter, germination date and patch effects. *Ecology*, 69: 947-961.
- Harper, J. L., Lovell, P. H., Moore, K. G. (1970). The shape and sizes of seeds. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 1: 327-356.
- Lookingbill, T. R., Zavala, M. A. (2000). Spatial pattern of *Quercus ilex* and *Quercus pubescens* recruitment in *Pinus halepensis* dominated woodlands. *Journal of Vegetation Science*, 11: 607-612.
- Lusk, C. H., Kelly, C.K. (2003). Interspecific variation in seed size and safe sites in a temperate rain forest. *New Phytol.*, 158: 535-541.
- Magini, E. (1995). Sulle condizioni di germinazioni del pino d'Aleppo e del pino domestico. *Italia Forestale e Montana*, Anno X: 106-124.
- Masetti, C., Mencuccini, M. (1991). Régénération naturelle du pin pignon (*Pinus pinea* L.) dans la Pineta Granducale di Alberese (Parco Naturale della Maremma, Toscana, Italie). *Ecologia Mediterranea*, 17: 103-188.
- Montero, G., Calama, R., Ruiz Peinado, R. (2008). Silvicultura de *Pinus Pinea* L. En Montero G., Serrada R, Reque J (Eds.) *Compendio de Silvicultura de Especies*, pp. 431-470. Madrid: INIA-Fundación Conde del Valle de Salazar.
- Muller-Landau, H. C., Wright, S.J., Calderón, O., Hubbell, S. P., Foster, R. B. (2002). Assessing recruitment limitation: concepts, methods and case-studies from a Tropical Forest. En: Levey, D.J., Silva, W.R., Ga-

- letti, M., (Eds.), Seed dispersal and frugivory: Ecology, Evolution and Conservation (pp. 35-53). Wallingford: CAB International.
- Ordóñez, J. L., Franco, S., Retana, J. (2004). Limitation of recruitment of *Pinus nigra* in a gradient of post-fire environmental conditions. *Écoscience*, 11(1): 296-304.
- Pardos, M., Ruiz del Castillo, J., Cañellas, I., Montero, G. (2005). Ecophysiology of natural regeneration of forest stands in Spain. *Invest. Agr. Sist. Recur. For.* 14 (3): 434-445.
- Pardos, M., Montes, F., Aranda, I., Cañellas, I. (2007). Influence of environmental conditions on Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) germinant survival and diversity in Central Spain. *Eur. J. For. Res.*, 126(1): 37-47.
- Ruiz de la Torre, J., Ceballos, L. (1979). Árboles y arbustos de la España peninsular. ETS Ingenieros de Montes de Madrid.
- Smith, C. C., Fretwell, S. D. (1974). The optimal balance between size and number of offspring. *Am. Nat.* 108: 499-506.
- Zavala, M. A., Espelta, J. M., Retana, J. (2000). Constraints and trade-offs in Mediterranean plant communities: the case of holm oak-Aleppo pine forests. *Botanical Review* 66: 119-149.

Variabilidad estacional en la respuesta fisiológica del regenerado de *Pinus pinea* L.

Marta Pardos, Jaime Puértolas, Guillermo Madrigal, Enrique Garriga,
Santiago de Blas, Rafael Calama

RESUMEN

Durante 2007 y 2008 se siguió la evolución estacional de la fluorescencia a la clorofila, parámetros de intercambio gaseoso, estado hídrico y variables ambientales, en el regenerado de cuatro clases de edad en una masa regular de *Pinus pinea* L. bajo un gradiente natural de luz. Las plantas de un año se adaptaron peor a la sequía extrema del verano (principalmente en 2008): menores Fv/Fm al mediodía y amanecer, tasa fotosintética al mediodía, Φ_{PSII} y potenciales hídricos (Ψ_{pd} y Ψ_{min}) y mayor mortalidad. En julio 2008, las plantas de mayor edad fueron incapaces de mantener una fotosíntesis positiva al mediodía aun con Ψ_{min} no muy bajos. La recuperación en otoño, sin embargo, fue rápida. A finales de otoño se obtuvieron Fv/Fm bajos, especialmente en plantas de un año, indicando una sensibilidad de Fv/Fm a las temperaturas negativas registradas. La regeneración del pino piñonero adapta su fisiología a los cambios estacionales de temperatura y disponibilidad hídrica, mostrando un comportamiento fotosintético diferente según la clase de edad. Dicha fisiología no se vió afectada por el gradiente natural de luz debido a la baja variabilidad en GSF y a la baja densidad de la masa. Esta densidad parece insuficiente para asegurar la supervivencia de las plantas de un año, pero suficiente para el regenerado establecido.

1. INTRODUCCIÓN

La regeneración natural en los ecosistemas forestales mediterráneos es un proceso incierto sometido a serios obstáculos (Calama y Montero, 2007; Montero *et al.*, 2008). El pino piñonero (*Pinus pinea* L.) de la Meseta Norte presenta problemas comunes con otras especies mediterráneas: (1) la vecería, que requiere una sincronía entre un año de buena cosecha y condiciones climáticas adecuadas para asegurar el éxito de la regeneración; (2) la baja densidad de las masas, que crea grandes huecos en la masa, donde especies de semilla grande que se diseminan por gravedad como el pino piñonero, se dispersan de forma irregular y escasa; y (3) la sequía estival, que supone la principal traba al establecimiento del regenerado (Mendoza *et al.*, 2009). Existen otros problemas que son más específicos del pino piñonero: (1) la marcada continentalidad climática, de forma que el regenerado sufre tanto las bajas temperaturas invernales como las altas temperaturas estivales, además de un clima variable durante la primavera (Resco de Dios *et al.*, 2007); (2) el uso comercial del piñón, lo que condiciona la silvicultura aplicada, y que maximiza la producción de fruto en detrimento de la cantidad de semilla que llega al suelo necesaria para asegurar la regeneración; y (3) la presencia de suelos arenosos que se sobrecalientan y drenan con facilidad durante el verano, agravando el problema de disponibilidad de agua. Bajo este escenario de limitaciones importantes, la regeneración natural del pino piñonero tiene grandes posibilidades de fracasar. A pesar del interés de los gestores forestales para solucionar el problema (Masetti y Mencuccini, 1991; Calama y Montero, 2007; Barbeito *et al.*, 2008), existen pocos estudios centrados en los aspectos fisiológicos asociados.

Los ecosistemas mediterráneos tienen que hacer frente normalmente a un doble estrés: sequía estival y frío invernal (Ogaya y Peñuelas, 2003a). La respuesta de la regeneración natural frente a la

J. Gordo, R. Calama, M. Pardos, F. Bravo, G. Montero (ed.). La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Valladolid © 2012 (131-143).

sequía incluye disminución del potencial hídrico y bajas tasas fotosintéticas, como consecuencia de un control estomático de las pérdidas de agua por transpiración (Zweifel *et al.*, 2005), disminución en la absorción de CO₂ y nutrientes (Chaves *et al.*, 2002) y en la eficiencia fotoquímica (Rodríguez Calce-rada *et al.*, 2007). Como consecuencia, se reduce el crecimiento y la supervivencia puede verse comprometida en el caso de escasa disponibilidad de agua en el suelo (Hernández-Santana *et al.*, 2009; Prieto *et al.*, 2009). Además, existe evidencia clara de que la capacidad fotosintética está directamente relacionada con la humedad del suelo (Keenan *et al.*, 2009). Por otra parte se han descrito en especies leñosas las bajas tasas fotosintéticas al comienzo del invierno (García-Plazaola *et al.*, 1997) y la fotoinhibición parcial del PSII bajo temperaturas negativas (Oliveira y Peñuelas, 2000, 2001).

Los cambios en las características fisiológicas de las plantas leñosas durante su envejecimiento pueden ayudar a esclarecer los factores que influyen en el reclutamiento y supervivencia de las especies (Donovan y Ehleringer, 1991; Kolb y Stone, 2000). Es importante resaltar que la respuesta fisiológica a lo largo del año y, principalmente, durante la sequía, es diferente en el regenerado que en los árboles (Pardos *et al.*, 2005). Además, tanto la duración como la susceptibilidad a la sequía varían con la edad del regenerado (Aussenac, 2000). Las mayores tasas de transpiración y fotosíntesis en los árboles se relacionan con una mayor disponibilidad de agua, a la que tienen acceso a través de un sistema radical más desarrollado (Dawson y Ehleringer, 1993; Dawson, 1996). En el regenerado, la estrategia de mayores tasas de fotosíntesis (A) y conductancia estomática (gs) bajo condiciones de sequía severa puede proporcionar el potencial de crecimiento necesario para establecerse, pero con un alto riesgo de mortalidad (Bond, 2000).

Las especies del género *Pinus* se consideran como evitadores de la sequía, capaces de hacer frente a un estrés hídrico moderado y cuya asimilación de carbono bajo condiciones de sequía se suprime debido al cierre estomático (Martínez-Ferri *et al.*, 2000). La respuesta fisiológica de la regeneración natural del pino piñonero a lo largo del año (pero principalmente en verano y finales de otoño) determinará su supervivencia y comportamiento a lo largo del tiempo y ayudará a entender el componente fisiológico del fracaso de la regeneración. Nuestro objetivo es estudiar el efecto de la edad del regenerado sobre diferentes parámetros fisiológicos (estado hídrico, intercambio gaseoso y fotoinhibición) de la regeneración natural de pino piñonero bajo un gradiente natural de luz, en un estudio de dos años, que incluye la variación entre años y estaciones en la respuesta de las plantas a las condiciones ambientales. Se espera que la sequía estival y el efecto de las bajas temperaturas de final de otoño afecten la actividad fisiológica de la regeneración natural a lo largo de las estaciones, pero también afecte de manera diferente según la clase de edad del regenerado. Las preguntas que se plantean son: (i) ¿cuál es la dependencia de la capacidad fotosintética sobre la edad del regenerado natural de pino piñonero?; (ii) ¿condicionan las temperaturas de final de otoño al regenerado de manera diferente que la sequía estival?; (iii) si las condiciones de sequía estivales precedidas de un otoño seco registradas en 2008 se convierten en una norma, ¿podrá la regeneración de pino piñonero verse seriamente comprometida?

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Sitio de ensayo

La zona de estudio se corresponde con una de las parcelas de 0,48 ha, en el sitio de ensayo del INIA instalado en el monte público nº 43 «Corbejón y Quemados» de Valladolid, (41° 28' 23" N, 4° 43' 26" W), descrito en el capítulo 3. El suelo tiene un contenido de arena elevado (90%), alcanzando los 2 m de profundidad, con una capacidad de retención de agua entre 80 y 100 mm. El contenido en ma-

teria orgánica es muy bajo ($< 0,35\%$) y prácticamente sin carbonatos. La precipitación media anual es de 400 mm. El clima es típicamente Mediterráneo continental, con temperaturas máximas en verano de 45°C y temperaturas mínimas en invierno de -15°C (Calama *et al.*, 2007).

2.2. Diseño experimental

Dentro de la parcela de 0,48 ha se seleccionaron plantas de cuatro clases de edad-altura: **C1**: plantas de un año; **C2**: plantas de dos años; **C3**: plantas entre 21 y 50 cm de altura (de 4 a 8 años, casi todas las acículas juveniles, con presencia aislada de acículas adultas); **C4**: plantas entre 51 y 200 cm (más de 10 años, con acículas juveniles y adultas). Las plantas se seleccionaron a lo largo de un gradiente natural de luz y se dejaron marcadas para las sucesivas mediciones fisiológicas. Se midieron 48 plantas en 2007 y 32 en 2008. Para controlar el ambiente lumínico y representar todos los rangos de luz existentes en la parcela, las plantas dentro de cada clase de edad-altura se eligieron a lo largo de 5 transectos de 4×80 m, basándose en la distancia de las plantas al árbol más cercano (d) y expresando esa distancia en radios de copa (R). De esta forma, se definieron tres distancias: $0 < d < 0,5R$; $0,75R < d < 1,25R$ y $d > 1,5R$. La cantidad de luz disponible para cada planta se estimó mediante fotografías hemisféricas que se realizaron en 2007 con una cámara Nikon y una lente de Sigma 8 mm de ojo de pez. A partir de las imágenes, el programa Hemiview (Hemiview 2.1, Canopy Analysis Software, Delta-T Devices Ltd., Burwell, Cambridge, UK) calcula el parámetro GSF (global site factor). Como no hubo variaciones en la cubierta arbórea durante los dos años de estudio, el nivel de luz registrado en 2007 se consideró representativo del ambiente luminoso de las plantas. La temperatura y humedad del suelo se registraron cada 10 minutos con un registrador automático HOB0 (Pro v2, ONSET, Massachusetts, USA) instalado en un hueco en el centro de la parcela. La precipitación se registró de la estación meteorológica más cercana. La humedad del suelo en el entorno de cada planta, en los primeros 18 cm (mediante TRIME-FM2 TDR, IMKO Micromodultechnik GmbH, Ettlingen, Germany) coincidió en el tiempo con las mediciones fisiológicas, que se realizaron en un día (d) de mediados de junio ($d179$), mediados de julio ($d175$), mediados de septiembre ($d254$) y principios de diciembre ($d343$) en 2007, y un día cada final de mes entre mayo y septiembre de 2008 ($d149$, $d175$, $d204$, $d231$, $d272$) y en noviembre 2008 ($d317$).

2.3. Mediciones fisiológicas

Se midieron la fluorescencia de la clorofila, los parámetros de intercambio gaseoso y el estado hídrico en un ramillo de 5-7 cm, con hojas de sol, por cada una de las 12 plantas por clase de edad-altura en 2007 y 8 plantas en 2008, bajo condiciones naturales de luz. Las mediciones de la fluorescencia de la clorofila y de los parámetros de intercambio gaseoso se realizaron siempre en los mismos ramillos, mientras que el potencial hídrico de las plantas de C1 y C2 se midió en tallos de plantas próximas (a menos de 20 cm de distancia). Para las mediciones de fotosíntesis (A , $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) y conductancia estomática (g_s , $\text{mmol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) al mediodía se empleó un analizador de gases por infrarrojo portátil (IRGA LCA 4 Analytical Development Corporation, UK). A y g_s se expresaron en términos de área foliar. La eficiencia intrínseca en el uso del agua se estimó como $\text{EIUA} = A/g_s$ ($\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{mmol H}_2\text{O}^{-1}$) y el déficit de presión de vapor (DPV , KPa) se calculó a partir de la temperatura del aire y la humedad relativa. La fluorescencia de la clorofila se midió con un fluorímetro de pulso modulado portátil (FMS 2, Hansatech Instruments Ltd., UK). La eficiencia fotoquímica máxima del PSII (F_v/F_m) se midió al amanecer y al mediodía tras un periodo de 30 minutos de adaptación de las acículas a la oscuridad. La tasa aparente de transporte fotosintético de los electrones (ETR) al mediodía se estimó co-

mo $ETR = \Delta F / F' m \times PPFD \times 0,84 \times 0,5$, y el rendimiento fotoquímico del PSII (Φ_{PSII}) se calculó como $\Phi_{PSII} = (F' m - F_s) / F' m$. Los potenciales hídricos al amanecer (Ψ_{pd} , MPa) y al mediodía (Ψ_{min} , MPa) se midieron con una cámara de presión (PMS Instrument Co. 7000, Corvallis, Oregon).

2.4. Análisis estadístico

Como las mediciones fisiológicas se realizaron en distintos momentos sobre las mismas plantas, el efecto conjunto altura-edad (factor categórico) y luz incidente (variable continua definida por GSF) sobre el estado fisiológico del regenerado se analizó mediante un análisis de covarianza de medidas repetidas (RMANCOVA), usando el procedimiento GLM de SAS (Delaney y Maxwell, 1981). Los análisis se realizaron separadamente cada año, incluyéndose 4 mediciones en 2007 y 6 en 2008. Las variables respuesta evaluadas (Y) a nivel de planta fueron: F_v/F_m , ETR, Ψ_{min} , Ψ_{pd} , A , g_s y PSII. Los atributos explicativos fueron clase de tamaño (categórico), día de medición d (categórico) y luz (variable continua definida por GSF). La expresión general para el RMANCOVA propuesto es:

$$Y_{ijk} = n + C_j + n \text{ GSF}_i + n_j [C_j \times \text{GSF}_i] + d_k + C_j \times d_k + n_k [d_k \times \text{GSF}_i] + n_{jk} [C_j \times d_k \times \text{GSF}_i] + n_{ijk} \quad [1]$$

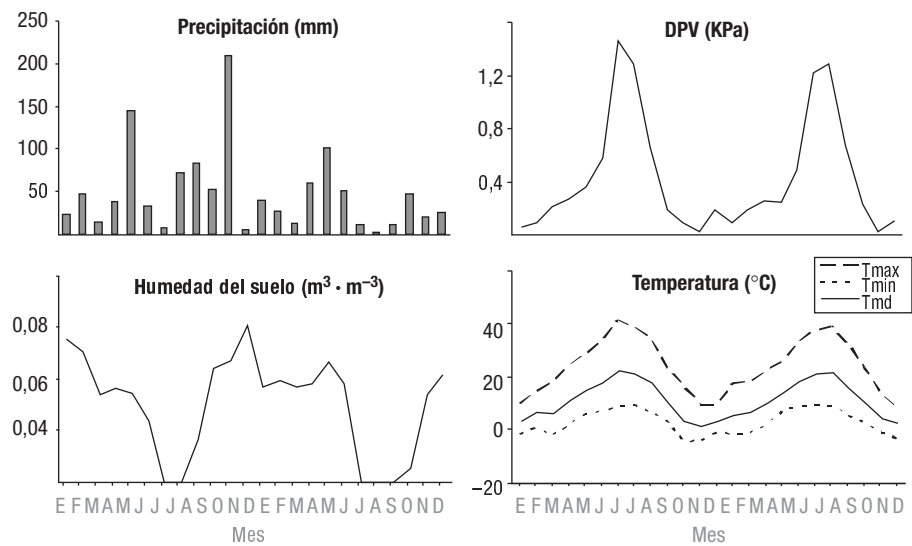
donde i , j y k se refieren a la planta i de clase de tamaño j medida el día k . El principal interés de este análisis es evaluar el nivel de significación tanto del efecto entre grupos (aquellos cuyos niveles permanecen constantes dentro de cada planta: C_j , GSF_i and $C_j \times \text{GSF}_i$), como dentro de grupos (aquellos que cambian dentro del grupo: d_k , $C_j \times d_k$, $d_k \times \text{GSF}_i$, $C_j \times d_k \times \text{GSF}_i$). Sin embargo, considerando el impacto de la covariable en la significación del efecto principal de la variable de medidas repetidas en el RMANCOVA (Delaney *et al.*, 1981), se realiza un ajuste en dos etapas, evaluando primero el efecto principal de d_k y $C_j \times d_k$ en un ANOVA separado de medidas repetidas, y luego el efecto principal del resto de factores (C_j , GSF_i , $C_j \times \text{GSF}_i$, $d_k \times \text{GSF}_i$ and $C_j \times d_k \times \text{GSF}_i$) con RMANCOVA, incluyendo GSF (Annaz *et al.*, 2009; Thomas *et al.*, 2009). El test F se utilizó para analizar los efectos entre grupos, mientras que para el análisis del efecto dentro de grupos se utilizó bien el test univariante Huynh-Feldt o el test ANOVA multivariante basado en el estadístico de Roy's Greatest Root, según la hipótesis de esfericidad (Moser *et al.*, 1990; SAS, 1988). La existencia de diferencias significativas entre clases de tamaño para un día de medición se evaluó mediante un ANOVA univariante y un test de comparación múltiple de medias.

La relación entre los parámetros fisiológicos (A , g_s y ETR) y entre estos parámetros y otras variables medidas a nivel de hoja (Ψ_{pd} y Ψ_{min}) se evaluaron mediante análisis gráfico y posterior ajuste de modelos de regresión entre las variables analizadas y las clases de edad a lo largo de los días de medición. Tanto las diferencias estacionales como entre clases dentro de una estación en el patrón de las relaciones se revisaron mediante un test de homogeneidad de pendientes.

3. RESULTADOS

3.1. Condiciones ambientales

El clima en la zona estudiada es continental mediterráneo. La temperatura media fue similar en 2007 y 2008 ($\sim 11^\circ\text{C}$), mientras que la precipitación anual fue casi la mitad en 2008 (420 mm) que en 2007 (730 mm) (Figura 1), debido sobre todo a las lluvias de agosto y noviembre de 2007. La temperaturas medias de julio y agosto también fueron similares en los dos años ($21,2$ - $21,6^\circ\text{C}$), pero de nuevo la precipitación fue mucho menor en el verano de 2008 (11,6 mm) que en el de 2007 (79,8 mm). La temperatura media máxima en verano alcanzó los 40°C en las horas centrales del día; mientras que



la mínima no superó los 9°C, lo que resalta la gran oscilación térmica diaria. La temperatura mínima absoluta se registró en noviembre de 2007 (−4,6°C) y en diciembre de 2008 (−3,3°C). La humedad del suelo mostró mínimos en verano y máximos en primavera y finales de otoño, siguiendo la distribución de las precipitaciones (Figura 1). La demanda evaporativa (DPV) fue máxima coincidiendo con las temperaturas más altas y las menores precipitaciones, es decir, en julio de 2007 y agosto de 2008. La disponibilidad lumínica (GSF) varía entre 0,32 y 0,68, con independencia de la clase de edad. Aunque las plantas se seleccionaron a lo largo del rango más amplio de gradiente de luz detectado en la parcela, las diferencias en GSF fueron bajas (media ± ES: 0,5 ± 0,01; CV = 0,168).

3.2. Variaciones estacionales en el estado fisiológico

Los resultados del RMANCOVA (Tablas 1 y 2) muestran grandes diferencias estacionales dentro de cada año, mientras que no se encontraron diferencias entre clases de edad. El efecto significativo

	Ψ _s	Ψ _x		Φ			

TABLA 2

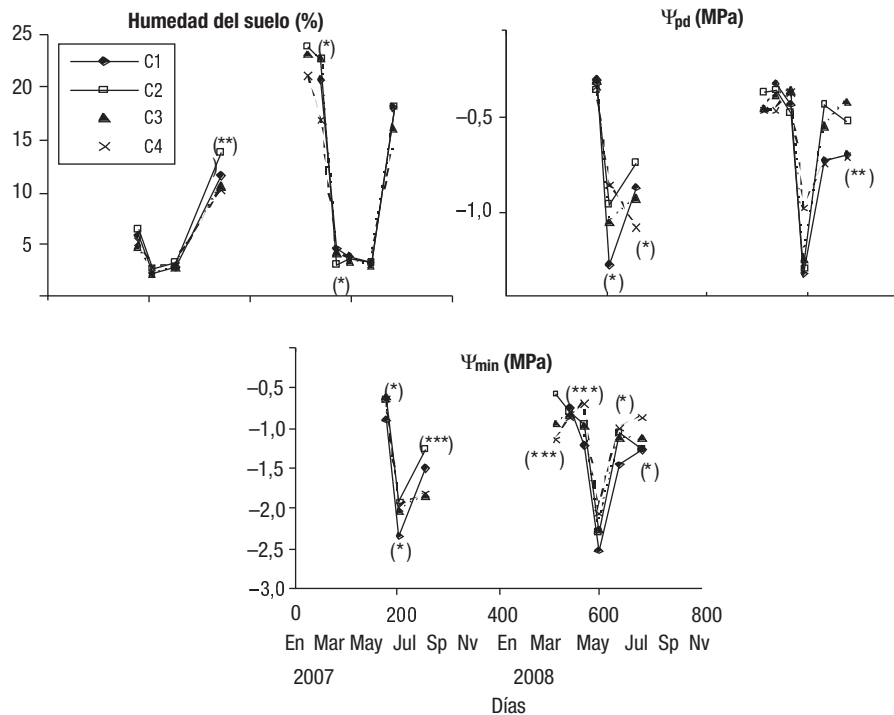
Resultados del análisis de RMANCOVA en 2008, para los distintos parámetros fisiológicos. (Los datos de Ψ_{pd} no se incluyen en el análisis porque hay pocos, pero se tienen en cuenta para el ANOVA univariante estacional)

	Ψ_{min}	A mediodía	g mediodía	Φ_{PSII} mediodía	ETR mediodía	Fv/Fm amanecer	Fv/Fm mediodía
<i>Entre grupos</i>							
GSF	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Class	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
GSF $\times$ Clase	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Dentro de grupos</i>							
Tiempo	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,0020	< 0,0001	< 0,0001
Tiempo $\times$ GSF	< 0,0205	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Tiempo $\times$ Clase	< 0,0168	< 0,0040	< 0,0489	ns	ns	< 0,0001	< 0,0001
Tiempo $\times$ GSF $\times$ Clase	0,0075	ns	ns	ns	ns	0,0826	ns

de tiempo $\times$ clase de edad se encontró para la mayoría de los parámetros fisiológicos, excepto para Φ_{PSII} al mediodía. Estos resultados muestran un claro patrón estacional en el estado fisiológico del regenerado, con diferencias sólo estacionales en la clase de edad, principalmente en verano y para las plantas de un año. Además, no se encontraron respuestas ni estacionales ni relativas a la clase de edad en los parámetros fisiológicos debidas a la luz (GSF).

Los potenciales hídricos al amanecer (Ψ_{pd}) y al mediodía (Ψ_{min}) resultaron relativamente altos en primavera, disminuyeron drásticamente con la sequía de verano (más acusada en 2008), recuperándose rápidamente en septiembre después de las primeras lluvias (Figura 2). Los valores mínimos de los potenciales hídricos se relacionaron íntimamente con los valores mínimos de precipitación, humedad del suelo y el máximo DPV, que tuvieron lugar en julio de 2007 y agosto-septiembre de 2008. En cuanto al efecto estacional de la clase de edad, las plantas de un año mostraron los valores menores de Ψ_{min} ($p < 0,05$) durante la sequía de ambos veranos y se mantuvieron los más bajos durante el otoño de 2008. La eficiencia fotoquímica del PSII al amanecer (Fv/Fm_{pd}) se mantuvo de 0,76 a 0,84 entre primavera y mediados de verano, disminuyendo significativamente en otoño (diferencia estacional: $p < 0,0001$) (Figura 3). Las plantas de un año mostraron valores menores en verano ($p < 0,05$). La regulación del PSII al mediodía conllevó la disminución de Fv/Fm . El parámetro Fv/Fm al mediodía mostró estacionalidad dentro de cada año ($p < 0,01$) y variabilidad anual: los valores mínimos se registraron a finales de otoño de 2007 ($0,72 \pm 0,02$), mientras que en 2008 la mayor caída se registró en agosto ($0,74 \pm 0,04$). Otra vez son las plantas de un año las más sensibles y las que mostraron la mayor disminución a lo largo del año ($p < 0,05$) (Figura 3). El rendimiento fotoquímico del PSII (Φ_{PSII}) de las plantas de un año también fue mínimo bajo las condiciones de sequía estivales (julio de 2007 y julio-agosto de 2008), aunque las diferencias estacionales en este parámetro son menos exactas que en otros.

Todo el regenerado mostró las mayores tasas fotosintéticas (A) en primavera ($p < 0,0001$), mientras que las máximas tasas de transpiración (E) se encontraron a finales de otoño ($p < 0,0001$), especialmente en 2007 (un otoño inusualmente húmedo y cálido). A y g_s disminuyeron rápidamente durante el verano, mostrándose valores muy bajos, incluso negativos en julio de 2008 (Figura 3). Los valores de A fueron mayores en el verano de 2007 que en el de 2008. Debido a las escasas precipitaciones de septiembre de 2008, la recuperación de g_s no tuvo lugar hasta finales de otoño. Este retraso en las precipitaciones de otoño afectó muy negativamente sobre todo a las plantas de un año.

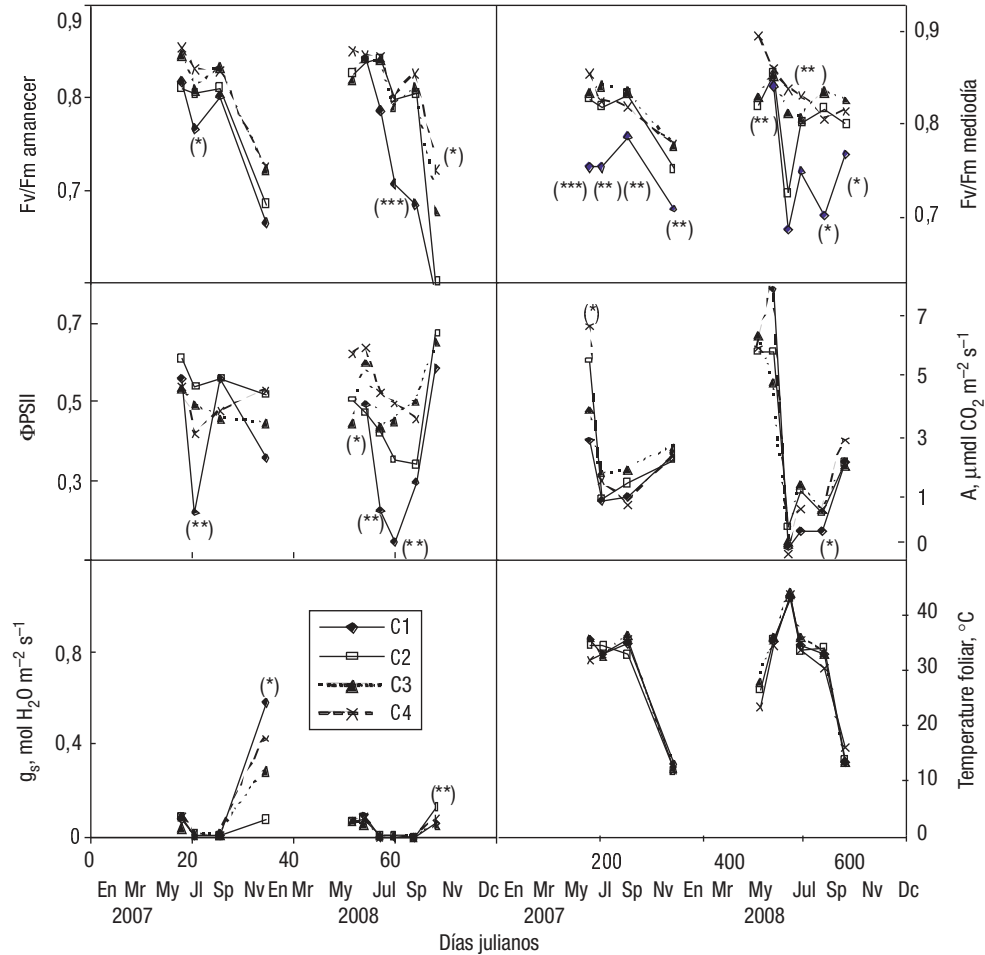


3.3. Relación entre los parámetros fisiológicos y las condiciones ambientales

A , g_s y Fv/Fm_{md} se vieron afectados de forma diferente por el estrés hídrico a lo largo del año. Los valores de A y g_s al mediodía disminuyeron considerablemente para valores de Ψ_{pd} menores de $-0,5$ MPa, mientras que Fv/Fm_{md} se mantuvieron altos y estables a lo largo de todo el rango de valores de Ψ_{pd} (Figura 3). Para mostrar las relaciones entre los parámetros anteriores y al no encontrarse diferencias entre los días de medición y las clases de edad, se utilizaron todos los datos en su conjunto. La relación entre A y g_s fue lineal para ambos años ($p < 0,0001$, $R^2 = 0,50$ en 2007 y $R^2 = 0,68$ en 2008).

4. DISCUSIÓN

La variación en el estado hídrico del regenerado está íntimamente relacionada con los pequeños cambios en el nivel de humedad del suelo (Kozłowski y Pallardy, 2007; Rodríguez-Calcerrada *et al.*, 2007) y, por lo tanto, con las condiciones ambientales. En verano, las plantas de un año se vieron más afectadas que el resto por una escasa disponibilidad de agua en el suelo (precipitaciones inferiores a 12 mm), lo que unido a las elevadas temperaturas (temperaturas máximas superiores a 30°C) y las altas demandas evaporativas del verano (superiores a 2,2 KPa) se tradujo en una mayor tasa de mortalidad (90% en las plantas de clase 1, frente al 23% en las de clase 2, 5% en las de clase 3 y 0% en las



de clase 4). Es interesante resaltar que en 2007 las plantas de más edad (C4, plantas entre 51 y 200 cm) sufrieron menos la sequía del verano (Ψ_{pd_min} mayor), pero, sin embargo, tardaron más en recuperar su estado hídrico después de las lluvias de principios de otoño.

Durante esos meses, el valor medio de F_v/F_m al amanecer (F_v/F_m_{pd}) en plantas de un año fue inferior a 0,78; incluso bajó a 0,68 durante septiembre de 2008, año que fue extremadamente seco. Además, en agosto de 2008, todas las clases de edad registraron un valor de F_v/F_m_{pd} inferior al valor óptimo. La baja disponibilidad hídrica, unida a las altas irradiaciones y temperaturas durante el verano también redujeron el valor de F_v/F_m al mediodía en todas las plantas, pero especialmente en las plantas de un año, lo que indica un mayor grado de fotoinhibición en estas plantas, asociado a una más se-

vera foto-inactivación del PSII (Martínez-Ferri *et al.*, 2000). Las mayores tasas de fotorespiración en las plantas de un año durante el periodo de máxima sequía (julio de 2007 y agosto de 2008) se sugiere como un mecanismo de disipación del exceso de energía fotoquímica en plantas que sufren estrés hídrico y por calor (Peñuelas y Llusá, 2002). Esta susceptibilidad a la fotoinhibición disminuyó una vez que las plantas alcanzaron los dos años. La estabilidad de Fv/Fm al amanecer y al mediodía a lo largo del gradiente del potencial hídrico demuestra la elevada estabilidad a la sequía del aparato fotosintético de las especies mediterráneas (Flexas y Medrano, 2002; Valladares *et al.*, 2005; Rodríguez-Calcerrada *et al.*, 2007). Una disminución en Ψ se relaciona con el descenso en la eficiencia fotoquímica del PSII (Epron *et al.*, 1992). Además, en los días más calurosos, las plantas de un año registraron los valores menores de Φ_{PSII} , relacionándose con valores bajos de Fv/Fm y como una inferencia indirecta de su capacidad incrementada para disipar el exceso de energía de excitación (Chaves *et al.*, 2008). Por el contrario, las plantas de más edad (C4) registraron los valores mayores de Φ_{PSII} .

La diferencia entre Ψ_{pd} y Ψ_{md} ($|\Psi_{md} - \Psi_{pd}|$) aumentó al disminuir Ψ_{pd} ; de esta forma se permite aumentar la fuerza conductora de la transpiración a medida que la sequía se hace más notable (Po-yatos *et al.*, 2008). La disminución del potencial hídrico durante la sequía estival afectó negativamente a la conductancia estomática y a la tasa de asimilación neta, independientemente de la edad. Las limitaciones a la conductancia estomática desaparecieron una vez que el agua no fue limitante (primavera y finales otoño) y el DPV disminuyó (Panek y Goldstein, 2001). La relación entre A y g_s versus Ψ_{pd} mostró que la reducción en g_s causada por el estrés hídrico estival fue mayor que la reducción en A , lo que indica que el cierre estomático fue el principal limitante de la tasa de asimilación neta durante el verano, siendo un mecanismo para evitar una pérdida excesiva de agua durante las horas centrales del día (Tenhunen *et al.*, 1981; Martínez-Ferri *et al.*, 2000). El control en el cierre estomático se puede explicar en términos de sensibilidad de los estomas al aumento en el DPV (Irvine *et al.*, 1998; Kolb y Stone, 2000; Cordeiro *et al.*, 2009). Los valores de Ψ_{pd} que provocaron el cierre estomático en verano fueron relativamente altos (entre $-0,8$ y $-1,2$ MPa en 2007 y entre $-0,5$ y $-1,3$ MPa en 2008), lo que demuestra la estrategia evitadora de la sequía de *Pinus pinea*, comportamiento similar al de *Pinus ponderosa* (Panek y Goldstein, 2001), pero que contrasta con la tolerancia a la sequía desarrollada por otras especies mediterráneas de hoja perenne (Fotelli *et al.*, 2000).

Bajo las condiciones de sequía de julio de 2008 todas las plantas registraron tasas fotosintéticas al mediodía negativas o casi nulas, ligadas a tasas de fotorespiración elevadas, como consecuencia de la sequía y las altas temperaturas (Ogaya y Peñuelas, 2003b). Estos valores negativos se mantuvieron en agosto y septiembre de 2008 en las plantas de un año. La proporcionalidad encontrada entre A y g_s durante la sequía estival indica de nuevo el control estomático de la fotosíntesis. Los valores menores de A y g_s al mediodía en verano para plantas de un año, a pesar de obtenerse valores similares de EIUA en todas clases las edades, demuestran que las plantas de un año hacen frente peor a la sequía estival.

Los periodos sin estrés por agua o frío (en nuestro estudio, en primavera y finales de otoño) se han descrito como los más favorables para el desarrollo de la actividad fotosintética en las especies mediterráneas (Savé *et al.*, 1999; Ogaya y Peñuelas, 2003a y 2003b; Filella *et al.*, 1998), existiendo una fuerte dependencia en la estación (Prieto *et al.*, 2009). Las tasas fotosintéticas más elevadas en estos periodos se registraron en las plantas de más edad (C4). En cuanto a la conductancia estomática fue máxima a finales de otoño, a pesar de las bajas temperaturas (-4°C en 2007 y -2°C en 2008), pero unido a un periodo lluvioso (260 mm en 2007 y 65 mm en 2008). Bajo estas condiciones, las plantas de un año registraron las mayores conductancias a finales de otoño. Durante la primavera, los valores de Fv/Fm se mantuvieron elevados durante todo el día, aunque algo menores en las plantas de un año.

F_v/F_m al amanecer (F_v/F_m_{pd}) resultó especialmente sensible a las bajas temperaturas (Oliveira y Peñuelas, 2000, 2001; Ogaya y Peñuelas, 2003b) y, en segundo término, a la sequía estival. Las bajas temperaturas de finales de otoño redujeron los valores de F_v/F_m al amanecer y al mediodía; sobre todo al mediodía en las plantas de un año, debido al efecto combinado del frío y del tamaño de la planta. Durante la primavera, pero sobre todo en verano, se observó una disminución notable y reversible en F_v/F_m al mediodía, lo que se relaciona con las altas irradiaciones y la limitación hídrica (Zunzunegui *et al.*, 1999) y con el fuerte control estomático de la fotosíntesis.

Durante finales de otoño, cuando se registraron temperaturas mínimas de $-6,8^{\circ}\text{C}$ en 2007 y -2°C en 2008 y temperaturas medias inferiores a 4°C , se produjo una regulación a la baja del PSII, que, sin embargo, sólo determina una disminución potencial en A (Oliveira y Peñuelas, 2004). Esto demuestra que la regulación estomática impidió el intercambio gaseoso en mayor medida que una reducción en la actividad del PSII (Valladares y Pearcy, 1997). La disminución de F_v/F_m en otoño se relaciona con el endurecimiento de la planta, como un mecanismo de fotoprotección frente a las bajas temperaturas (Öquist *et al.*, 2001). Sin embargo, este endurecimiento no suprimió la fotosíntesis, de forma que las diferencias en F_v/F_m encontradas entre clases de edad no influyeron en la ganancia de carbono y sólo reflejan los posibles mecanismos de aclimatación al frío entre clases de edad o entre acículas juveniles y adultas (Climent *et al.*, 2009).

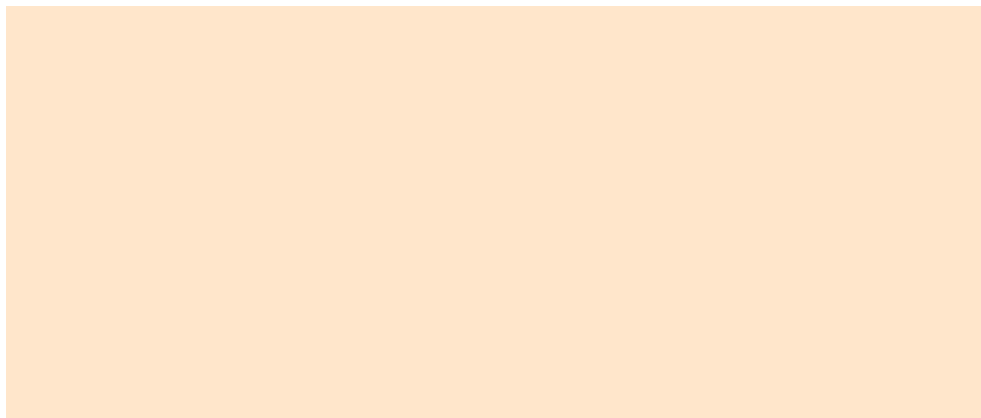
5. CONCLUSIONES

La regeneración de *Pinus pinea* adapta su fisiología a los cambios estacionales de temperatura y disponibilidad hídrica, mostrando un comportamiento fotosintético diferente según la clase de edad, principalmente las plantas de un año respecto a las de mayor edad (C4, 51 a 200 cm). Por tanto, la regeneración de *Pinus pinea* desarrolla diferentes mecanismos fisiológicos de protección para combatir los estreses del clima mediterráneo continental (irradiación excesiva, altas temperaturas estivales vs bajas temperaturas invernales y precipitaciones irregulares), como son la fotoprotección, el cierre estomático y el control del potencial hídrico, dentro de unos márgenes de seguridad que aseguren la funcionalidad del sistema hidráulico. Sin embargo, la fisiología del regenerado no se vio afectada por el gradiente natural de luz encontrado en la zona de estudio, debido, principalmente, a la baja variabilidad registrada en los valores de GSF y la baja densidad de la masa arbórea adulta. Cabe resaltar que las bajas temperaturas de finales de otoño (por debajo de 4°C) produjeron una regulación a la baja del PSII, que sólo determinó una disminución potencial de A . Este resultado indica un cierto grado de inhibición no estomática de la fotosíntesis durante el final del otoño que inhibiría el alargamiento del tallo aun con agua disponible en el suelo.

Nuestros resultados sugieren que las bajas densidades de las masas de *Pinus pinea* gestionadas para la producción de piña no pueden asegurar la supervivencia de las plantas de un año; pero, sin embargo, son suficientes para el regenerado de más edad, una vez que sobreviven el primer verano y siempre que se produzcan lluvias en otoño. Teniendo en cuenta el fuerte control climático asociado a la producción de piña y a la germinación de *Pinus pinea* (Calama y Montero, 2007) y el control climático encontrado con la supervivencia y el comportamiento fotosintético del regenerado, se propone la aplicación de cortas de regeneración más graduales y menos intensas que garanticen la llegada al suelo de semilla suficiente para asegurar la regeneración, aun bajo episodios con condiciones climáticas desfavorables.

6. AGRADECIMIENTOS

Nuestro agradecimiento a los Servicio Forestales de la Junta de Castilla y León y, en particular, al Ayuntamiento de Portillo, por los permisos concedidos para la realización del trabajo de campo. Esta investigación se ha financiado con el proyecto INIA RTA2007-00044.



7. LISTADO DE REFERENCIAS

- Annaz, D., Karmiloff-Smith, A., Johnson, M. H., Thomas, M. S. C. (2009). A cross-syndrome study of the development of holistic face recognition in children with autism, Down syndrome, and Williams syndrome. *J. Exp. Child Psychol.* 102: 456-486.
- Aussenac, G. (2000). Interactions between forest stands and microclimate: ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Ann. For. Sci.* 57: 287-301.
- Barbeito, I., Pardos, M., Calama, R. Cañellas, I. (2008). Effect of stand structure on Stone pine (*Pinus pinea* L.) regeneration dynamics. *Forestry*. doi:10.1093/forestry/cpn037.
- Bond B. J. (2000). Age-related changes in photosynthesis of woody plants. *Trends Pl Sci Rev* 5: 249-353.
- Calama, R., Montero, G. (2007). Cone and seed production from stone pine (*Pinus pinea* L.) stands in Central Range (Spain). *Eur. J. For. Res.* 126: 23-35.
- Chaves, M. M., Pereira J. S., Maroco, J., Rodrigues, M. L., Ricardo, C. P. P., Osório, M. L., Carvalho I., Faria, T., Pinheiro, C. (2002). How plants cope with water stress in the field. Photosynthesis and growth. *Ann. Bot. London* 89: 907-916.
- Chaves, A. R. M., Ten-Caten, A., Pinheiro, H. A., Ribeiro, A., DaMatta, F. M. (2008). Seasonal changes in photoprotective mechanisms of leaves from shaded and unshaded field-grown coffee (*Coffea Arabica* L.) trees. *Trees* 22: 351-361.
- Climent, J., Costa E Silva, F., Chambel, M. R., Pardos, M., Almeida, M. H., (2009). Freezing injury in primary and secondary needles of Mediterranean pine species of contrasting ecological niches. *Ann For Sci* 66(4): 407.
- Cordeiro, Y. E. M., Pinheiro, H. A., dos Santos Filho, B. G., Corrêa, S. S., e Silva, J. R. R., Dias-Filho, M. B. (2009). Physiological and morphological responses of young mahogany (*Swietenia macrophylla* King) plants to drought. *For. Ecol. Managem.* 258: 1449-1455.
- Dawson, T. E., Ehleringer, J. R. (1993). Gender-specific physiology, carbon isotope discrimination and habitat distribution in boxelder *Acer negundo*. *Ecology* 74: 798-815.
- Dawson, T. E. (1996). Determining water use by trees and forest isotopic, energy balance and transpiration analysis: the role of tree size and hydraulic lift. *Tree Physiol* 16: 263-272.
- Delaney, H. D., Maxwell, S. E. (1981). On using analysis of covariance in repeated measures designs. *Multivariate Behavioral Res.*, 16: 105-123.
- Donovan, L. A., Ehleringer, J. R. (1991). Ecophysiological differences among juvenile and reproductive plants of several woody species. *Oecologia* 86: 594-597.
- Epron, D., Dreyer, E., Bréda, N. (1992). Photosynthesis of oak trees [*Quercus petraea* (Matt) Liebl] during drought under field conditions: diurnal courses of net CO₂ assimilation and photochemical efficiency of photosystem II. *Plant Cell Environ.* 15: 809-820.

- Filella, I., Llusà, J., Piñol, J., Peñuelas, J. (1998). Leaf gas exchange and fluorescence of *Phyllirea latifolia*, *Pistacia lentiscus* and *Quercus ilex* saplings in severe drought and high temperature conditions. *Environ. Exp. Bot.* 39: 213-220.
- Flexas, J., Medrano, H. (2002). Drought-inhibition of photosynthesis in C₃ plants: stomatal and non-stomatal limitation revisited. *Ann. Bot.* 89: 183-189.
- Fotelli, M. N., Radoglou, K. M., Constantinidou, H. I. A. (2000). Water stress responses of seedlings of four Mediterranean oak species. *Tree Physiol.* 20: 1065-1075.
- García-Plazaola, J. I., Faria, T., Abadía, J., Abadía, A., Chaves, M. M., Pereira, J. S. (1997). Seasonal changes in xanthophyll composition and photosynthesis of cork oak (*Quercus suber* L.) leaves under mediterranean climate. *J. Exp. Bot.* 48: 1667-1674.
- Hernández-Santana, V., Martínez-Vilalta, J., Martínez-Fernández, J., Williams, M. (2009). Evaluating the effect of drier and warmer conditions on water use by *Quercus pyrenaica*. *For. Ecol. Managem.* 258: 1719-1730.
- Irvine, J., Perks, P., Magnani, F., Grace, J. (1998). The response of *Pinus sylvestris* to drought: stomatal control of transpiration and hydraulic conductance. *Tree Physiol.* 18: 393-402.
- Keenan, T., García, R., Friend, A. A., Zaehle, S., Gracia, C., Sabaté, S. (2009). Improved understanding of drought control on seasonal variation in mediterranean forest canopy CO₂ and water fluxes through combined in situ measurements and ecosystem modelling. *Biogeosciences* 6: 1423-1444.
- Kolb, T. E., Stone, J. E. (2000). Differences in leaf gas exchange and water relations among species and tree sizes in an Arizona pine-oak forest. *Tree Physiol.* 20: 1-12.
- Kozlowski, T. T., Pallardy, S. G. (2007). *Physiology of woody plants*. Academic Press, San Diego, California, 411 p.
- Martínez-Ferri, E., Balaguer, L., Valladares, F., Chico, J. M., Manrique, E. (2000). Energy dissipation in drought-avoiding and drought-tolerant tree species at midday during the Mediterranean summer. *Tree Physiol.* 20: 131-138.
- Masetti, C., Mencuccini, M. (1991). Régénération naturelle du pin pignon (*Pinus pinea* L.) dans la Pineta Granducale di Alberese (Parco Naturale della Maremma, Toscana, Italie). *Ecol. Mediterr.* 17: 103-118.
- Mendoza, I., Zamora, R., Castro, J. (2009). A seeding experiment for testing tree-community recruitment under variable environments: implications for forest regeneration and conservation in mediterranean habitats. *Biolog. Conservat.* 142: 1491-1499.
- Montero, G., Calama, R., Ruiz-Peinado, R. (2008). *Selvicultura de Pinus pinea* L. In: Serrada R., Montero G., Reque J.A. (eds.), *Compendio de Selvicultura aplicada en España*, INIA, MEC, Madrid, pp. 432-470.
- Moser, E. B., Saxton, A. M., Pezeshki, S. R. (1990). Repeated measures analysis of variance: application to tree research. *Can. J. For. Res.* 20: 524-535.
- Ogaya, R., Peñuelas, J. (2003a). Comparative seasonal gas exchange and chlorophyll fluorescence of two dominant woody species in a holm oak forest. *Flora* 198: 132-141.
- Ogaya, R., Peñuelas, J. (2003b). Comparative field study of *Quercus ilex* and *Phillyrea latifolia*: photosynthetic response to experimental drought conditions. *Environ. Exp. Bot.* 50: 137-148.
- Oliveira, G., Peñuelas, J. (2000). Comparative photochemical and phenomorphological responses to winter stress of an evergreen (*Quercus ilex*) and a semi-deciduous (*Cistus albidus*) Mediterranean woody species. *Acta Oecol.* 21: 97-107.
- Oliveira, G., Peñuelas, J. (2001). Allocation of absorbed light energy into photochemistry and dissipation in a semi-deciduous and an evergreen Mediterranean woody species during winter. *Aust. J. Plant Physiol.* 28: 471-480.
- Oliveira, G., Peñuelas, J. (2004). The effect of winter cold stress on photosynthesis and photochemical efficiency of PSII of two Mediterranean woody species- *Cistus albidus* and *Quercus ilex*. *Plant Ecol.* 175: 179-191.
- Öquist, G., Gardeström, P., Huner, N. P. A. (2001). Metabolic changes during cold acclimation and subsequent freezing and thawing. In: *Conifer cold hardiness* (Bigras FJ, Colombo SJ, eds). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 137-163.

- Panek, J. A., Goldstein, A. H. (2001). Response of stomatal conductance to drought in ponderosa pine: implications for carbon and ozone uptake. *Tree Physiol.* 21: 337-344.
- Pardos, M., Ruiz del Castillo, J., Cañellas, I., Montero, G. (2005). Ecophysiology of natural regeneration of forest stands in Spain. *Invest Agrar: Sist. Recur. For.* 14: 434-445.
- Peñuelas, J., Llusià, J. (2002). Linking photorespiration, monoterpenes and plant termotolerance. *New Phytol.* 155: 227-237.
- Poyatos, R., Llorens, P., Piñol, J., Rubio, C. (2008). Response of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and pubescent oak (*Quercus pubescens* Willd.) to soil and atmospheric water deficits under Mediterranean mountain climate. *Ann. For. Sci.* 65: 306.
- Prieto, P., Peñuelas, J., Llusià, J., Asensio, D., Estiarte, M. (2009). Effects of long-term experimental night-time warming and drought on photosynthesis, Fv/Fm and stomatal conductance in the dominant species of a Mediterranean shrubland. *Acta Physiol. Plant.* 31: 729-739.
- Rodríguez-Calcerrada, J., Pardos, J. A., Gil, L., Aranda, I. (2007). Summer field performance of *Quercus petraea* (Matt.) Liebl and *Quercus pyrenaica* Willd seedlings, planted in three sites with contrasting canopy cover. *New Forests* 33: 67-80.
- Resco de Dios, V., Fishcher, C., Colinas, C. (2007). Climate change effects on mediterranean forests and preventive measurements. *New Forests* 33: 29-40.
- Sas Institute, SAS/STAT users guide. Release 6.03 edition, Cary, USA (1988).
- Savé, R., Castell, C., Terradas, J. (1999). Gas exchange and water relations. In: F. Rodá, J. Retana, C.A. Gracia and J. Bellot (eds): *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests*, pp. 135-147, Springer-Verlag, Berlin.
- Tenhunen, J. D., Lange, O. L., Braun, M. (1981). Midday stomatal closure in mediterranean type sclerophylls under simulated habitat conditions in an environmental chamber. II. Effect of the complex of leaf temperature and air humidity on gas exchange of *Arbutus unedo* and *Quercus ilex*. *Oecologia* 50: 5-11.
- Thomas, M. S. C., Annaz, D., Ansari, D., Serif, G., Jarrold, C., Karmiloff-Smith, A. (2009). Using developmental trajectories to understand developmental disorders. *J. Speech, Language, and Hearing Res.*, 52: 336-358.
- Valladares, F., Pearcy, R. W. (1997). Interactions between water stress, sun-shade acclimation, heat tolerance and photoinhibition in the sclerophyll *Heteromeles arbutifolia*. *Plant Cell Environ.* 20: 25-36.
- Valladares, F., Dobarro, I., Sánchez-Gómez, D., Pearcy, R. W. (2005). Photoinhibition and drought in mediterranean woody saplings: scaling effects and interactions in sun and shade phenotypes. *J. Exp. Bot.* 56: 483-494.
- Zunzunegui, M., Fernández-Baco, L., Díaz-Barradas, M. C., García-Novo, F. (1999). Seasonal changes in photochemical efficiency in leaves of *Halimium halimifolium*, a Mediterranean semideciduous shrub. *Photosynthetica* 31: 17-31.
- Zweifel, R., Zimmermann, L., Newbery, D. M. (2005). Modelling tree water deficit from microclimate: an approach to quantifying drought stress. *Tree Physiol.* 25: 147.

Selvicultura de regeneración natural de *Pinus pinea* L. en montes públicos de la provincia de Valladolid

Francisco Javier Gordo, Luis Ignacio Rojo, Rafael Calama, Sven Mutke,
Rebeca Martín, Miguel García

RESUMEN

La importancia y extensión de los pinares de *Pinus pinea* L. en la provincia de Valladolid hacen que sea propicia para el estudio detallado de esta especie. La gestión aplicada en estas masas ha variado a lo largo del tiempo, buscando en la actualidad una optimización de su producción y una selvicultura que permita la regeneración natural de la especie, cuya dificultad en ocasiones, condiciona la marcha ordenada de estos montes. Los dispositivos experimentales instalados en determinados montes públicos de la provincia muestran resultados, todavía no concluyentes, sobre las frecuencias observadas de regeneración natural por especies y la influencia del arbolado adulto en estos valores.

1. INTRODUCCIÓN

La provincia de Valladolid se encuadra dentro de la Meseta Norte, sobre las llanuras de la cuenca sedimentaria de la zona centro-oriental de Castilla y León. Este territorio se caracteriza por unas aparentes condiciones climáticas homogéneas debido a la ausencia de montañas, desarrollando como peculiaridad fisiográfica dos tipos principales de unidades geomorfológicas: las *campiñas* y los *páramos*.

La homogeneidad en la fisiografía de la provincia también se muestra reflejada en el paisaje vegetal, donde predominan de forma mayoritaria los pinares. En concreto, Valladolid se encuentra dentro de la denominada *Tierra de Pinares*, destacando por ser una de las provincias españolas con mayor superficie de pino piñonero: 54.000 ha según el Inventario Forestal Nacional 3 (IFN3). Sin embargo, la homogeneidad ecológica de los páramos calizos contrasta con la heterogeneidad de las campiñas por su variación litológica, que condiciona la disponibilidad hídrica que a su vez depende de la precipitación y de la capacidad del suelo para almacenar agua. Las precipitaciones medias de la provincia son ligeramente superiores en los páramos que en las campiñas. Esto se debe al fenómeno por el cual los vientos, al llegar a los páramos, se ven obligados a ascender desde la campiña, condensándose la humedad en las cuestas. En resumen, la provincia de Valladolid constituye la parte central y de mayor superficie de la región de procedencia Meseta Norte de *Pinus pinea* L., por lo que es idónea para estudiar los patrones de la variación ambiental y productiva de dicha especie (Prada *et al.*, 1997).

El significado que tienen los pinares de *Pinus pinea* dentro de la provincia a nivel histórico, paisajístico, ambiental y socioeconómico queda recogido en las fuentes documentales que atestiguan la existencia de estos pinares. En concreto, los montes públicos cuentan con datos de su gestión por la Administración Forestal que se remontan a más de 150 años; en el caso de los aprovechamientos de piña, existe un registro completo de los mismos desde 1961. En la actualidad la superficie de *Pinus pinea* en los montes públicos se estima en 29.485 ha, distribuida en 125 montes.

Basado en el progreso del conocimiento científico y técnico los gestores de los montes públicos de la provincia de Valladolid han tratado, en las dos últimas décadas, de racionalizar la selvicultura

J. Gordo, R. Calama, M. Pardos, F. Bravo, G. Montero (ed.). *La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Valladolid* © 2012 (145-159).

aplicada a *Pinus pinea* al reducir la asignación de recursos —en especial humanos— condicionados por las disponibilidades presupuestarias. Se ha modificado sustancialmente un modelo de gestión formulado con unos fundamentos y fines subordinados a *Pinus pinaster* Ait. y a su resinación, que se perpetuó en el tiempo hasta la crisis de este aprovechamiento, a pesar de la importancia que tenía el pino piñonero en determinados montes tanto por su presencia como por el valor de su fruto.

La actual selvicultura aplicada ha generado una estructura típica de monte mediterráneo caracterizada por la presencia de masas abiertas, donde los valores máximos de fracción de cabida cubierta (FCC) se encuentran en torno al 60-70%.

Los modelos selvícolas empleados en los montes públicos para la regeneración de las masas regulares o semiregulares e irregulares de *Pinus pinea* buscan optimizar la producción de los pinares de manera sostenible, garantizando la conservación y protección de estas masas en el tiempo. La producción de piña es el aprovechamiento preferente frente a otros como la madera y la resina. Tradicionalmente el método de regeneración empleado en estos pinares ha sido el artificial; sin embargo las transformaciones socio-económicas y técnicas sufridas en el último medio siglo han marcado una tendencia hacia la regeneración natural. Con carácter general, el objetivo buscado actualmente en las ordenaciones de los montes públicos de la provincia de Valladolid es la regeneración natural de los tramos en destino o de todo el monte.

Esta orientación, unida al método de ordenación vigente en una buena parte de los montes públicos gestionados como masas regulares o semiregulares —tramos permanentes que plantea unos requerimientos temporales exigentes—, llevó a establecer una clara prioridad de la ejecución de las cortas de regeneración frente a las de mejora. Sin embargo este tipo de regeneración, con las exigencias temporales citadas, no siempre se consigue de manera satisfactoria, por lo que es necesario aproximarse al conocimiento de cuáles son los procesos que intervienen en la misma y las causas por las cuales a veces fracasa.

Las masas regulares de *Pinus pinea* se dividen en unidades dasocráticas, denominadas *tramo*, cuyo tamaño varía entre 60 y 100 ha. Históricamente, desde finales del siglo XIX y hasta 1982, el método de cortas aplicado sobre estas unidades dasocráticas era la corta a hecho seguida de regeneración artificial. Este método se aplicaba sobre las masas cuyo objetivo preferente era la producción de madera; desde finales del siglo XIX se aplica también el método de cortas por aclareo sucesivo uniforme y en la actualidad es el más utilizado para lograr la regeneración natural en masas de esta especie (Serrada *et al.*, 2008). Conceptualmente este método establece un turno variable que oscila entre 100-120 años, fijándose periodos de regeneración de 20 a 25 años. El proceso de regeneración natural de estos montes comienza durante los 3-4 primeros años del periodo cuando se realizan *cortas preparatorias* dejando una densidad alrededor de 100-150 pies/ha, referida siempre a fustales maduros. Una vez alcanzada esta densidad comienzan las *cortas diseminatorias* las cuales abarcan hasta la primera mitad del periodo con la apertura de huecos irregulares con suficiente tamaño para que comience la instalación del regenerado. En estas cortas se dejan entre 50-60 pies/ha, siempre seleccionando los de mejor porte y producción de piña. Una vez establecida la regeneración natural se realizan las *cortas aclaratorias*, que suponen la liberación del regenerado y evitan posibles daños posteriores a la masa joven establecida. Una vez finalizada esta corta, los tramos tendrán entre 25 y 30 pies/ha y dan protección al regenerado, son una fuente de reserva de semillas y producen rentas mediante el aprovechamiento de piñas. Al final del periodo se realiza la *corta final* con una reserva de 6-10 pies/ha (Figura 1). Este método de aclareo sucesivo uniforme no es estricto si no que se adapta a la situación particular de las masas. En montes con densidades próximas a los 100 pies/ha, las cortas por *aclareo sucesivo uniforme* se transforman en una corta a hecho en dos tiempos, al presentar regenerado adelantado viable. Por el contrario, hay ocasiones en las que es necesario retrasar la corta final por motivos paisajísticos, de conservación de la diversidad u otros, extendiéndose hasta la mitad del periodo siguiente.



Figura 1

Tramo modelo de masa regular una vez ejecutadas las cortas aclaratorias, con el establecimiento del regenerado natural en el monte público nº 44 «Tamarizo Nuevo» tramo A-III-Este de La Pedraja de Portillo (Valladolid).

Las masas irregulares de *Pinus pinea* se caracterizan por una mezcla íntima de bosquetes con 3 ó 4 clases de edad, pie a pie, divididas en unidades dasocráticas, denominadas tramo de entresaca o rodal, con un tamaño que oscila teóricamente entre 5 y 45 ha (Figura 2) y todas ellas en regeneración natural de forma permanente (Finat *et al.*, 2000). Conceptualmente cada cuartel de entresaca está compuesto por un número de tramos igual al periodo de rotación, que para estas masas se ha establecido en 25 años (igual al tiempo de paso), permitiendo actuar de forma sucesiva en cada uno de los tramos, a lo largo del todo el periodo. En el tramo correspondiente se realizarán cortas de entresaca pie a pie, siempre que el área basimétrica sea mayor de 13 m²/ha. Las cortas se organizan en dos fases: en una primera fase se actuará sobre los bosquetes de más edad, realizando una corta comercial de los pies mayores de 20 cm de diámetro y por otro lado, en una segunda fase, se realizará una corta no comercial (clareos) sobre los pies menores. Los criterios de actuación empleados en las cortas se basan en la apertura de pequeños claros de tamaño variable donde se instale el regenerado, la eliminación de los pies dominados o que compitan con individuos vigorosos de clases superiores y la conservación de pies singulares. Todas estas pautas están encaminadas a la consecución de una masa final que se aproxime a la distribución diamétrica ideal, con masas relativamente claras con gran diversidad estructural.



Figura 2

*Bosquetes con mezcla íntima de clases de edad, en masas irregulares de *Pinus pinea* en el monte público nº 47 «Arenas» de Portillo (Valladolid).*

En resumen, en menos de treinta años se han aplicado unas selviculturas orientadas a la regeneración natural, período lo suficientemente amplio para vislumbrar las pautas de regeneración y diagnosticar las principales dificultades para su logro.

2. DISPOSITIVOS EXPERIMENTALES

Los dos sistemas de corta descritos, basados en una selvicultura que propicia la puesta en luz y apertura de huecos para la instalación de la regeneración natural, parecen adecuados por sí mismos en determinadas zonas, montes y unidades dasocráticas de la provincia donde de forma aparente a través de la apreciación visual se observa un regenerado natural viable que asegura la persistencia de los pinares. Sin embargo, en el dominio de las campiñas, la observación de una irregular distribución del regenerado viable motivó la instalación desde 2001 de una red de parcelas permanentes de seguimiento de la regeneración natural en los tramos en destino (dispositivo experimental 1 del capítulo 4) en el que se realiza un seguimiento anual de los brinzales viables que proporcione datos con los que evaluar la marcha de la regeneración natural y, si su número y distribución es suficiente, para asegurar su persistencia sin necesidad de acudir a la regeneración artificial.

Además en el monte nº 44 de la Pedraja de Portillo se ha planteado realizar un seguimiento a escala parcelas permanentes de la red y en una unidad dasocrática determinada, basada en la serie más completa de datos que se dispone —nueve años— para cuantificar alguno de los factores dasométricos que pudieran estar relacionados con la existencia o no de regeneración natural (ver dispositivo experimental 2 del capítulo 4).

3. RESULTADOS

3.1. Regeneración natural

El dispositivo 1 expuesto en el capítulo 4 permite en primer lugar conocer qué especie se está regenerando de forma natural. En la Figura 3 se muestran los resultados obtenidos para las 133 unidades dasocráticas en regeneración durante el período 2001-2010, clasificando el número de ejempla-

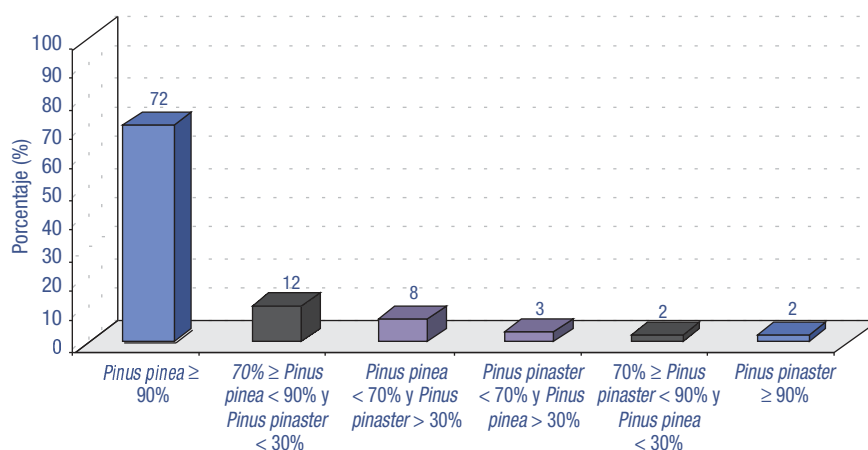


Figura 3

Frecuencias observadas de tipos de regenerados según especies en las unidades dasocráticas objeto de estudio de la regeneración natural en el período 2001-2010.

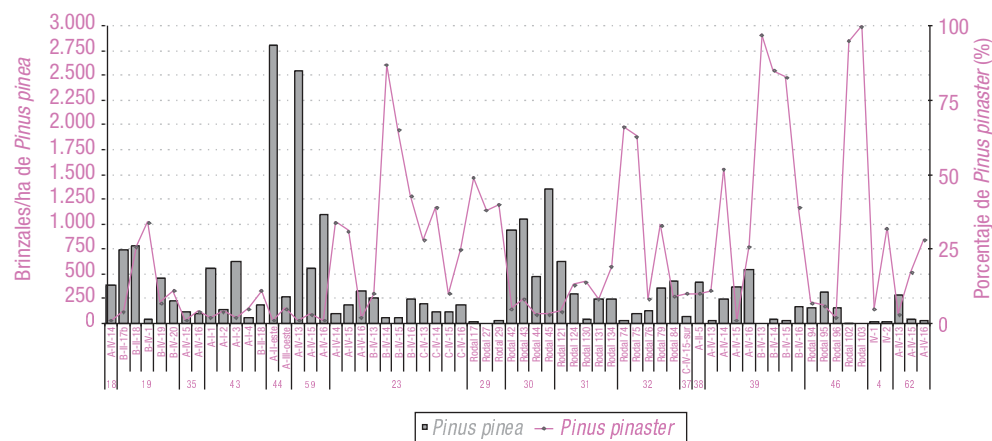


Figura 4

Comparativa de los valores medios obtenidos en los conteos de las parcelas sobre la regeneración natural de *Pinus pinaster* (%) con respecto al número de brinzales/ha de *Pinus pinea*.

res de regenerado viable, contabilizados en las mismas categorías que se utilizan para clasificar las masas de arbolado adulto. Se observa en el 84% de las unidades dasocráticas estudiadas un regenerado viable de *Pinus pinea* superior al 70%; en el 50% de las unidades dasocráticas la regeneración de pino resinero ha sido nula y en el otro 50% restante su presencia media es inferior al 12%.

En la Figura 4 se han analizado las unidades dasocráticas que tienen regeneración natural de *Pinus pinaster* (66 unidades dasocráticas) y se ha comparado el porcentaje de brinzales de esta especie con respecto a los valores medios de regeneración natural de *Pinus pinea*. Se observa que en las unidades sin regeneración natural de *Pinus pinea* —rodal 103 del monte 46— el porcentaje de *Pinus pinaster* es del 100%, aunque la presencia de brinzales de esta especie es bajísima en valores absolutos, 9 brinzales viables por hectárea; por el contrario si hay una importante regeneración natural de *Pinus pinea*, como en el caso del monte 44 tramo A-II-este, el porcentaje de *Pinus pinaster* es insignificante (1%). En valores absolutos para este tramo se han contabilizado 33 brinzales viables por hectárea de *Pinus pinaster* frente a 2.811 brinzales de *Pinus pinea*.

En el año 2010 se disponen conteos en 1.801 parcelas de la red permanente de seguimiento de la regeneración natural, observándose que el 44% de las 133 unidades dasocráticas con conteos de

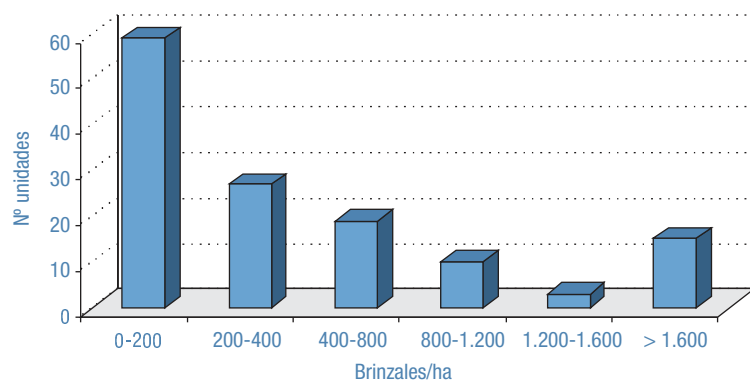
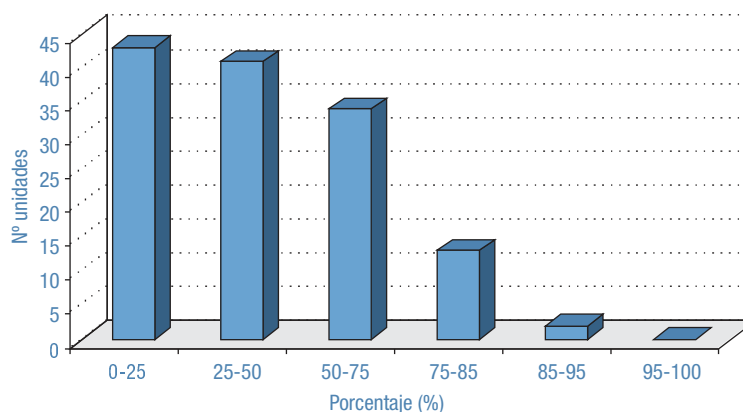


Figura 5

Frecuencias observadas de regenerado natural (brinzales/ha) en las unidades dasocráticas con parcelas de seguimiento (año 2010).

Figura 6

Frecuencia observada de porcentaje de superficie cubierta por regenerado natural en las unidades dasocráticas en regeneración (año 2010).



la regeneración están como media por debajo de 200 brinzales/ha, umbral fijado en el dispositivo experimental, superando el resto de unidades dasocráticas este umbral (Figura 5).

Paralelamente se observa durante el año 2010, en las mismas unidades dasocráticas que en el caso anterior, que la distribución espacial del regenerado natural dentro de la unidad dasocrática se encuentra en el 89% en valores inferiores al 75% de superficie cubierta (Figura 6).

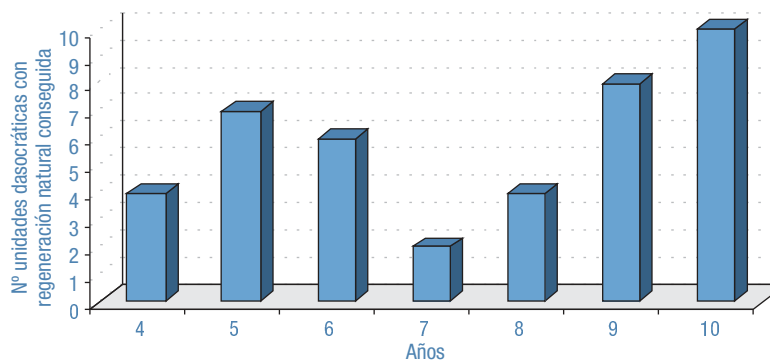
La combinación de los dos criterios para cada unidad dasocrática —alcanzar el umbral de los 200 brinzales/ha y un 75% de la superficie cubierta, contabilizando solo los brinzales viables, tipos 2, 3 y 4 (ver Apartado 3.1 del Capítulo 4)— muestra para el período 2001-2010 el logro de 1.110 ha con regeneración natural (el 33% con respecto al total, 3.359 ha), repartidas en 41 unidades dasocráticas. En la Figura 7 se observan el número de unidades dasocráticas con la superficie regenerada durante el periodo de estudio de la regeneración natural. La figura muestra una gran variabilidad en las frecuencias observadas en cuanto al tiempo necesario para lograr la regeneración. Según los datos, los mayores valores de superficie regenerada se han alcanzado con 10, 9 y 5 años después de iniciado el proceso de regeneración.

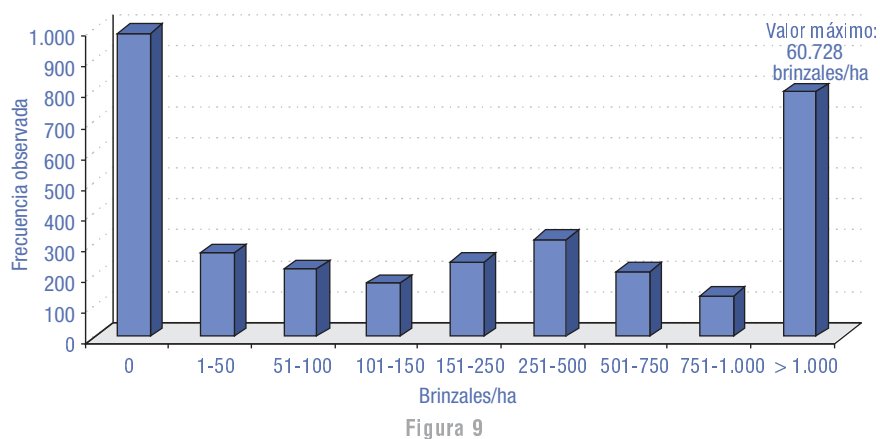
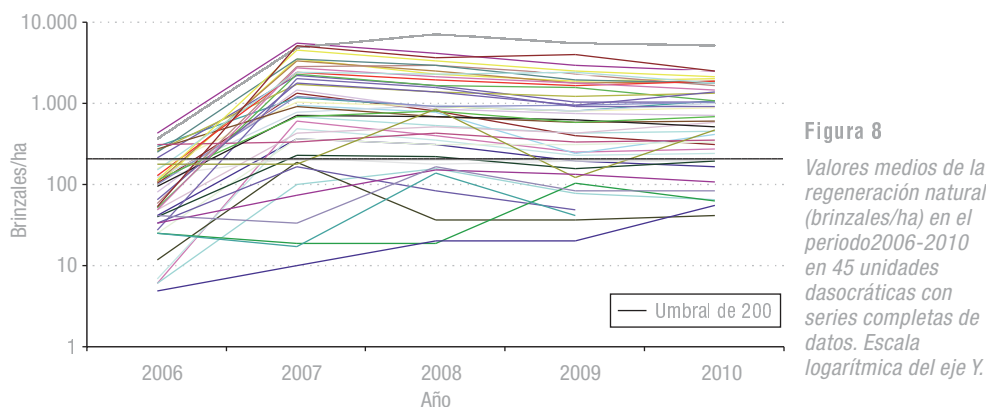
La Figura 8 muestra cuales han sido los valores medios obtenidos en las parcelas permanentes de seguimiento de la regeneración natural en las unidades dasocráticas en estudio que tienen series de datos completas para el periodo 2006-2010.

Cuando una unidad dasocrática alcanza los valores establecidos para dar por conseguida la regeneración natural, estos no son homogéneos en toda la superficie si no que en ocasiones hay zonas don-

Figura 7

Frecuencias observadas de 41 unidades dasocráticas con regeneración natural conseguida en el período 2001-2010 y años empleados en su logro.





Número de observaciones del total de brinzales/ha establecidos en las parcelas inventariadas de las unidades dasocráticas con series completas de datos durante el periodo 2006-2010.

de la regeneración se ha logrado con gran éxito y en otras donde el número de brinzales regenerados es nulo. Por eso es importante analizar el número de ceros obtenidos en cada parcela durante los conteos anuales para decidir si dar por finalizada la regeneración natural. La Figura 9 muestra la abundancia de ceros en las parcelas permanentes de regeneración a lo largo de los años muestreados. El número de conteos en parcelas permanentes de seguimiento de la regeneración natural con series de datos completas durante el periodo 2006-2010 es de 3.355, de los cuales 988 conteos (30%) han dado como resultado un valor nulo de brinzales/ha. En 89 parcelas —menos del 3%— los conteos han resultado cero durante el periodo. El promedio de brinzales viables establecidos ha sido de 1.241 brinzales/ha, existiendo una gran variabilidad entre los conteos realizados con valores que oscilan desde 0 brinzales/ha hasta 60.728 brinzales/ha (desviación típica 3.324, coeficiente de variación, 268%).

3.2. Resultados del estudio particular de la regeneración natural realizado en el monte 44 Tamarizo Nuevo de la provincia de Valladolid a escala parcela

La serie de años con seguimiento de regeneración (2001-2009) que tiene el monte nº 44 de La Pedraja de Portillo permite estudiar las tendencias de evolución de la regeneración natural. La Ta-

TABLA 1

Variabilidad interanual del regenerado natural (brinzales/ha) obtenida en el monte nº 44 de La Pedraja de Portillo, tramo B-III-Oeste durante el periodo 2001-2009

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Media	Desv. típica	CV (%)
Parcela 1	348	149	249	99	0	0	2.387	2.139	1.741	790	994	126
Parcela 2	0	0	0	0	0	0	1.989	1.741	1.393	569	867	152
Parcela 3	1.989	1.442	1.840	1.890	1.592	1.790	10.096	8.654	8.157	4.161	3.644	88
Parcela 4	50	0	0	0	0	0	7.560	6.118	4.377	2.012	3.109	155
Parcela 5	0	0	0	0	0	0	1.442	1.393	1.393	470	705	150
Parcela 6	696	398	99	298	50	0	9.102	8.356	6.118	2.791	3.885	139
Parcela 7	0	0	0	0	0	0	6.814	4.576	2.934	1.592	2.578	162
Parcela 8	0	0	0	0	0	0	1.989	3.332	2.238	840	1.309	156
Parcela 9	50	50	0	0	0	0	4.725	2.636	2.188	1.072	1.722	161
Parcela 10	1.691	2.188	2.238	2.487	1.989	2.437	3.830	4.377	4.277	2.835	1.032	36
Parcela 11	99	50	0	0	0	0	6.018	11.141	10.047	3.039	4.719	155
Parcela 12	50	0	0	0	0	0	8.057	7.659	4.078	2.205	3.472	157
Parcela 13	50	50	50	0	0	0	497	398	50	122	188	154
Parcela 14	746	249	249	0	0	0	5.272	6.416	5.421	2.039	2.775	136
Parcela 15	249	99	298	199	149	249	2.984	796	1.989	779	1.020	131
Parcela 16	50	50	99	0	0	0	10.594	34.218	31.781	8.532	14.309	168
Parcela 17	298	149	50	0	0	0	1.741	2.686	50	553	975	177
Parcela 18	149	50	149	99	99	99	4.775	7.659	3.531	1.846	2.814	152
Parcela 19	647	497	448	696	398	398	9.052	7.162	5.471	2.752	3.476	126
Parcela 20	448	199	0	50	0	50	3.482	3.929	3.233	1.266	1.726	136
Parcela 21	0	0	0	0	50	50	4.426	3.332	3.531	1.265	1.896	150
Parcela 22	50	50	50	99	50	0	2.934	2.387	2.089	857	1.229	144
Parcela 23	1.940	1.641	50	50	50	0	1.442	1.940	1.741	984	910	93
Parcela 24	4.178	4.824	3.979	2.537	398	2.537	5.222	5.919	6.167	3.973	1.865	47
Parcela 25	50	50	50	0	0	0	199	448	398	133	176	132
Parcela 26	1.492	2.188	2.139	2.387	2.139	2.188	5.869	4.974	4.029	3.045	1.526	50
Parcela 27	2.288	1.194	1.442	1.592	796	1.194	3.283	4.426	2.835	2.117	1.195	56
Parcela 28	0	50	0	0	0	0	3.432	2.984	2.537	1.000	1.505	150
Parcela 29	99	0	0	0	0	0	149	199	199	72	90	125
Parcela 30	99	0	0	0	0	0	448	1.293	846	298	474	159
Parcela 31	0	0	0	0	0	0	249	249	249	83	125	150
Parcela 32	398	348	597	497	199	398	6.217	6.714	4.377	2.194	2.753	126
Parcela 33	348	0	0	0	0	0	448	348	398	171	205	120
Parcela 34	50	50	149	149	149	99	348	497	448	215	170	79
Parcela 35	50	0	0	50	0	50	348	597	448	171	229	134
Parcela 36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parcela 37	647	199	0	0	99	0	9.350	8.405	6.316	2.780	4.014	144
Parcela 38	348	50	0	0	0	0	448	1.094	846	310	414	134
Parcela 39	2.835	3.233	2.984	2.885	1.442	2.885	14.125	27.056	19.248	8.521	9.318	109
Parcela 40	249	50	149	199	149	547	2.835	3.233	5.371	1.420	1.925	136

TABLA 1 (cont.)

Variabilidad interanual del regenerado natural (brinzales/ha) obtenida en el monte nº 44 de La Pedraja de Portillo, tramo B-III-Oeste durante el periodo 2001-2009

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Media	Desv. típica	CV (%)
Parcela 41	995	945	1.243	895	547	1.044	20.143	31.582	24.371	9.085	12.549	138
Parcela 42	398	298	50	199	99	50	5.173	23.077	21.834	5.686	9.652	170
Parcela 43	746	199	149	199	50	149	746	3.581	2.089	879	1.198	136
Parcela 44	1.840	348	895	1.194	696	1.044	27.504	60.728	47.448	15.744	23.643	150
Parcela 45	1.940	1.094	348	249	50	199	13.677	10.047	7.809	3.935	5.182	132
Parcela 46	0	0	0	0	0	0	597	1.442	2.288	481	836	174
Parcela 47	0	0	0	0	0	0	50	0	0	6	17	300
Parcela 48	2.487	199	448	497	348	348	3.730	7.809	2.437	2.034	2.513	124
Media	649	471	427	406	241	371	4.912	7.078	5.642			
Desv. típica	937	945	858	777	513	752	5.444	11.050	8.992			
CV (%)	144	200	201	191	212	203	111	156	159			
Valor mínimo	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Valor máximo	4.178	4.824	3.979	2.885	2.139	2.885	27.504	60.728	47.448			

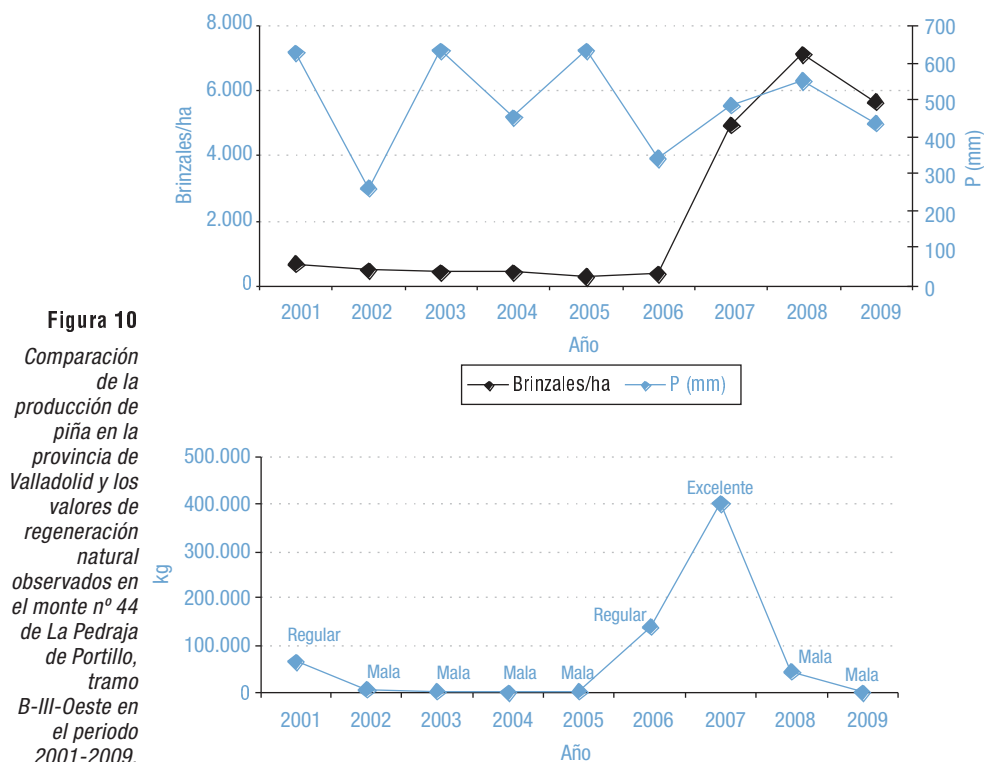
bla 1 muestra los valores de regeneración natural (brinzales/ha) obtenidos en cada parcela instalada y año.

Como se puede observar en la Tabla 1, los valores medios a nivel unidad dasocrática completa muestran una regeneración natural buena por encima de los 200 brinzales/ha como mínimo. Sin embargo, si se analizan los datos a nivel parcela se aprecia una distribución desigual, existiendo parcelas con regeneración totalmente nula durante toda la serie de años muestreada, como por ejemplo la parcela 36, y otras con valores muy altos, incluso por encima de los 47.000 brinzales/ha.

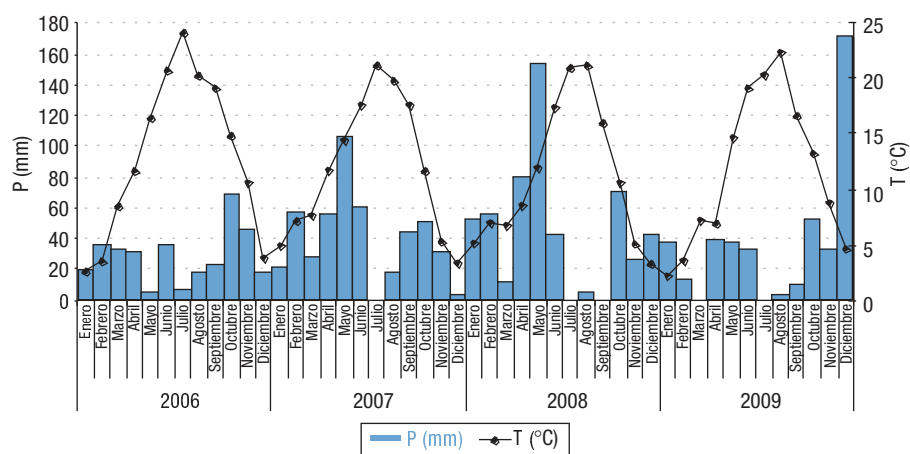
La vecería del pino piñonero y las condiciones meteorológicas actúan como factores limitantes en el éxito de la regeneración natural, tal y como puede observarse en las Figuras 10 y 11. Durante el periodo 2001-2009 se obtienen cosechas malas (< 60 kg/ha) o regulares (61-150 kg/ha) en 5 años consecutivos; paralelamente la regeneración natural observada durante todos estos años es muy escasa. A partir del año 2006 la producción de piña va en ascenso hasta 2007, donde es excelente (> 306 kg/ha); este repunte se muestra también en la gráfica de la regeneración natural un año después que en la producción, es decir, comienza en 2007 y alcanza su máximo en el año 2008.

En el caso concreto del monte 44, después de 9 años consecutivos de conteos, no se obtiene un dato determinante que permita asegurar un establecimiento exitoso de la regeneración cumpliendo las premisas de número de brinzales por hectárea y de superficie cubierta. La Figura 12 muestra como después de 6 años de proceso de regeneración el 56% de las parcelas no tienen ningún brinzal arraigado y de las parcelas que tienen regeneración natural, sólo está cubierta el 31% de la superficie. Estos datos muestran la dificultad de establecer el momento en que se considera conseguida la regeneración natural ya que el valor numérico de brinzales/ha, si no es homogéneo y representativo de toda la unidad dasocrática, no es suficiente para determinar el éxito.

Por otro lado, el muestreo piloto realizado sobre el arbolado adulto en el monte 44 como medida para determinar la influencia del dosel arbóreo en el éxito de la regeneración no dió resultados concluyentes al no existir una correlación clara entre el número de pies adultos en la parcela y el valor de la regeneración natural. Gráficamente esta ausencia de correlación se observa de forma clara y sen-



cilla a través de los patrones espaciales que tienen los brinzales dentro de las parcelas del muestreo piloto del arbolado adulto (Figura 13). Sin embargo, parece que la cobertura de copas (ver Apartado 3.2.1. del Capítulo 8) si que es un factor que favorece la supervivencia de los brinzales en las primeras fases de crecimiento, aunque posteriormente necesitan luz y evitar la competencia con otros indi-



Climodiagrama de la precipitación total (mm) y la temperatura media (°C) para el periodo 2006-2009.

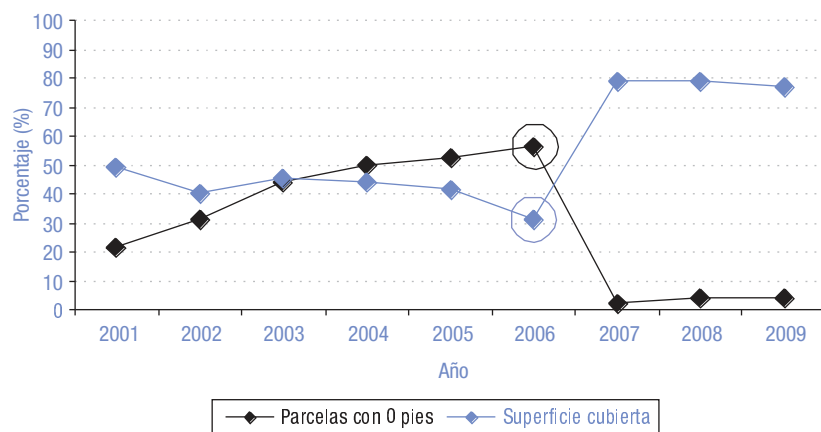


Figura 12

Evolución del número de parcelas con 0 brinzales/ha y la superficie cubierta por regeneración natural en el monte nº 44 de La Pedraja de Portillo, tramo B-III-Oeste en el periodo 2001-2009.

viduos, al ser una especie heliófila. En general, el regenerado natural suele aparecer formando agregados bajo las copas y no colonizando los espacios abiertos alejados de las zonas de influencia de éstas. La Figura 13 muestra como los mayores valores del número de brinzales/m² en el radio de 8 m, se encuentran en aquellas parcelas que tienen algún pie adulto dentro de este radio y dando cobertura al regenerado natural.

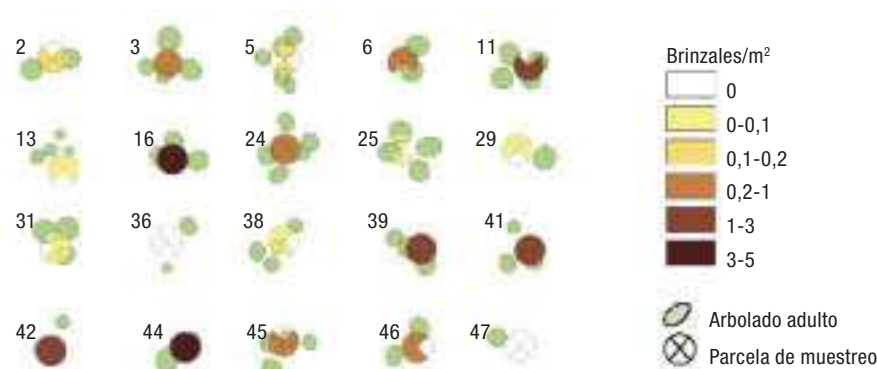


Figura 13

Patrón espacial de la regeneración natural en relación con el arbolado adulto en el monte nº 44 de La Pedraja de Portillo, tramo B-III-Oeste.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Una cuestión previa puede ya concluirse definitivamente: el proceso de regeneración natural de *Pinus pinea* en los montes de la provincia de Valladolid no se encuentra influenciado por un factor concreto y determinante, sino que son varios de ellos los que parecen afectar simultáneamente en el éxito o fracaso de la regeneración. Y esta premisa ha de tenerse muy presente en la lectura de las siguientes conclusiones.

Así, más allá de la cantidad de semilla disponible, las variables meteorológicas (temperatura otoñal y precipitación primaveral) y la predación (ver capítulo 8), esenciales en la regeneración natural, uno de los primeros aspectos a considerar en el proceso de regeneración de un monte es la selvicultura de regeneración aplicada, a través de la corta comercial. En las unidades dasocráticas estudiadas la especie que se está regenerando de forma mayoritaria es el pino piñonero —por ser el principal o único de sus componentes específicos—, por lo que la selvicultura aplicada sin trato de favor hacia *Pinus pinea* propicia su regeneración natural. Este suceso no ocurre de forma tan evidente en las masas mixtas de piñonero y pinaster o piñonero con quejigo y encina: los dispositivos experimentales que el INIA está instalando en estas masas mixtas permitirán explicar su dinámica de regeneración.

En el año 2010 se dispone del mayor número de mediciones desde la instalación de la red de parcelas permanentes de seguimiento de la regeneración natural y además tiene como antecedentes la cosecha regular del 2006 y la excelente del 2007 y unas condiciones meteorológicas favorables para la germinación en el período 2006-2010, por lo que es un periodo representativo para discutir los resultados obtenidos. Sólo el 56% de las unidades dasocráticas tienen más de 200 brinzales/ha (Figura 4), umbral de referencia fijado en el dispositivo experimental. Todavía no se puede saber en qué medida la selvicultura practicada está condicionando la regeneración ya que bajo las mismas condiciones, la mitad de las unidades han alcanzado el objetivo y la otra mitad no, necesitando series más amplias de datos para obtener resultados concluyentes. Además como la selvicultura aplicada busca una distribución del arbolado adulto regular, el hecho de que la regeneración se produzca en forma de agregados, sea irregular y no se llegue a cubrir la totalidad de la superficie (Figura 5) evidencia la existencia de otros factores que influyen en la regeneración, si bien parece que está influenciado por la distancia al árbol padre (ver capítulo 8). El número de parcelas (Figura 8) que han dado como resultado un valor nulo de brinzales/ha (30%) durante el quinquenio 2006-2010 se «aproxima» al 48% de los puntos muestreados en el capítulo 8 en los que no se ha producido incorporación alguna durante el quinquenio estudiado.

Los 200 brinzales/ha y el 75% de la superficie cubierta son valores de referencia para orientar al gestor en qué momento puede dar por regenerada de forma natural una masa de pino piñonero, siendo frecuente el transcurso de, al menos, 9 ó 10 años (Figura 6). La regeneración natural no se instala por lo general nada más realizar la puesta en luz y la apertura de huecos; los condicionantes de tiempo necesario, unido a factores dasométricos, buena cosecha, producción individual de cada árbol, meteorológicos, de predación y micrositio, entre otros, pueden dificultar que se llegue a cubrir la totalidad de la superficie en el tiempo previsto en el período de regeneración; sin embargo, en la práctica el gestor viene aplicando criterios aún más conservadores y en previsión de incertidumbres futuras fija valores próximos a los 700 brinzales/ha para dar una unidad dasocrática como regenerada. En el conteo de brinzales, sólo se consideran a efectos del valor umbral a alcanzar, los brinzales viables de los tipos 2, 3 y 4. De éstos, sólo los de tipo 4 presentan acículas adultas, que son indicador de una cierta madurez vegetativa y de la instalación definitiva del sistema radical, momento a partir del cual se produce un cambio de ritmo en el crecimiento del brinzal y comienza a ramificarse. Estudios más precisos en el futuro, con un mayor número de unidades dasocráticas, con series más dilatadas de años y una caracterización más precisa de la densidad inicial del arbolado adulto permitirán obtener mejores correlaciones con la composición específica, la cantidad y distribución de regenerado natural.

La vecería del pino piñonero y las condiciones meteorológicas actúan como factores limitantes en el éxito de la regeneración natural (Figura 9). El máximo en la regeneración natural observado en 2008 no es sólo proporcional a la producción de piña sino que intervienen factores meteorológicos; el otoño de 2006 fue cálido por lo que produjo altas tasas de germinación respaldadas por la presencia de abundante piña en el terreno. Estos buenos datos de germinación se mantuvieron en la primavera de

2007 al encontrar buenas condiciones hídricas en el terreno. Pero no es hasta 2008 cuando se ven los resultados de esta cosecha en datos de regeneración natural, y como se ha explicado en el capítulo 4, en el seguimiento de la regeneración no se contabilizan los brinzales del año. Sin embargo si observamos la excelente cosecha de 2007 no tiene la misma repercusión sobre los datos obtenidos de regenerado natural en el año 2009, debido a un frío otoño en 2007, acompañado de una primavera tardía y más fría en 2008 que provocaron bajas tasas de germinación con respecto a la cantidad de fruto que había en el terreno (ver Apartado 3.1.3. del Capítulo 8).

La observación «in situ» pone claramente de manifiesto que *Pinus pinea* regenera bien bajo cubierta —incluso en fuertes espesuras— y cuando la unidad dasocrática llega a su destino es frecuente la presencia de este tipo de regeneración adelantada que ejerce una fuerte competencia, debido a la enorme capacidad de recuperación de la especie pese a haber vegetado bajo cubierta muchos años, por lo que es frecuente la práctica selvícola de eliminar el regenerado no válido tras la corta comercial. Por otro lado, la experiencia y el tiempo han demostrado que debido a su valor comercial la cantidad de piñas que quedan tras el aprovechamiento manual —entre un 10 y un 15% de la cosecha— o mecanizado —un 20%— no es suficiente para garantizar un banco de semillas en el rodal a regenerar; por ello es necesario acotar estas zonas del aprovechamiento comercial durante un número continuado de años. La observación de las diferencias entre las unidades acotadas y las no acotadas es patente, siendo muy reducida —casi nula— la presencia de regenerado en los tramos no acotados. Un último aspecto a considerar es la influencia geomorfológica del terreno en los procesos de regeneración, produciéndose una gran variabilidad en la densidad de brinzales entre los páramos calizos y los arenales de las campiñas; y a escala micrositio son evidentes las diferencias debidas a condiciones litológicas y edáficas.

Los resultados de los estudios del desarrollo del regenerado natural y su distribución espacial a escala unidad dasocrática y parcela, basados en la red de parcelas permanentes de seguimiento de la regeneración natural, nos ha llevado a efectuar las siguientes modificaciones en el esquema clásico de la selvicultura de aclareo sucesivo uniforme en las masas regulares o semiregulares:

1. Se ha ido aumentando la densidad final alcanzada en las preparatorias (hasta 150 pies/ha e incluso más).
2. Las cortas diseminatorias se unen con las preparatorias por la necesidad de dar cubierta al regenerado y ejecutarlas al principio del período.
3. El ritmo de las aclaratorias no se tiene claro todavía, pero se intuye que no hay una norma fija y debe adaptarse a la marcha del rodal.
4. Por ello se propone unir las diseminatorias con las preparatorias y no dar valores fijos de los pies/ha que deben quedar en las aclaratorias.
5. Si la masa llega a su destino con densidades próximas a los 100 pies/ha, las cortas por ASU se convierten en una corta a hecho en dos tiempos. Y, en ese caso, es muy probable que ya se disponga de regenerado que, aunque «adelantado» (conforme los tiempos que asigna el método de ordenación), sea válido. Ello disminuiría el tiempo necesario para conseguir la regeneración.

En resumen, cuando se ha optado por la regeneración natural es necesario planificar y materializar el mecanismo a utilizar para acometer el proceso. Y esto tiene, al menos, cuatro etapas bien diferenciadas y sucesivas en el tiempo. La primera etapa es la *corta* de regeneración a través del método «aclareo sucesivo uniforme», que abarca entre 2 y 3 fases y donde la densidad final, definida tras varios años de experiencia, es de 150-200 pies/ha. A continuación se realizan *tratamientos selvícolas* preparatorios, es

decir, selvicultura de regeneración del tramo: eliminación cuidadosa de la regeneración adelantada y dominada, respetando en la selección los brinzales que muestren viabilidad. En este proceso cronológico la tercera etapa es el control del *aprovechamiento* de fruto en los tramos en destino; inicialmente se prohibía la recogida tanto de forma manual como mecanizada, pero con la generalización de las vibradoras ha sido suficiente su limitación para disuadir al piñero de recoger el fruto de forma manual en las unidades acotadas. Por este motivo se lleva a cabo el acotado de estos tramos para contar con una fuente de semilla y para evitar que el tránsito de las vibradoras dañe a los brinzales más jóvenes. Por último, el *seguimiento* de todo el proceso de regeneración a escala unidad dasocrática a través de la red de parcelas permanentes permite evaluar la marcha de la regeneración natural para la toma de decisiones (determinar si es necesario acotar o no el tramo al aprovechamiento de fruto, posible ejecución de la corta final e, incluso, la conveniencia de tratamientos selvícolas sobre la masa incorporada).

Pese a las certezas ya manifestadas, los resultados obtenidos a través de las diferentes experiencias realizadas a nivel general en determinados montes públicos de la provincia de Valladolid, y en particular sobre el monte nº 44 de U.P., muestran la necesidad de seguir estudiando los procesos y factores de influencia de la regeneración natural. Se marcan una serie de retos de futuro con una gran cantidad de tareas pendientes por investigar: ¿mediciones quinquenales frente a las anuales para optimizar esfuerzo?, ¿cuándo dar por finalizada la regeneración del tramo (valores de referencia)?, ¿cuánto tiempo puede aguantar el regenerado bajo cubierta sin pérdidas significativas de producción —en el amplio sentido de la palabra— una vez consolidada la regeneración?, y a la inversa ¿cuánto tiempo es necesario para conseguir la regeneración natural sin cubierta? (son hechos ciertos y observados que superficies completamente rasas se regeneran, aunque en periodos mucho más dilatados),

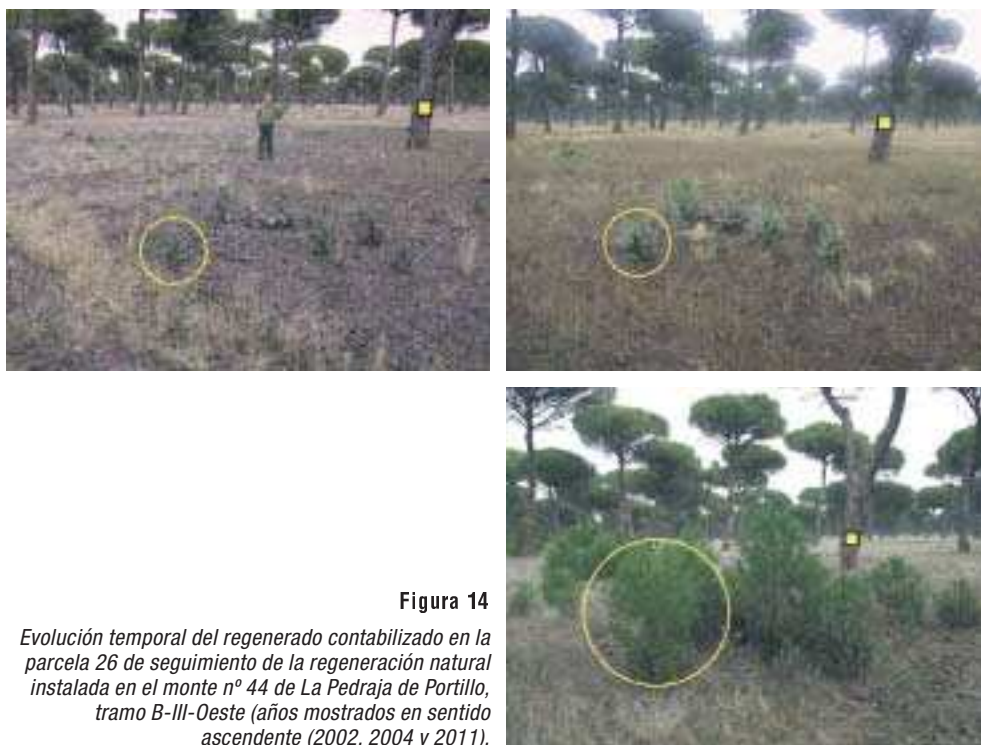


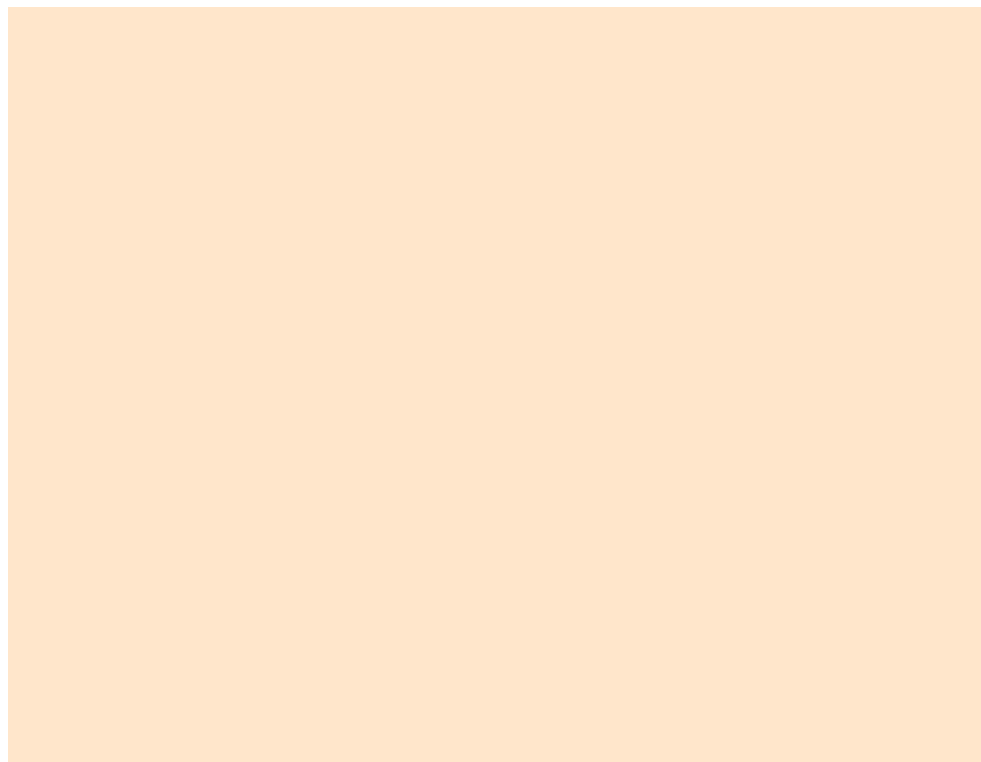
Figura 14

Evolución temporal del regenerado contabilizado en la parcela 26 de seguimiento de la regeneración natural instalada en el monte nº 44 de La Pedraja de Portillo, tramo B-III-Oeste (años mostrados en sentido ascendente (2002, 2004 y 2011)).

¿cómo eliminar los pies padre (sucesivamente o en actuación única, a través de un aprovechamiento comercial o de un tratamiento selvícola)?, ¿cuál es el momento óptimo de la primera intervención sobre la masa incorporada o la estimación del tiempo necesario para conseguir la regeneración (período de regeneración o aplicación)? En todo este camino por recorrer, el aprendizaje del ritmo de la naturaleza es crucial para la resolución de todas las incógnitas actualmente presentes.

5. AGRADECIMIENTOS

A los Agentes Medioambientales encargados de realizar los conteos anuales de la regeneración natural, sin los cuales sería absolutamente imposible acometer estas labores, así como otras de apoyo en este trabajo. Al Ayuntamiento de Portillo por permitir realizar las experiencias y estudios dentro del monte público nº 44 «*Tamarizo Nuevo*» y al resto de entidades propietarias de los montes estudiados.



6. LISTADO DE REFERENCIAS

- Finat, L., Campana, V., Seseña, A. (2000). La ordenación por entresaca en las masas de piñonero de la provincia de Valladolid. I Simposio del pino piñonero (*Pinus pinea* L.) (pp. 147-158). Valladolid.
- Prada, M. A., Gordo, F. J., de Miguel, J., Mutke, S., Catalan, G., Iglesias, S., Gil, L. (1997). Las regiones de procedencia de *Pinus pinea* L. en España. Organismo Autónomo de Parques Naturales (pp. 109). Madrid.
- Serrada, R., Montero, G., Reque, J. A. (2008). Compendio de selvicultura aplicada en España. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA) y Fundación Conde del Valle Salazar (pp. 441-443). Madrid.

Patrones de diseminación y nascencia de *Pinus pinaster* Ait. en Meseta Castellana

Carlos del Peso, Felipe Bravo, Irene Ruano, Valentín Pando

RESUMEN

El manejo forestal de las masas de pino negral de la Meseta Castellana viene supeditado a la propia regeneración natural de estos montes. El conocimiento de la estrategia reproductora de la especie será un elemento clave para el cambio global en los próximos años. Mediante un dispositivo de trampas de semilla se ha seguido el patrón de dispersión de la especie en una parcela de muestreo intensivo situada en Cuéllar (Segovia). Dicha parcela está incluida en un tramo en regeneración, con una edad estimada de 100 años, aplicándose distintas intensidades de corta (0, 25, 50, 100% del área basimétrica inicial). En el presente trabajo se analiza el patrón de dispersión de la semilla y la nascencia de las plántulas así como la influencia del tratamiento silvícola aplicado a lo largo de los años de muestreo. A la vista de los resultados cabe concluir que las dificultades de regeneración de estas masas mediterráneas no parecen estar ligadas a la producción de semilla, que está asegurada con cortas de regeneración por aclareo sucesivo independientemente del peso de la misma (0%, 25% o 50% del A.B.) ni tampoco a la nascencia de plántulas pues se produce de forma suficiente en el periodo considerado.

1. INTRODUCCIÓN

La regeneración natural de las masas forestales está íntimamente relacionado con dos grandes grupos de factores: por un lado los factores ligados a las condiciones naturales (clima, suelo, topografía, depredación, etc.) y por otro lado los factores relacionados con el propio manejo o gestión de los bosques, donde las cortas ligadas a la regeneración o el pastoreo pueden determinar la persistencia de la masa. Los estudios sobre regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. son especialmente escasos contrastando con la importancia de la especie a la vista de los datos del Inventario Forestal Nacional que arroja para la misma más de 1.000.000 de ha en el paisaje forestal español, algo más de la mitad fruto de las grandes repoblaciones forestales de la segunda mitad del siglo XX (DGCN, 1998). La especie se comporta como una pionera, de alta plasticidad ecológica y heliófila para su buen desarrollo y crecimiento. Aunque en su distribución natural aparece tanto en climas netamente mediterráneos como atlánticos destaca su buena adaptación a suelos pobres, arenosos con reacción ácida.

En general, *Pinus pinaster* es considerada una especie con un fuerte potencial regenerativo, incluso fuera de su área de distribución natural tiene un comportamiento cercano a especie invasora (Lowe *et al.*, 2000). No obstante, las difíciles condiciones edáficas (suelos arenosos con poca fertilidad y escasa retención de agua), la sequía estival presente y el manejo forestal en la zona de estudio (Junta de Castilla y León, 1988) hace que no siempre se consiga la regeneración natural de las masas de pinares de la Meseta Castellana (González-Alday *et al.*, 2009; Rodríguez-García *et al.*, 2007).

La región de procedencia Meseta Castellana (Alía *et al.*, 1996) incluye amplias comarcas pinariegas con un sustrato silíceo que incluye tanto las sorianas Tierras de Almazán como las comarcas de Tierra de Pinares de Segovia (Cuéllar y Coca), la abulense Tierra de Arévalo o el sur de la provincia de Valladolid (Medina del Campo, Olmedo, Íscar...). Aunque ha existido una fuerte controversia sobre el

J. Gordo, R. Calama, M. Pardo, F. Bravo, G. Montero (ed.). *La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Valladolid © 2012 (161-174).*



Figura 1

Las masas de Pinus pinaster de la Meseta Castellana fueron gestionadas bajo un modelo selvícola que favorecía la producción y aprovechamiento de la resina como principal ingreso económico para la comarca.

origen antrópico de estas masas ampliamente manejadas desde antiguo, trabajos recientes de paleobotánica aclaran definitivamente el carácter y origen natural de estos bosques de pináceas en el centro de la Cuenca del Duero (Alcalde Olivares *et al.*, 2004). Con todo, la especie fue profusamente favorecida y expandida durante los siglos XIX y principios del XX coincidiendo con el interés por el aprovechamiento de miera (Figura 1). Posteriormente, a partir del último tercio del siglo XX, se reduce la extracción de resina obligando al gestor forestal a reconducir las estrategias de manejo de estas frágiles masas. La creación de sistemas plurifuncionales y, sobre todo, la consecución de la regeneración natural del pinar serán los retos que se deberán abordar en un futuro próximo. El conocimiento de estas masas forestales puede servir de modelo no sólo para el manejo de las actuales sino también para futuras repoblaciones.

El objetivo general planteado, en este capítulo, es conocer la producción de semillas que existe en las masas de pino negral analizadas y si esta producción es suficiente para perpetuar estos pinares a partir de la regeneración natural, bajo distintas intensidades de corta. Así mismo, se hace un primer análisis de la nascencia en las condiciones de la Meseta Castellana. En concreto las cuestiones planteadas son: (1) ¿influye el tratamiento selvícola aplicado y el año considerado en la dispersión de semillas y la nascencia? y (2) ¿es suficiente la lluvia de semillas y posterior nascencia para asegurar la regeneración natural de la masa?

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. El área de estudio

El muestreo se realizó sobre una zona homogénea en cuanto a condiciones abióticas y estructura del pinar, dentro del monte público nº 32 «Común de la Torre y Jaramiela» de Cuéllar (Segovia), incluido en el dispositivo experimental de regeneración natural de *Pinus pinaster* del Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible. En el mismo se delimitaron 10 parcelas de muestreo permanente con distintos tratamientos de regeneración. Cada nivel de corta está repetido tres veces situando las parcelas al azar. Las intensidades de corta sobre el área basimétrica incluidas en el área de estudio han sido: cortas del 100% (parcelas 1, 3 y 9), 50% (parcelas 6, 7 y 8), 25% (parcelas 2, 4 y 5). La parcela 10 permaneció como control sin recibir tratamiento alguno de corta de regeneración.

2.2. El muestro de semillas y nascencia

Para el análisis de la dispersión de semilla se realizó la recogida de la misma en las trampas dispuestas al efecto en el dispositivo experimental de Cuéllar (90 trampas de semilla de 1×1 m de forma sistemática, a razón de 9 trampas por parcela de ensayo, ver capítulo 5). El seguimiento de las trampas y la limpieza y recogida de semillas fue periódico, concentrándose especialmente en la época de mayor producción (finales de la primavera y verano). En total se han visitado las trampas de semillas un total de 93 veces durante todo el sexenio analizado (2004-2009). Los datos han sido agrupados por quincenas (24 por año) para cada parcela y año para su posterior análisis.

La recogida de datos sobre demografía del regenerado se realizó sobre parcelas de 1 m^2 , en el mismo sitio experimental de Cuéllar. Estas parcelas (25 por parcela más una parcela ampliada central de 3 m^2 , 280 m^2 en total, separadas entre sí 17,5 metros) se delimitaron con estacas. Se visitaron, las parcelas, de forma periódica, anotando las nascencias que se producían y etiquetando cada una de las plántulas con la fecha y el número de orden individual de cada una de ellas (Figuras 3 y 4). En total se han visitado las trampas demográficas un total de 59 veces (durante los años 2006, 2007, 2008 y 2009). Los datos han sido agrupados para su análisis por años agrícolas y parcelas (con inicio el 1 de octubre y finalización 30 de septiembre del año siguiente, siendo la referencia el año que contiene el verano).

2.3. Procedimientos estadísticos utilizados.

Con los datos recogidos de lluvia de semillas y agrupados por quincenas, de forma acumulada en cada uno de los seis años de muestreo (2004 a 2009, ambos incluidos), se genera una nube de puntos para cada tratamiento y año. Posteriormente, para modelizar la lluvia acumulada de semillas se eligió una función Gompertz (Figura 2). Este modelo sigmoide cumple con las principales características siguientes: asíntota, punto de inflexión, comportamiento lógico y significado biológico de los parámetros.

Dadas las características de la función Gompertz, ésta ha sido utilizada ampliamente en otros trabajos dentro del ámbito forestal, especialmente para modelizar el crecimiento (Kiviste *et al.*, 2002). Notivol *et al.* (2007) utiliza esta función para modelizar el desarrollo en altura del regenerado de *Pinus sylvestris* L.

La expresión matemática de la función de Gompertz es:

$$S = ce^{-e^{b(t-m)}} \quad [1]$$

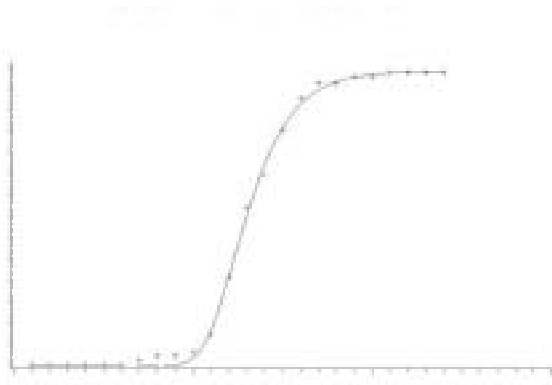




Figura 3

Detalle del etiquetado de las plántulas con la fecha de control de nascencia.

donde S , en nuestro caso, es el número de semillas acumuladas hasta la quincena t , c es parámetro que representa la asíntota (número total de semillas recogidas), b está estrechamente relacionado con la tasa máxima de dispersión estandarizada por el total de semillas dispersadas y m es el valor del tiempo t que se corresponde con el punto de inflexión de la curva (quincena en la que se produce el máximo de lluvia de semillas). Se ajustó una curva de lluvia acumulada de semillas para cada una de las parcelas (10 parcelas) y año (6 años de muestro), en total 60 curvas.

A partir de los valores de c , b y m estimados para cada año y cada parcela se calculó t_5 , t_{10} , t_{50} , $t_{90\%}$ y $t_{95\%}$ (valor de la quincena en la que se consigue la dispersión del 5%, 10%, 50%, 90% y del 95% de semilla de la lluvia total). Con los distintos parámetros de las curvas se realizó una ANOVA y un test de Tukey, para ver si existían diferencias entre años, tratamientos y su interacción.

Por otro lado, se elabora un test de Lakkis-Jones (Álvarez González *et al.*, 2005; Barrio-Anta *et al.*, 2006; Calama *et al.*, 2003; Adame *et al.*, 2006; Bravo-Oviedo *et al.*, 2007) para analizar si existen diferencias significativas entre los distintos años y entre los distintos tratamientos, o bien se pueden agrupar varios años o varios tratamientos en el caso de no existir diferencias. Este análisis se realiza a partir de los parámetros de las 60 curvas y las variables categóricas necesarias. Para los tratamientos se procede a realizar los grupos recogidos en la Tabla 1 que arrojan un total de 12 modelos distintos. De forma análoga se trabaja con los años (54 modelos distintos). Los datos de nascencia se analizaron por parcela viendo las tendencias de los mismos y cómo influye el tratamiento de corta en la aparición de plántulas de forma descriptiva. Todo el análisis se ha realizado con el software SAS 9.1.



Figura 4

Trampa de lluvia de semilla y parcelas de seguimiento de nascencia del regenerado.

TABLA 1
Grupos propuestos para el análisis del error (para los tratamientos)

Grupo	Hipótesis nula	Tratamientos combinados
Modelo 1	$\beta_1 \neq \beta_2 \neq \beta_3 \neq \beta_4$	Todos los tratamientos son distintos
Modelo 2	$\beta_1 = \beta_2 = \beta_3 = \beta_4$	Todos los tratamientos son iguales
Modelo 3	$\beta_1 \neq \beta_2 = \beta_3 = \beta_4$	50% = 25% = 0%
Modelo 4	$\beta_1 = \beta_3 = \beta_4 \neq \beta_2$	100% = 25% = 0%
Modelo 5	$\beta_1 = \beta_2 = \beta_4 \neq \beta_3$	100% = 50% = 0%
Modelo 6	$\beta_1 = \beta_2 = \beta_3 \neq \beta_4$	100% = 50% = 25%
Modelo 7	$\beta_1 = \beta_2 \neq \beta_3 \neq \beta_4$	100% = 50%
Modelo 8	$\beta_1 = \beta_3 \neq \beta_2 \neq \beta_4$	100% = 25%
Modelo 9	$\beta_1 = \beta_4 \neq \beta_2 \neq \beta_3$	100% = 0%
Modelo 10	$\beta_1 \neq \beta_4 \neq \beta_2 = \beta_3$	25% = 50%
Modelo 11	$\beta_1 \neq \beta_3 \neq \beta_2 = \beta_4$	0% = 50%
Modelo 12	$\beta_1 \neq \beta_2 \neq \beta_3 = \beta_4$	25% = 0%

β_i : vector de los parámetros (conjunto de parámetros c, b y m) para el tratamiento i.

3. RESULTADOS

3.1. Dispersión de semillas

Aunque los parámetros analizados (c, b y m) para cada año varían, el patrón de dispersión temporal, a lo largo de las quincenas, en los años estudiados sigue unas pautas similares. Para todos los años analizados la dispersión de semillas se produce a partir de finales de mayo cuando empiezan a abrirse las piñas con el aumento de las temperaturas, con una sincronización importante. El máximo de dispersión se produce a finales de primavera y durante la primera quincena de julio, produciéndose dos picos de dispersión máxima durante el verano, llegando generalmente al total de semilla dispersada a finales de septiembre (Figura 5). Sin embargo puede aparecer algo de semilla en cualquier época del año, su presencia es escasa entre noviembre y abril. Un patrón temporal de dispersión similar ha sido descrito por Manso *et al.* (2009) para las masas de pino piñonero en las cercanas tierras vallisoletanas.

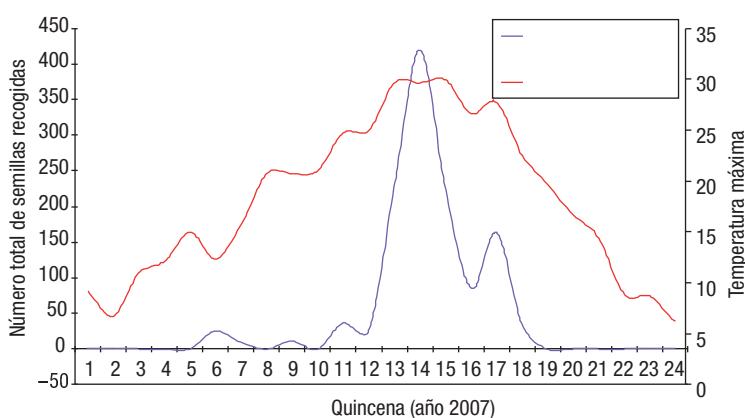


Figura 5

Distribución de la lluvia de semillas en el sitio de ensayo en un año concreto (año 2007). La lluvia de semillas tiene un máximo de dispersión coincidiendo con las altas temperaturas de finales de primavera y principios de verano. Posteriormente se produce otro pico de dispersión en pleno verano. Datos de temperaturas del observatorio de Valladolid (ciudad).

TABLA 2

Datos de lluvia de semillas por años y tratamientos en el sexenio 2004-2009. En cada parcela se muestrean 9 trampas de 1 m² cada una

Tratamiento	Parcela	Año						Promedio anual de semillas por parcela
		2004	2005	2006	2007	2008	2009	
Corta 0%	10	238	309	269	260	188	423	242,429
Corta 25%	2	137	176	209	138	68	288	145,429
	4	97	133	120	112	28	200	99,143
	5	146	242	184	147	53	268	149,286
Corta 50%	6	116	174	119	170	108	287	140,000
	7	164	185	90	118	82	338	140,571
	8	108	161	189	119	95	168	121,143
Corta 100%	1	55	62	71	56	17	85	49,571
	3	77	96	81	50	20	115	63,143
	9	48	111	86	91	17	172	76,286
Total de semillas por año		1.186	1.649	1.418	1.261	676	2.344	

Los valores de lluvia de semilla en las distintas parcelas ofrecen datos muy variables desde valores en torno a las 7 semillas/m² y año en las cortas a hecho hasta valores de 27 semillas/m² y año en la parcela control sin intervención (Tabla 2).

A partir de las curvas acumuladas se efectúan los ajustes de las curvas de dispersión Gompertz cuyos valores de medias y errores para los distintos parámetros estimados se presentan a continuación (Tabla 3).

Analizando los valores estimados de los parámetros de las curvas de lluvia acumulada de semillas y su análisis estadístico (Análisis de la Varianza y test de Tukey) para los distintos años y tratamientos podemos observar lo siguiente (Figuras 6 y 7):

- El año influye en todos los parámetros de la Gompertz, tanto en el total de semillas (c), como en la velocidad de dispersión (b) y en el tiempo (m) en el que se consigue el máximo de lluvia

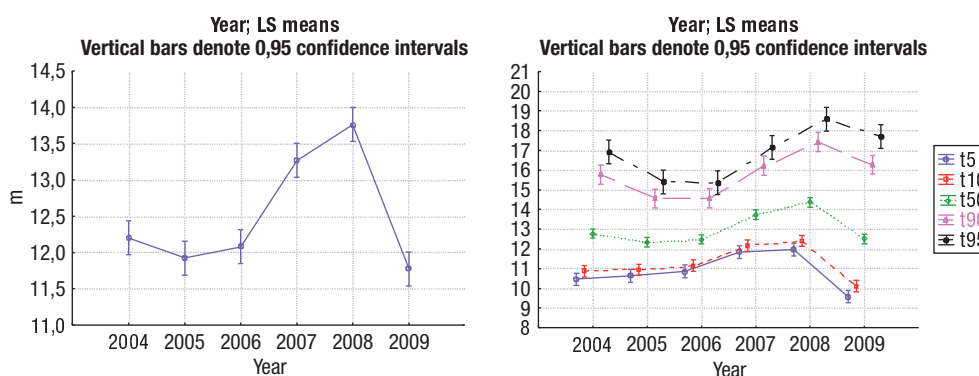


Figura 6

Análisis gráficos del comportamiento de los distintos parámetros (c, b, m y los tiempos de dispersión, t5% a t95%) para los años considerados (2004 a 2009). En ellos se observa el distinto comportamiento anual para los parámetros analizados, por lo que podemos decir que no existe un único patrón de comportamiento anual para la lluvia de semillas.

TABLA 3

Valores de medias y errores de los parámetros estimados c, b, m y tiempos de dispersión por porcentajes para los distintos años analizados (2004 a 2009)

Año	c		b		m		
	Media	Desv. típica	Media	Desv. típica	Media	Desv. típica	
2004	138,3528	12,99307	0,644012	0,064504	12,20007	0,114924	
2005	185,8815	12,99307	0,873059	0,064504	11,92370	0,114924	
2006	159,2469	12,99307	0,927824	0,064504	12,07963	0,114924	
2007	149,4896	12,99307	0,825334	0,064504	13,26771	0,114924	
2008	86,4199	12,99307	0,620655	0,064504	13,76240	0,114924	
2009	266,4502	12,99307	0,511990	0,064504	11,77411	0,114924	
Año	t5%		t50%		t95%		N
	Media	Desv. típica	Media	Desv. típica	Media	Desv. típica	
2004	10,46155	0,157872	12,78082	0,118562	16,90641	0,297919	10
2005	10,64139	0,157872	12,35205	0,118562	15,39502	0,297919	10
2006	10,86325	0,157872	12,48580	0,118562	15,37115	0,297919	10
2007	11,83094	0,157872	13,74766	0,118562	17,15718	0,297919	10
2008	11,98180	0,157872	14,35721	0,118562	18,58267	0,297919	10
2009	9,58301	0,157872	12,50604	0,118562	17,70562	0,297919	10

de semillas. Es decir, cada año tiene un comportamiento distinto para todos los parámetros considerados (p -valor $< 0,005$ en todos los valores, para los años).

- El tratamiento sólo influye (p -valor $< 0,005$) en el parámetro c (lluvia total de semillas). Para el resto de parámetros considerados (b, tasa máxima de dispersión estandarizada y m, quincena en la que se produce el máximo de lluvia de semillas) no influye (p -valor $< 0,05$).

En cuanto a los valores estimados en los ajustes de las curvas Gompertz para los distintos parámetros (Tabla 4), podemos decir que:

1. Por años, el total de lluvia de semillas (c) oscila entre años muy malos de producción de semilla (año 2008 con un valor absoluto de 86,41) y años muy buenos (año 2009 con un valor absoluto de 266,45), quedando el resto de años en valores intermedios. Con todo, no se puede considerar la especie vecera pues todos los años aparece una mínima producción de semilla.
2. La velocidad de dispersión (b) varía notablemente entre los distintos años donde los periodos de lluvia de semilla se pueden dilatar en el tiempo, con velocidades bajas (como los años 2004 y 2008) o pueden acelerarse en pocas semanas (años 2005, 2006 y 2007).
3. La quincena en la que se observa el máximo de lluvia de semillas (m) oscila entre la segunda quincena de junio (quincena 12) y la segunda quincena de julio (quincena 14) donde los fuertes calores del inicio del verano hace abrir las piñas y dispersar el piñón.
4. El inicio de la dispersión (t5%) se sitúa entre las quincenas 10 (segunda quincena de mayo) y 12 (segunda quincena de junio) dependiendo del momento de aparición de las altas temperaturas de final de primavera.
5. Entre las quincenas 16 (segunda quincena de agosto) y 19 (primera quincena de octubre) se llega al total de semillas acumuladas, es decir, al final del período de dispersión (t95%).

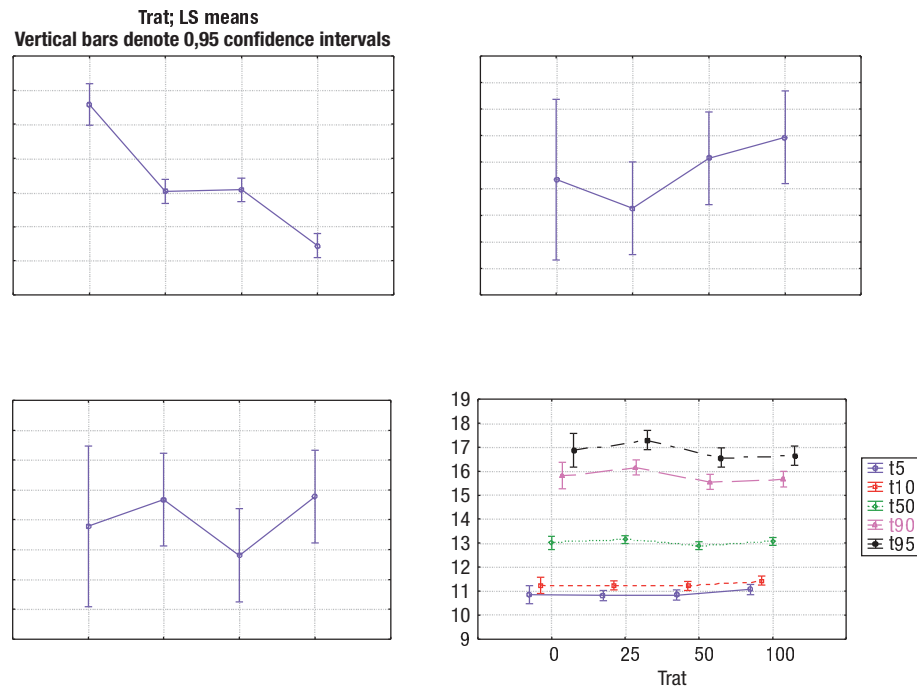


Figura 7

Análisis gráficos del comportamiento de los distintos parámetros (c , b , m y los tiempos de dispersión, t_5 a t_{95}) para los distintos tratamientos de corta (0%, 25%, 50% y 100%). El tratamiento sólo influye en el total de semillas acumulada (parámetro c) mientras que en el resto de parámetros no existen diferencias significativas. Así mismo se observa una clara diferencia entre el tratamiento de corta del 0% y el 100%, mientras que no son tan marcadas las diferencias entre los tratamientos intermedios. Obsérvese como ejemplo la gráfica del parámetro c .

6. Por tratamientos, el valor total de lluvia de semillas acumuladas arroja importantes diferencias entre la parcela sin intervención (0%) y la corta a hecho (100%), donde aún así se consigue una mínima lluvia de semillas. Las cortas intermedias poseen valores intermedios con escasas diferencias. En general se consiguen valores mayores cuanto menos intensa es la corta.
7. Para los parámetros b , m así como para los tiempos de lluvia acumulada analizados no existen diferencias entre los tratamientos situándose el máximo de lluvia de semillas en la quincena 13, primera quincena de julio), el inicio de la dispersión (t_5) en la quincena 11, (segunda quincena de mayo) y el máximo acumulado (t_{95}) en la quincenas 17 y 18 (mes de septiembre).

Al realizar el test de Lakkis-Jones, con el fin de ver si se pueden agrupar los años o los distintos tratamientos, obtenemos que para los años (58 grupos de años considerados) todos salen significativamente diferentes (p -valor $< 0,05$), es decir cada año tiene un comportamiento distinto. Trabajando con los tratamientos, existe un grupo, de los 12 modelos analizados (el formado considerando las cortas del 25% y 50% en área basimétrica iguales) que no son significativamente diferentes, p -valor $> 0,05$, (con excepción de dos años (2006 y 2008) en todo el periodo de 6 años considerado), por lo que hay cierta tendencia a considerar estos tratamientos como similares.

TABLA 4
Valores de los parámetros estimados (c, b, m) y tiempos de dispersión por porcentajes, 5, 50 y 95, para los distintos tratamientos ensayados

Tratamiento (% de corta)	c		b		m		
	Media	Desv. típica	Media	Desv. típica	Media	Desv. típica	
0	279,0120	15,00310	0,717194	0,074483	12,47807	0,132703	
25	152,0386	8,66205	0,663407	0,043003	12,56841	0,076616	
50	153,9464	8,66205	0,757742	0,043003	12,38091	0,076616	
100	72,2302	8,66205	0,796906	0,043003	12,57770	0,076616	
Tratamiento (% de corta)	t5%		t50%		t95%		N
	Media	Desv. típica	Media	Desv. típica	Media	Desv. típica	
0	10,85127	0,182295	13,02149	0,136904	16,88196	0,344008	6
25	10,81895	0,105248	13,15281	0,079041	17,30435	0,198613	18
50	10,83433	0,105248	12,89755	0,079041	16,56767	0,198613	18
100	11,07042	0,105248	13,08121	0,079041	16,65807	0,198613	18

3.2. Nascencias

En la Tabla 5 se recogen los valores observados de nascencias durante los años 2006-2009 en las distintas parcelas. Estos datos se expresan de forma gráfica en la Figura 8. La aparición de nascencias en las distintas parcelas no está repartida de forma uniforme, mientras existen siempre unos valores escasos de nascencia en las cortas a hecho, las cortas intermedias y el control registran nascencias en mayor o menor grado de importancia dependiendo de los años.

4. DISCUSIÓN

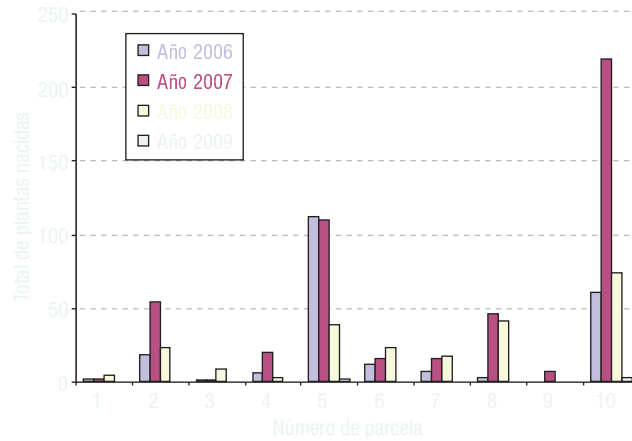
A partir de los resultados obtenidos con el muestreo de semillas podemos abordar las diferencias entre los distintos tratamientos de corta de regeneración y la variabilidad que pueda existir entre los

TABLA 5
Nascencias por parcela en los distintos años observados (2006-2009). Los datos por parcela se corresponden con 25 microparcelas de 1 m² y una parcela complementaria central de 3 m² dispuestas sistemáticamente en cada una de ellas (total muestreado por parcela: 28 m²)

Parcela (% de corta)	Año				Total plántulas nacidas por parcela
	2006	2007	2008	2009	
1 (100%)	2	2	4	0	8
2 (25%)	18	54	23	0	95
3 (100%)	1	1	8	0	10
4 (25%)	6	20	3	0	29
5 (25%)	112	110	39	2	263
6 (50%)	12	16	23	0	51
7 (50%)	7	16	17	0	40
8 (50%)	3	46	41	0	90
9 (100%)	0	7	0	0	7
10 (0%)	61	219	74	3	357
Total nacidas por años	222	491	232	5	950

Figura 8

Distribución de plantas nacidas por años estudiados (periodo 2006-2009) para las 10 parcelas del sitio experimental (parcelas 1, 3 y 9 con una corta al 100%, parcelas 6,7 y 8 con una corta del 50%, parcelas 2, 4 y 5 con una corta del 25% y parcela 10 o testigo sin corta).



distintos años considerados. Así mismo se puede cuantificar si la producción de semilla es un limitante en la regeneración natural de la masa sobre los escenarios propuestos. Para ello se contestan a las cuestiones planteadas en los objetivos del trabajo.

4.1. ¿Influye el tratamiento selvícola aplicado y el año considerado en la dispersión de semillas y la nascencia?

Como ha quedado claro en la exposición de resultados existen diferencias significativas entre tratamientos de corta de regeneración para el parámetro c (lluvia total de semillas acumulada) mientras que para el resto de variables analizadas (b, m y tiempos considerados de porcentaje de lluvia acumulada) no existen diferencias en los distintos tipos de corta, estando más ligadas al año y sus características climáticas que al tratamiento de regeneración. Así mismo, aparecen claras diferencias entre no cortar nada (parcela testigo) y cortar a hecho, mientras que la intensidad del aclareo sucesivo (25% ó 50% del A.B.) no influye de manera rotunda, en las variables analizadas.

Las diferencias aparecidas en el análisis de los distintos años parecen obedecer más a las características del tiempo atmosférico anual (Manso *et al.*, 2009; Calama *et al.*, 2011). Así, el año presenta diferencias significativas para todas las variables analizadas, es decir, las condiciones climáticas anuales determinarán el comportamiento de los distintos parámetros (lluvia total, tasa de dispersión o tiempo de máxima dispersión, así como los tiempos en los que se obtiene el 5% o el 95% del total de semillas). La variabilidad interanual está relacionada muy probablemente con las condiciones climáticas del año de dispersión y de los años de producción de los conos, ya que los procesos de regeneración varían de un año a otro dependiendo de la conjunción de los parámetros ambientales, en fenómenos especialmente estocásticos (Paluch, 2005).

En cuanto a la nascencia, aparecen diferencias entre la corta a hecho y la parcela testigo sin intervención, mientras que los datos relativos a las cortas intermedias presentan datos de nascencias intermedios. Si analizamos los distintos años, se observan claras diferencias entre nascencias, dependiendo del año considerado (el año 2009 fue un mal año de nascencia, precedido por un año, el 2008, con escasa lluvia de semilla). Así mismo, un buen año de dispersión de semillas como 2009, dará lugar a un año bueno de nascencias (año 2010, observaciones personales no publicadas).

4.2. ¿Es suficiente la lluvia de semillas y posterior germinación para asegurar el primer paso de la regeneración natural?

A la vista de los resultados, claramente es insuficiente en los tratamientos de corta a hecho donde se obtiene una media en el total de semillas recogidas de 7,0 semillas/m² y año (21 semillas/m² a los tres años) para las cortas del 100% (Tabla 5). Esta lluvia de semillas da lugar a nascencias, en el periodo 2006-2009, que oscilan entre 2.500 plántulas/ha a 3.571 plántulas/ha (Tabla 5). Estos valores son excesivamente ajustados para poder conseguir una regeneración mínima de 8 plántulas/m² a los tres años, (unas 80.000 plántulas/ha) recomendadas para garantizar la regeneración natural (Luis-Calabuig *et al.*, 2002). Aunque otros autores (Matney y Hodges, 1991) sitúan los mínimos para considerar la regeneración como exitosa la consecución de, al menos, 2.000 pies/ha de regenerado viable al final del ciclo considerado (para la especie y la estación forestal este espacio de tiempo se sitúa en 20 años).

Los mismos valores, analizados para los distintos tratamientos, aportan información sobre las limitaciones en la producción de semilla. De todos los casos, el más favorable es si duda el caso de la parcela control donde no se han hecho tratamientos de corta (con un total de semillas recogidas de 26,94 semillas/m² y año, es decir, 80,82 semillas/m² a los tres años). En este caso con una mortalidad del 90,1% de la semilla producida estaríamos todavía por encima del umbral mínimo ligado a la persistencia de la masa. Esta lluvia de semillas da lugar a 127.500 nascencias/ha, en el periodo 2006-2009, valor que aseguraría la regeneración de la masa en pocos años si llegan a sobrevivir las plántulas que aparecen. Entre las cortas del 25% y del 50% del área basimétrica los valores necesarios para asegurar la regeneración natural exigen una mortalidad máxima en torno al 82% del total de lluvia de semillas. En este caso, las cortas de regeneración con peso intermedio (25-50% del área basimétrica) no llegan a aportar nascencias suficientes para asegurar la regeneración en los cuatro años analizados por lo que es necesario ver como se desarrolla la regeneración natural a lo largo de todo el periodo.

Estos datos aportan algo de luz a las pautas de gestión de la regeneración natural. Al parecer el limitante no va a ser la producción de semilla (que en todos los casos resulta suficiente) sino que el principal problema de la regeneración natural va a estar unido a los factores de germinación y supervivencia de las plántulas, después de haber sido dispersada la semilla (Miguel Pérez *et al.*, 2002) especialmente ligados tanto a las condiciones climatológicas como a las características edáficas más favorables (Rojo y Montero, 1996; Manso *et al.*, 2009), así como a la depredación por parte de roedores y pájaros (Juez, 2007) y a la facilitación o competencia directa generada por parte de la vegetación asociada al micrositio (Rodríguez-García *et al.*, 2007). Así mismo, aunque la regeneración natural de estos pinares se plantea en un periodo de regeneración bastante amplio, es lógico pensar que los años clave para el establecimiento son los 5 primeros años, donde las plántulas una vez germinadas deben competir con la vegetación existente por los recursos disponibles (en climas mediterráneos especialmente por el agua) y en ese caso la vegetación anual tiene estrategias de competencia mejores para sobrevivir en verano (González-Alday *et al.*, 2009).

Considerando los resultados de nascencia de las plántulas, ésta se va a ver muy influida por el tipo de cortas a realizar. Una reducción importante de la cobertura arbórea puede alterar las condiciones microclimáticas por un aumento de la radiación solar, especialmente en el tiempo crítico de sequía estival (Calvo *et al.*, 2008). Para conseguir la regeneración natural de estas masas se puede recurrir de forma conjunta, tanto a (1) mantener estructuras más cerradas (disminuyendo el peso de las cortas de regeneración y descartando las cortas a hecho) o (2) proceder a la puesta en luz de la masa una vez conseguido el establecimiento de plántulas, como a (3) favorecer el aprovechamiento de la rege-

neración avanzada viable o (4) apoyar con semillado o plantación bajo cubierta en el caso de los casos más complicados de conseguir la regeneración natural. Así mismo una densidad mayor de la masa sería susceptible no sólo de mejorar las condiciones de microclima, sino además de incrementar el número de semillas sobre el suelo, con una influencia potencial sobre el número de nascencias.

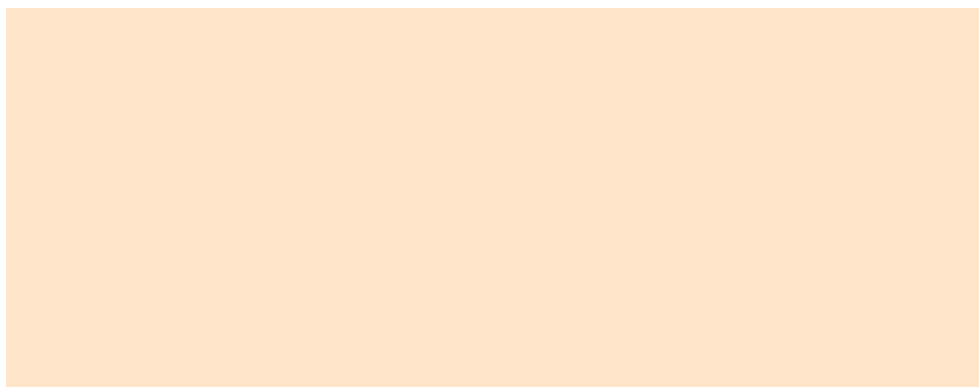
5. CONCLUSIONES

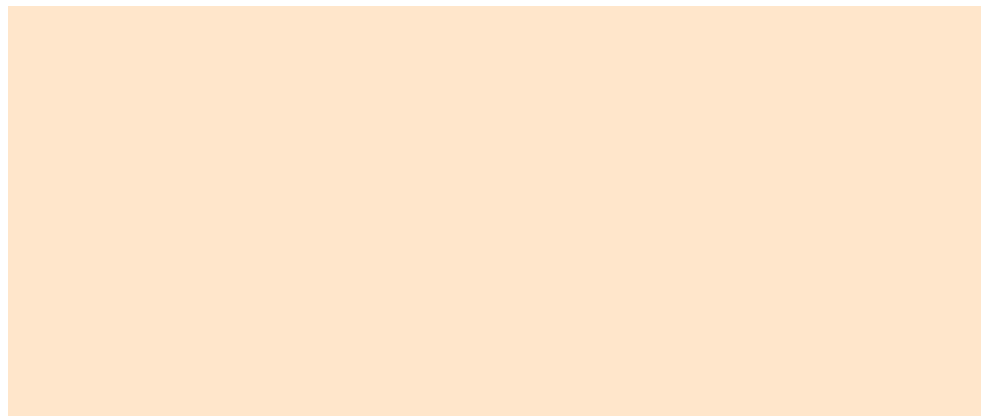
A la vista de los resultados podemos concluir que el tratamiento selvícola de regeneración influye en la cantidad total de semillas dispersadas (parámetro c), mientras que no parece influir en el resto de variables analizadas (tiempos y tasa de dispersión, parámetros b y m). Las cortas de regeneración de peso intermedio (25 y 50% del A.B.) no presentan grandes diferencias para los parámetros de lluvia de semillas, presentando además valores similares en cuanto a nascencias. Por otro lado, el año influye siempre en todas las variables analizadas y es el que va a determinar en muchos casos (a igualdad de tratamiento) que un año sea bueno o no para la regeneración natural de la masa.

Así mismo, las dificultades de regeneración de estas masas forestales parecen no estar ligadas a la producción de semilla, asegurada con aclareos sucesivos (del 25% o del 50%) sino a etapas posteriores de la regeneración, por lo que hay que ahondar especialmente en el inicio del establecimiento de las plántulas. En este punto cabe destacar que se observa una buena nascencia en el testigo (parcela sin corta) y una regeneración todavía limitada para el periodo de años analizados en las masas parcialmente aclaradas. El análisis de la lluvia de semillas ligado al muestreo de germinación y primera supervivencia de plántulas, así como el estudio de las variables climáticas y la depredación de semilla, que afectan directamente a este proceso, deben permitir, en un futuro, entender mejor el patrón que sigue el establecimiento de la regeneración natural en un entorno de cambio climático.

6. AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Belinda Guerra, Josu Berraondo y Luis Fernando Osorio su colaboración en el trabajo de campo. Esta aportación se enmarca en el proyecto de investigación CICYT «Dinámica de masas maduras y primer desarrollo de pinares mediterráneos» AGL-2007-65795-C02-01 así como por el proyecto AGL-2001-1780 financiados por el Plan Nacional de I+D+i del Ministerio de Ciencia e Innovación. Así mismo se agradece la colaboración del Servicio Territorial de Medio Ambiente de Segovia y a la Comunidad de Villa y Tierra Antigua de Cuéllar, propietaria del monte por la facilitación en la instalación y mantenimiento del dispositivo experimental.





7. LISTADO DE REFERENCIAS

- Adame, P., Cañellas I., Roig, R., Del Río, M. (2006). Modelling dominant height growth and site index curves for rebollo oak (*Quercus pyrenaica* Willd.). Ann. For. Sci. 63: 929-940.
- Alcalde Olivares, I., García-Amorena, F., Gómez Manzaneque, J., Maldonado Ruiz, C., Morla Juaristi, C., Postigo Mijarra, J. M., Rubiales Jiménez J. M., Sánchez Hernando, L. J. (2004). Nuevos datos de carbones y maderas fósiles de *Pinus pinaster* Aiton en el Holoceno de la Península Ibérica. Invest. Agrar. Sist. Recur. For. Fuera de serie, pp. 152-163.
- Alía, R., Martín, S., De Miguel, J., Galera, R. M., Agúndez, D., Gordo, J., Salvador, L., Catalán, G., Gil, L. (1996). Regiones de procedencia *Pinus pinaster* Ait. DGCN, Madrid.
- Álvarez González, J. G., Ruiz González, A. D., Rodríguez Soalleiro, R., Barrio Anta, M. (2005). Ecoregional site index models for *Pinus pinaster* in Galicia (northwestern Spain) Ann. For. Sci. 62: 115-127.
- Barrio-Anta, M., Balboa-Murias, M. A., Castedo-Dorado, F., Diéguez-Aranda, U., Álvarez-González, J. G. (2006). An ecoregional model for estimating volume, biomass and carbon pools in maritime pine stands in Galicia (northwestern Spain). Forest Ecology and Management 223: 24-34.
- Bravo-Oviedo, A., Del Río, M., Montero, G. (2007). Geographic variation and parameter assessment in generalized algebraic difference site index modelling Forest Ecology and Management 247: 107-119.
- Calama, R., Cañadas, N., Montero, G. (2003). Inter-regional variability in site index models for even-aged stands of stone pine (*Pinus pinea* L.) in Spain. Ann. For. Sci. 60: 259-269.
- Calama, R., Mutke, S., Tomé, J., Gordo, J., Montero, G., Tomé, M. (2011). Modelling spatial and temporal variability in a zero-inflated variable: The case of stone pine (*Pinus pinea* L.) cone production. Ecological Modelling 222.
- Calvo, L., Santalla, S., Valbuena, L., Marcos, E., Tárrega, R., Luis-Calabuig, E. (2008). Post-fire natural regeneration of a *Pinus pinaster* forest in NW Spain. Plant Ecology 197: 81-90. doi: 10.1007/s11258-007-9362-1.
- DGCN (Dirección General de Conservación de la Naturaleza) (1998). El Segundo Inventario Forestal Nacional. España. MMA-DGCN, Madrid.
- González-Alday, J., Martínez-Ruiz, C., Bravo, F. (2009). Evaluating different harvest intensities over understory plant diversity and pine seedlings, in a *Pinus pinaster* Ait. natural stand of Spain. Plant. Ecol. 201: 211-220.
- Juez, L. (2007). Estrategia reproductora, dispersión de semilla y análisis de la regeneración natural del pino negral (*Pinus pinaster* Aiton) en la Meseta Castellana (Coca, Segovia). E.T.S.Ingenierías Agrarias. Universidad de Valladolid (inédito).
- Junta de Castilla y León (1988). Análisis del medio físico de Segovia. EPYPSA, Valladolid, Spain.

- Kiviste, A., Álvarez González, J. G., Rojo Alboreca, A., Ruiz González, A. D. (2002). Funciones de crecimiento de aplicación en el ámbito forestal. Monografías INIA N° 4. Ministerio de Ciencia y Tecnología. Instituto Nacional de Investigación Agraria y Alimentaria. Madrid 2002.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M. (2000). 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12 pp.
- Luis-Calabuig, E., Torres, O., Valbuena, L., Calvo, L., Marcos, E. (2002). Impact of large fires on a community of *Pinus pinaster*. En: Trabaud, L.; Prodon, R. (eds.): Fire and biological processes. pp. 1-12, Backhuys Publishers, Leiden.
- Manso González, R., Calama Sainz, R., Garriga García, E., Pardos Mínguez, M. (2009). Modelización de la dispersión primaria en *Pinus pinea* L. Una primera aproximación. Actas del 5º Congreso Forestal Español. Ávila.
- Matney, D. T., Hodges, D. J. (1991). Evaluating Regeneration Success. In: Duryea M.L. and Dougherty P.M. (Eds.), Forest Regeneration Manual, Kluwer Academic.
- Miguel Pérez, I., González Martínez, S. C., Alía Miranda, R., Gil Sánchez, L. (2002). Growth phenology and mating system of maritime pine (*Pinus pinaster* Aiton) in central Spain. Invest. Agr. Sist. Recur. For. Vol 11 (1): 195-204.
- Notivol, E., García-Gil, M. R., Alía, A., Savolainen, O. (2007). Genetic variation of growth rhythm traits in the limits of a latitudinal cline in Scots pine. *Canadian Journal of Forest Research*; Mar 2007; 37, 3; pp. 540-551.
- Paluch, J. G. (2005). The influence of the pattern of trees on forest floor vegetation and silver fir (*Abies alba* Mill.) regeneration in uneven-aged forest. *Forest Ecology and Management* 205: 283-298.
- Rodríguez-García, E., Juez, L., Guerra, B., Bravo, F. (2007). Análisis de la regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. en los arenales de Almazán-Bayubas (Soria, España). Inv. Agr.: Sist. Rec. For. 16 (1): 25-38.
- Rojo, A., Montero, G. (1996). El pino silvestre en la Sierra de Guadarrama. MAPA, Madrid.

Regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. y su relación con los factores ambientales en masas mediterráneas del centro de España

Encarna Rodríguez, Felipe Bravo

RESUMEN

La regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. después de una perturbación (corta o incendio) fue estudiada en cinco poblaciones del centro de España. Los objetivos eran 1) examinar la aptitud de rodales para la regeneración natural de esta especie después de diferentes perturbaciones, y 2) estudiar la regeneración natural de *Pinus pinaster* y su relación con los factores ambientales. Las hipótesis de partida eran que todas las perturbaciones promoverían la regeneración natural y que diferentes factores dependientes del rodal afectarían a la regeneración, aunque con un efecto generalizado del clima. El análisis estadístico se llevó a cabo mediante un análisis de varianza y análisis multivariante. Los resultados indican que la recuperación de los bosques de *Pinus pinaster* en zonas quemadas, y el reemplazo de las masas en rodales intervenidos selvicolamente puede producirse pronto después de la perturbación si las condiciones climáticas y otros factores ambientales locales hacen al rodal apto para la regeneración natural. En todos los casos es esperable una regeneración heterogénea. Aunque son muchos los factores que contribuyen a una gran variabilidad en la regeneración, este estudio indica que la regeneración natural es muy efectiva (exitosa) en las masas de *Pinus pinaster* y que puede ser una opción forestal viable en otras masas.

1. INTRODUCCIÓN

El establecimiento de las plántulas es el primer paso y el más crítico después de la corta de regeneración. El establecimiento inicial determina el futuro y la estructura del rodal, las condiciones del hábitat y las opciones selvícolas (Keyes y Maguire, 2005). La regeneración natural, puede presentar algunos inconvenientes como un bajo éxito de establecimiento, necesidad de adaptarse a los ciclos de producción de semilla, o escaso control sobre la densidad y distribución espacial de las plántulas (Barnett y Baker, 1991), pero presenta otras ventajas como la posibilidad de la conservación del material genético del rodal y por tanto las adaptaciones locales, suministro continuo de semilla, menor riesgo de pérdidas por plagas y enfermedades al existir variedad de tamaños y edades, o un bajo coste de establecimiento (Barnett y Baker, 1991). La investigación en este área puede servir para diseñar estructuras de rodal sostenibles y adecuadas para múltiples objetivos. Un mejor conocimiento de los procesos de la regeneración es igualmente importante para el manejo donde ésta es indeseable, como en el caso de las especies invasoras o donde la regeneración es excesiva. Por otro lado, saber cómo afectan los factores ambientales a la regeneración natural es relevante para los sistemas que dependen total o parcialmente de ella. El ciclo de la reproducción sexual o regeneración natural de las especies vegetales leñosas es un proceso complejo definido por las características ecológicas y demográficas de las especies, así como por las perturbaciones y eventos estocásticos (Paluch, 2005), y formado por varias etapas sucesivas. Comienza con la formación de los primordios seminales, floración y polinización, sigue con la formación, maduración y dispersión de las semillas, y acaba con la germinación y el

J. Gordo, R. Calama, M. Pardos, F. Bravo, G. Montero (ed.). *La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Valladolid* © 2012 (175-190).

establecimiento de las nuevas plántulas (Barnes *et al.*, 1998). Las etapas más críticas y con mayor mortalidad son las etapas tempranas de semilla y plántula, y la transición de las plántulas a estados más tardíos y el éxito de cada etapa dependen de los factores de sitio, que son todos aquellos que definen el hábitat (Matney y Hodges 1991), incluyendo las interacciones entre ellos y las perturbaciones que puedan alterar ese hábitat. Estos factores incluyen el clima, factores edáficos y fisiográficos, así como factores bióticos, los cuales implican interacciones con plantas acompañantes, animales y microorganismos a nivel de parte aérea y a nivel edáfico (Barnes *et al.*, 1998).

Pinus pinaster Ait. es una especie ampliamente distribuida en el paisaje forestal mediterráneo en masas fragmentadas o poblaciones diferentes, adaptadas a condiciones edáficas y climáticas regionales. Fuera de su rango natural de distribución está considerada como una especie con una gran capacidad de colonización (Lowe *et al.*, 2000). En las masas forestales mediterráneas, la utilización de métodos que originan masas regulares (corta a hecho y aclareo sucesivo) e irregulares (entresaca) se aplican homogéneamente dentro de las diferentes poblaciones debido a razones ecológicas, económicas o sociales (Rodríguez *et al.*, 2008). Sin embargo, las condiciones de los rodales y la aptitud de los mismos para la regeneración natural pueden variar dentro de las poblaciones incluso si se aplica el mismo método, pudiendo resultar en una regeneración natural heterogénea que incluye una regeneración nula, deficiente o excesiva (Rodríguez *et al.*, 2008; Ruano *et al.*, 2009; Rodríguez-García *et al.*, 2010, 2011a). La regeneración natural de esta especie después de una intervención selvícola es considerada como fácil, aunque existe poca información sobre los efectos del manejo forestal, y hay algunos ejemplos de éxito de regeneración pobre o escasa (González-Alday *et al.*, 2008; Rodríguez *et al.*, 2008). En los bosques mediterráneos, *Pinus pinaster* es una de las coníferas más afectadas por los incendios forestales (Calvo *et al.*, 2008). Existen varios estudios que indican que esta especie responde al fuego con una dispersión de semilla rápida y altas densidades de plántulas, hecho que puede variar en función de las características del rodal (Calvo *et al.*, 2003; Gallegos *et al.*, 2003), el nivel de serotinidad de las piñas entre las poblaciones (Tapias *et al.*, 2004), y la severidad del incendio (Vega *et al.*, 2008). Sin embargo, la información acerca de las relaciones entre la regeneración natural de *Pinus pinaster* (sin importar el tipo de perturbación) y los factores de sitio o factores ambientales es escasa.

En este capítulo se ofrece una evaluación de la regeneración natural de *Pinus pinaster* y los principales factores ambientales que la definen en diferentes escenarios o situaciones. Los principales objetivos del estudio fueron examinar la aptitud de los rodales para la regeneración natural de la especie y clasificar la densidad y el estado de desarrollo de la regeneración (plántula, juvenil, árbol establecido) después de cortas selvícolas y fuego, las perturbaciones más comunes a las que *Pinus pinaster* es sometido en comunidades forestales mediterráneas; y entender la relación entre la regeneración después de la perturbación y los factores ambientales o de sitio. Las hipótesis de partida eran que todas las perturbaciones promoverían la regeneración natural y que diferentes factores dependientes del rodal afectarían a la regeneración, aunque con un efecto generalizado del clima.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Muestreo y toma de datos

La regeneración natural de *Pinus pinaster* se estudió en 17 rodales localizados en cinco poblaciones o regiones de procedencia de esta especie (Tabla 1). Los criterios para la selección de las masas a estudiar (Tabla 1 y Figura 1) fueron los siguientes: rodales monoespecíficos de *Pinus pinaster* donde se hubiera producido una perturbación (se consideraron sólo cortas de regeneración e incendio) en un periodo máximo de 10 años antes del muestreo; que la masa estuviera regenerando de forma natural y

TABLA 1
Principales características de los rodales estudiados de *Pinus pinaster* en cinco poblaciones del centro de España

D	Po	Localidad	Rodal	Localización del rodal	N	ST	SA	AB (m ² ha ⁻¹)	DFS (m)	Alt (m.s.n.m.)	P (mm)	T (°C)
CH	MC	Olmedo (VA)	1	41°15'N-4°45'W	22	6	2007	8,80 ± 2,9	20,70 ± 3,3	750 ± 15	440	13,8
		Cuellar (SG)	2	41°30'N-4°30'W	23	4	2005	9,93 ± 3,7	9,89 ± 9	788 ± 12	493	12,1
		Cuellar (SG)	3	41°30'N-4°30'W	16	3	2005	6,52 ± 5,7	10,00 ± 18	795 ± 39	493	12,1
		Bayubas (SO)	4	41°33'N-2°55'W	3	5-7-9	2004	5,9 ± 2,9	9,9 ± 6	990 ± 29	450	11,5
		Berlanga (SO)	5	41°33'N-2°55'W	16	3-4-5	2004	1,6 ± 1,2	21,6 ± 11	840 ± 19	450	11,5
		Matamala (SO)	6	41°33'N-2°55'W	29	5-6-8	2004	4,3 ± 4,6	16,1 ± 19	1.009 ± 26	450	11,5
AC	GD	San Marcos (AV)	7	40°33'N-4°20'W	13	2	2007	12,88 ± 3,1	4,61 ± 3,1	1.261 ± 11,3	739	10,6
		Valeriano (AV)	8	40°33'N-4°20'W	14	10	2007	12,32 ± 2,7	3,96 ± 3,1	1.097 ± 12,3	739	10,6
F	GH	Cilleros (CA)	9	40°30'N-6°30'W	26	5	2006	0,58 ± 2,2	27,90 ± 25,0	351 ± 24,9	672	15,4
		Descargamaria (CA)	10	40°30'N-6°30'W	25	7	2006	0,38 ± 1,5	58,14 ± 42,9	607 ± 61,5	1.050	15,4
		Erias (CA)	11	40°30'N-6°30'W	30	6	2006	0,00 ± 0,0	90,68 ± 28,4	804 ± 89,7	1.050	15,4
EN	MG	Casal (TE)	12	40°24'N-0°45'W	29	7	2006	23,07 ± 6,9	2,95 ± 1,3	1.115 ± 32,9	404	12,3
		Morrón (TE)	13	40°24'N-0°45'W	29	4	2006	24,12 ± 4,4	2,63 ± 1,1	1.101 ± 32,9	404	12,3
	AB	Toribio (TE)	14	40°20'N-1°20'W	9	3	2007	31,61 ± 11,6	56,91 ± 51,1	1.375 ± 32,7	355	11,0
		Navazo (TE)	15	40°20'N-1°20'W	5	4	2007	29,20 ± 5,5	3,15 ± 1,5	1.321 ± 15,6	355	11,0
		Dornaquejos (TE)	16	40°20'N-1°20'W	6	4	2007	15,50 ± 6,4	4,08 ± 2,6	1.259 ± 10,5	355	11,0
		Gea (TE)	17	40°20'N-1°20'W	6	3	2007	11,92 ± 6,6	4,76 ± 2,8	1.209 ± 15,2	355	11,0

D: perturbación (CH: corta a hecho con reserva de árboles semilleros; AC: aclareo sucesivo; F: fuego; EN: entresaca); **Po:** población (MC: Meseta Castellana; GD: Guadarrama; GH: Sierra de Gata-Las Hurdes; MG: Maestrazgo; AB: Albarracín); **N:** número de parcelas muestreadas por rodal; **ST:** años transcurridos desde la perturbación hasta el año del muestreo (SA); **AB (m²/ha):** área basimétrica; **DFS (m):** distancia más cercana a la fuente de semilla; **Alt (m.s.n.m.):** altitud; **P (mm):** precipitación media anual; **T (°C):** temperatura media anual; VA: Valladolid; SG: Segovia; SO: Soria; AV: Ávila; CA: Cáceres; TE: Teruel. Los valores de la Tabla 1 corresponden al valor medio ± error estándar.

que no se hubiera producido ninguna intervención desde el momento de la perturbación; una superficie de al menos 30 ha (ver los detalles de las zonas de estudio en el capítulo 5 del presente libro, Bravo *et al.*, 2011). Éste último requisito fue el más difícil de conseguir, por lo que el número de parcelas por rodal varió dependiendo de la región (Tabla 1). Dentro de cada rodal seleccionado se llevó a cabo un muestreo sistemático (Figura 2) mediante una malla cuadrada, de 100 × 100 m de lado, diseñada con un sistema de información geográfica (SIG). El comienzo fue aleatorio, instalando en cada nodo de la malla cuadrada una parcela circular de 2,5 m de radio, dividida en cuatro cuadrantes (Rodríguez-García *et al.*, 2007; Rodríguez-García *et al.*, 2010; Rodríguez-García *et al.*, 2011a). Con este radio, cada cuadrante tiene una superficie de 4,9 m², el cual correspondería con el espacio disponible para un árbol hipotético adulto en una masa de distribución regular con una densidad aproximada de 2.000 pies ha⁻¹: densidad mínima requerida para considerar la regeneración como exitosa (Matney y Hodges, 1991).

Dentro de cada parcela se midieron todas las plantas con un diámetro normal máximo de 7,5 cm. Se midió la altura desde la base (cm), y el diámetro en la base (mm) a ras de suelo, se caracterizó el vigor de cada planta (con las categorías de no dañada, o dañada por condiciones climáticas u otras condiciones como desecación, pastoreo, herbivoría o patógenos) y la posición social de la plántula (dominante o suprimida) con respecto a otros individuos de la misma especie o matorral circundante. Todas las plantas medidas con categoría de no dañada y dominante fueron consideradas como plantas viables.

Corta a hecho en dos tiempos (Cuéllar, Segovia)



Aclareo sucesivo (Las Navas del Marqués, Ávila)



Entresaca (Erias, Cáceres)



Entresaca (Albarracín, Teruel)



Fuego (Erias, Cáceres)



Fuego (Cilleros, Cáceres)

**Figura 1**

Aspecto de masas de Pinus pinaster en regeneración natural, intervenidas selvicolamente y perturbadas por fuego.

Aunque no podemos asumir que las plantas clasificadas como no viables, no llegarían a formar parte del dosel arbóreo adulto, su aparente baja aptitud para el crecimiento o supervivencia implica una probabilidad alta de que estas plantas no sobrevivan o sean eliminadas en aclareos futuros. La edad de cada



Figura 2

Diseño de malla cuadrada para el muestreo (a) y montaje de parcela para toma de datos (b, c).

planta fue estimada visualmente en el campo contando el número de verticilos. A las plántulas recién germinadas (primavera del año de muestreo) se les asignó la edad de 0 años. Luego se calcularon las edades media, modal, mediana y máxima por parcela para identificar los principales años de establecimiento.

Se decidió usar la edad mediana en todos los análisis porque en algunas parcelas (8,53 % de 328 parcelas) se observaron dos modas de año de establecimiento. En estos casos la mediana es el mejor estadístico descriptivo para representar el valor central de los años de establecimiento (Härdle y Simar, 2007). Las variables de precipitación y temperatura se usaron para caracterizar el clima local de cada rodal. La precipitación media anual y la temperatura media anual fueron calculadas con series de datos desde 1960 (rodal 1), 1975 (rodales 2 y 3), 1989 (rodales 4, 5 y 6), 1973 (rodales 7 y 8), 1991 (rodales 12, 13, 14-17), y 1999 (rodales 9-11) hasta el momento del año de muestreo. Las estaciones climáticas estaban localizadas cerca de los rodales y a una altitud similar. Se calculó la precipitación en cada estación (otoño, invierno, primavera, verano) del año central o mediano de establecimiento por parcela, y del año previo a éste. Considerando la edad mediana de las plantas por parcela obtuvimos varios años centrales de establecimiento por rodal y los valores de precipitación que caracterizaron las diferentes estaciones de esos años. El año central de establecimiento coincidió con el año modal de establecimiento calculado (año con más frecuencia) en el 80% de las parcelas. Por lo tanto, los términos precipitación durante el año central de establecimiento y la precipitación durante el año previo al año central de establecimiento deberían ser matizados y considerados como la precipitación durante estaciones diferentes de dos años consecutivos y centrales dentro de un periodo de establecimiento (entre el primer y el último evento de establecimiento).

Se calculó la densidad total (TD) y densidad de plántulas viables (VD) por hectárea para cada parcela sin considerar grupos de edad. Posteriormente, se establecieron 10 categorías para evaluar los estados de desarrollo de la regeneración, en función de la densidad media de las plantas viables por parcela (ausencia de regeneración, densidad de regeneración escasa, deseable, y excesiva) y la altura media de las plantas (0-30 cm; 31-130 cm, y > 130 cm) por parcela (Tabla 2). La presencia o ausencia de la categoría (estado de regeneración) fue codificado como una variable dummy (1/0) en cada parcela por rodal. Nosotros consideramos como una densidad de regeneración satisfactoria, una densidad de 2.000 plántulas viables por hectárea (Matney y Hodges, 1991). Una densidad menor podría considerarse como insuficiente y por lo tanto no exitosa, mientras que un establecimiento superior a 5.000 plantas por hectárea podría resultar en la necesidad de realizar clareos para reducir esta regeneración excesiva.

En cada parcela se tomaron diferentes variables representativas del sitio y la vegetación acompañante (Tabla 3). Los factores de sitio relacionados con la vegetación de sotobosque incluyeron el porcentaje de matorral, porcentaje de especies herbáceas, porcentaje de musgo, así como el porcentaje de cobertura de los restos de corta (en el suelo a partir del arrastre de los árboles apeados) y pinocha

TABLA 2

Categorías establecidos para describir los estados de desarrollo de la regeneración natural de *Pinus pinaster* en función de la abundancia y la altura de las plantas viables (VD) por parcela

Estados de desarrollo de la regeneración natural				
VD (N ha ⁻¹)	Abundancia	Altura (cm)	Estado	Categoría
0	ne	ne	Ausencia	V0
1-2.000	Escasa	0-30	Plántula	V1
		31-130	Juvenil	V2
		> 130	Árbol	V3
2.001-5.000	Deseable	0-30	Plántula	V4
		31-130	Juvenil	V5
		> 130	Árbol	V6
> 5.000	Excesiva	0-30	Plántula	V7
		31-130	Juvenil	V8
		> 130	Árbol	V9

ne: no existente.

sobre el suelo. Todos los porcentajes fueron estimados visualmente dentro de la parcela con una precisión del 5%, teniendo como referencia cada cuadrante de la parcela.

También se midió la altura media del matorral (desde el centro geométrico), herbáceas y restos de corta, con ayuda de una cinta métrica de mano y una precisión del 0,5 cm en cada parcela. Se tomó una muestra de suelo, a una profundidad de 20 cm (González-Martínez y Bravo, 2001) en una submuestra aleatoria del 10% de las parcelas por rodal. A partir de mapas de suelos locales (De la rosa *et al.*, 2001), se confirmó que los suelos eran homogéneos dentro de cada rodal. Las muestras se analizaron para obtener el porcentaje de arena, limo y arcilla, el porcentaje de carbonato cálcico y materia orgánica, y la concentración de fósforo, potasio, calcio, magnesio y sodio. También se calculó la conductividad eléctrica y el pH. Los análisis de suelo se hicieron en el laboratorio del centro tecnológico Itagra, ct (Universidad de Valladolid, Palencia).

2.2. Análisis estadístico

Para comprobar la existencia de diferencias significativas en la densidad total de plantas y plantas viables (TD y VD) entre rodales y tipos de perturbación, se utilizó un análisis multivariante de varianza (GLM) con un diseño anidado. El modelo incluyó los rodales anidados dentro de la perturbación, de forma que el cuadrado de la media de la perturbación se probó contra el cuadrado de la media del rodal. Las variables TD y VD fueron transformadas con el logaritmo natural. Se usó el test de Tukey para todas las comparaciones dos a dos y detectar diferencias significativas entre las perturbaciones y los rodales. El análisis se realizó con el programa estadístico Statistica 6.0.

Para conocer la importancia relativa de la perturbación en sí misma (D), el número de años transcurridos desde la perturbación (ST), y los factores ambientales medidos (E) en la variación de la densidad total de regeneración y la densidad de plantas viables (TD y VD) fueron usadas como variables respuesta a lo largo de todo el procedimiento), llevamos a cabo un análisis de redundancia (RDA) con el programa estadístico Canoco 4.5. El RDA es una técnica de análisis de gradiente directo, o la forma canónica (que pertenece a la familia de los métodos de regresión para el análisis de datos) de un PCA, y puede usarse para descomponer la variación ecológica de un conjunto de datos (matriz de va-

TABLA 3

Descripción de variables ambientales (E) medidas en las parcelas, y usadas como factores ambientales en los análisis de partición de la varianza y discriminante (CVA)

Variables	Descripción y unidades de medida
<i>Clima y fisiografía</i>	
Altitud	Metros sobre el nivel del mar
P-invi-0	Precipitación en invierno del año central de establecimiento (mm)
P-prim-0	Precipitación en primavera del año central de establecimiento (mm)
P-vera-0	Precipitación en verano del año central de establecimiento (mm)
P-otoñ-0	Precipitación en otoño del año central de establecimiento (mm)
P-invi-A	Precipitación en invierno del año previo al central (mm)
P-prim-A	Precipitación en invierno del año previo al central (mm)
P-vera-A	Precipitación en invierno del año previo al central (mm)
P-otoñ-A	Precipitación en invierno del año previo al central (mm)
<i>Disponibilidad de semilla y estructura del rodal</i>	
DFS	Distancia más cercana a la fuente de semilla (m)
Conos	Nº de piñas en el suelo
AB	Área basimétrica de la masa residual (m ² /ha)
H	Altura de los árboles del dosel (m)
Mat-h	Altura media del matorral (cm)
Mat-cov	Cobertura del matorral (%)
Herb-h	Altura media de la vegetación herbácea (cm)
Herb-cov	Cobertura de la vegetación herbácea (%)
Musg-cov	Cobertura de musgo (%)
Pinocha	Cobertura de pinocha (%)
RC-h	Altura media de los restos de corta (cm)
RC-cov	Cobertura de los restos de corta (%)
<i>Propiedades edáficas</i>	
Pedreg	Pedregosidad en la superficie del suelo (%)
Elem-Gr	Contenido en el suelo de elementos gruesos (%)
Arena	Contenido en el suelo de arena (%)
MO	Materia orgánica (%)
P	Concentración de fósforo (ppm)
K	Potasio (ppm)
Ca	Calcio (meq/100 g)
Mg	Magnesio (meq/100 g)
CE	Conductividad eléctrica (dSm/m)
pH	pH

riables) y conocer por separado el efecto de variables de interés controlando el efecto o la influencia de otras (covariables), mediante el método de partición de la varianza (Borcard *et al.*, 1992; Qinghong y Brakenhielm, 1995; Park, 2001). Primero se realizó un RDA completo para conocer la varianza total explicada (TEV) por el conjunto de las matrices E, ST y D. Seguidamente, se realizó un RDA parcial con todas las combinaciones posibles, donde una de las matrices E, ST o D fue empleada como variable explicativa, y el resto como covariables, lo que proporcionó la contribución única de cada ma-

triz y los efectos conjuntos dobles y triples ($E + ST$, $E + D$, $ST + D$, $E + ST + D$) entre las tres matrices (Borcard *et al.*, 1992; Qhinghon y Brakenhielm, 1995). La significación ($p < 0,05$) del efecto de las matrices (o conjunto de variables) fue comprobado con el test de permutaciones de Montecarlo. Las variables respuesta TD y VD fueron transformadas con el logaritmo natural. Un estudio previo indicó que el año de muestreo (SA) explicó un porcentaje muy bajo, y no significativo, de variación de la regeneración natural en las poblaciones estudiadas (Rodríguez-García *et al.*, 2011a), por lo que decidimos no incluir esta variable en los análisis.

Las diez categorías establecidas para describir los estados de desarrollo de la regeneración natural (Tabla 2) fueron usadas como variables respuesta en un análisis canónico discriminante (CVA) para ver qué combinaciones lineales de variables ambientales (E , ver Tabla 3) discriminaban mejor entre los grupos (de parcelas) o estados de desarrollo de la regeneración en cada perturbación, y cuáles estaban relacionadas significativamente con la distribución de los grupos. La presencia o ausencia de un estado de regeneración fue codificado como una variable dummy (1/0) en cada parcela por población (Ter Braak y Smilauer, 2002). El efecto de la variable ST fue controlado especificándola en los análisis como covariable. Seguidamente, se utilizó un método de regresión paso a paso para seleccionar las variables ambientales significativas y discriminantes. La relación ($p < 0,05$) de cada variable independiente con las variables de la regeneración fue comprobada con el test de permutaciones de Monte Carlo. El análisis se llevó a cabo con el programa Canoco 4.5.

3. RESULTADOS

3.1. Aptitud de los rodales para la regeneración natural de *Pinus pinaster*

La regeneración natural de *Pinus pinaster* fue confirmada en todos los rodales evaluados excepto en los rodales 1, 9 y 17 (densidad de plantas viables menor a 2000 ha^{-1}). La densidad total fue significativamente diferente entre todas las perturbaciones ($F = 4,31$; $p < 0,001$), excepto entre el método de entresaca y perturbación por fuego, y cortas a hecho (Tabla 4). La densidad total de regenerado fue significativamente diferente entre rodales sometidos a entresaca ($F = 3,98$; $p < 0,001$). La mayor densidad fue observada en el rodal 8 (aclareo sucesivo en Guadarrama) mientras que la menor densidad total se observó en el rodal 17 (entresaca en Albarracín). La densidad de regenerado viable fue significativamente diferente entre todas las perturbaciones ($F = 6,09$; $p < 0,001$), excepto entre la perturbación por fuego y la corta con entresaca (Tabla 4). En general, entre las perturbaciones analizadas las menores densidades de planta viable se observaron en los rodales de la Meseta Castellana sometidos a cortas a hecho con el método de árboles semilleros. La densidad de plantas viables varió significativamente ($F = 9,09$; $p < 0,001$) entre los rodales perturbados por fuego y los rodales sometidos a entresaca. La mayor densidad de planta viable se observó en los rodales 8 y 10, mientras que la menor densidad de plantas viables se observó en el rodal 17.

3.2. Importancia relativa de los factores ambientales, la perturbación y el tiempo transcurrido en la densidad de regeneración

Los factores ambientales (E) tuvieron un efecto significativo en la regeneración natural y explicaron un alto porcentaje de variación de la densidad total y densidad de regenerado viable (Figura 3). El efecto de la perturbación fue dos veces mayor que el efecto del número de años transcurridos desde la perturbación hasta el momento del muestreo (ST), siendo éste no significativo. Sin embargo, un 6,8% de la variación en la distribución de la densidad de la regeneración fue explicada significativamente por la co-

TABLA 4

Densidad total de plantas (TD) y densidad de plantas viables (VD) de *Pinus pinaster* (valor medio $\pm$ error estándar) en rodales sometidos a diferentes perturbaciones. Las letras a, b, c, d indican diferencias significativas ($p < 0,001$) entre rodales, mientras que las letras x, y, z indican diferencias entre perturbaciones

D	Rodal	TD	D	VD	N
CH ^x	1	2,110 $\pm$ 2,742 ^a	CH ^x	1,971 $\pm$ 2,309 ^{ab}	22
	2	3,926 $\pm$ 2,681 ^{ab}		2,884 $\pm$ 2,258 ^{ab}	23
	3	3,095 $\pm$ 3,320 ^{ab}		2,313 $\pm$ 2,796 ^{ab}	15
	4	7,449 $\pm$ 2,143 ^{bc}		5,612 $\pm$ 1793 ^{bc}	30
	5	3,189 $\pm$ 2,935 ^{abc}		2,742 $\pm$ 2,454 ^{abd}	16
	6	8,955 $\pm$ 2,179 ^{bc}		7,530 $\pm$ 1,823 ^{bc}	29
AC ^y	7	4,121 $\pm$ 3,567 ^{abc}	AC ^y	4,082 $\pm$ 3,003 ^{abc}	13
	8	24,818 $\pm$ 3,437 ^c		22,267 $\pm$ 2,894 ^c	14
F ^z	9	3,571 $\pm$ 2,522 ^{bc}	F ^z	706 $\pm$ 2,124 ^{ab}	26
	10	14,653 $\pm$ 2,572 ^c		12,735 $\pm$ 2,166 ^{cd}	25
	11	14,354 $\pm$ 2,348 ^{bc}		9,711 $\pm$ 1,977 ^{abc}	30
EN ^{xz}	12	4,785 $\pm$ 2,388 ^{ab}	EN ^x	4,134 $\pm$ 2,011 ^{ab}	29
	13	5,120 $\pm$ 2,388 ^{bc}		3,413 $\pm$ 2,011 ^{abc}	29
	14	8,333 $\pm$ 4,287 ^{bc}		6,463 $\pm$ 3,609 ^{abc}	9
	15	5,204 $\pm$ 5,751 ^{abc}		3,163 $\pm$ 4,843 ^{abc}	5
	16	13,520 $\pm$ 5,250 ^{bc}		10,940 $\pm$ 4,421 ^{bc}	6
	17	255 $\pm$ 5,250 ^a		255 $\pm$ 4,421 ^a	6

D: perturbación: CH: corta a hecho con reserva de árboles semilleros. AC: aclareo sucesivo. F: fuego. EN: entresaca; N: número de parcelas.

varianza entre los factores ambientales y el número de años transcurridos después de la perturbación (E + ST), mientras que la covarianza entre los factores ambientales (Tabla 3) y el tipo de perturbación (Figura 3), aunque fue significativa, explicó sólo un 0,3 %, y la covarianza entre el tipo de perturbación y el número de años transcurridos desde ésta (ST+D) explicó, significativamente, un 0,4% de la variación. El porcentaje total de variación explicada (TEV) por todo el conjunto de variables fue alto (74,2%).

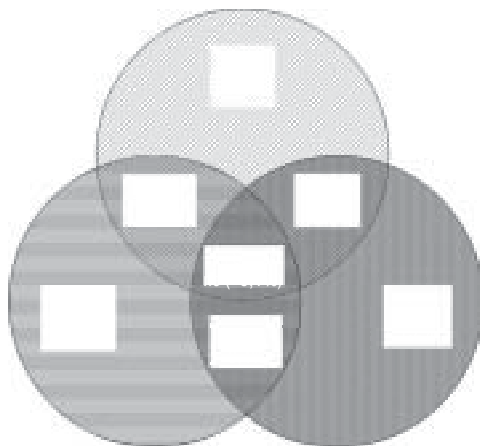


TABLA 5

Porcentaje medio de parcelas por perturbación con diferentes estados de desarrollo de la regeneración.
Las categorías de los estados de desarrollo están definidas en la Tabla 2

D	V0	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9
CH	22,8	16,2	10,3	0,8	11,8	9,6	0,7	11,0	10,8	0,0
AC	35,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0	0,0	25,0	35,0	0,0
EN	28,6	17,9	2,4	0,0	21,4	0,0	0,0	25,0	3,2	0,0
F	29,6	6,2	11,1	0,0	4,9	11,1	0,0	9,9	27,2	0,0

D: perturbación: CH: corta a hecho con reserva de árboles semilleros. AC: aclareo sucesivo. EN: entresaca. F: fuego.

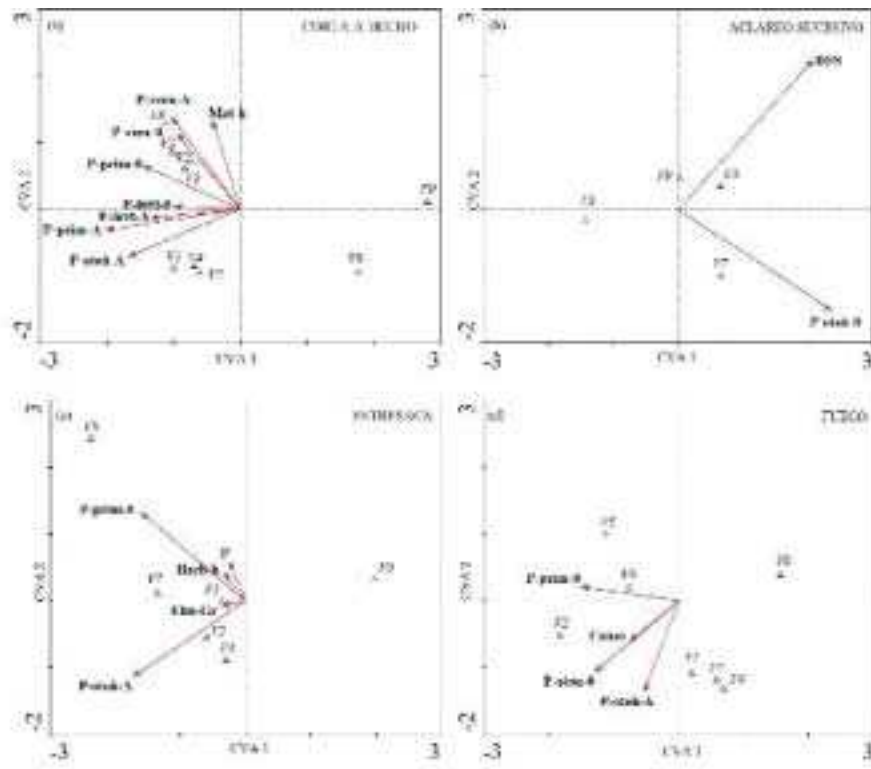
3.3. Estados de desarrollo de la regeneración natural y su relación con los factores ambientales

Los estados de desarrollo de la regeneración natural variaron en función del tipo de perturbación con núcleos mezclados de diferentes densidades dentro de los rodales (Rodríguez-García *et al.*, 2011a). Los estados de plántula y de juvenil fueron los observados con mayor frecuencia en todas las perturbaciones (Tabla 5). Se observó un porcentaje medio relativamente alto de parcelas con ausencia de regeneración en los rodales sometidos a corta con aclareo sucesivo, lo que se debió a que el 53,8% de las parcelas del rodal 7, intervenido dos años antes del año de muestreo, no presentaron regeneración natural. En contraste, también se observó un porcentaje medio-alto de parcelas con densidad excesiva de plantas en estado de juvenil, situadas en el rodal 8 (10 años después de la corta con aclareo sucesivo). El porcentaje medio de parcelas con densidad deseable e incluso excesiva de plántulas jóvenes fue alto en las masas intervenidas con entresaca, en comparación con el resto de perturbaciones. En las masas perturbadas por fuego, se observó un porcentaje alto de parcelas con densidad excesiva de planta en estado de juvenil 5-7 años después del incendio. La densidad y la estructura de la regeneración en las parcelas sometidas a cortas con árboles semilleros fueron más variadas que la observada en las parcelas del resto de perturbaciones.

3.4. Factores ambientales más importantes en el estado de desarrollo de la regeneración

La influencia de los factores ambientales varió en función de la perturbación, aunque el efecto del clima fue significativo en todos los escenarios. El grupo de las parcelas sin regeneración aparece separado del resto de grupos con regeneración en todos los análisis. En rodales intervenidos con el método de corta a hecho (Figura 4a), las variables significativas relacionadas con el primer eje del CVA fueron la precipitación de invierno, primavera y otoño, mientras que las variables significativas relacionadas con el segundo eje CVA 2 fueron la precipitación durante el verano y la altura media del matorral. El primer eje (CVA 1) sugiere un gradiente de sequía que incrementa a medida que la precipitación en las estaciones lluviosas típicas de climas mediterráneos se hace más escasa. El segundo eje sugiere un gradiente de sequía que incrementa a medida que la precipitación durante el verano se hace más escasa y la altura del matorral decrece. Los grupos de parcelas con plantas en estado joven aparecen juntas y separadas del grupo de parcelas con planta en estado juvenil, más relacionadas con la precipitación de verano y el matorral.

Las variables con un efecto significativo en los rodales sometidos a aclareo sucesivo (Figura 4b), fueron la distancia más cercana a la fuente de semilla (DFS) relacionada con el segundo eje (CVA 2) y la precipitación de otoño en el año central de establecimiento, relacionada con el primer eje (CVA 1). Las variables significativas en los rodales sometidos a entresaca (Figura 4c) fueron los eventos de precipi-



tación en otoño y primavera previos al año central de establecimiento, y el porcentaje de elementos gruesos en el suelo, mientras que el contenido de fósforo en el suelo y la altura de la vegetación herbácea estuvieron relacionadas con el CVA 2. Esto sugiere un nexo entre el estado de desarrollo de la regeneración y un gradiente de precipitación y capacidad de retención de agua en el suelo (CVA 1), y un gradiente de condiciones de micrositio relacionadas con propiedades edáficas y estructura de la vegetación acompañante del regenerado (CVA 2). Finalmente, en el análisis discriminante de la regeneración después del incendio (Figura 4d), las variables significativas fueron la precipitación de otoño y primavera, y el número de piñas en el suelo de la parcela. El primer eje (CVA 1) sugiere un gradiente de limitación de disponibilidad de semilla después del incendio, y disponibilidad de agua en la primavera. El segundo eje podría ser interpretado como un gradiente de disponibilidad de agua durante el otoño.

4. DISCUSIÓN

La regeneración natural de *Pinus pinaster* fue exitosa prácticamente en todos los rodales, con una mayor densidad de regenerado en los rodales sometidos a aclareo sucesivo y en los perturbados con fuego. En todos los rodales, la regeneración fue muy heterogénea en cuanto a densidad y estructura, con golpes de densidades excesivas y diferentes estados de desarrollo (básicamente plántula y juve-

nil), mezclados con golpes de densidad escasa o zonas sin regeneración. Esta heterogeneidad en la variación de la regeneración podría deberse a diferencias de micrositio en las características físicas de los sustratos de germinación, el abastecimiento de agua, nutrientes, luz o temperatura (Holmgren *et al.*, 1997; Kozłowski, 2002). A pesar de esta variabilidad, los resultados sugieren que la recuperación del bosque de *Pinus pinaster* en rodales quemados, y el reemplazo de la masa en rodales intervenidos selvicolamente podría lograrse pronto después de una perturbación si las condiciones climáticas y otros factores de sitio locales hacen al rodal apto para la regeneración natural; lo que indica claramente que la regeneración natural puede ser muy efectiva en las masas mediterráneas de *Pinus pinaster* si se programan adecuadamente las cortas (Rodríguez-García *et al.*, 2010, 2011a). El factor limitante de la regeneración natural más importante fue la precipitación, fuertemente marcado por las diferencias a nivel regional. Otros estudios previos han indicado influencias climáticas en varios estados del proceso de regeneración de *Pinus sylvestris* (Tegelman, 1998) y *Pinus ponderosa* (League y Veblen, 2006), así como una influencia positiva del clima local y regional en el crecimiento radial de árboles adultos de *Pinus pinaster* en masas mediterráneas (Bogino y Bravo, 2008).

Pinus pinaster es una especie estenoica con un estrecho rango de condiciones óptimas de precipitación, especialmente la precipitación de otoño (Gandullo y Sánchez-Palomares, 1994). Esto indica que la regeneración de *Pinus pinaster* podría estar limitada temporalmente en condiciones de sequía intensa o en ambientes xéricos. Esto podría también indicar que la precipitación en otoño (relacionado con la formación de la semilla) y primavera (relacionado con la germinación), las principales estaciones de lluvia en los climas Mediterráneos, son los factores principales que disparan o desencadenan la regeneración natural. Sin embargo, la precipitación durante verano, podría afectar también positivamente a la regeneración forestal, sobre todo en las masas de la Meseta Castellana (Ruano *et al.*, 2009; Rodríguez-García *et al.*, 2010, 2011a). Esto resalta la importancia de conocer el umbral de precipitación por encima del cual se producirá un pico de regeneración o un evento de establecimiento importante (López *et al.*, 2008), así como el efecto del cambio climático en la regeneración natural de esta y otras especies forestales en sistemas mediterráneos.

Las propiedades edáficas, sobre todo las relacionadas con la textura del suelo y contenido en nutrientes, parecieron ser importantes en los rodales sometidos a entresaca y rodales sometidos a cortas a hecho en la zona de Cuéllar (ver Rodríguez-García *et al.*, 2011a). Los efectos significativos del porcentaje de elementos gruesos en el suelo, y otros como el contenido de arena en Meseta Castellana, y materia orgánica en rodales de Albarracín (Rodríguez-García *et al.*, 2011a), podría indicar que la textura y estructura del suelo, y la capacidad de almacenar agua en el suelo son factores clave determinantes del establecimiento natural de plántulas, ya que estos factores pueden modificar la profundidad y la disponibilidad de la lluvia caída de forma intermitente o en pulsos (Noy-Meir, 1973). La vegetación acompañante pareció ganar importancia en las masas sometidas a entresaca y cortas a hecho, con una influencia significativa de la altura de los matorrales y la vegetación herbácea, respectivamente. Estos factores podrían estar relacionados con la estructura del rodal, las condiciones de luz y microclima en el sotobosque, propiedades edáficas e interacciones positivas con la vegetación acompañante. Estas hipótesis fueron confirmadas en un estudio previo llevado a cabo en el rodal 8 de este trabajo (ver Rodríguez-García *et al.*, 2011b) sobre el efecto de la cobertura de dosel y el matorral en el crecimiento relativo de plantas establecidas de *Pinus pinaster* de diferentes tamaños (establecimiento tardío). Ese estudio indicó interacciones positivas (facilitación) y negativas (competencia) entre el matorral y el regenerado, que variaron con el tamaño de la planta relativo al tamaño del matorral, la distancia de la planta al matorral más cercano, la cobertura del dosel (cerrado / abierto) y el contenido de nutrientes y agua en el suelo.

El establecimiento en rodales quemados fue confirmado, indicando que las masas de GH son propensas a regenerar después del fuego si la disponibilidad de conos es alta y la precipitación de otoño y primavera abundante. El área basimétrica de la masa residual fue prácticamente nula en estos rodales (Tabla 1). La significación del número de conos en la superficie del suelo, junto con la distancia relativamente corta a la fuente de semilla más cercana, hace probable que el establecimiento natural después del fuego dependiera principalmente de la semilla dispersada y el banco de conos en el suelo. Esta misma relación fue observada por Vega *et al.* (2008) en *Pinus pinaster* y otras especies de pinos como *Pinus banksiana* Lamb. (De Groot *et al.*, 2004); donde el banco de conos y la lluvia de semillas inicial fueron las variables más fuertemente relacionadas con la densidad inicial de plántula después del incendio. Estudios previos sobre el éxito de la regeneración natural de *Pinus pinaster* y su relación con los factores ambientales en masa de Almazán-Bayubas (Soria) indicaron que la cobertura de musgo y la cobertura de los restos de corta reducían significativamente la probabilidad de obtener al menos 2000 plántulas viables por hectárea (Rodríguez-García *et al.*, 2007). Por otro lado, un estudio sobre la aptitud de los rodales para la regeneración natural de *Pinus pinaster* con el método de corta a hecho en la MC indicó ausencia de competencia con el matorral, pero una relación negativa entre la cobertura de vegetación herbácea y la densidad de regenerado (Rodríguez-García *et al.*, 2010). Esto sugiere que los efectos de los factores ambientales podrían variar de ambientes más húmedos a más áridos, o en función de un gradiente de disponibilidad de agua en un rodal forestal concreto. También demuestra que la regeneración es un proceso dependiente de múltiples factores y que el efecto de estos varía con el hábitat o el sitio. De forma que una vez que ocurre la germinación, la regeneración persistiría en situaciones donde la combinación de precipitación-sustrato-relieve y/o otros factores promoviera o proporcionara suficiente disponibilidad de agua media anual para mantener el establecimiento de los árboles (Gil *et al.*, 1990).

Con el análisis de partición de la varianza se observó que un porcentaje bajo, pero significativo, de la variación en la regeneración fue explicado por el efecto de la perturbación. Esto podría deberse a las diferencias entre rodales en la estructura de las masas, como la distancia a la fuente de semilla más cercana o la altura de los árboles del dosel adulto (Rodríguez-García *et al.*, 2011a). Un porcentaje moderado pero significativo, fue explicado por la covarianza entre los factores ambientales y el número de años transcurridos desde la perturbación ($E + ST$). Una variación así podría estar relacionada con las diferencias en el tiempo transcurrido desde las operaciones selvícolas en cada rodal, y podría originarse a partir de diferentes respuestas a factores ambientales condicionadas temporalmente (variación con el tiempo en la disponibilidad de recursos, interacción con otros organismos, micrositios apropiados para el establecimiento, etc.) que podrían afectar al crecimiento y a la supervivencia final de las plantas.

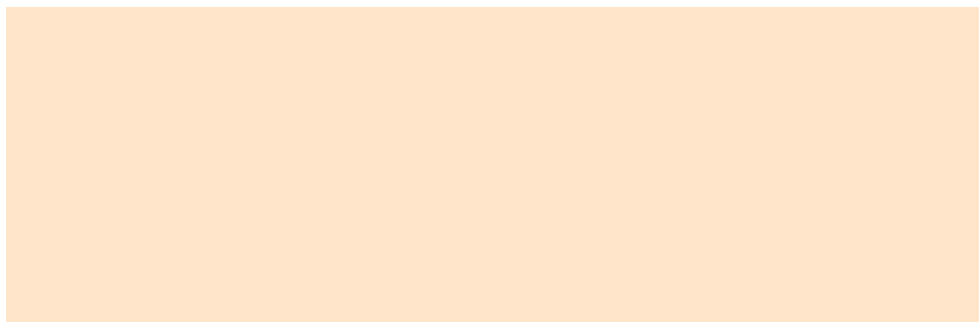
5. CONCLUSIONES

Los resultados sugieren que la recuperación del bosque de *Pinus pinaster* en masas quemadas y el reemplazo de las masas en rodales intervenidos mediante corta a hecho con el método de árboles semilleros, aclareo sucesivo y entresaca podrían conseguirse pronto después de una perturbación si las condiciones climáticas y otros factores locales de sitio, específicos del rodal, hacen al rodal apto para la regeneración natural. Es necesario el conocimiento previo de las condiciones ambientales o factores de sitio concretos de un rodal para planear los tratamientos de regeneración y optimizar las condiciones de agua edáfica y el sustrato para la germinación. El factor limitante de la regeneración natural más importante fue la precipitación, por lo que es necesario investigar sobre el umbral de pre-

cipitación mínimo para el establecimiento natural de las especies vegetales, así como el efecto del cambio climático en la reproducción sexual de ésta y otras especies forestales en sistemas Mediterráneos. A pesar de que son muchos los factores que contribuyen a una heterogeneidad alta en la regeneración, la regeneración natural parece ser exitosa en las masas mediterráneas de *Pinus pinaster*, lo que contribuye a la generalización de que la regeneración natural es una opción forestal viable en muchos tipos de bosques.

6. AGRADECIMIENTOS

Queremos mostrar nuestro agradecimiento al *Ministerio de Ciencia e Innovación* por la financiación de los proyectos AGL2001-1780, AGL2004-07094-C02-02 y AGL2007-65795, y la beca FPI: BES-2005-7498; a la Agencia Española de Meteorología (AEMET) por la facilitación de los datos climáticos; a todos los servicios forestales y agentes forestales de Castilla y León, Aragón y Extremadura que colaboraron amablemente en el desarrollo de este estudio; a Pedro Abati y *La Sociedad de las Navas del Marqués*, S.A. por su apoyo en la realización de este trabajo. Estamos especialmente agradecidos a C. Ordóñez, A. de Lucas, S. Bogino, P. Valbuena, C. Herrero y E. Escalante por su ayuda en campo.



7. LISTADO DE REFERENCIAS

- Barnes, B. V., Zak, D., Denton, S. R., Spurr, S. H. (1998). *Regeneration Ecology*. Forest Ecology 4th Edition. John Wiley, Sons, Inc. New York (pp. 94-121).
- Barnett, J. P., Baker, J. B. (1991). Regeneration methods. En: Duryea M.L., Dougherty P. M. (Eds.), *Forest Regeneration Manual*, Kluwer Academic.
- Bogino, S. M., Bravo, F. (2008). Growth response of *Pinus pinaster* Ait. To climatic variables in central Spanish forests. *Annals of Forest Science*, 65: 506-518.
- Borcard D., Legendre P., Drapeau P. (1992). Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73 (3): 1045-1055.
- Calvo, L., Santalla, S., Marcos, E., Valbuena, L., Tárrega, R., Luis, E. (2003). Regeneration after wildfire in communities dominated by *Pinus pinaster* Ait., and obligate seeder, and in others dominated by *Quercus pyrenaica*, a typical resprouter. *Forest Ecology and Management*, 184: 209-223.
- Calvo, L., Santalla, S., Valbuena, L., Marcos, E., Tárrega, R., Luis-Calabuig, E. (2008). Post-fire natural regeneration of a *Pinus pinaster* forest in NW Spain. *Plant Ecology* 197 (1): 81-90.
- De Groot, W. J., Bothwell, P. M., Taylor, S. W., Wotton, B. M., Stocks, B. J., Alexander, M. E. (2004). Jack pine regeneration and crown fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 1634-1641.
- De La Rosa, D., Mayol, F., Fernández, M., Moreno, D., Ruiz, J., Moreno, J. A., Rosales, A., Castillo, V., Moreno, F., Cabrera, F., Girón, I., Cerdón, R., Díaz-Pereira, E., Sánchez, J., Colomer, J. C., Añó, C., Recatalá, L.,

- Antoine, J., Masui, S., Brinkman, R., Horn, R., Prange, N. (2001). Seis.net: Sistema Español de Información de suelos en internet. <http://leu.irnase.csic.es/mimam/seisnet.htm>.
- Gandullo, J. M., Sánchez-Palomares, O. (1994). Estaciones ecológicas de los pinares españoles. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Gallegos, V., Fernández, P., Valle, G. (2003). Postfire regeneration in *Pinus pinea* L. and *Pinus pinaster* Aiton in Andalucía (Spain). *Environmental Management*, 31: 86-89.
- Gil, L., Gordo, J., Catalán, G., Pardos J.A. (1990). *Pinus pinaster* Aiton en el paisaje vegetal de la Península Ibérica. *Ecología* 1: 469-495.
- González-Alday, J., Martínez-Ruiz, C., Bravo, F. (2008). Evaluating different harvest intensities over understory plant diversity and pine seedlings, in a *Pinus pinaster* Ait. natural stand of Spain. *Plant Ecology*. doi: 10.1007/s11258-008-9490-2.
- González-Martínez, S., Bravo, F. (2001). Density and population structure of the natural regeneration of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in the High Ebro Basin (Northern Spain). *Annals of Forest Science*, 58: 277-288.
- Härdle, W., Simar, L. (2007). *Applied Multivariate statistical analysis*. 2nd Edition. Springer Berlin Heidelberg New York.
- Holmgren, M., Scheffer, M., Huston, M. (1997). The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology*, 78 (7): 1966-1975.
- Keyes, C. R., Maguire, D. A. (2005). Positive seedling-shrub relationships in natural regeneration of ponderosa pine. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-198. Corvallis, OR. (pp. 95-107).
- Kozlowski, T. T. (2002). Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. *Forest Ecology and Management*, 158: 195-221.
- League, K., Veblen, T. (2006). Climatic variability and episodic *Pinus ponderosa* establishment along the forest-grassland ecotones of Colorado. *Forest Ecology and Management*, 228 (1-3): 98-107.
- López, B. C., Holmgren, M., Sabaté, S., Gracia, C. A. (2008) Estimating annual rainfall threshold for establishment of tree species in water-limited ecosystems using tree-ring-data. *Journal of Arid Environments*, 72: 602-611.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Pooter, M. (2000). The invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN). 12 pp.
- Matney, D. T., Hodges, D. J. (1991). Evaluating Regeneration Success. En: Duryea M. L., Dougherty P. M. (Eds.), *Forest Regeneration Manual*, Kluwer Academic.
- Noy-Meir, I. (1973). Deserts ecosystems I. Environment and Producers. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4: 25-52.
- Paluch, J. (2005). The influence of the spatial pattern on forest floor vegetation and silver fir (*Abies alba* Mill.) regeneration in uneven-aged forest. *Forest Ecology and Management*, 205: 283-298.
- Park, A. D. (2001). Environmental influence on post-harvest natural regeneration in Mexican pine-oak forests. *Forest Ecology and Management*, 144: 213-228.
- Qinghong, L., Brakenhielm, S. (1995). A statistical approach to decompose ecological variation. *Water, Air and Soil pollution*, 85: 1587-1592.
- Rodríguez-García, E., Juez, L., Guerra, B., Bravo, F. (2007). Análisis de la regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. en los arenales de Almazán-Bayubas (Soria, España). *Inv. Agrar.: Sist. Rec. For.* 16 (1): 25-38.
- Rodríguez-García, E., Juez, L., Bravo, F. (2010). Environmental influences on post-harvest natural regeneration of *Pinus pinaster* Ait. in Mediterranean forest stands submitted to the seed-tree selection method. *European Journal of Forest Research*, 129 (6): 1119-1128.
- Rodríguez-García, E., Gratzner, F., Bravo, F. (2011a). Climatic variability and other site factor influences on natural regeneration of *Pinus pinaster* Ait. in Mediterranean forests. *Annals of Forest Science*. In Press.
- Rodríguez-García, E., Ordóñez, C., Bravo, F. (2011b). Effects of shrubs and canopy cover on the relative growth rate of *Pinus pinaster* seedlings of different sizes. *Annals of forest Science*. doi: 10.1007/s13595-011-0039-5.

- Rodríguez, R. J., Serrada, R., Lucas, J. A., Alejano, R., Del Río, M., Torres, E., Cantero, A. (2008). Selvicultura de *Pinus pinaster* Ait. subsp. *mesogeensis* Fieschi, Gaussen. En Serrada, R., Montero, G., Reque, J. (Eds.), Compendio de selvicultura aplicada en España. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. Ministerio de Educación y Ciencia, Madrid (pp. 399-430).
- Ruano I., Pando V., Bravo, F. (2009). How do light and water influence *Pinus pinaster* Ait. germination and early seedling development? *Forest Ecology and Management*, 258: 2647-2653.
- Tapias, R., Climent, J., Pardos, J. A., Gil, L. (2004). Life histories of Mediterranean pines. *Plant Ecology*, 171 (1-2): 53-68.
- Tegelmark, D. O. (1998). Site factors as multivariate predictors of the success of natural regeneration in Scots pine forests. *Forest Ecology and Management*, 109: 231-239.
- Ter Braak, C. J. F., Smilauer, P. (2002). Canoco reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for canonical community ordination (version 4.5), Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.
- Vega, J. A., Fernández, C., Pérez-Gorostiaga, P., Fonturbell, M. T. (2008). The influence of fire severity, and post-fire management on *Pinus pinaster* Ait. recruitment in three burnt areas in Galicia (NW Spain). *Forest Ecology and Management*, 256: 1596-1603.

Efecto del matorral en la regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait.

Encarna Rodríguez, Cristóbal Ordóñez, Felipe Bravo

RESUMEN

Los matorrales están reconocidos como nichos importantes de regeneración de otras especies leñosas. El objetivo de este trabajo fue evaluar las interacciones entre la regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. y el matorral acompañante a partir de dos estimadores del estado de la planta: el crecimiento relativo en volumen de plantas juveniles de diferentes tamaños y la supervivencia de plántulas jóvenes recién establecidas en condiciones de dosel arbóreo diferente (cerrado/abierto-huecos). Se observaron interacciones positivas y negativas actuando simultáneamente. En condiciones de dosel abierto, el efecto neto del matorral en el crecimiento de plantas juveniles fue negativo, con independencia del tamaño relativo del regenerado con respecto al matorral. Además de una escasa emergencia natural de plántulas a partir del banco de semillas del suelo en estas condiciones de dosel abierto, se observó una mortalidad total de las plantas emergidas en esas condiciones. El efecto neto del matorral en el crecimiento de plantas juveniles en condiciones de dosel cerrado fue positivo en plantas suprimidas, negativo en plantas de tamaño intermedio, y positivo en plantas emergentes de mayor tamaño. El efecto en la supervivencia de plántulas jóvenes recién establecidas fue positivo y alto. Los resultados sugieren que la presencia del matorral puede ser muy importante en la dinámica de establecimiento natural de *Pinus pinaster*.

1. INTRODUCCIÓN

La vegetación de sotobosque puede intervenir en la regeneración forestal a través de su influencia en los factores de sitio, ya que las plantas pueden modificar la luz, la temperatura y la humedad bajo su cubierta, alterando así las propiedades físicas y químicas del suelo. También pueden actuar como trampas de semilla y ofrecer protección frente a herbívoros (Callaway, 1995; García *et al.*, 2000; Holmgren *et al.*, 1997). Este mecanismo podría ser aprovechado por las plántulas de especies leñosas recién establecidas a la hora de soportar la irregularidad y condiciones de estrés típicas de ambientes mediterráneos. Aunque en determinadas circunstancias favorables la perturbación de la vegetación natural es mínima, tradicionalmente se propone eliminar o atenuar el efecto de la vegetación espontánea en los programas de reforestación con el fin de reducir la competencia, y facilitar el establecimiento de los plantones o plántulas provenientes de siembra directa (García-Salmerón, 1995; Mesón y Montoya, 1993). Sin embargo, son cada vez más numerosos los trabajos que resaltan la posibilidad de beneficiarse de los matorrales ya presentes, con el fin de reducir marras y aumentar el éxito de la regeneración tanto natural como artificial en ambientes con limitación de agua (por ejemplo Castro *et al.*, 2004; Gómez-Aparicio *et al.*, 2005).

Las comunidades arbustivas muy densas pueden inhibir el crecimiento y el establecimiento de plántulas de especies arbóreas (Tabla 1), lo que puede provocar la muerte de las plántulas regeneradas na-

J. Gordo, R. Calama, M. Pardos, F. Bravo, G. Montero (ed.). *La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Valladolid © 2012 (191-206).*

TABLA 1
Influencias potenciales del matorral en la regeneración de *Pinus pinaster*

Influencias positivas

- Mejora de la fertilidad del suelo
- Prolongación de la humedad en el suelo mediante sombreo
- Menores temperaturas ambientales mediante sombreo, y reducción del flujo térmico y daños por helada
- Interferencia física para el ramoneo
- Mejora de la humedad edáfica mediante ascenso hidráulico
- Mejora de la constitución de la planta

Influencias negativas

- Reducción acelerada de la humedad en el suelo
- Sombra excesiva
- Reducción del crecimiento de la planta
- Aumento del hábitat de mamíferos predadores de semilla
- Enterramiento por hojarasca
- Barrera física a la llegada de semillas al suelo
- Daño por fuego (a través de la continuidad del combustible en el suelo)

Adaptado a partir de Keyes y Maguire (2005).

turalmente o de forma artificial (Keyes y Maguire, 2005). Sin embargo, en ambientes Mediterráneos la regeneración natural de muchas especies leñosas arbóreas y arbustivas presenta un patrón espacial asociado a otras plantas ya establecidas, lo que sugiere un efecto neto positivo en las interacciones planta-planta (Zamora *et al.*, 2004). Las interacciones planta-planta pueden ser positivas (facilitación), negativas (competencia y alelopatía) o neutras (Callaway y Walker, 1997). Los términos competencia y facilitación hacen referencia al balance neto de los cambios en el medio ambiente de una planta debido a la presencia de otra (Holmgren *et al.*, 1997). Entre los mecanismos implicados en la facilitación destaca el derivado del sombreo, que puede mejorar el estatus hídrico de la planta, aunque existen otros como cambios en la disponibilidad de nutrientes o una reducción de la presión por herbívoros (Tabla 1). Son numerosos los estudios que corroboran estas hipótesis y que aportan evidencias claras de que muchas especies pioneras (principalmente especies arbustivas) son nichos de regeneración importantes para otras especies (Callaway, 1995; Callaway y Walker, 1997; Gómez-Aparicio *et al.*, 2005).

Por otro lado, varios estudios han indicado que una interacción positiva (facilitación) puede cambiar a una interacción negativa (competencia) cuando la especie beneficiaria se desarrolla (Callaway y Walker, 1997; Kellman y Kading, 1992; Kitzberger *et al.*, 2000; Pugnaire *et al.*, 1996), ya que a medida que una planta se desarrolla, necesita más espacio para acomodarse. Cuando la planta alcanza la altura del benefactor, puede haber una interferencia entre tallo y copa debido a una competencia por la luz y el espacio, y también puede haber una interferencia a nivel radical por competencia por nutrientes y agua (Kramer y Kozlowski, 1979). Según Grime (1979) la competencia entre las especies se hace más intensa a medida que aumenta el gradiente de productividad primaria. Según Bertness y Callaway (1994) la importancia de la facilitación aumenta a medida que incrementa el gradiente de estrés abiótico, aunque en plantas tolerantes al stress, el balance neto de la interacción puede ser negativo (Grime, 1979).

Pero, ¿cómo es el balance de la interacción entre la regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. y el matorral acompañante en masas mediterráneas?, ¿el matorral facilita o limita la supervivencia y el crecimiento de las plántulas?, ¿hay diferencias en la interacción en función de la estructura del dosel arbóreo? Los estudios sobre la influencia de la luz en el establecimiento natural de esta especie son

escasos. Estudios previos sobre regeneración natural de *Pinus pinaster* en masas de la Meseta Castellana indican que la cobertura del dosel tiene una influencia significativa en la germinación y el desarrollo temprano de las plántulas (Ruano *et al.*, 2009), así como en la densidad de plántulas después de una corta (González-Alday *et al.*, 2008). Por otra parte, hay poca información sobre el papel del matorral en este proceso, y las predicciones climáticas futuras (IPCC, 2007) indican que la expansión de los matorrales en los sistemas forestales es bastante probable debido a que estas especies pioneras, como por ejemplo *Cistus* spp., están adaptadas fisiológicamente a condiciones xéricas y fuegos recurrentes (Werner *et al.*, 1998; Herrero *et al.*, 2007).

El estudio del efecto del matorral y otras características del rodal, como puede ser el grado de cobertura de dosel, puede ayudar a identificar otros procesos y a determinar estrategias de manejo apropiadas para asegurar el éxito de la regeneración, tales como la preparación del sitio, control de vegetación acompañante o la selección de árboles para crear huecos de luz que favorezcan la regeneración de la especie. Por otro lado, el estudio de las interacciones planta-planta puede ayudar a entender las dinámicas poblacionales que conducen los cambios sucesionales en comunidades forestales y pueden ayudar a diseñar métodos de manejo de vegetación adecuados (Letourneau *et al.*, 2004), así como ayudar a la obtención de regeneración natural exitosa.

El objetivo de este trabajo es evaluar las posibles interacciones entre la regeneración natural de *Pinus pinaster* y el matorral acompañante, empleando un índice de facilitación relativa, o índice del efecto del vecino (Relative Neighbour Effect, RNE) a partir de dos estimadores del estado de la planta, el crecimiento relativo en volumen de plantas juveniles de diferentes tamaños, y la supervivencia de plántulas jóvenes recién establecidas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Experimentos y origen de los datos

En el sitio experimental de Las Navas del Marqués se instaló en el año 2008 un conjunto de parcelas circulares estratificadas en función de la cobertura de dosel arbóreo, medida con ayuda de un densiómetro forestal. Este aparato consiste en una cajita de madera con un reflector esférico de forma cóncava y un nivel de burbuja para posicionarlo. Dentro de la capa reflectante hay grabados 24 cuadrados de 1 cm². Situando el densiómetro a la altura del codo, con la mano extendida (perpendicular al cuerpo) y el densiómetro mirando hacia el dosel, se puede calcular el porcentaje de cobertura del dosel contando el número de cuadrados ocupados por vegetación (reflejada) y multiplicándolo por un factor (1,04) que nos dará la cobertura final.

En este sitio se llevaron a cabo de forma paralela dos estudios; uno para evaluar la interacción matorral-regenerado en plantas juveniles de *Pinus pinaster* de diferentes tamaños relativos con respecto a la altura del matorral circundante, y ver el efecto en el crecimiento en volumen del regenerado (Rodríguez-García *et al.*, 2011a), y otro estudio donde se evaluó el efecto del matorral en la supervivencia a las condiciones de verano de plántulas jóvenes de *Pinus pinaster* emergidas de forma natural (Rodríguez-García *et al.*, 2011b).

Primero, se identificaron dos tipos de dosel: dosel abierto (huecos o claros), con una densidad arbórea media de 56,59 árboles ha⁻¹, y dosel cerrado, con una densidad arbórea media de 146,19 árboles ha⁻¹. En cada tipo de dosel se instalaron tres parcelas circulares de 15 m de radio (Figura 1) y se midieron diferentes variables para caracterizar la estructura del dosel arbóreo (Tabla 2). Dentro de es-

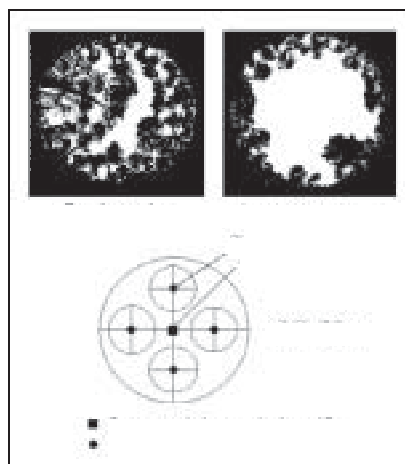


Figura 1

Fotografías hemisféricas tomadas en parcelas de dosel cerrado y dosel abierto, y esquema del tipo de parcelas utilizadas en el ensayo.

TABLA 2

Principales características de la estructura del estrato arbóreo y de sotobosque de *Cistus ladanifer* L., y la altura media y el diámetro basal medio de las plantas de *Pinus pinaster* empleadas en el ensayo de eliminación de matorral, en parcelas bajo dosel cerrado y dosel abierto (media $\pm$ SE)

Estructura arbórea	Descripción	Dosel cerrado	Dosel abierto
CC-h*	Cobertura (%)	32,14 $\pm$ 0,55	5,10 $\pm$ 0,57
D	Densidad (N ha ⁻¹)	146,19 $\pm$ 15,37	56,59 $\pm$ 5,32
AB	Área basimétrica (m ² ha ⁻¹)	16,66 $\pm$ 0,79	7,50 $\pm$ 0,69
H0	Altura dominante de Assman (m)	18,16 $\pm$ 0,07	14,95 $\pm$ 0,48
Dbh	Diámetro normal (cm)	32,14 $\pm$ 0,55	35,92 $\pm$ 1,17
Condiciones lumínicas	Descripción	Dosel cerrado	Dosel abierto
AD	Apertura del dosel (%)	47,8 $\pm$ 5,0	61,6 $\pm$ 2,4
LAI	Índice de área foliar (m ² /m ²)	0,6 $\pm$ 0,1	0,3 $\pm$ 0,04
(%)Trans-Dir	Radiación transmitida directa (%)	59,4 $\pm$ 5,3	76,3 $\pm$ 7,3
(%)Trans-Dif	Radiación transmitida difusa (%)	57,7 $\pm$ 5,3	76,7 $\pm$ 3,1
(%)Trans-Tot	Radiación transmitida total (%)	58,5 $\pm$ 4,4	76,5 $\pm$ 4,6

* Medida con un densiómetro esférico

tas parcelas de 15 m de radio se instalaron cuatro subparcelas circulares de radio 2.5 m que fueron empleadas para medir la cobertura y altura del matorral presente, caracterizar las condiciones ambientales de luz sobre el sotobosque, y las condiciones edáficas y microclimáticas en zonas bajo matorral y zonas abiertas sin matorral, en los dos tipos de cobertura de dosel. El ambiente lumínico bajo los dos tipos de dosel se caracterizó a partir de cinco fotografías hemisféricas tomadas al amanecer. Las imágenes fueron analizadas con el programa GLA 2.0., y los parámetros obtenidos fueron porcentaje de apertura de dosel (AD), índice de área foliar (LAI) y otros parámetros relacionados con la estructura del dosel y la radiación transmitida, como porcentaje de radiación directa (% Trans-Dir), radiación difusa (% Trans-Dif) y radiación total transmitida (% Trans-Tot). Las propiedades edáficas, se caracterizaron a partir de 24 muestras de suelo por parcela, en los primeros 20 cm, a finales de julio del 2008 (6 por subparcela: 3 bajo la cubierta de matorral y 3 en condiciones sin matorral). Las varia-

bles obtenidas fueron: contenido de agua en el suelo (VWC, %), concentración de nutrientes (P, Ca, K, Mg), porcentaje de materia orgánica (M.O.), el porcentaje de arena, limo y arcilla, y el PH. Las condiciones microclimáticas se midieron durante seis días, del 24 al 31 de julio del 2008, en tres puntos bajo la cubierta de matorral y en tres puntos libres de matorral, en una subparcela elegida al azar por tipo de dosel arbóreo (dos subparcelas en total). La temperatura y humedad atmosférica fueron medidas con sensores HOB0 cada 30 minutos, en un intervalo de 10 cm sobre la superficie del suelo. La temperatura del suelo, a una profundidad de 3 cm, fue medida cada 15 minutos con un sensor de temperatura HOB0 protegido con una cubierta de PVC.

Los valores de las variables edáficas fueron promediados por parcela y las diferencias entre microhabitats (matorral/no-matorral) y tipo de dosel fueron comprobadas mediante un análisis de varianza con diseño en split-plot (la parcela anidada en el tratamiento de dosel), mientras que las medidas microclimáticas registradas durante los seis días de medición fueron promediadas y las diferencias entre los microhabitats y entre los tipos de cobertura de dosel fueron testadas con un análisis de varianza.

Los resultados indicaron que los parámetros de luz variaron significativamente entre los dos tipos de dosel. El LAI fue dos veces mayor, mientras que la radiación transmitida a través del dosel, difusa y directa fue menor en las parcelas de dosel cerrado que en las parcelas de dosel abierto (Tabla 2). También se observaron diferencias microclimáticas y en las propiedades edáficas entre los dos tipos de dosel (Tabla 3). La temperatura media diaria del suelo, y la temperatura media al medio día, fueron significativamente menores en zonas de dosel cerrado bajo la cobertura del matorral que en si-

TABLA 3

Valores medios de propiedades edáficas y microclimáticas medidas en julio de 2008 en puntos de muestreo libres de matorral y bajo la cubierta de matorral (media $\pm$ SE). Las letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$)

Variable	Dosel cerrado		Dosel abierto	
Suelo	Sin matorral	Bajo matorral	Sin matorral	Bajo matorral
VWC (%)	2,55 $\pm$ 0,40a	2,86 $\pm$ 0,23a	1,93 $\pm$ 0,16b	2,19 $\pm$ 0,17b
Arena (%)	84,13 $\pm$ 0,94a	83,24 $\pm$ 0,73a	83,04 $\pm$ 0,63a	83,00 $\pm$ 0,70a
Arcilla (%)	9,38 $\pm$ 0,48a	9,82 $\pm$ 0,31a	10,26 $\pm$ 0,25a	9,86 $\pm$ 0,38a
Limo (%)	6,49 $\pm$ 0,62a	6,66 $\pm$ 0,42a	6,43 $\pm$ 0,038a	7,14 $\pm$ 0,49a
N (%)	0,09 $\pm$ 0,01a	0,11 $\pm$ 0,13a	0,12 $\pm$ 0,14b	0,13 $\pm$ 0,18b
P (mg Kg ⁻¹)	26,38 $\pm$ 2,64a	27,66 $\pm$ 2,64a	19,60 $\pm$ 2,28b	19,33 $\pm$ 2,12b
K (mg Kg ⁻¹)	106,1 $\pm$ 4,63a	113,57 $\pm$ 4,06a	106,97 $\pm$ 7,29a	120,28 $\pm$ 7,28a
Ca (mg Kg ⁻¹)	3,77 $\pm$ 0,35a	4,01 $\pm$ 0,35a	4,55 $\pm$ 0,52b	4,75 $\pm$ 0,42b
Mg (mg Kg ⁻¹)	0,93 $\pm$ 0,10a	1,08 $\pm$ 0,10a	0,90 $\pm$ 0,08a	0,95 $\pm$ 0,09a
M.O. (%)	3,46 $\pm$ 0,35a	4,15 $\pm$ 0,34a	4,26 $\pm$ 0,04a	4,30 $\pm$ 0,431a
pH	5,94 $\pm$ 0,04a	5,84 $\pm$ 0,03a	5,86 $\pm$ 0,10a	5,84 $\pm$ 0,08a
Microclima	Sin matorral	Bajo matorral	Sin matorral	Bajo matorral
Ts (°C)	27,92 $\pm$ 0,87a	26,60 $\pm$ 1,00a	31,67 $\pm$ 0,45b	30,01 $\pm$ 0,57b
Tsn (°C)	33,37 $\pm$ 0,79a	27,77 $\pm$ 0,87b	39,36 $\pm$ 0,71c	33,03 $\pm$ 0,82a
Ta (°C)	23,17 $\pm$ 0,21a	22,55 $\pm$ 0,47a	25,17 $\pm$ 0,55b	23,69 $\pm$ 0,53b
RHa (%)	40,50 $\pm$ 0,55a	42,95 $\pm$ 0,34b	38,03 $\pm$ 0,64c	39,92 $\pm$ 0,54a

VWC (%): contenido volumétrico de agua en el suelo; **M.O.**: material orgánica; **Ts (°C)**: temperatura diaria media del suelo; **Tsn (°C)**: temperatura media del suelo al medio día (12-5 pm); **Ta (°C)**: temperatura atmosférica media; **RHa (%)**: humedad relativa atmosférica media (Rodríguez-García *et al.*, 2011a).

tios sin matorral. El contenido de N y Ca, y la temperatura del aire fueron significativamente menores en condiciones de dosel cerrado, mientras que la humedad atmosférica y el contenido de agua en el suelo y la concentración de fósforo fueron significativamente mayores. Bajo los dos tipos de cobertura de dosel, los micrositios bajo la cobertura del matorral presentaron significativamente mayor humedad atmosférica y menor temperatura del suelo al medio día, en comparación con los sitios de dosel abierto sin cobertura de matorral. Cabe destacar los 39 °C alcanzados de media en zonas sin dosel arbóreo y sin cobertura de matorral.

Experimento 1

Este ensayo tuvo como marco de referencia la parcela de 15 m de radio (sin influir en las subparcelas de 2.5 m de radio donde se llevó a cabo el experimento 2). Se evaluó el efecto de la eliminación y la presencia del matorral en el crecimiento relativo en volumen de plantas de *Pinus pinaster* de tres tamaños diferentes en relación con el matorral circundante (Rodríguez-García *et al.*, 2011a). Los tipos de situaciones de interacción regenerado-matorral considerados fueron: (1) plantas creciendo sin matorral (Mat-F) en 1 m de radio alrededor de la planta, estando el matorral, por lo general, más lejos de esa distancia; (2) plantas creciendo junto a matorral (Mat-P), y (3) plantas creciendo junto a matorral, el cual fue eliminado alrededor de la planta (Mat-R), en un superficie de 1m de radio alrededor de la planta. En el tratamiento de eliminación de matorral (Mat-R), la parte aérea de los matorrales fue eliminada con unas tijeras de podar a ras de suelo a principios de marzo del 2008. Las plantas consideradas para los tratamientos Mat-P y Mat-R estaban totalmente rodeadas de matorral (generalmente en una superficie ocupada mayor a 1 m de radio alrededor de la planta).

Debido a la altura del matorral (Tabla 4), los tratamientos de no-matorral (Mat-F y Mat-R) deberían considerarse como plantas creciendo sin matorral pero con un probable efecto de sombreado del matorral circundante. En función del tamaño relativo del regenerado con respecto a la altura de los matorrales circundantes, se consideraron tres categorías: tamaño T1 o planta suprimida (altura planta $\leq 1/3$ de la altura del matorral), tamaño T2 o planta de tamaño intermedio (altura planta $> 1/3$ pero $< 2/3$ de la altura del matorral), y tamaño T3 o planta grande o emergente (tamaño planta $\geq 2/3$ de la altura del matorral). Las plantas elegidas por tamaño fueron homogéneas en edad. Tres plantas por categoría de tamaño fueron empleadas para cada tratamiento de matorral por parcela. Las plantas se-

TABLA 4

Altura (h), diámetro basal (d) y tamaño relativo de plantas juveniles de *Pinus pinaster* utilizadas para evaluar el tratamiento de eliminación de matorral, y cobertura y altura del matorral circundante (Rodríguez-García *et al.*, 2011a)

	Variable	Tamaño	Dosel cerrado	Dosel abierto
Regenerado juvenil	h (cm)	T1	44,28 $\pm$ 4,70	47,62 $\pm$ 5,08
		T2	72,22 $\pm$ 4,70	62,48 $\pm$ 5,60
		T3	122,68 $\pm$ 5,48	136,98 $\pm$ 6,15
	d (cm)	T1	0,93 $\pm$ 0,13	1,03 $\pm$ 0,14
		T2	1,54 $\pm$ 0,13	1,49 $\pm$ 0,15
		T3	2,60 $\pm$ 0,15	3,24 $\pm$ 0,16
Matorral	Mat-cob	Cobertura (%)	50,54 $\pm$ 5,21	63,94 $\pm$ 1,63
	Mat-h	Altura (cm)	135,73 $\pm$ 6,88	128,75 $\pm$ 4,26

T1, T2, T3, ver texto.

leccionadas estaban espacialmente separadas para evitar problemas de competencia intraespecífica. En todos los casos el matorral ocupó ese metro de radio, y fue homogéneo en altura y cobertura (Tabla 4) en todos los tratamientos y tipos de cobertura arbórea.

Una vez que las plantas fueron seleccionadas, se midió la altura y el diámetro basal al nivel del suelo en dos ocasiones, en marzo 2008 y enero 2009, y se calculó la tasa de crecimiento relativo en volumen (TCR-Vol, cm³) para cada planta de la siguiente forma:

$$TCR-Vol = \frac{V1 - V0}{V0} \quad [1]$$

donde TCR-Vol representa la fracción del incremento en volumen observado en un periodo de crecimiento, calculado como:

$$Vi = \frac{1}{3} \pi d_i^2 h_i \quad [2]$$

donde V_i es el volumen de la planta con $i=0$ siendo el volumen en marzo 2008 y $i=1$ siendo el volumen en enero del 2009; d es el diámetro basal de la planta (el valor medio a partir de dos medidas perpendiculares), y h es la altura de la planta (cm).

Las diferencias en la tasa de crecimiento relativo fueron examinadas con un modelo lineal general (GLM) y un diseño en split-plot, usando el tamaño de la planta, el tratamiento del matorral (desbroce/no desbroce/libre de matorral) y el tipo de dosel arbóreo (abierto/cerrado) como factores. Como el factor de dosel arbóreo estuvo asociado a la parcela, pero el resto de factores (presencia de matorral y tamaño de la planta) fueron split-asociados-partidos dentro de la parcela, la variación dentro de las parcelas fue examinada y el término error asociado con el factor de dosel en el GLM fue recalculado (parcela anidada dentro del tratamiento-factor de dosel).

Experimento 2

La primera semana de marzo de 2008, se establecieron parcelas de 1 m de radio, a partir del centro de las subparcelas de 2,5 m de radio en los dos tipos de dosel, para observar el patrón de emergencia natural a partir del banco de semillas del suelo de plántulas de *Pinus pinaster* (Rodríguez-García *et al.*, 2011b). Todas las plantas emergidas fueron etiquetadas y numeradas, y se midió la distancia al centro geométrico del matorral más cercano, clasificando a la plántula con dos categorías: 1) establecida bajo la cobertura del matorral, a una distancia entre 0-30 cm desde el centro geométrico, y 2) establecida a una distancia mayor de 30 cm desde el centro del matorral. Se hizo un seguimiento mensual de la emergencia y la supervivencia de las plántulas desde marzo hasta agosto 2008. En febrero de 2009 se tomó una última medida de supervivencia.

2.2. Tipos de estimadores para sintetizar el efecto del matorral en el regenerado

Para resumir el balance neto de la interacción entre el regenerado y el matorral, utilizamos un índice de intensidad de interacción, el RNE o índice del efecto relativo del vecino (Callaway *et al.*, 2002), que informa sobre la intensidad de la interacción, independientemente del impacto de otros factores como el estrés abiótico (Broker *et al.*, 2005).

$$RNE = \frac{X_c - X_t}{x} \quad [3]$$

donde X es el valor del parámetro utilizado para definir el estado de la planta (crecimiento, supervivencia, producción de frutos, etc), en la presencia (c) y ausencia (t) del matorral vecino, y x es el valor más alto del par X_t , X_c . El índice modificado varía entre -1 y 1 , donde un valor positivo indica facilitación y un valor negativo indica competencia.

Los estimadores utilizados para describir el estado de la planta en presencia y en ausencia del matorral fueron el crecimiento relativo en volumen (TCR-Vol, cm^3) durante una estación de crecimiento, de plantas juveniles de *Pinus pinaster* (experimento 1), y la supervivencia acumulada (S-acum), después de la primera estación de crecimiento de plántulas jóvenes establecidas en primavera (experimento 2). Debido a la diferencia del tamaño de las plantas, se establecieron cuatro categorías para evaluar la interacción en función del tamaño relativo de la planta con respecto al matorral: T0, para el estimador supervivencia (supervivencia de plantas entre 3-4 cm de altura), y T1, T2 y T3, para el estimador TCR-Vol de regenerado juvenil (ver altura del regenerado en la Tabla 4). En el caso del estimador TCR-Vol, el índice RNE se calculó como la diferencia entre el TCR-Vol de plantas creciendo en la presencia de matorral (Mat-P) y, el TCR-Vol en ausencia de matorral, es decir el valor medio del RNE obtenido de la comparación entre plantas Mat-P y plantas a las que se les había eliminado el matorral (Mat-R) y entre plantas Mat-P y plantas creciendo en ausencia de matorral (Mat-F).

Para el estimador S-acum, el índice RNE se calculó como la diferencia entre la supervivencia en febrero 2009 de plántulas establecidas entre los 0-30 cm desde el centro del matorral (bajo la cobertura del matorral) y la supervivencia de plántulas establecidas a una distancia > 30 cm desde el centro del matorral. Hay que tener en cuenta que debido a la altura del matorral (Tabla 4), las plántulas establecidas a una distancia superior a 30 cm desde el matorral, tendrían un efecto de sombreado probable. En el plano horizontal, la presencia o ausencia de matorral podría ser matizada y suavizada como la proximidad de la plántula al matorral vecino, estando debajo o fuera de la cubierta del matorral.

3. RESULTADOS

3.1. Efecto del matorral en el crecimiento de plantas juveniles establecidas de diferentes tamaños

Los resultados del experimento 1 indicaron que el efecto del tratamiento del matorral en el TCR-Vol de las plantas fue bajo y varió significativamente ($F=121,3$; $p<0,01$) con el tipo de dosel arbóreo (Tabla 5). El TCR-Vol varió significativamente entre las clases de tamaño de las plantas ($F=4,9$; $p<0,001$), y fue mayor para las plantas de tamaño relativo mayor (T3) en ambos tipos de dosel arbóreo (Tabla 6). El efecto de la eliminación del matorral en el TCR-Vol de las plantas de tamaño T1 no fue significativo y no se observaron diferencias entre los tipos de dosel. La tasa de crecimiento relativo de las plantas de tamaño T2 o tamaño intermedio incrementó significativamente con el tratamiento de eliminación del matorral en condiciones de dosel abierto, y el crecimiento relativo para las plantas de tamaño T3 no se vio afectado por el tratamiento de eliminación del matorral. Sin embargo, la tasa de crecimiento relativo de las plantas T3 que crecieron libres de matorral (Mat-F) fue significativamente mayor que la tasa de crecimiento de aquellas plantas que crecieron en presencia de matorral (Mat-P). La tasa de crecimiento de las plantas de tamaño T3 en presencia de matorral y con dosel cerrado no fue significativamente distinta de la tasa de crecimiento relativo de las plantas de tamaño T3 creciendo en condiciones de dosel abierto y sin presencia de matorral.

TABLA 5

Resumen del modelo lineal general (GLM) y parámetros para el análisis del efecto del dosel, tratamiento de matorral y tamaño de planta en el logaritmo natural de la tasa de crecimiento relativo (LnTCR-Vol) de plantas de *Pinus pinaster*

Modelo R^2_{adj} (0,66)	SS	g.l.	p-valor
Intercept	2685,01	1	0,000
Dosel (A)	1,68	1	0,479
Error de la parcela	11,05	4	
Matorral (B)	3,30	2	0,167
Tamaño planta (C)	220,52	2	0,000
B $\times$ C	6,66	4	0,127
A $\times$ B	8,93	2	0,009
A $\times$ C	3,59	2	0,143
A $\times$ B $\times$ C	3,37	4	0,452
Error del split-plot	107,15	118	

R^2_{adj} : coeficiente de determinación ajustado del modelo; SS: suma de cuadrados; g.l.: grados de libertad; p-valor: valor de probabilidad del efecto.

TABLA 6

Logaritmo natural de la tasa de crecimiento relativo en volumen (LnTCR-Vol), de plantas juveniles de *Pinus pinaster* de diferente tamaño, después de una estación de crecimiento en condiciones de matorral y dosel diferentes

Dosel	Matorral	Tamaño		
		T1	T2	T3
C	Mat-F	2,96 $\pm$ 0,32a	4,51 $\pm$ 0,32c	6,09 $\pm$ 0,36d
	Mat-P	3,29 $\pm$ 0,32a	4,40 $\pm$ 0,32bc	6,54 $\pm$ 0,36de
	Mat-R	2,58 $\pm$ 0,32a	4,50 $\pm$ 0,32c	5,76 $\pm$ 0,40d
A	Mat-F	3,36 $\pm$ 0,39ab	4,44 $\pm$ 0,49bc	7,91 $\pm$ 0,56e
	Mat-P	3,20 $\pm$ 0,32a	3,61 $\pm$ 0,32ab	5,98 $\pm$ 0,32d
	Mat-R	3,24 $\pm$ 0,32a	4,67 $\pm$ 0,32a	6,34 $\pm$ 0,34d

C: dosel cerrado; A: dosel abierto; Mat-F: plantas sin matorral circundante; Mat-P: plantas en presencia de matorral; Mat-R: plantas con parte aérea del matorral eliminado.

3.2. Emergencia natural y supervivencia de plántulas recién establecidas

En el experimento 2, la emergencia de plántulas durante la primavera de 2008 comenzó en junio (pico de emergencia) en todas las parcelas y bajo los dos tipos de dosel y ambiente de matorral (Tabla 7), y se extendió hasta julio, con una emergencia muy baja y una mortalidad alta (Figura 2). Tanto la emergencia como la supervivencia fueron mayores en parcelas de dosel cerrado y bajo la cubierta del matorral (0-30 cm). En agosto de 2008 no se observaron plántulas supervivientes en parcelas de dosel abierto, y sólo 27 de 244 plántulas habían sobrevivido en condiciones de dosel cerrado, entre las cuales, 20 estaban establecidas bajo la cubierta del matorral. Las plantas muertas estaban desecadas en el momento de la evaluación, sin síntomas de daño por insectos u hongos. El estrés hídrico del verano pareció ser la principal cause de mortalidad.

TABLA 7

Emergencia de plántulas en la primavera 2008 a partir del banco de semillas del suelo, y supervivencia después del verano, en condiciones de dosel y matorral diferentes

Dosel	Emergencia (2008)				Supervivencia (Feb-2009)			
	Cerrado		Abierto		Cerrado		Abierto	
Matorral	0-30 cm	> 30 cm	0-30 cm	> 30 cm	0-30 cm	> 30 cm	0-30 cm	> 30 cm
Junio	117	81	38	26	19	7	0	0
Julio	4	1	3	1	1	0	0	0

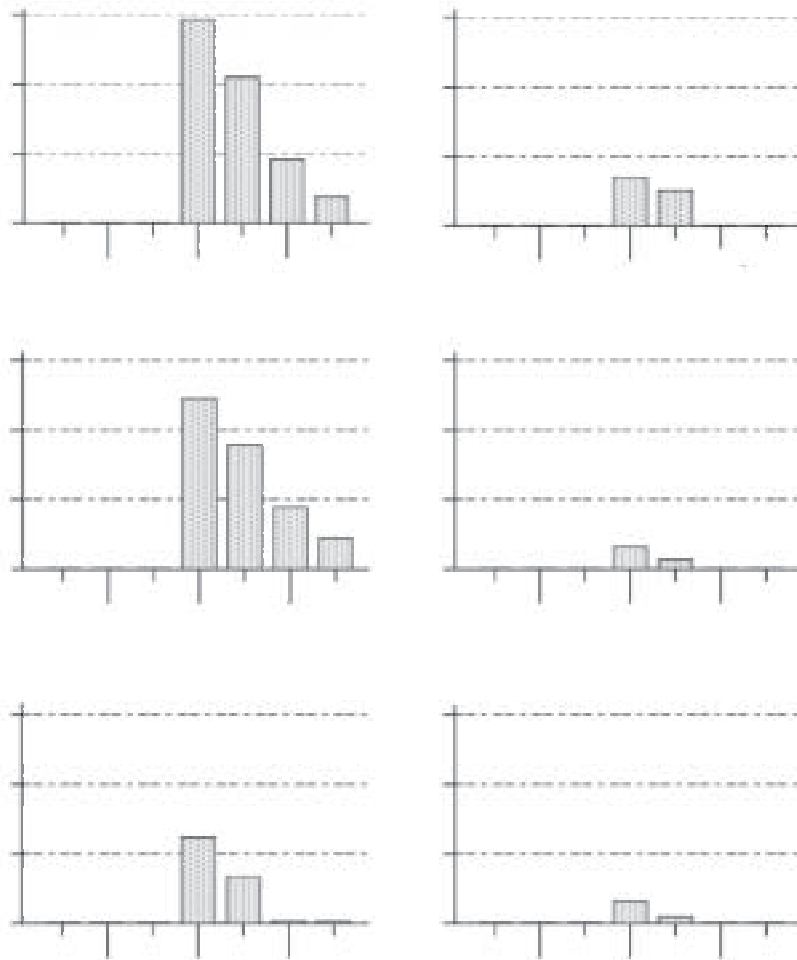


Figura 2

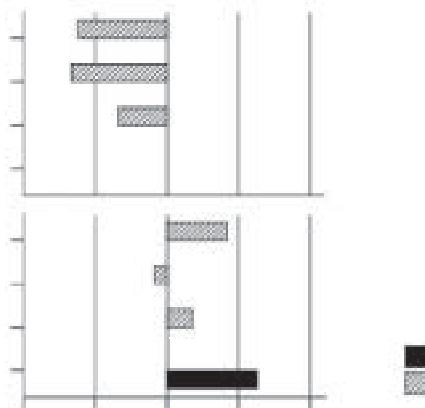
Densidad de plántulas establecidas en junio de 2008, y densidad de plántulas supervivientes hasta febrero 2009 en parcelas de dosel cerrado (P1, P2; P4) y dosel abierto (P3, P5, P6).

3.3. Efecto neto del matorral en plantas de diferentes tamaños

A partir de los resultados de los experimentos 1 y 2, y con los estimadores utilizados, se observaron interacciones positivas y negativas entre el matorral y el regenerado de forma simultánea (Figura 3). Considerando la tasa de crecimiento relativo en volumen (TCR-Vol), el índice RNE indicó que en condiciones de dosel abierto, la interacción fue negativa para todos los tamaños de planta, y que la intensidad de la interacción incrementó al aumentar el tamaño de la planta, aunque con una intensidad mayor para plantas de tamaño relativo intermedio (T2). En condiciones de dosel cerrado, la intensidad de la interacción aumentó con el tamaño de la planta para el estimador TCR-Vol, pero se observó un cambio en el signo de la interacción en función del tamaño de la planta, con un efecto positivo del matorral en plantas de tamaño T1, un efecto negativo en las de tamaño intermedio T2, y un efecto positivo en las plantas emergentes de tamaño T3. En el caso de la supervivencia de las plantas recién establecidas de tamaño T0, se observó una interacción positiva de intensidad alta en condiciones de dosel cerrado. Este índice no se pudo calcular para el dosel abierto debido a que murieron todas las plantas establecidas en estas condiciones.

4. DISCUSIÓN

Los estudios y resultados descritos se han centrado en el establecimiento y el crecimiento de la regeneración en fase temprana, y la interacción con matorral de *Cistus ladanifer*, después de una estación de crecimiento. Los resultados muestran interacciones positivas y negativas de forma simultánea, lo que coincide con resultados previos (Gómez-Aparicio *et al.*, 2005; Holmgren *et al.*, 1997; Holzapfel y Mahall, 1999). Se observaron situaciones diferentes en función del tipo de dosel arbóreo. En condiciones de dosel abierto, el efecto neto del matorral en el crecimiento relativo en volumen de plantas juveniles, fue negativo con independencia del tamaño de la planta, incrementando la intensidad con el tamaño relativo de la planta. En estas parcelas el porcentaje de mortalidad de las plántulas emergidas en primavera fue del 100%, indicando una relación positiva entre cobertura de dosel y probabilidad de supervivencia a las condiciones del verano (Rodríguez-García *et al.*, 2011b).

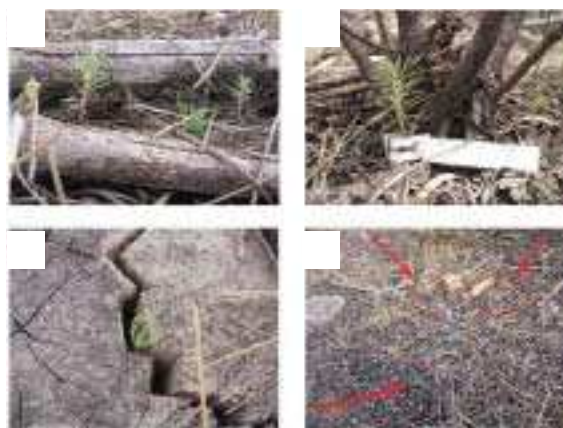


Los cambios observados en el balance neto de la interacción entre el matorral y las plantas de diferentes tamaños bajo el dosel cerrado, y entre los tipos de dosel, podrían ser interpretados con el modelo propuesto por Holmgren *et al.* (1997). Este modelo describe el intercambio entre competición y facilitación en función de la hipótesis de que las plantas no pueden adaptarse simultáneamente a la sombra y a la tolerancia a la sequía (Smith y Huston, 1989). Otra aplicación más general formulada por Liancourt *et al.* (2005) dice que el resultado de facilitación parece ser una función (equilibrio) de una especie que cuente con ambas características: una baja tolerancia a un estrés concreto (por ejemplo un nivel bajo de luz en especies intolerantes a la sombra) y una fuerte capacidad de respuesta competitiva. *Pinus pinaster* es una especie demandante de luz (Awada *et al.*, 2003), y pionera que invade áreas perturbadas y puede crecer rápido, compitiendo con otras plantas (Richardson, 1998). El dosel abierto crea lo que es probable que sean las condiciones óptimas de luz para el crecimiento de *Pinus pinaster*. Si las condiciones abióticas no son particularmente duras para esta especie (menor temperatura edáfica al mediodía y mayor humedad atmosférica relativa en condiciones de sombra del matorral), podríamos esperar competencia como interacción final (Liancourt *et al.*, 2005).

En unas condiciones de dosel abierto parecidas, si el regenerado estuviera establecido (abundante planta juvenil y con indicios de buen crecimiento), podría estudiarse la opción de la eliminación, de forma selectiva, del matorral, aunque son necesarios más ensayos para corroborar esta idea, ya que el efecto *per se* del tratamiento de eliminación de matorral fue bajo, pero podría haber influido en la respuesta de las plantas. Recientemente Zhao *et al.* (2009) observaron que el incremento medio anual en volumen para el *Pinus taeda* Linn variaba con el tratamiento de control de vegetación aplicado para la preparación del sitio. En esta situación también sería muy importante valorar el estatus social y el tamaño de la planta antes de la eliminación del matorral, ya que se ha visto que son factores importantes en el crecimiento de después de la eliminación del matorral (Casquet *et al.*, 2010).

Por el contrario, las plantas establecidas bajo dosel cerrado podrían presentar una capacidad competitiva alta debido a la mayor disponibilidad de nutrientes (mayor contenido en fósforo y agua en el suelo bajo dosel cerrado), pero baja tolerancia a las condiciones abióticas (como por ejemplo la sombra), y podrían por lo tanto, ser facilitadas por el matorral. Como se observó que el resultado de la interacción final varió con el tamaño de la planta, siendo negativo para las de tamaño intermedio, necesitamos otro razonamiento o explicación. La facilitación en condiciones de dosel cerrado, en el caso de las plantas juveniles suprimidas de tamaño T1 y plántulas recién emergidas de tamaño T0 (las cuales son menos tolerantes al estrés debido a su tamaño pequeño), podría estar asociada a una mejora en las condiciones de humedad, probablemente relacionada con la reducción de la temperatura del suelo y el incremento de la humedad relativa bajo la sombra del matorral; ésta mejora en las condiciones de humedad excedería a la demanda aumentada de humedad causada por el deterioro de la luz, resultando en una interacción positiva (Holmgren *et al.*, 1997). Otros estudios en sistemas mediterráneos describen resultados similares en plántulas de *Pinus sylvestris* L. y *Pinus nigra* Arn. (Castro *et al.*, 2004; Gómez-Aparicio *et al.*, 2005), y *Pinus halepensis* Mill. (Gómez-Aparicio *et al.*, 2005), donde se observaron mayores porcentajes de supervivencia bajo la cobertura de matorral vivo de *Salvia lavandulifolia* Vahl, *Santolina canescens* Lag. y *Ulex parviflorus* Pourr., y bajo las ramas de matorral eliminado y colocado en el suelo imitando la cobertura del matorral, que en zonas abiertas sin vegetación o donde el matorral había sido eliminado. También se han observado efectos positivos del matorral en la supervivencia de plántulas de *Pinus ponderosa* Dougl. Ex Laws en masas norteamericanas en ambientes xéricos (Keyes *et al.*, 2005), y en otras coníferas como *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic-Serm. *et al.* en bosques de La Patagonia (Kitzberger *et al.*, 2000; Letourneau *et al.*, 2004).

En el caso de *Pinus pinaster*, recientemente se ha descrito un efecto positivo de los restos de madera (ramas y troncos en el suelo) en la regeneración de esta especie después de un incendio (Castro *et al.*,

**Figura 4**

Diferentes micrositios de establecimiento natural de plántulas de Pinus pinaster (a, b, c), y muerte por desecación de plántulas establecidas en micrositios donde se eliminó la parte aérea del matorral más cercano (d). Autor de la foto (c): Pilar Valbuena.

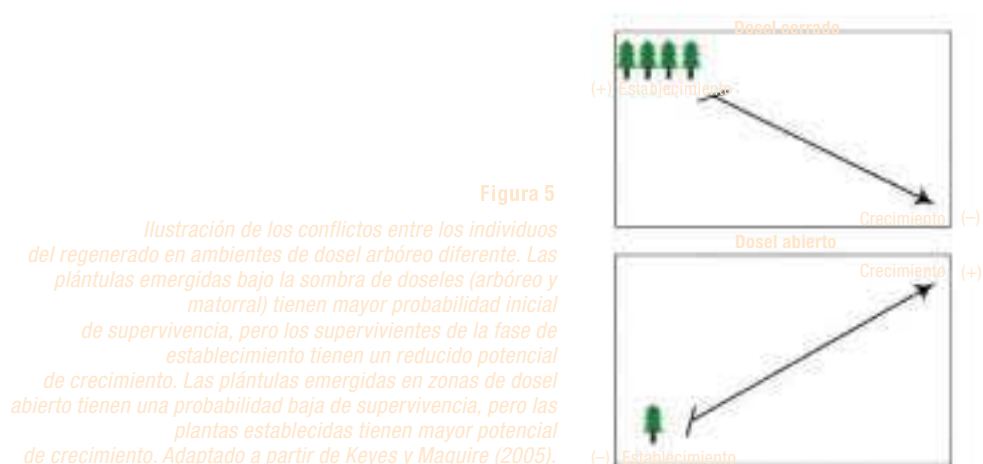
2010), que parece estar relacionada con la mejora de las condiciones microclimáticas y edáficas bajo la sombra de los restos, ya que la presencia de ramas puede reducir la radiación y la temperatura del suelo y puede producir un aumento de la humedad relativa en el ambiente, reduciendo así el riesgo de daños por estrés hídrico. Aunque nosotros no hemos considerado estos ambientes, sí hemos observado ejemplos en el sitio experimental, y en otras condiciones en campo, que corroboran estos resultados (Figura 4).

La interacción negativa observada entre el matorral y las plantas de tamaño intermedio o T2 en condiciones de dosel cerrado, podría deberse a que estas plantas son más competitivas por un mayor acceso a recursos edáficos, al tener un sistema radical más profundo o una densidad de raíces mayor (Kramer y Kozłowski, 1979), de forma que la limitación por luz podría tener más peso que la limitación por humedad y nutrientes, resultando en una interacción negativa. Por último, no podemos descartar la posibilidad de que el efecto positivo en el TCR-Vol de plantas del tamaño T3 en condiciones de dosel cerrado haya aparecido como una adaptación a la competencia por la luz y el espacio, ya que el correspondiente incremento en la inversión en el crecimiento de la parte aérea en respuesta a la sombra de una planta vecina, permite a una planta superar al matorral circundante (Bloom *et al.*, 1985).

Estudios previos indican una baja respuesta en la tasa de crecimiento, y poco o no significativo efecto del matorral en este estimador del estado de las plantas, en la regeneración de especies leñosas (Gómez-Aparicio *et al.*, 2005; Letourneau *et al.*, 2004), lo que señala la necesidad de considerar diferentes estimadores en la evaluación de las interacciones planta-planta (Maestre *et al.*, 2006). Esta baja respuesta podría deberse a un coste energético en condiciones adversas, lo que implicaría una tasa menor de crecimiento relativo pero una mayor supervivencia (Grime, 1979), especialmente para plántulas pequeñas, como lo demuestra el índice RNE. En la Figura 5 se ilustra el conflicto para el regenerado entre crecer y sobrevivir en los dos ambientes de dosel arbóreo considerados.

5. CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio muestran interacciones positivas y negativas de forma simultánea, entre plantas de *Pinus pinaster* y matorral de *Cistus ladanifer* durante el mismo periodo de crecimiento. El estatus social y el tamaño de la planta, y la estructura del dosel arbóreo y la distancia al matorral parecen ser factores clave en el balance neto del efecto del matorral. Sin tener en cuenta el tipo de dosel arbóreo,



la humedad relativa atmosférica y la temperatura del suelo al medio día variaron entre micrositios sin matorral y micrositios bajo la cubierta del matorral. Estos cambios en los factores de micrositio podrían determinar la fase de establecimiento temprana y el crecimiento de plantas de *Pinus pinaster*, así como la estructura de la regeneración. Es necesario continuar con la investigación en esta área para explorar los efectos del manejo del matorral en la regeneración de *Pinus pinaster* y otras especies forestales leñosas.

6. AGRADECIMIENTOS

Queremos mostrar nuestro agradecimiento al *Ministerio de Ciencia e Innovación* por la financiación de los proyectos AGL2001-1780, AGL2004-07094-CO2-02 y AGL2007-65795, y la beca FPI: BES-2005-7498; a Pedro Abati y *La Sociedad de las Navas del Marqués*, S.A. por su apoyo en la realización de este trabajo y su ayuda con la selección del rodal de trabajo; a la Agencia Española de Meteorología (AEMET) por la facilitación de los datos climáticos; a E. Escalante, S. Bogino, C. Herrero, P. Valbuena, A. Sanz, I. Ruano, A. de Lucas, M. Gómez, Y. Pallavicini y J. Díez por asistencia en campo.

7. LISTADO DE REFERENCIAS

- Awada, T., Radoglou, K., Fotelli, M. N., Constantinidou, H. I. A. (2003). Ecophysiology of seedlings of three Mediterranean pine species in contrasting light regimes. *Tree Physiology*, 23: 33-41.
- Bertness B., Callaway R. (1994). Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution*, 5: 191-193.
- Bloom, A. J., Chapin III, F. S., Money, H. A. (1985). Resource limitation in plants- an economic analogy. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 16: 363-392.
- Callaway, R. M. (1995). Positive interactions among plants. *Botanical Review*, 61: 306-349.
- Callaway, R. M., Brooker, R. W., Choler, P., Kikvidze, Z., Lortie, C. J., Michalet, R., Paolani, L., Pugnaire, F. I., Newingham, B., Aschhoug, E. T., Armas, C., Kikodze, D., Cook, B. J. (2002). Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature*, 417: 844-848.
- Callaway, R. M., Walker, L. R., (1997). Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology*, 78: 1958-1965.
- Casquet, B., Montpied, P., Dreyer, E., Epron, D., Collet, C. (2010). Response to canopy opening does not act as a filter to *Fagus sylvatica* and *Acer* sp. advance regeneration in a mixed temperate forest. *Annals of Forest Science*, 67: 105.
- 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 nurse object to promote post-fire tree seedling establishment. *Restoration Ecology*. doi:10.1111/j.1526-100X.2009.00619.x.
- Castro, J., Zamora, R., Hódar, J. A., Gómez-Aparicio, L. (2004). Benefits of using shrubs as nurse plants for restoration in Mediterranean mountains: a 4-year study. *Restoration Ecology*, 12 (3): 352-358.
- García, D., Zamora, R., Hódar, J. A., Gómez, J. M., Castro, J. (2000). Yew (*Taxus baccata* L.) regeneration is facilitated by fleshy-fruited shrubs in Mediterranean environments. *Biological Conservation*, 95: 31-38.
- García-Salmerón, J. (1995). Manual de repoblaciones forestales II. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Madrid.
- González-Alday, J., Martínez-Ruiz, C., Bravo, F. (2008). Evaluating different harvest intensities over understory plant diversity and pine seedlings, in a *Pinus pinaster* Ait. natural stand of Spain. *Plant Ecology*. doi: 10.1007/s11258-008-9490-2.
- Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Gómez, J. M., Hódar, J. A., Castro, J., Baraza, E. (2004). Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications*, 14 (4): 1128-1138.
- Gómez-Aparicio, L., Gómez, J., Zamora, R., Boettinger, J. L. (2005). Canopy vs. Soil effects of shrubs facilitating tree Seedlings in Mediterranean montane ecosystems. *Journal of Vegetation Science*, 16: 191-198.
- Grime, J. P. (1979). Plant strategies and vegetation processes. Wiley Chichester, UK.
- Herrero, C., San Martín, R., Bravo, F. (2007). Effect of heat and ash treatments on germination of *Pinus pinaster* and *Cistus laurifolius*. *Journal of Arid Environments*, 70: 540-548.
- Holmgren, M., Scheffer, M., Huston, M. (1997). The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology*, 78: 1966-1975.
- Holzapfel, C., Mahall, B. E. (1999). Bidirectional facilitation and interference between shrubs and annuals in the Mojave desert. *Ecology*, 65: 1747-1761.
- IPCC (2007). Fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In, Cambridge University Press, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Kellman, M., Kading, M. (1992). Facilitation of tree seedling establishment in a sand dune succession. *Journal of Vegetation Science*, 3: 679-688.
- Keyes, C., Maguire, D. (2005). Positive seedling-shrub relationships in natural regeneration of ponderosa pine. Technical Report. PSW-GTR-198. USDA Forest Service, pp. 95-107.
- Kitzberger, T., Steinaker, D., Veblen, T. (2000). Effects of climatic variability on facilitation of tree establishment in northern Patagonia. *Ecology*, 81: 1914-1924.

- Kramer, P. J., Kozlowski, T. T. (1979). Physiology of woody plants, Academic Press, New York.
- Letourneau, F. J., Andenmatten, E., Schlichter, T. (2004). Effect of climatic conditions and tree size on *Austrocedrus chilensis*-shrub interactions in northern Patagonia. Forest Ecology and Management, 191: 29-38.
- Liancourt, P., Callaway, R. M., Michalet, R. (2005). Stress tolerance and competitive-response ability determine the outcome of biotic interactions. Ecology, 86 (6): 1611-1618.
- Maestre, F. T., Valladares, F., Reynolds, J. F. (2006). The stress-gradient hypothesis does not fit all relationships between plant-plant interactions and abiotic stress: further insights from arid environments. Journal of Ecology, 94: 17-22.
- Mesón, M., Montoya, M. (1993). Silvicultura mediterránea. Mundi Prensa, Madrid.
- Pugnaire, F. I., Haase, P., Puigdefabregas, M., Cueto, M., Clark, S. C., Incoll, L. D. (1996). Facilitation and succession under the canopy of a leguminous shrub, *Retama sphaerocarpa*, in a semiarid environment in southeast Spain. Oikos, 76: 455-464.
- Richardson, D. M. (1998). Ecology and biogeography of *Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rodríguez-García, E., Ordóñez, C., Bravo, F. (2011a). Effects of shrub and canopy cover on the relative growth rate of *Pinus pinaster* Ait. seedlings of different sizes. Annals of Forest Science. (In press).
- Rodríguez-García, E., Bravo, F., Spies, T. (2011b). Effects of overstorey canopy, plant-plant interactions and soil properties on Mediterranean maritime pine seedling dynamics. Forest Ecology and Management. (Under revision).
- Ruano, I., Pando, V., Bravo, F. (2009). How do light and water influence *Pinus pinaster* Ait. germination and early seedling development? Forest Ecology and Management 258: 2647-2653.
- Smith, T. M., Huston, M. A. (1989). A theory of the spatial and temporal dynamics of plant communities. Vegetatio, 83: 49-69.
- Zhao, D., Kane, M., Borders, B. E., Harrison, M., Rheney, J. W. (2009). Site preparation and competing vegetation control affect loblolly pine long-term productivity in the southern Piedmont/Upper Coastal Plain of the United States. Annals of Forest Science, 66: 705.
- Werner, C., Correia, O. A., Ryel, R. J., Beyschlag, W. (1998). Modeling whole plant primary production of macchia species: assessing the effects of photoinhibition and foliage orientation. Revista de Biología 16: 247-257.
- Zamora, R., García-Fayos, P., Gómez-Aparicio, L. (2004). Las interacciones planta-planta y planta-animal en el contexto de la sucesión ecológica (pp. 371-393). En: Valladares, F (Ed.) Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid.

Influencia de la luz y la disponibilidad hídrica en la germinación y supervivencia de *Pinus pinaster* Ait.

Irene Ruano, Valentín Pando, Felipe Bravo

RESUMEN

La germinación y supervivencia de las plántulas durante los primeros meses es una fase crítica para la regeneración forestal ya que son muchos los factores que influyen significativamente y que pueden producir un efecto negativo sobre la continuidad de las masas. Para evitarlo, es necesario conocer dichos factores y conocer el alcance de dicha influencia. En este capítulo se analiza la influencia de la luz y de la disponibilidad hídrica en el *Pinus pinaster* Ait. mediante el dispositivo experimental de Mata de Cúellar (ver capítulo 5). Para analizar la influencia de la luz se sembraron semillas en cuatro parcelas del dispositivo. Cada parcela tiene un peso de corta diferente: una parcela testigo (sin corta) y tres parcelas con distinto porcentaje de corta (a hecho, 50% y 25% del área basimétrica). Para analizar la influencia de la disponibilidad hídrica se simularon años húmedos y años secos. El primer verano se regaron la mitad de las semillas y el segundo verano otra mitad, pero de manera que tenemos semillas bajo dos años húmedos, bajo dos años secos, el primero seco y el segundo húmedo y viceversa. El seguimiento de las plántulas en campo duró 18 meses. En términos de germinación y supervivencia, la luz es más importante que la disponibilidad hídrica, obteniendo los mejores resultados con una corta suave (25%). En cambio, en términos de biomasa y crecimiento, la disponibilidad hídrica influye más que la luz. El resultado mejora cuando hay una mayor disponibilidad hídrica pasados unos meses.

1. INTRODUCCIÓN

La regeneración es un proceso complejo, ya que intervienen múltiples factores que condicionan el futuro desarrollo de la masa. Además, los bosques se enfrentan a escenarios ambientales cambiantes en los que las sequías van a ser cada vez más largas e intensas y las temperaturas subirán en términos generales (IPPC, 2007). Estos cambios tendrán una influencia mayor en los momentos claves de la dinámica de los rodales forestales, entre los que destaca la fase de regeneración. El conocimiento actual sobre la regeneración de algunas especies de coníferas o frondosas está bastante avanzado, sobre todo en los ecosistemas templados y boreales. Sin embargo, la extrapolación de esta información para las especies mediterráneas no siempre es posible por las diferencias climáticas y ecológicas (Rodríguez-García *et al.*, 2007).

En este capítulo se analiza, a partir de los resultados obtenidos por Ruano *et al.* (2009), el establecimiento y supervivencia de las plántulas bajo distintas condiciones de luz y de disponibilidad hídrica. Con ello se pretende comprender el impacto de la irregularidad climática sobre la regeneración y así poder definir la estrategia selvícola más adecuada para asegurar la persistencia a largo plazo de este tipo de bosques.

J. Gordo, R. Calama, M. Pardos, F. Bravo, G. Montero (ed.). *La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Valladolid © 2012 (207-218).*

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Para poder analizar la influencia de los factores luz y agua sobre la regeneración natural del pino resinero se realizó un ensayo durante los años 2006 y 2007 en el dispositivo experimental de Mata de Cuéllar (ver capítulo 5). Se sembraron 1.200 piñones en cuatro parcelas de dicho dispositivo experimental: parcela 5 con una corta del 25% del área basimétrica, parcela 7 con una corta del 50%, parcela 9 con una corta a hecho de toda la superficie (70 × 70 m) y parcela 10 o parcela testigo, donde no se cortó nada. Así se consideraron cuatro intensidades de luz ya que el peso de corta está directamente relacionado con esta variable. También se aplicaron riegos para simular tormentas de verano. Durante 18 meses se controló la germinación y la supervivencia de las plántulas germinadas. En la Tabla 1 se muestran las temperaturas medias, máximas y mínimas y las precipitaciones estivales y anuales como valores representativos de los cursos climáticos de los dos años considerados.

2.1. Diseño experimental y seguimiento

Se utilizaron semillas de la región de procedencia «Meseta Castellana» de cosecha 2005, suministradas por el Centro Nacional de Mejora Forestal «El Serranillo» (Dirección General del Medio Natural, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino). La siembra se realizó en abril de 2006 y durante los 18 meses siguientes se visitó el dispositivo cada 15 días para controlar la germinación de las semillas y la supervivencia de las plántulas germinadas.

Los piñones se sembraron en grupos de 25, en cinco filas y cinco columnas para poder controlar su germinación, y se protegieron de la predación con una malla metálica de 25 × 25 cm, formando lo que se denominó unidad experimental. En cada parcela del dispositivo experimental se pusieron 300 piñones, es decir, 12 unidades experimentales. A su vez las unidades experimentales se instalaron en grupos de cuatro en tres puntos diferentes de cada parcela. Así queda representada la variabilidad dentro de cada parcela de corta (Figura 1).

Para simular diferentes regímenes hídricos estivales se regó en los meses de máximo calor (desde el 1 de junio al 15 de septiembre). Durante los veranos del 2006 y 2007 se regaron la mitad de las unidades experimentales de forma cruzada para conseguir cuatro regímenes hídricos: dos años húmedos (las unidades experimentales que se regaron los dos veranos), dos años secos (las unidades experimentales que no se regaron ningún año), el primer año húmedo y el segundo seco (las que se regaron el primer verano pero el segundo no), y el primer año seco y el segundo húmedo (las que no se regaron el primer año y el segundo sí) (Figura 2).

Cada unidad experimental se regó con 2 litros de agua cada 15 días durante el período indicado. La dosis de riego se determinó tras el estudio de las precipitaciones estivales de los años húmedos en la zona de estudio y se duplicó la cantidad estimada para compensar la evapotranspiración ya que las temperaturas eran más altas que las que corresponden a los años húmedos.

TABLA 1

Temperatura y precipitación en el dispositivo experimental de Mata de Cuéllar durante 2006 y 2007

	Temperaturas de verano (°C)			Precipitaciones (mm)	
	Media	Máx.	Mín.	Total verano	Total anual
2006	20,13	30,6	9,8	101,8	412,9
2007	19,85	27,5	0,7	159,0	424,0

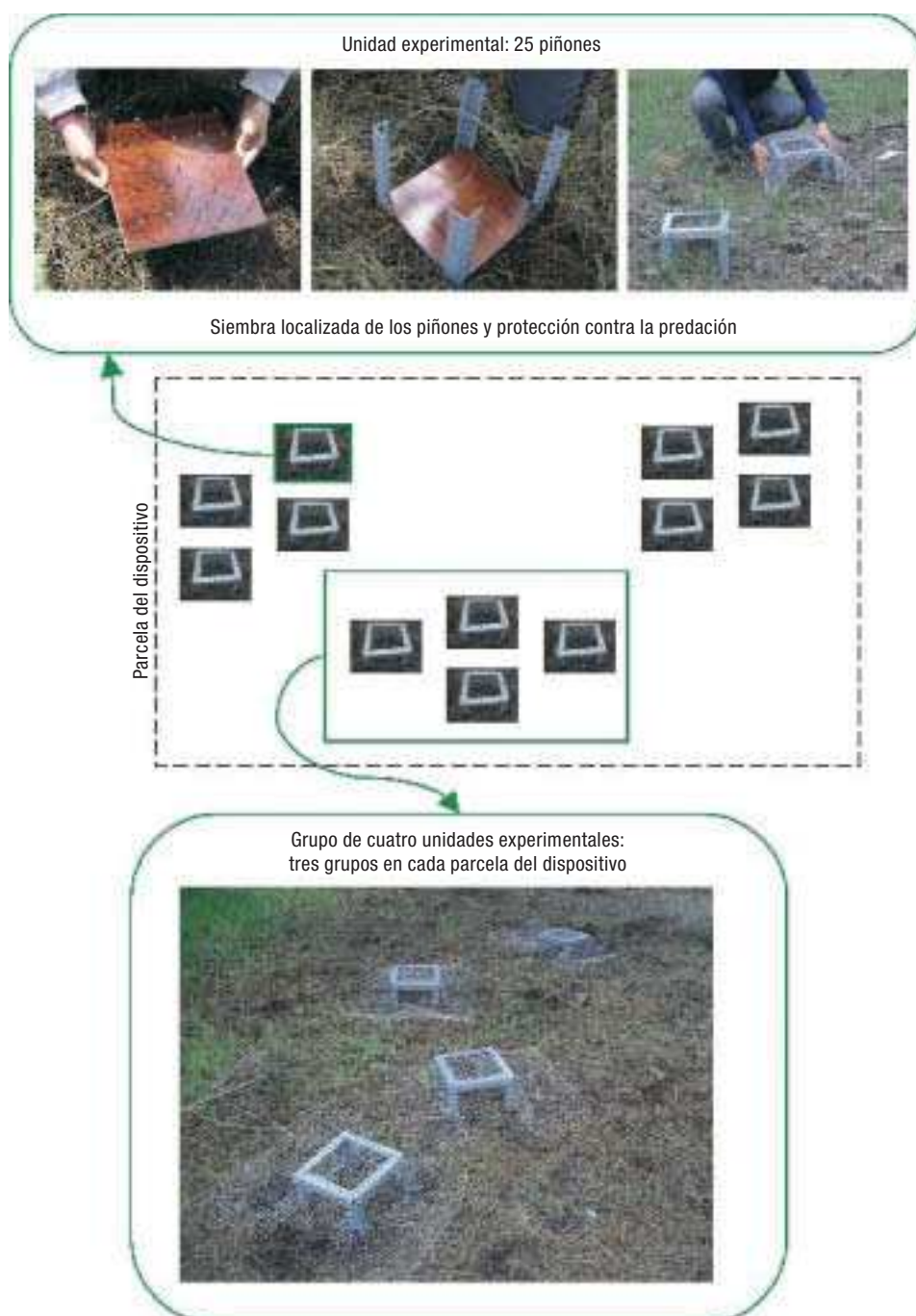
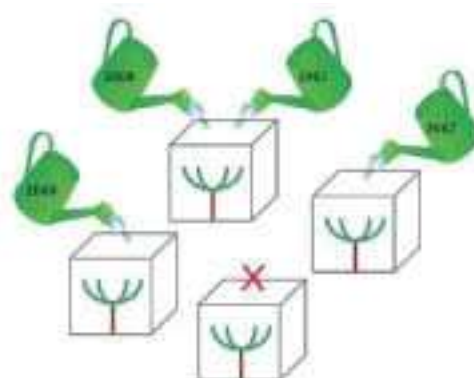


Figura 1

Unidad experimental: instalación y localización.



Por último se tomaron doce fotos hemisféricas, una por cada grupo de cuatro unidades experimentales, para obtener la caracterización lumínica de las parcelas (Figura 3). Posteriormente dichas fotografías se analizaron con el software especializado Gap Light Analyzer (GLA versión 2.0) que permite calcular parámetros como: la cobertura del dosel (CO), el LAI (índice de área foliar efectiva por m^2 de suelo) y la cantidad de radiación total transmitida (directa y difusa), durante la estación de crecimiento (Tabla 2).

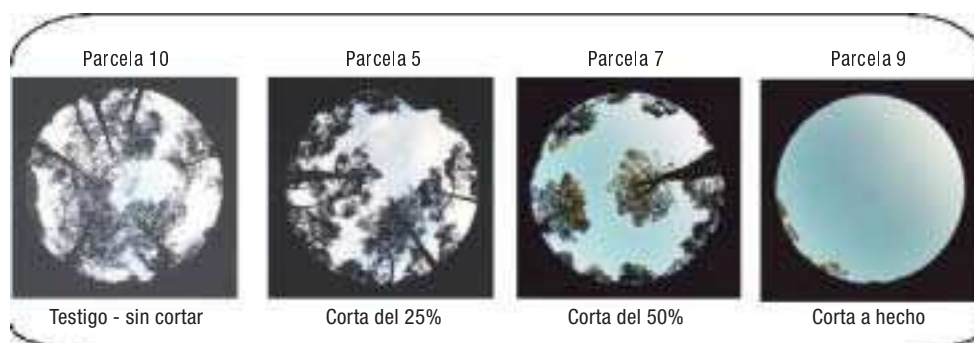


Figura 3

Fotos hemisféricas: equipo necesario y fotos representativas de cada parcela.

TABLA 2

Variables para caracterizar la luz de las parcelas: CO = cobertura del dosel; LAI = Índice de área foliar efectiva sobre un m² de suelo; Trans. Total = Cantidad de radiación total transmitida (directa y difusa)

2.2. Trabajos de laboratorio

Dieciocho meses después de la siembra (noviembre de 2007) se contabilizaron y cosecharon las plántulas supervivientes. Se separaron la parte aérea y la radical para poder tomar las variables que caracterizan el crecimiento individual de las plántulas (Figura 4). Se midió la longitud de la parte aérea, la longitud de la parte radical y el diámetro en el cuello de la raíz. Además las plántulas se secaron a 70°C durante 48 horas para obtener los pesos secos de ambas partes (PAS y PRS). Por último, se estimó el volumen de la parte aérea de las plántulas por semejanza a un cilindro. Estas variables las agrupamos como *variables biométricas* ya que nos indican el crecimiento de las plántulas bajo distintas intensidades de luz y distintos regímenes hídricos.



Figura 4
Extracción de las plántulas al final del ensayo y su división de la parte aérea y parte radical.

Para comprobar que el crecimiento individual de una plántula no está influenciado por el número de plántulas presentes en su unidad experimental calculamos el peso medio por cada unidad experimental, que denominamos peso medio seco (PMAS y PMRS), y la suma total de los pesos de las plántulas de cada unidad experimental, que denominamos biomasa seca (BAS y BRS). Estas variables las agrupamos para facilitar el análisis en el grupo denominado *biomasa total*.

Por último, se seleccionó una plántula superviviente de cada unidad experimental para obtener el área foliar. Se separaron las acículas de cada plántula, se contaron y se escanearon una muestra de 20 acículas por plántula. Con ayuda del software especializado WinNeedle V 4.3B se obtuvo el área foliar media de cada pino a partir de 20 acículas escaneadas y el conteo del total de las acículas para expandir el resultado a toda la plántula.

Las 17 variables obtenidas se agruparon en cuatro grupos: germinación y supervivencia, variables biométricas, biomasa total y área foliar (Tabla 3).

2.3. Análisis de datos

Para realizar el estudio del patrón de germinación y supervivencia (mediante los porcentajes de germinación y supervivencia obtenidos) y el análisis del crecimiento por unidades experimentales (me-

TABLA 3

Características de las variables: número de muestras (n), media, máximo, mínimo y desviación típica

diante las variables de biomasa total y área foliar) se realizó un análisis de la varianza con un diseño factorial con 4 niveles del factor luz y 4 niveles del factor riego con sus interacciones. Se utilizó un modelo lineal mixto con cuatro parámetros de covarianza porque se detectó heterogeneidad de varianzas entre los cuatro tratamientos de riego. La formulación matemática del modelo es la siguiente:

$$y_{ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \alpha\beta_{ij} + \varepsilon_{ijk} \quad [1]$$

siendo: $i = 1, 2, 3, 4$; $j = 1, 2, 3, 4$; $k = 1, 2, 3$.

donde: y_{ijk} $\equiv$ variable a analizar para la jaula k , del tratamiento (i, j) .

μ $\equiv$ efecto de media general.

α_i $\equiv$ efecto de la intensidad de luz i ($i =$ corta 0%, corta 25%, corta 50%, corta 100%).

β_j $\equiv$ efecto del tratamiento de riego j ($j =$ no riego + no riego, no riego + riego, riego + no riego, riego + riego).

$\alpha\beta_{ij}$ $\equiv$ efecto de interacción entre la intensidad de luz i y el tratamiento de riego j .

ε_{ijk} $\equiv$ error aleatorio para la jaula k , del tratamiento (i, j) con Distribución Normal $(0, \sigma^2)$ e independientes.

Para analizar las variables biométricas se utilizó un modelo lineal mixto similar al anterior pero considerando como unidades experimentales cada uno de los árboles supervivientes en cada jaula, no la unidad experimental de 25 semillas. La formulación matemática del modelo es la siguiente:

$$y_{ijkl} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \alpha\beta_{ij} + \gamma_{k(ij)} + \varepsilon_{ijkl} \quad [2]$$

siendo: $i = 1, 2, 3, 4$; $j = 1, 2, 3, 4$; $k = 1, 2, 3$; $l = 1, 2, \dots, n_{ijk}$

donde: y_{ijkl} $\equiv$ variable a analizar para el pino l , de la jaula k , del tratamiento (i, j)

μ $\equiv$ efecto de media general

α_i $\equiv$ efecto de la intensidad de luz i ($i =$ corta 0%, corta 25%, corta 50%, corta 100%)

β_j $\equiv$ efecto del tratamiento de riego j ($j =$ no riego + no riego, no riego + riego, riego + no riego, riego + riego)

$\alpha\beta_{ij}$ $\equiv$ efecto de interacción entre la intensidad de luz i y el tratamiento de riego j

$\gamma_{k(ij)}$ $\equiv$ efecto aleatorio de la jaula k , del tratamiento (ij) , con Distribución Normal $N(0, \sigma^2_{\gamma})$

ε_{ijkl} $\equiv$ error aleatorio para el árbol l , de la jaula k , del tratamiento (i, j) con Distribución Normal $(0, \sigma^2)$ e independientes

Todos los análisis se realizaron con el paquete estadístico SAS 9.1 Inc. (2004).

3. RESULTADOS

Se puede observar un patrón de germinación durante los 18 meses de estudio similar en las cuatro intensidades de luz analizadas ya que obtuvieron dos momentos claves de germinación: el otoño de 2006 y la primavera de 2007 (Figura 5). La diferencia entre tratamientos está en el número de semillas germinadas, por ejemplo en abril de 2007 germinaron 62 semillas en la parcela donde se cortó el 25% del área basimétrica frente a 41 semillas que germinaron en la parcela donde se realizó la corta a hecho.

A su vez también se observa un patrón para la supervivencia ya que a partir de la primavera del 2007 comienza a descender el número de plántulas vivas. En la parcela donde se cortó el 25% había 133 plántulas en mayo de 2007 pero al final del ensayo este número se redujo hasta 81. Las otras tres

La intensidad de corta no influye significativamente en más de la mitad de las variables biométricas y de biomasa total (Tabla 5). En general, en las que sí influye, se obtienen mayores crecimientos en la parcela donde se aplicó una corta a hecho, aunque no hay diferencias significativas con los resultados de la parcela donde se cortó el 50% del área basimétrica. Por ejemplo, en la parcela de la corta a hecho se obtuvo un peso seco aéreo de 0,2138 gramos aunque no hay diferencias significativas con la parcela donde se cortó el 50%, con un peso seco aéreo de 0,1625 gramos.

Respecto a la disponibilidad hídrica en estos dos grupos de variables, se obtuvieron los mejores crecimientos al regar el segundo año, no siendo significativo el riego aplicado el primer año (Tabla 5). Por ejemplo en el caso del peso seco aéreo alcanzó el valor de 0,1825 gramos al regar los dos años y 0,1492 gramos al regar el segundo pero estadísticamente no hay diferencias significativas entre estos dos resultados. Los pesos secos radicales tienen un resultado similar, obteniendo 0,05993 gramos y 0,05722 gramos, respectivamente.

Por último se observó que, para el área foliar, en general los factores considerados no influyen significativamente. Además no se observaron interacciones entre los factores para ninguno de los grupos de variables considerados, excepto en algunos casos puntuales de las variables de área foliar.

TABLA 5

Comparación de las variables biométricas y de biomasa total entre los distintos pesos de corta y las simulaciones de años húmedos. Tramas iguales indican que no hay diferencias significativas ($P > 0,05$). Variables en blanco no es significativo el factor. Rectángulos en la primera fila indican valores más altos

[illegible]

4. DISCUSIÓN

A partir de los resultados del presente estudio, se ha observado que la intensidad de corta y las precipitaciones de verano tienen una influencia significativa sobre la germinación y el desarrollo temprano de *Pinus pinaster* Ait.

Existen trabajos sobre la germinación, supervivencia y el crecimiento en distintas situaciones de sombra y estrés hídrico: para especies mediterráneas como *Quercus coccifera* L. o *Arbutus unedo* L. (Sánchez-Gómez *et al.*, 2006 a, b y c); para especies calcícolas como *Colutea hispanica* Talavera y Arista, *Gypsophila struthium* (Wilk.) G. López., *Thymus lacaitae* Pau., *Lepidium subulatum* L. y *Helianthemum squamatum* (L.) Dum. (Matesanz *et al.*, 2008); para *Pinus pinaster* Ait., *Pinus halepensis* Mill., *Pinus canariensis* Sweet. y *Pinus pinea* L. (Chambel *et al.*, 2007)... Pero todos estos trabajos se realizaron en vivero, controlando no sólo la luz y el agua disponible, si no también la temperatura, la composición del suelo, las plagas... Además la duración de todos los trabajos consultados es menor de un año. Cabe resaltar que el trabajo presentado en este capítulo se realizó totalmente en campo y su seguimiento duró 18 meses, condiciones que hasta ahora no se habían estudiado para el pino negral.

Fernández *et al.* (1999) analizaron la respuesta de cuatro procedencias de *Pinus pinaster* a la disponibilidad hídrica considerando dos regímenes hídricos. La supervivencia de las cuatro procedencias fue mayor del 97% cuando el agua disponible era suficiente pero este porcentaje fue menor (entre el 67% y el 80%) bajo el tratamiento de sequía. En el presente trabajo no se observó esa influencia tan clara de la disponibilidad hídrica sobre la supervivencia y además dichas tasas no fueron nunca tan altas. Tal vez las condiciones de sequía consideradas por Fernández *et al.* (1999) no fueron tan fuertes como las del presente trabajo.

Sofo *et al.* (2009) analizaron la reacción de olivos de 7 años de edad a la sequía por parámetros de crecimiento de raíces y copa. Observaron que el olivo, ante la falta de agua aumentó el peso seco de las raíces y el volumen de suelo explorado y no creció el dosel. Así consiguió aguantar las fuertes sequías. En cambio en el presente trabajo no se observó en *Pinus pinaster* este aumento de peso seco de las raíces en condiciones de sequía. Al contrario, el peso radical seco es mayor cuando se ha regado, es decir, cuando la disponibilidad hídrica ha sido mayor. Esto puede deberse a la diferencia de edad en las plántulas estudiadas en los dos trabajos, ya que los olivos tenían 7 años y se consideraron como plantas ya establecidas.

González-Alday *et al.* (2008) analizaron la influencia de las tres intensidades de corta sobre la riqueza, diversidad y grupos funcionales de especies bajo el dosel y plántulas de *Pinus pinaster* en el mismo sitio experimental que este capítulo. Observaron que las cortas redujeron el número de plántulas de pino en comparación con la parcela control. La densidad más baja se obtuvo en la parcela de corta a hecho y la más alta en la parcela control, obteniendo en las parcelas del 25% y 50% densidades intermedias, pero no se comprobó la supervivencia de esas plántulas. En cambio en el presente capítulo se ha observado la mayor tasa de germinación y supervivencia en la parcela donde se cortó el 25%.

En este capítulo se han presentado datos que muestran que la intensidad de corta influye más que el régimen hídrico sobre la germinación y la supervivencia, mientras que la disponibilidad hídrica influye más sobre el crecimiento y la biomasa de las plántulas que la luz. Se obtuvo el número más alto de semillas germinadas y de plántulas supervivientes al aplicar cortas suaves (25% del área basal métrica). En dicha parcela aumentó aproximadamente un 50% el porcentaje de germinación comparado con las otras tres opciones y aproximadamente entre un 96 y 226% la supervivencia de las plántulas germinadas.

En cambio, respecto a los cursos climáticos, no se puede definir claramente la mejor opción ya que el segundo año del ensayo (2007) fue más húmedo. Si analizamos los datos climáticos de la estación meteorológica de Cuéllar (Segovia), se observa una diferencia clave entre los dos años de seguimiento. Durante el mes de mayo de 2007 llovieron 107,4 mm repartidos en 18 días, mientras que en mayo de 2006 llovieron sólo 8,6 mm repartidos en 7 días. Según Bogino y Bravo (2008) la precipitación antes y durante la temporada de crecimiento está directamente relacionado con el crecimiento radial para el *Pinus pinaster*. Por lo tanto, la diferencia de precipitación en el mes de mayo probablemente haga que la simulación de las precipitaciones estivales no tenga el efecto esperado. Entonces no podemos afirmar que el segundo año fue igual de seco que el primero. Habría que estudiar más profundamente el agua total que recibieron las plántulas, para ver la influencia de la disponibilidad hídrica en la germinación y la supervivencia en los primeros meses de esta especie.

5. CONCLUSIONES

A la vista de los resultados obtenidos se puede decir que la luz regulada por las cortas y la disponibilidad hídrica influyen significativamente sobre la germinación y los primeros meses del *Pinus pinaster*. Por un lado la luz muestra una mayor influencia que la disponibilidad hídrica sobre la germinación y la supervivencia a corto plazo. Por otro lado, la disponibilidad hídrica muestra mayor influencia que la luz sobre las variables biométricas y de biomasa, variables que reflejan el crecimiento de las plántulas una vez instaladas.

La parcela donde se cortó el 25% del área basimétrica muestra los mejores resultados de germinación y supervivencia. Por lo que, a la hora de entrar en la fase de regeneración, aplicar una corta suave favorece la aparición de regenerado y su supervivencia. En cambio las variables biométricas y de biomasa que han sido influidas por la luz nos indican que los mejores resultados se obtienen en las parcelas con las cortas a hecho o del 50%. Esto indica que una vez instalado el número adecuado de plántulas se puede aplicar una corta más fuerte para favorecer el crecimiento de dichas plántulas. El problema está en conseguir un número suficiente de dichas plántulas para considerar la regeneración como adecuada.

Por último, respecto a la disponibilidad hídrica, dado que los dos años analizados fueron diferentes entre sí, no se puede afirmar qué régimen hídrico ofrece mayores beneficios en cuestión de germinación y supervivencia aunque los resultados obtenidos muestran que el agua disponible después de pasados unos meses da lugar a mayores crecimientos.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se llevó a cabo dentro del proyecto de investigación AGL2007-65795-C02-01 financiado por el Plan Nacional de I+D+i del Ministerio de Ciencia e Innovación. Ha sido posible realizarlo gracias al Contrato cofinanciado por el Ministerio de Ciencia e Innovación mediante el subprograma de Personal Técnico de Apoyo y el Fondo Social Europeo. La Red CE de nivel II del Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino facilitó los datos climáticos.



7. LISTADO DE REFERENCIAS

- Bogino, S., Bravo F. (2008). Growth response of *Pinus pinaster* Ait. to climatic variables in central Spanish forests. *Annals of Forest Science* 65: 506.
- Chambel, M. R., Climent, J., Alía, R. (2007). Divergence among species and populations of Mediterranean pines in biomass allocation of seedlings grown under two watering regimes. *Annals of Forest Science* 64: 87-97.
- Fernández, M., Gil, L., Pardos, J. A. (1999). Response of *Pinus pinaster* Ait. provenances at early age to water supply. I. Water relation parameters. *Annals of Forest Science* 56: 179-187.
- González-Alday, J., Martínez-Ruiz, C., Bravo, F. (2009). Evaluating different harvest intensities over understory plant diversity and pine seedlings, in a *Pinus pinaster* Ait. natural stand of Spain. *Plant Ecology* 201: 211-220.
- Matesanz, S., Escudero, A., Valladares, F. (2008). Additive effects of a potentially invasive grass and water stress on the performance of seedlings of gypsum specialists. *Applied Vegetation Science* 11 (3): 287-296.
- Rodríguez-García, E., Juez, L., Guerra, B., Bravo, F. (2007). Análisis de la regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. en los arenales de Almazán-Bayubas (Soria, España). *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 16 (1): 25-38.
- Ruano, I., Pando, V., Bravo, F. (2009). How do light and water influence *Pinus pinaster* Ait. germination and early seedling development? *Forest Ecology and Management* 258: 2647-2653.
- Sánchez-Gómez, D., Valladares, F., Zavala, M. A. (2006a). Functional traits and plasticity in response to light in seedlings of four Iberian forest tree species. *Tree Physiology* 26: 1425-1433.
- Sánchez-Gómez, D., Valladares, F., Zavala, M. A. (2006b). Performance of seedlings of Mediterranean woody species under experimental gradients of irradiance and water availability: trade-offs and evidence for niche differentiation. *New Phytologist* 170: 795-806.
- Sánchez-Gómez, D., Valladares, F., Zavala, M. A. (2006c). Seedling survival responses to irradiance are differentially influenced by low-water availability in four tree species of the Iberian cool temperate-Mediterranean ecotone. *Acta Ecologica* 30: 322-332.
- Sofo, A., Manfreda, S., Fiorentino, M., Dichio, B., Xiloyannis, C. (2008). The olive tree: a paradigm for drought tolerance in Mediterranean climates. *Hydrology and Earth System Sciences* 12: 293-301.

Regeneración natural y conservación de la diversidad vegetal en masas de *Pinus pinaster* Ait.

Josu G. Alday, Carolina Martínez, Felipe Bravo

RESUMEN

La conservación de la diversidad vegetal se ha convertido en un factor clave para una gestión sostenible de los sistemas forestales. Sin embargo, existe una falta de conocimiento sobre la respuesta de las especies del sotobosque (arbustos y herbáceas) a los tratamientos selvícolas. Utilizando como sitio experimental una masa de *Pinus pinaster* Ait., se ha tratado de identificar los cambios generales en composición florística y diversidad, así como la respuesta de las especies a los tratamientos selvícolas. Los resultados muestran que los tratamientos de corta producen un efecto significativo sobre la dinámica de la vegetación a corto plazo. En concreto condicionan la riqueza de especies y la cobertura de herbáceas y leñosas, produciendo cambios en la composición de especies del sotobosque. Asimismo, la respuesta de las especies a los tratamientos se ve modulada por sus atributos funcionales (vegetativos y regenerativos). Aumentando el peso o la intensidad de corta, y con ello la alteración del hábitat, se favorece la colonización por especies generalistas y de estadios iniciales, creándose diferencias en composición y distribución de especies. Por tanto, los tratamientos analizados producen cambios sustanciales sobre la composición florística y la riqueza de las especies del sotobosque, lo que condiciona el mantenimiento de la cubierta vegetal asociada al bosque.

1. INTRODUCCIÓN

Entre los grandes retos de la silvicultura moderna se encuentra el de combinar las actividades productivas (madera y otros recursos) con la conservación de la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas (Newmaster *et al.*, 2007). Evidentemente, estos principios deben ser alcanzados mediante prácticas de gestión adecuadas (Kimmins, 2004), entre las que se incluyen los tratamientos selvícolas (cortas a hecho, aclareos, entresacas...). Estos tratamientos producen cambios ambientales y de hábitat para las especies forestales, al modular la disponibilidad de los diferentes tipos de recursos del bosque, como la luz, el agua y los nutrientes del suelo (Decocq *et al.*, 2004). Como resultado, la estructura de la masa, el regenerado, la diversidad y la composición de especies del sotobosque se pueden ver muy afectadas (Zenner *et al.*, 2006). Por tanto, conocer los efectos de diferentes tratamientos selvícolas, tanto distintas modalidades como pesos de corta, sobre los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo es un requisito imprescindible para el desarrollo de una gestión sostenible de los sistemas forestales (Kimmins, 2004).

El pino negral o resinero (*Pinus pinaster* Ait.) es una especie característica del Mediterráneo occidental, principalmente distribuida a lo largo de la Península Ibérica, Francia y norte de África (Alía *et al.*, 1996). El pino negral en el centro de España, y más concretamente en las grandes masas forestales de Castilla y León, ha sido tradicionalmente objeto de un aprovechamiento encaminado a la obtención de resina, con la producción de madera como objetivo secundario. No obstante, en la actuali-

J. Gordo, R. Calama, M. Pardos, F. Bravo, G. Montero (ed.). *La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Valladolid © 2012 (219-235).*

dad, y debido a la inclusión en los mercados de grandes cantidades de resina y madera procedente de los países emergentes, se ha generado una reducción en la actividad resinera que, unida a la baja importancia económica de la madera de estas masas, obliga al redireccionamiento de las políticas forestales de manejo y gestión. Las nuevas estrategias se dirigen hacia la gestión multifuncional de las masas preservando los atributos estructurales y funcionales de los ecosistemas forestales, a la vez que contribuyen a la conservación de la naturaleza (Leone y Lovreglio, 2004; Rodríguez *et al.*, 2008). Como resultado se pretende garantizar la actividad comercial (resina y madera), preservando el paisaje y las funciones ecológicas, las plantas y animales del sotobosque o la producción de hongos (Oria de Rueda, 2003), así como otros componentes, tales como la singularidad de la diversidad genética de las masas de negral (De Lucas *et al.*, 2009) o los stocks de carbono fijados por el bosque (Bravo *et al.*, 2009). No obstante, el pilar básico de estas estrategias es tratar de conseguir la regeneración natural de las masas. Un primer paso hacia esta nueva selvicultura implica que los gestores reconozcan la necesidad de mejorar el conocimiento de la respuesta a los tratamientos selvícolas, no solo del regenerado sino también de la vegetación del sotobosque que se ha demostrado como un aliado para la regeneración de ciertas zonas (Pausas *et al.*, 2004, Rodríguez-García *et al.*, 2007).

La inclusión de objetivos de conservación del bosque dentro de las estrategias de manejo requiere de un mejor conocimiento de los patrones generales de respuesta de la vegetación del sotobosque a los efectos de las diferentes técnicas de gestión forestal (D'Amato *et al.*, 2009). Sin embargo, pese a que los cambios en la diversidad vegetal y composición florística del sotobosque son complejos (Tárrrega *et al.*, 2006; Alday *et al.*, 2010a), el uso de ensayos selvícolas controlados (diferentes intensidades de corta; ver en este libro Bravo *et al.*, 2012) o el análisis de las respuestas en función de los atributos funcionales de las especies (Alday *et al.*, 2010b), nos permiten obtener generalidades muy interesantes desde el punto de vista del manejo. Sobre esta base se utilizó como sitio de ensayo experimental una masa de *Pinus pinaster* de la meseta castellana, con la intención de observar cuáles son los cambios más significativos en composición y diversidad que nos permitan comprender la respuesta de las especies a las perturbaciones producidas por los tratamientos selvícolas, y poder diseñar planes de gestión y manejo más apropiados para este tipo de masas.

En concreto, el objetivo de este estudio fue determinar el efecto de tres tratamientos de corta, en comparación con un control, sobre la regeneración natural de *Pinus pinaster*, así como sobre la diversidad y composición florística de la vegetación subyacente. Se parte de la hipótesis de que existe una respuesta de la comunidad vegetal y de las plántulas de pino a los cambios ambientales producidos por los tratamientos selvícolas (luz, nuevos espacios, alteraciones de suelo...). En concreto se pretende describir: (1) la variación en el número de plántulas de *Pinus pinaster* en función del peso de la corta; (2) si la diversidad y riqueza de especies de plantas se ven afectadas por los pesos o intensidades de corta; (3) si los tratamientos aplicados producen cambios en la composición florística en relación al control; y (4) si los atributos funcionales de la vegetación están relacionados con los cambios en composición florística producidos como consecuencia de los tratamientos selvícolas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El estudio sobre la diversidad vegetal y regeneración natural se realizó en una masa de *Pinus pinaster* situada en Cuéllar, provincia de Segovia (757 m snm; 41° 22' N, 4° 29' W; región de proceden-

cia «Meseta Castellana»). El clima es mediterráneo semiárido con una temperatura media de 11,2°C y una precipitación media de 461 mm, distribuida principalmente en primavera e invierno, lo que produce un periodo de sequía que se prolonga desde mediados de junio hasta mediados de septiembre (MAPA, 1987). Los suelos son arenosos silíceos formados durante el cuaternario, con poca capacidad de retención de agua y fertilidad (Junta de Castilla y León, 1988). La vegetación de la zona se encuentra dominada por masas de *Pinus pinaster* con algunos pies de *Pinus pinea* L. entremezcladas con áreas de cultivo agrícola. La densidad inicial de la masa se encuentra en torno a los 140 pies/ha, con edades comprendidas entre los 80 y 100 años. La silvicultura aplicada en estas masas se ha basado tradicionalmente en tratamientos (aclareo sucesivo y uniforme) que han favorecido la obtención de resina, compatibles en principio con una regeneración natural del pinar.

2.2. Tratamientos selvícolas

Sobre una masa continua de *Pinus pinaster* que compartía la misma estructura, condiciones abióticas y composición de especies, se delimitaron 12 parcelas permanentes de 70 × 70 m en el verano de 2003 (ver en este libro Bravo *et al.*, 2012). Una vez establecidas las parcelas, se midió el diámetro (D, cm) de cada uno de los árboles mayores de 7,5 cm de diámetro. La finalidad de esta operación fue obtener el área basimétrica sobre la que realizar los distintos tratamientos. Se aplicaron tres niveles de intensidad o peso de corta sobre 9 de las 12 parcelas permanentes: (1) eliminación del 25% del área basimétrica (codificado: H25), (2) eliminación del 50% del área basimétrica (H50) y (3) eliminación del 100% del área basimétrica o cortas a hecho (H100). Estos tratamientos se realizaron de forma aleatoria sobre las 9 parcelas seleccionadas, mientras que las 3 restantes permanecieron como controles (H0), sin recibir tratamiento. Las cortas se realizaron siguiendo criterios selvícolas durante el otoño de 2003. Para más información consultar González-Alday *et al.* (2009) y en este libro Bravo *et al.* (2012).

2.3. Muestreos de vegetación

Los muestreos de vegetación de la masa se realizaron en mayo de 2006. En cada una de las 12 parcelas permanentes definidas se establecieron al azar 20 puntos de muestreo de 1 m² (Tárrega *et al.*, 2006); describiéndose un total de 240 puntos de muestreo. Con la finalidad de eliminar el posible efecto borde, no se seleccionaron cuadrados a menos de 10 m del borde de las parcelas permanentes. En cada uno de los cuadrados establecidos se estimó visualmente el porcentaje de cobertura de cada una de las especies de plantas vasculares presentes, así como el número de plántulas de *Pinus pinaster* presentes menores de 3 años (ver González-Alday *et al.*, 2009).

2.4. Análisis de datos

Debido al escaso número de plántulas de *Pinus pinaster* encontradas en los muestreos se consideró para su análisis la suma total de plántulas de los 20 cuadrados por parcela permanente, de este modo se da el número de plántulas por cada 20 m². A su vez se calculó para cada una de las 12 parcelas la diversidad florística (H') empleando el índice de Shannon y Weaver (1949), la riqueza de especies (S), así como la riqueza de cada uno de los grupos funcionales considerados (anuales, perennes y leñosas). El efecto de las diferentes intensidades de corta sobre estas variables, así como sobre

la cobertura de herbáceas y leñosas se analizó mediante análisis de la varianza (ANOVAs) seguidos de comparaciones por pares mediante el test de Tukey ($p < 0,05$).

Para la determinación de las diferencias en composición florística respecto al control producidas a corto plazo por los distintos tratamientos aplicados, se utilizaron métodos multivariantes. En concreto se optó por un Análisis Permutacional Multivariante de la Varianza (PMAV) en el que se utilizan matrices de distancias (índice Bray y Curtis) para cuantificar y determinar las diferencias entre tratamientos (Oksanen *et al.*, 2010). Las diferencias generales entre tratamientos selvícolas se consideraron para $\alpha = 0,05$. Todas las comparaciones por pares se testaron frente al tratamiento control (H0), por lo que para ajustar el nivel de significación de cada contraste se utilizó la corrección de Bonferroni (Sokal y Rohlf, 1995), siendo el valor crítico para encontrar diferencias significativas entre tratamientos de $\alpha = 0,017$. La visualización de las diferencias de composición y homogeneidad entre los tratamientos se realizó mediante un Análisis de Coordenadas Principales (PCoA; Oksanen *et al.*, 2010).

El análisis de los cambios en los atributos funcionales de las plantas se realizó para detectar patrones generales producidos por los tratamientos selvícolas. En primer lugar se seleccionó un conjunto de 11 atributos que fueran fácilmente determinables para cada planta, para ello se utilizó la información contenida en dos bases de datos (<http://www.ipe.csic.es/floragon/>; <http://www.ecoflora.co.uk/>). Estos 11 atributos se separaron en dos subgrupos: atributos vegetativos y atributos regenerativos. Los atributos vegetativos están relacionados con el desarrollo de las especies y engloban atributos como: forma de vida de Raunkiaer (terófito, caméfito, hemicriptófito, geófito), clonalidad (sí, no), altura media de la especie (cm) y área foliar (cm²). Los atributos regenerativos estarían relacionados con la capacidad reproductiva de la especie vía semilla y engloban: época de floración (mes), época de germinación (primavera, verano, otoño), época de dispersión de semillas (primavera, verano, otoño), método de dispersión (zoocoria, anemocoria, autocoria, barocoria), mecanismo de polinización (aire, insecto, autopolinización), peso de la semilla (g), número de semillas por flor (n°). Sobre la base de estos atributos se construyó la matriz de atributos funcionales para cada una de las especies identificadas (Figura 1), ubicándose las especies en las columnas y los atributos en las filas (Mat 1). Los atributos de origen numérico como el área

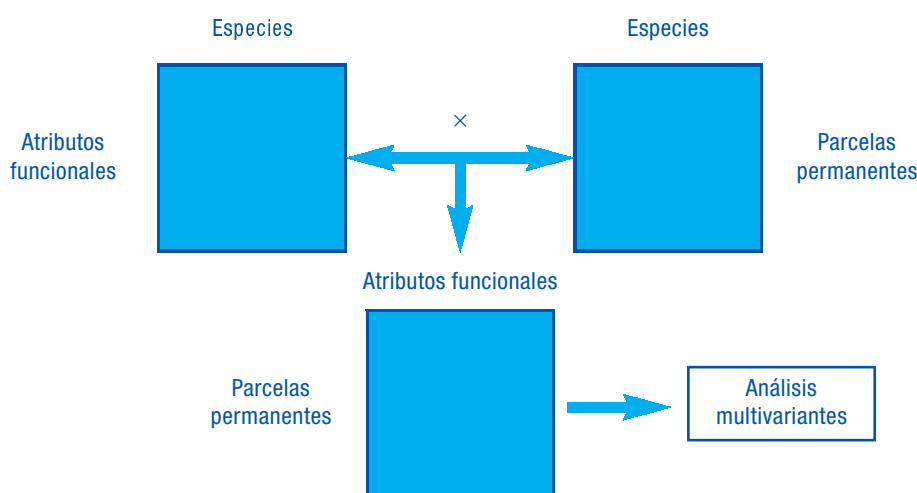


Figura 1

Esquema de la formación de la matriz de atributos funcionales por parcela (Mat 3) en base a las matrices por especie de funcionales (Mat 1) y composición (Mat 2).

de la hoja se describen en una fila, mientras que los atributos categóricos (métodos de dispersión) dispusieron de una fila para cada atributo. En segundo lugar, se multiplicó la matriz de atributos por la de composición de las especies para cada parcela permanente con las especies en columnas y las parcelas permanentes como filas (Mat 2), obteniéndose como resultado una matriz de atributos funcionales en función de su importancia por parcela (Figura 1). Sobre esta matriz de atributos funcionales (Mat 3) se aplicaron análisis mutivariantes (PMAV) para identificar qué subconjunto de atributos (vegetativos o regenerativos) condicionaba más la respuesta de las especies a los tratamientos selvícolas.

Finalmente, para determinar qué atributos funcionales son los más influyentes en la respuesta de las especies a los tratamientos selvícolas, se utilizaron Análisis de Componentes Principales (PCA) sobre los dos subconjuntos de datos considerados: atributos vegetativos y atributos regenerativos vía semilla.

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el programa R (versión 2.10.1; R Development Core Team, 2009), utilizando la librería «vegan» para los análisis multivariantes (Oksanen *et al.*, 2010).

3. RESULTADOS

3.1. Plántulas de *Pinus pinaster*

La densidad de plántulas de *Pinus pinaster* en las parcelas estudiadas fue muy baja, inferior a 3,3 plántulas/m². Considerando el número de plántulas por parcela, se encontraron diferencias significativas entre las intensidades de corta analizadas ($F_{[3,8]} = 23,4$; $p < 0,001$, Tabla 1). Las parcelas control (H0) mostraron el mayor número de plántulas por parcela ($66 \pm 13,5$), mientras que en el lado opuesto, con una plántula por cada 20 m², se encuentran las cortas a hecho (H100, $1 \pm 0,6$). Las parcelas de los tratamientos H25 y H50 mostraron un número intermedio de plántulas ($16 \pm 8,5$ y $8 \pm 1,8$ respectivamente).

3.2. Diversidad y riqueza de especies

La riqueza de especies (S) osciló entre 37 y 62 especies por tratamiento (Tabla 1), registrándose valores significativamente mayores en las cortas a hecho (H100) que en el resto de tratamientos

TABLA 1

Comparación del número de plántulas de *Pinus pinaster* (número total de plántulas en los 20 cuadrados de cada parcela), diversidad y riqueza de especies así como cobertura vegetal entre los tratamientos aplicados (media $\pm$ error estándar). Las diferentes letras indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$) mediante el test de Tukey

	Tratamientos			
	H0	H25	H50	H100
Nº Plántulas	$66 \pm 13,5$ a	$16 \pm 8,5$ b	$8 \pm 1,8$ bc	$1 \pm 0,6$ c
Diversidad (H'γ)	$4,2 \pm 0,1$	$4,3 \pm 0,2$	$4,2 \pm 0,1$	$4,4 \pm 0,3$
Riqueza (S)	$37 \pm 1,8$ a	$42 \pm 2,1$ a	$44 \pm 1,2$ a	$62 \pm 4,7$ b
Riqueza de anuales	$24 \pm 0,9$ a	$29 \pm 0,6$ ab	$31 \pm 0,3$ b	$41 \pm 1,8$ c
Riqueza de perennes	$9 \pm 0,6$	$9 \pm 0,9$ a	$10 \pm 0,9$ a	$15 \pm 1,7$ b
Riqueza de leñosas	$3 \pm 0,6$	$3 \pm 0,1$	$2 \pm 0,3$	$3 \pm 0,9$
Cobertura herbáceas (%)	$31,5 \pm 1$ a	$47,1 \pm 4,2$ b	$47,8 \pm 1,8$ b	$55,8 \pm 3,1$ b
Cobertura leñosas (%)	$6 \pm 0,7$ a	$2,3 \pm 1,6$ ab	$1,8 \pm 0,2$ b	$1,2 \pm 0,8$ b

($F_{[3,8]} = 16,86$; $p < 0,001$). Por el contrario, el índice de diversidad de Shannon, aunque mantiene unos valores altos en los cuatro tratamientos analizados (H' siempre por encima de 4,2; Tabla 1), no se vio afectado por los pesos de corta aplicadas ($F_{[3,8]} = 0,28$; $p = 0,835$).

Las especies herbáceas dominaron, tanto en número como en cobertura el sotobosque de las comunidades vegetales presentes en los cuatro tratamientos (Tabla 1). Un claro efecto de los tratamientos de corta fue el incremento significativo en el número de especies anuales en comparación con las parcelas control ($F_{[3,8]} = 23,21$; $p < 0,001$), especialmente en las cortas a hecho (H100, $41 \pm 1,8$), seguidas por las parcelas donde se eliminó el 50% del área basimétrica (H50, $31 \pm 0,3$). Por el contrario, el número de especies perennes únicamente fue significativamente mayor en las cortas a hecho (H100, $15 \pm 1,7$) que en el resto ($F_{[3,8]} = 7,3$; $p = 0,011$), mientras que el número de especies leñosas no se vio influenciado por los pesos de corta ($F_{[3,8]} = 0,58$; $p = 0,647$).

3.3. Cambios en la cobertura y composición florística

En cuanto al efecto de las intensidades de corta sobre la cobertura vegetal, destacar que las plantas presentaron valores similares en las tres zonas tratadas (H25, H50, H100), que oscilaron entre 47-56%, siendo significativamente mayores que los de las parcelas control (H0, $31,5 \pm 1$) ($F_{[3,8]} = 13,92$; $p < 0,01$; Tabla 1). Por el contrario, la cobertura de especies leñosas mostró el patrón inverso, siendo significativamente mayor en las parcelas control (H0) que en las cortas a hecho (H100) o en las parcelas H50 ($F_{[3,8]} = 7,01$; $p = 0,013$; Tabla 1), donde la cobertura de leñosas no alcanzó el 2%.

Los tres tratamientos de corta modificaron significativamente la composición florística en comparación con las parcelas sin cortar o controles (PMAV todos los contrastes con 1000 permutaciones; $p < 0,012$; Tabla 2 y Anexo). La aplicación de las distintas intensidades o pesos de corta fue capaz de explicar el 45% de la varianza de la composición de especies.

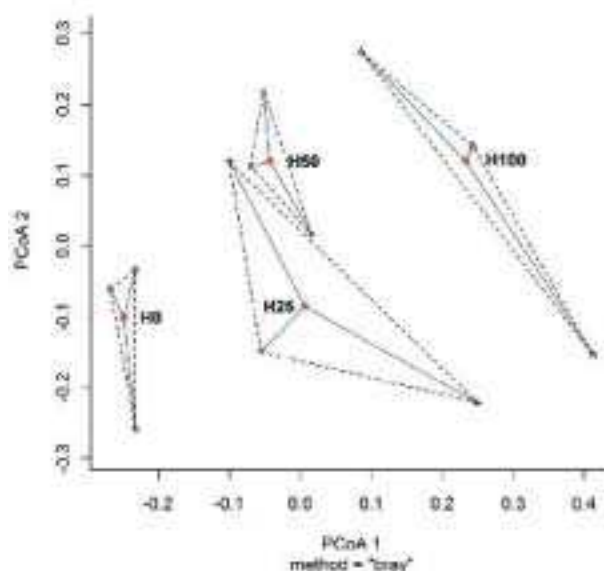
Una visualización gráfica de las diferencias en composición florística entre los distintos tratamientos y el control se puede observar en la Figura 2. Lo más destacable es la localización de las parcelas control (H0) en la zona inferior izquierda de la figura, alejadas de las zonas tratadas.

En las zonas control (H0) dominan las especies características de la masa [*Corynephorus canescens* (L.) Beauv., *Pinus pinaster*, *Sedum amplexicaule* (Sibth, Sm) DC.] con una cobertura de especies arbustivas entorno al 6% [*Helichrysum italicum* L., *Lavandula pedunculata* (Mill.) Cav.]. Las mayores diferencias de composición florística respecto al control se observan en las cortas a hecho (H100) situadas en la esquina superior derecha, zona más opuesta a los controles. Estas zonas (H100) están caracterizadas por un gran número de especies generalistas y ruderales (*Avena fatua* L., *Cerastium ramosissimum* Boiss., *Erodium cicutarium* (L.) L'Hér., *Geranium molle* L., *Rumex acetosella* L.).

TABLA 2

Efecto de las tres intensidades de corta sobre la composición florística del sotobosque usando PMAV con 1000 permutaciones. Los contrastes por pares con respecto a los controles se determinaron usando la corrección de Bonferroni para $\alpha < 0,017$

Índice	Tratamientos/contrastos	F-valor	p-valor
Bray y Curtis	Todos los tratamientos	2,16	0,003
	Control (H0) vs Aclareo ligero (H25)	1,88	< 0,001
	Control (H0) vs Aclareo medio (H50)	3,02	0,012
	Control (H0) vs Corta a hecho (H100)	4,05	< 0,001



Un aspecto importante a destacar es la posición central de los dos tratamientos intermedios (H25 y H50), situadas entre los controles y las cortas a hecho. Esta posición intermedia se debe a la coexistencia en ellos de especies características de la masa, que aunque reducen su cobertura no desaparecen (*Helichrysum italicum*, *Sedum amplexicaule*, *Senecio sylvaticus* L., *Spergularia arvensis* L.), con especies colonizadoras generalistas que se incorporan a la comunidad (*Corrigiola litorales* L., *Dactylis glomerata* L., *Festuca* spp., *Mibora minima* (L.) Desv.).

3.4. Atributos funcionales y composición florística

La respuesta de las especies vegetales a los tratamientos selvícolas aplicados se vio modulada por sus atributos funcionales (vegetativos y regenerativos). En concreto los atributos vegetativos fueron capaces de explicar el 51% (PMAV 1000 permutaciones; F -valor = 2,75; $p = 0,05$), mientras que los atributos regenerativos fueron capaces de explicar el 64% de la respuesta de las especies a los tratamientos aplicados (PMAV 1000 permutaciones; F -valor = 4,75; $p = 0,020$); en consecuencia los atributos relacionados con las semillas fueron los más influyentes. No obstante, los dos grupos de atributos comparten un 20% de la variación en la respuesta de las especies a los tratamientos, indicando cierto solape entre atributos funcionales.

A la hora de determinar cuáles son los atributos funcionales más importantes y comenzando por los atributos vegetativos, observamos como los dos primeros ejes del PCA explican el 73,55% de la varianza total (Figura 3). El primer componente principal explica el 56,13% de la varianza y se encuentra relacionado con las formas de vida de Raunkiaer (contribución al primer eje del 60%; Tabla 3) seguidas de la altura de las plantas (20,33%) y la superficie foliar (19,5%). El primer eje ordena las zonas en función del tratamiento aplicado, incrementándose la intensidad de corta de izquierda a derecha. Los controles (H0) se encuentran en la parte izquierda relacionados con los caméfitos, mientras que en la parte derecha encontramos las cortas a hecho (H100) donde se da una mayor altura de las especies y superficie foliar siendo dominadas principalmente por terófitos y hemicriptófitos. El segundo

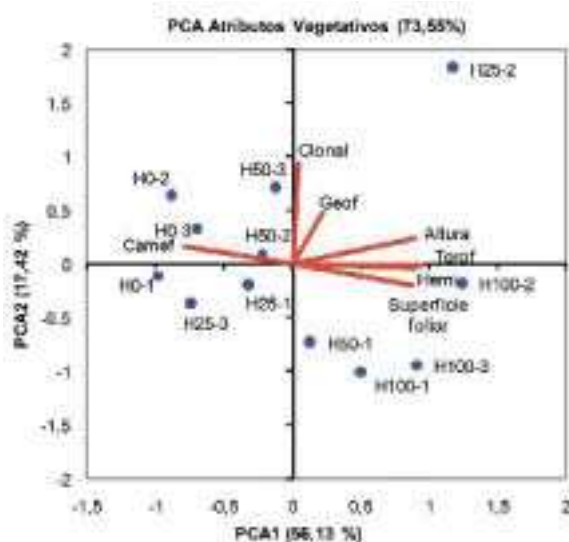


Figura 3

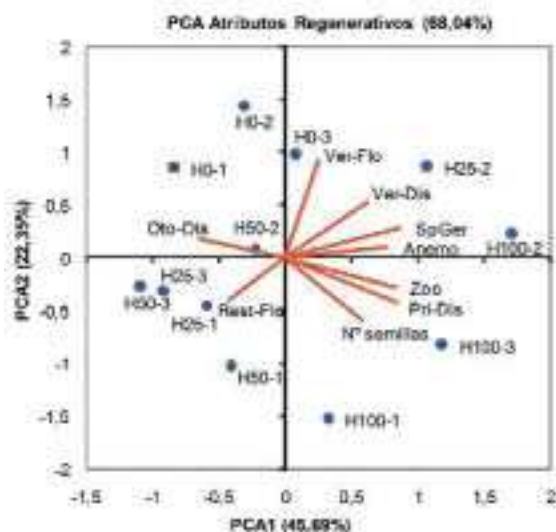
Dos primeros ejes del PCA de los atributos vegetativos y los tratamientos selvícolas. El número después de la abreviatura de tratamiento indica el número de réplica. Los códigos de los atributos se describen en la Tabla 3.

TABLA 3

Contribución de los atributos vegetativos y regenerativos vía semilla a los dos primeros ejes de los Análisis de Componentes Principales. La contribución está medida como la proporción de la varianza del eje que explica cada atributo (%)

Tipo de análisis	Atributos	Abreviatura	Eje 1	Eje 2
Vegetativos	% Varianza		56,13	17,46
	Terófitos	Terof	22,90	0,01
	Caméfitos	Camef	15,71	2,07
	Geófitos	Geof	1,25	17,94
	Hemicriptófitos	Hemi	20,33	0,15
	Clonal	Clonal	0,04	71,90
	Altura planta (cm)	Altura	20,33	4,55
	Superficie foliar (cm ²)		19,45	3,38
Regenerativos vía semilla	% Varianza		45,69	22,35
	Verano-Floración	Ver-Flo	1,56	42,42
	Resto año-Floración	Res-Flo	4,42	7,87
	Primavera-Dispersión	Pri-Dis	17,28	8,93
	Verano-Dispersión	Ver-Dis	9,24	13,62
	Otoño-Dispersión	Oto-Dis	10,21	1,63
	Primavera-Germinación	Pri-ger	18,03	3,98
	Nº semillas	N sem	8,15	17,27
	Zoocoria	Zoo	16,64	3,81
	Anemocoria	Anemo	14,47	0,47

componente principal explica el 17,42% de la varianza (Figura 3) y se encuentra relacionado con la clonalidad de las especies (contribución al segundo eje del 71,90%; Tabla 3) que aumenta hacia los valores positivos, produciendo una separación entre las réplicas dentro del mismo tratamiento.



Respecto a los atributos regenerativos vía semilla, los dos primeros ejes del PCA explican el 68,04% de la varianza total (Figura 4). El primer componente principal explica el 45,69% de la varianza y se encuentra relacionado con la época de dispersión de semillas (contribución al primer eje del 37%; Tabla 3) y el método de dispersión (anemocoria o zoocoria, 31%), así como con la época de germinación de las semillas (primavera, 18%). Este primer eje marca una separación clara entre las zonas que presentan un mayor dominio de especies con dispersión de semillas en otoño (parte izquierda de la Figura 4), siendo éstas las zonas control y tratamientos intermedios (H25 y H50) que comparten especies características de la masa. Por el contrario en la parte derecha de la figura encontramos las zonas (cortas a hecho, H100) en las que dominan la dispersión y germinación de semillas en primavera, así como plantas con mecanismos de dispersión adaptados a largas distancias como (zoocoria y anemocoria).

El segundo componente principal explica el 22,35% de la varianza y se encuentra relacionado con la época de floración (contribución al segundo eje del 50,28%; Tabla 3), seguida del número de semillas (17,26%) y de la dispersión de verano (13,62%). Sorprendentemente el segundo eje crea una clara separación entre los controles (H0; Figura 4), que se sitúan en la parte superior (positiva), relacionados con la floración y dispersión de las semillas en verano, mientras que hacia el lado negativo encontramos la mayoría de parcelas de las cortas intermedias y a hecho (H25, H50 y H100), con plantas cuya dispersión es predominante en el resto de estaciones, las cuales presentan a su vez un mayor número de semillas.

4. DISCUSIÓN

Los tres tratamientos de corta ensayados sobre la masa de *Pinus pinaster* en los arenales de Meseta Castellana tuvieron un impacto significativo, en comparación con el control, sobre el regenerado y la dinámica de la vegetación a corto plazo, siendo la respuesta de las especies a los tratamientos modulada de manera importante por sus atributos funcionales (vegetativos y regenerativos). Los tratamientos selvícolas afectaron a la riqueza de especies y a la cobertura de herbáceas y leñosas, produciendo claros cambios en la composición de especies del sotobosque, especialmente en el caso de

las especies características de la masa. A su vez los tratamientos aplicados redujeron el número de plántulas de pino, dificultando el objetivo de regenerar la masa naturalmente. Estos resultados muestran como aumentando el peso o intensidad de corta, y con ello la alteración del hábitat, se favorece la colonización por especies generalistas y de estadios iniciales de la sucesión, generándose diferencias en la composición y distribución de especies.

4.1. Regenerado de *Pinus pinaster*

Un resultado muy importante fue la reducción del número de plántulas de *Pinus pinaster* que se produjo en las tres intensidades de corta aplicadas en comparación con las parcelas control. Partiendo de la idea de que lo que se pretendía era facilitar la regeneración natural de la masa, los resultados obtenidos no fueron muy alentadores. Al reflexionar sobre los motivos de la reducción de plántulas, se llega a la idea de que ésta puede ser causada por una combinación de factores: (1) una disminución en la entrada de semillas, producida por la eliminación de árboles en las parcelas tratadas en comparación con las control (ver en este libro del Peso *et al.*, 2012); (2) una reducción de la cubierta arbórea, lo que altera el microclima del sotobosque, por el aumento de la radiación solar durante el verano y la reducción de la disponibilidad de agua para las plántulas (Ruano *et al.*, 2009); (3) una alteración de la capa superficial del suelo debido a los trabajos selvícolas; y (4) la competencia por el agua y nutrientes entre las plántulas y las especies anuales capaces de secar la parte superior del suelo, provocando cierta mortalidad de plántulas, en especial, durante las primeras fases del desarrollo de éstas (Peltzer *et al.*, 2000; Sternberg *et al.*, 2001). De hecho, la influencia de estos factores puede estar intensificada por las intensas sequías estivales durante los años 2004-2006, especialmente en las parcelas tratadas, ya que la cubierta arbórea disminuye el estrés hídrico y la temperatura del suelo (Aussenac, 2000).

Otro aspecto a destacar es que la densidad de las plántulas alcanzada tres años después de los tratamientos es muy baja, incluso en los controles (3,3 plántulas/m²), en comparación con las 8 plántulas/m² recomendadas para garantizar la regeneración natural (Luis-Calabuig *et al.*, 2002). El motivo son las dificultades de supervivencia del regenerado que presentan estas zonas por sus difíciles condiciones edáficas (suelos arenosos, poco evolucionados, con limitada retención de agua) y climáticas (veranos calurosos con marcado déficit hídrico). Para mitigar esta carencia de regenerado, la reintroducción artificial de semillas o plántulas de pino pueden ser una opción adecuada para aumentar su densidad (Pausas *et al.*, 2004), con el objetivo de hacer frente a la mortalidad causada por la escasa disponibilidad de agua durante los periodos estivales (Gómez-Aparicio *et al.*, 2005), unida a la competencia inter-específica (Eshel *et al.*, 2000). De hecho, en la práctica selvícola tradicional de este tipo de masas, es común recurrir a la siembra en los rodales donde la regeneración es defectuosa. En este caso, debe prestarse especial atención a la procedencia de la semilla, teniendo en cuenta que en situaciones de cambio global como la actual, la procedencia local puede no ser la más adecuada a las condiciones futuras.

4.2. Diversidad y riqueza de especies

Como resultado de los tratamientos de corta la riqueza de especies del sotobosque se vio modificada, aunque no así la diversidad vegetal. Pese a que tres años después de los tratamientos la diversidad de Shannon alcanzó unos valores elevados en todas las zonas, indicando la ausencia de

**Figura 5**

Vista del sitio experimental de Cuellar en junio. Se observa como el sotobosque se encuentra dominado por especies anuales.

dominancia en la vegetación del sotobosque por parte de unas pocas especies (Krzic *et al.*, 2003), no se encontraron diferencias significativas en diversidad frente a los controles. Resultados similares han sido observados en distintas masas, por ejemplo Peltzer *et al.* (2000) observaron como un aumento en la intensidad de los tratamientos selvícolas mantenía la diversidad, a pesar del aumento en la riqueza de especies que se producía debido al establecimiento de un mayor número de especies herbáceas. Nuestros resultados muestran este patrón de mayor riqueza de especies en las zonas tratadas que en los controles, aunque las diferencias únicamente fueron significativas en el caso de las cortas a hecho (H100). El aumento de la riqueza con la intensidad de corta es una característica que se ha demostrado en estudios similares llevados a cabo en diferentes tipos de bosques (boreales, templados y mediterráneos; Pérez y Moreno, 1998; Krzic *et al.*, 2003; Zenner *et al.*, 2006). Estos aumentos en la riqueza de especies son debidos a la colonización por parte de plantas anuales y ciertas perennes que se ven más adaptadas a las nuevas condiciones de hábitat que producen las cortas (Ares *et al.*, 2010).

Otro resultado destacable fue la influencia de los tratamientos aplicados, en comparación con los controles, sobre la riqueza de herbáceas (anuales y perennes) y la cobertura de herbáceas y leñosas. Los cambios ambientales que producen las cortas (incremento de luz, espacio potencial para crecimiento) favorecen el establecimiento de especies colonizadoras (Ares *et al.*, 2010). En concreto, se produce un incremento en riqueza de las anuales y en cobertura de las herbáceas a lo largo del gradiente de intensidad de corta (de los controles a las cortas a hecho).

Una particularidad de estas masas es su clima mediterráneo semiárido, en el que la sequía estival genera hábitats con una fuerte estacionalidad y con el sotobosque dominado por especies anuales (Figura 5). Bajo estas condiciones, las especies perennes se establecen con dificultad en comparación con las anuales, cuyo ciclo de vida se encuentra adaptado al estrés estacional (Madon y Medail, 1997). En contraposición, un gran desarrollo de la cobertura de especies anuales puede limitar el establecimiento de nuevas plántulas de pino a través de la competencia inter-específica (Eshel *et al.*, 2000).

Las especies leñosas son un grupo que sufre considerablemente los efectos mecánicos de los tratamientos selvícolas (Newmaster *et al.*, 2007), por ello nuestros resultados mostraron una disminución

de su cobertura a lo largo de la intensidad de corta (de los controles a las cortas a hecho), mientras que se mantenía su riqueza. La mayor presencia de especies leñosas se encontró en los controles (H0) seguida de las cortas ligeras (H25), es probable que un aumento en el peso de la corta incremente la posibilidad de producir daño mecánico a las matas, lo que unido a la marcada estacionalidad produzca una reducción en su cobertura vegetal que no tiene que verse reflejada en una disminución de su riqueza.

4.3. Cambios en la composición florística

La composición florística del sotobosque se vio afectada por los tres tratamientos de corta aplicados, en comparación con los controles. Los mayores cambios en la composición de especies del sotobosque frente a las parcelas control (H0) se encontraron en las cortas a hecho (H100). La causa de estas diferencias se debió a la reducción en las parcelas cortadas de la frecuencia de aparición y cobertura vegetal de las especies características de la masa (*Corynephorus canescens*, *Helichrysum italicum*, *Lavandula pedunculata*, *Pinus pinaster*, *Sedum amplexicaule*), así como a un incremento, también en frecuencia y cobertura, de especies ruderales y de estadios iniciales que se produjo en las cortas a hecho (*Corrigiola litoralis*, *Dactylis glomerata*, *Erodium cicutarium*, *Festuca* spp., *Geranium* spp., *Mibora minima*, *Rumex* spp.; ver Anexo). Es bien sabido que las cortas a hecho producen alteraciones muy importantes en las condiciones ambientales de la masa, creando grandes superficies sin protección arbórea que sufren un incremento de luz y temperatura del suelo, así como un aumento en el espacio disponible, promoviendo la colonización de estas nuevas zonas por especies generalistas más adaptadas a zonas perturbadas (Zang y Ding, 2009; Figura 6). A pesar de que la aparición de especies generalistas es bastante común tras la realización de tratamientos selvícolas, los cambios sustanciales que las cortas a hecho producen hacen que no sean una herramienta adecuada para la implementación de planes de gestión garantizando tanto la regeneración natural como la conservación de especies características de la masa.

El resultado más significativo en cuanto a composición florística fue el posicionamiento de los tratamientos de corta intermedios (ligeras H25 y medias H50) entre los controles y las cortas a hecho, indicando que comparten especies de ambos extremos. Estos resultados sugieren que las cortas intermedias (H25 y H50) son adecuadas para mantener las especies de la masa, por lo menos durante los primeros tres años tras las cortas; parece ser que la masa es resiliente a estas bajas intensidades (< 50%). Sin embargo, en cuanto aumentamos la intensidad del tratamiento (> 50%) se observa un claro efecto sobre la composición de especies y sobre el regenerado, por lo que probablemente en al-



Figura 6
Colonización de las zonas aclaradas por parte de especies generalistas.

gún peso de corta entre el 50% y el 100% del área basimétrica se encuentre el umbral a partir del cual se dañe la composición florística de estos ecosistemas forestales de forma irreversible a corto plazo (Alday *et al.*, 2010a).

4.4. Atributos funcionales y composición florística

La respuesta de las especies vegetales del sotobosque a los tratamientos selvícolas se vio modulada por sus atributos funcionales, siendo los atributos relacionados con las semillas (regenerativos) más influyentes, a la hora de explicar la respuesta de las especies a los tratamientos, que los relacionados con la funcionalidad de la planta (vegetativos). No obstante, una proporción importante de la respuesta de las especies (20%) es compartida por los dos grupos de atributos. Se debe tener en cuenta que tras la eliminación de un árbol el nuevo espacio es ocupado por nuevas especies, cuyo éxito depende de una combinación de factores. En primer lugar una especie tiene que haber sido capaz de alcanzar la nueva zona (colonización) y, una vez allí, ser capaz de germinar y desarrollarse (Aubin *et al.*, 2008). Sin embargo el que se desarrolle más exitosamente dependerá de las funcionalidades de la planta, como su área foliar o altura (Pakeman *et al.*, 2009). De acuerdo con estos resultados, es recomendable un uso combinado de los atributos vegetativos y regenerativos más importantes, que junto con los cambios en composición florística, permiten obtener una visión más generalizada de los efectos de los tratamientos selvícolas sobre las comunidades vegetales.

Los resultados de los atributos, tanto vegetativos como regenerativos, muestran un claro patrón en la respuesta funcional de las especies a lo largo del gradiente de intensidad de corta (desde los controles a las cortas a hecho). En los controles (H0) abundan los caméfitos (arbustos), así como plantas más bajas con una superficie foliar menor (*Sedum sediforme*) y con dispersión de semillas en otoño, lo que favorece su germinación llegadas las primeras lluvias otoñales (Crawley, 1997). Un sotobosque con una gran proporción de especies con estas características indica una masa madura. Por el contrario, en las cortas a hecho (H100) abundan los terófitos (especies anuales) y/o hemicriptófitos (plantas herbáceas), con mayor altura y superficie foliar, así como las especies con mecanismos de dispersión de semillas adaptados a largas distancias (anemocoria y zoocoria) o con mayor número de semillas (Crawley, 1997). Un sotobosque formado por especies con estas características indica que es una zona en un estadio sucesional joven. Al igual que sucedía en el caso de la composición florística, los atributos funcionales en las cortas intermedias (H25 y H50) comparten características intermedias entre los dos extremos (controles y cortas a hecho). Esta situación es debida a la convivencia de las especies características de la masa con las especies generalistas que han colonizado los espacios abiertos tras los tratamientos.

En cualquier caso, la identificación de los atributos funcionales que más condicionan la respuesta de las especies a los tratamientos aplicados, recogidos en la Tabla 3, sirve de base para predecir de manera sencilla cuál puede ser la posible respuesta de una especie a las intensidades de corta; aspectos interesantes a considerar en el desarrollo futuro de planes de manejo y gestión de la vegetación.

5. CONCLUSIONES

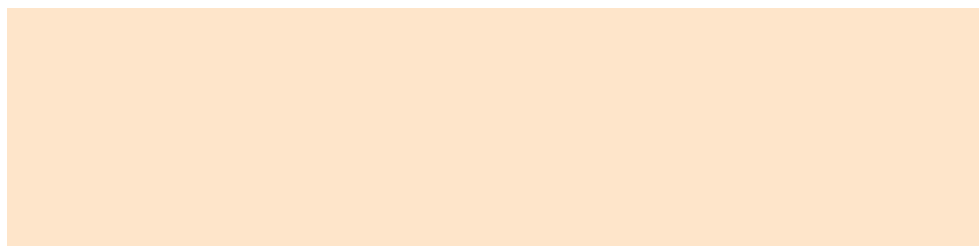
Los tres tratamientos de corta ensayados produjeron cambios sustanciales sobre la composición florística y la riqueza de las especies del sotobosque, lo que condiciona el mantenimiento de la cubierta vegetal asociada al bosque.

No obstante, desde el punto de vista de la conservación, las cortas intermedias (H25 y H50) son una opción más adecuada que las cortas a hecho (H100), al garantizar el mantenimiento de un número de especies características de la masa, a pesar de producir un efecto significativo sobre la composición florística en comparación con los controles (H0). En cualquier caso, siempre que se quiera incluir un objetivo de conservación en el manejo de estas masas o masas similares, es esencial el considerar las diferentes respuestas a los tratamientos selvícolas de la vegetación del sotobosque durante la fase de planificación de las cortas, ya sea individualmente o mediante el uso de sus atributos funcionales.

Nuestros resultados indican el camino a seguir para desarrollar estrategias de manejo forestal en las que la conservación de la biodiversidad pueda ser integrada con el mantenimiento del paisaje y de las características ecológicas de la masa, mientras se consigue una producción sostenible de madera y resina. En cualquier caso, abrir nuevas líneas de investigación y mantener las actuales es una necesidad, sobre todo para comprobar los efectos de las intensidades de corta a largo plazo, tanto sobre el regenerado como sobre la vegetación del sotobosque, en especial debido a la bien conocida resiliencia que presentan los ecosistemas mediterráneos.

6. AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido financiado mediante dos proyectos del Plan Nacional de I+D: «Regeneración natural y primer desarrollo de rodales forestales para masas de *Pinus pinaster* Ait.» (AGL2004-02094-C02-02) y «Dinámica de masas maduras y primer desarrollo de pinares Mediterráneos - subproyecto 1» (AGL2007-65795-C02-01) (AGL2007-65795-C02-01) coordinados por el Dr. Felipe Bravo. La financiación del Dr. Josu González Alday corrió a cargo de una beca Pre-doctoral del Departamento de Educación, Universidades e Investigación del Gobierno Vasco-Eusko Jaurlaritza (BFI06.114). Agradecemos a Sonia García-Muñoz, Rafael García, Cristóbal Ordóñez y Ana I. de Lucas su colaboración en el trabajo de campo.



7. LISTADO DE REFERENCIAS

- Alday, J. G., Martínez-Ruiz, C., Marrs, R. H., Bravo, F. (2010a). Influence of harvesting intensity on the floristic composition of natural Mediterranean maritime pine forest. *Acta Oecologica*, 36: 349-356. doi: 10.1016/j.actao.2010.03.001.
- Alday, J. G., Martínez-Ruiz, C., Bravo, F. (2010b). Are plant functional traits determining species response to harvest treatments? En: Azevedo, J. C., Feliciano, M., Castro, J., Pinto, M. A. (Eds.), *Forest Landscapes and Global Change Book of Abstracts* (pp. 111). Braganza, Portugal.

- Alía, R., Martín, R., De Miguel, J., Galera, R. M., Agúndez, D., Gordo, J. *et al.* (1996). Regiones de procedencia *Pinus pinaster* Ait. DGCN, Madrid, España.
- Ares, A., Neill, A. R., Puettmann, K. J. (2010). Understory abundance, species diversity and functional attribute response to thinning in coniferous stands. *Forest Ecology and Management*, 260: 1104-1113. doi:10.1016/j.foreco.2010.06.023.
- Aubin, I., Messier, C., Bouchard, A. (2008). Can plantations develop understory biological and physical attributes of naturally regenerates forest? *Biological Conservation*, 141: 2461-2476. doi: 10.1016/j.biocon.2008.07.007.
- Aussenac, G. (2000). Interactions between forest stands and microclimate: ecophysiological aspects and consequences of silviculture. *Annals of Forest Science*, 57: 287-301. doi: 10.1051/forest:2000119.
- Bravo, F., Ordóñez, C., Bravo-Oviedo, A. (2009). Forest and carbon sequestration in Atlantic, Mediterranean and Subtropical areas in Spain. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 6: 252013. doi: 10.1088/1755e1307/6/25/252013.
- Crawley, M. J. (1997). Life history and environment. En: Crawley, M. J. (Eds.), *Plant Ecology* (pp. 73-131). Blackwell Science Ltd, Malden, MA, USA.
- De Lucas, A. I., González-Martínez, S. C., Hidalgo, E., Bravo, F., Heuertz, M. (2009). Admixture, one-source colonization or long-term persistence of maritime pine in the Castilian Plateau? Insights from nuclear microsatellite markers. *Forest Systems*, 18: 3-12. ISSN 1131-7965.
- D'Amato, A. W., Orwig, D. A., Foster, D. R. (2009). Understory vegetation in old-growth and second-growth *Tsuga canadensis* forests in western Massachusetts. *Forest Ecology and Management*, 257: 1043-1052. doi: 10.1016/j.foreco.2008.11.003.
- Decocq, G., Aubert, M., Dupont, F., Alard, D., Saguez, R., Wattez-Franger, A. (2004). Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understory response to two silvicultural systems. *Journal of Applied Ecology*, 41: 1065-1079. doi: 10.1111/j.0021-8901.2004.00960.x.
- Eshel, A., Henig-Sever, N., Ne'eman, G. (2000). Spatial variation of seedling distribution in an east Mediterranean pine woodland at the beginning of post-fire succession. *Plant Ecology*, 148: 175-182. doi: 10.1023/A:1009880416760.
- Gómez-Aparicio, L., Gómez, J. M., Zamora, R., Boettinger, J. L. (2005). Canopy vs soil effects of shrubs facilitating tree seedlings in Mediterranean montane ecosystems. *Journal of Vegetation Science*, 16: 191-198. doi: 10.1658/1100-9233(2005)016[0191:CVSEOS]2.0.CO;2.
- González-Alday, J., Martínez-Ruiz, C., Bravo, F. (2009). Evaluating different harvest intensities over understory plant diversity and pine seedlings, in a *Pinus pinaster* Ait. natural stand of Spain. *Plant Ecology*, 201: 211-220. doi: 10.1007/s11258-008-9490-2.
- Junta de Castilla y León. (1988). *Análisis del medio físico de Segovia*. EPYPSA, Valladolid, España.
- Kimmins, J. P. (2004). *Forest ecology: a foundation for sustainable forest management and environmental ethics in forestry*. Prentice Hall, NJ, USA.
- Krzic, M., Newman, R. F., Broersma, K. (2003). Plant species diversity and soil quality in harvested and grazed boreal aspen stands of northeastern British Columbia. *Forest Ecology and Management*, 182: 315-325. doi: 10.1016/S0378-1127(03)00064-1.
- Leone, V., Lovreglio, R. (2004). Conservation of Mediterranean pine woodlands: scenarios and legislative tools. *Plant Ecology*, 171: 221-235. doi: 10.1023/B:VEGE.0000029377.59216.e5.
- Luis-Calabuig, E., Torres, O., Valbuena, L., Calvo, L., Marcos, E. (2002). Impact of large fires on a community of *Pinus pinaster*. En: Trabaud, L., Prodon, R. (Eds.). *Fire and biological processes* (pp. 1-12). Backhuys Publishers, Leiden, Alemania.
- M.A.P.A. (1987). *Caracterización agroclimática de la provincia de Segovia*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, Madrid, España.
- Madon, O., Médail, F. (1997). The ecological significance of annuals on a Mediterranean grassland. *Plant Ecology*, 129: 189-199. doi: 10.1023/A:1009759730000.

- Newmaster, S. G., Parker, W. C., Bell, F. W., Paterson, J. M. (2007). Effects of forest floor disturbances by mechanical site preparation on floristic diversity in a central Ontario clearcut. *Forest Ecology and Management*, 246: 196-207. doi: 10.1016/j.foreco.2007.03.058.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Wagner H. (2010). *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 1.18-4/r1180. <http://R-Forge.R-project.org/projects/vegan/>.
- Oria de Rueda, J. A. (2003). *Guía de los árboles y arbustos de Castilla y León*. Calamo, Palencia, España.
- Pakeman, R. J., Leps, J., Kleyer, M., Lavorel, S., Garnier, E., VISTA consortium (2009). Relative climatic, edaphic and management controls of plant functional trait signatures. *Journal of Vegetation Science*, 20: 148-159. doi: 10.1111/j.1654-1103.2009.05548.x.
- Pausas, J. G., Bladé, C., Valdecantos, A., Seva, J. P., Fuentes, D., Alloza, J. A. (2004) Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: new perspectives for an old practice-a review. *Plant Ecology*, 171: 209-220. doi: 10.1023/B:VEGE.0000029381.63336.20.
- Peltzer, D. A., Bast, M. L., Wilson, S. D., Gerry, A. K. (2000). Plant diversity and tree responses following contrasting disturbances in boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 127: 191-203. doi: 10.1016/S0378-1127(99)00130-9.
- Pérez, B., Moreno, J. M. (1998). Fire-type and forestry management effects on the early postfire vegetation dynamics of a *Pinus pinaster* woodland. *Plant Ecology*, 134: 27-41. doi: 10.1023/A:1009733818670.
- R Development Core Team. (2009). *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. ISBN:3-900051-07-0, URL /[http:// www.r-project.org](http://www.r-project.org), Vienna.
- Rodríguez, R. J., Serrada, R., Lucas, J. A., Alejano, R., del Río, M., Torres, E., Cantero, A. (2008). *Selvicultura de Pinus pinaster Ait subsp. Mesogeensis Fieschi, Gaussen*. En Serrada, R., Montero, G., Reque, J. A. (Eds.), *Compendio de selvicultura aplicada en España* (pp. 399-430). INIA, Madrid, España.
- Rodríguez-García, E., Juez, L., Bravo, F. (2007). Análisis de la regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. en los arenales de Almazán-Bayubas (Soria, España). *Forest Systems*, 16: 25-38.
- Ruano, I., Pando, V., Bravo, F. (2009). How do light and water influence *Pinus pinaster* Ait. germination and early seedling development?. *Forest Ecology and Management*, 258: 2647-2653. doi:10.1016/j.foreco.2009.09.027.
- Shannon, C. E., Weaver, W. (1949). *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana, USA.
- Sokal, R. R., Rohlf, F. J. (1995). *Biometry* (3rd. ed.). W.H. Freeman and Co., New York, NY, USA.
- Sternberg, M., Danin, A., Noy-Meir, I. (2001). Effects of clearing and herbicide treatments on coniferous seedling establishment and growth in newly planted Mediterranean forests. *Forest Ecology and Management*, 148: 179-184. doi:10.1016/S0378-1127(00)00528-4.
- Tárrega, R., Calvo, L., Marcos, E., Taboada, A. (2006). Forest structure and understory diversity in *Quercus pyrenaica* communities with different human uses and disturbances. *Forest Ecology and Management*, 227: 50-58. doi:10.1016/j.foreco.2006.02.008.
- Zang, R., Ding, Y. (2009). Forest recovery on abandoned logging roads in a tropical montane rain forest of Hainan Island, China. *Acta Oecologica*, 35: 462-470. doi:10.1016/j.actao.2008.12.006.
- Zenner, E. K., Kabrick, J. M., Jensen, R. G., Peck, J. E., Grabner, J. K. (2006). Responses of ground flora to a gradient of harvest intensity in the Missouri Ozarks. *Forest Ecology and Management*, 222: 326-334. doi:10.1016/j.foreco.2005.10.027.

ANEXO
Listado de especies indicadoras de cada uno de los tratamientos selvícolas aplicados.
Basado en Alday *et al.* (2010)

Tratamientos selvícolas	Especies
Control (H0)	<i>Corynephorus canescens</i>
	<i>Helichrysum italicum</i>
	<i>Jasione montana</i>
	<i>Lavandula pedunculata</i>
	<i>Lupinus angustifolius</i>
	<i>Pinus pinaster</i>
	<i>Sedum amplexicaule</i>
	<i>Senecio sylvaticus</i>
	<i>Spergularia arvensis</i>
Eliminación 25% AB (H25)	<i>Aira caryophylllea</i>
	<i>Andryala ragusina</i>
	<i>Dactylis glomerata</i>
	<i>Festuca spp.</i>
	<i>Hieracium pilosella</i>
	<i>Xolantha guttata</i>
Eliminación 50% AB (H50)	<i>Corrigiola litoralis</i>
	<i>Logfia gallica</i>
	<i>Mibora minima</i>
	<i>Micropyrum tenellum</i>
	<i>Ornithopus pinnatus</i>
	<i>Rumex bucephalophorus</i>
Cortas a hecho (H100)	<i>Alyssum serpyllifolium</i>
	<i>Asterolinon linum-stellatum</i>
	<i>Avena fatua</i>
	<i>Bromus tectorum</i>
	<i>Centaurea melitensis</i>
	<i>Cerastium ramossissimum</i>
	<i>Chondrilla juncea</i>
	<i>Cynodon dactylon</i>
	<i>Erodium cicutarium</i>
	<i>Filago lutescens</i>
	<i>Geranium molle</i>
	<i>Hieracium umbellatum</i>
	<i>Hypochoeris maculata</i>
	<i>Ornithopus compressus</i>
	<i>Petrorhagia nanteuillii</i>
	<i>Rumex acetosella</i>
	<i>Senecio gallicus</i>
	<i>Silene continhoi</i>
	<i>Trifolium arvense</i>
	<i>Trifolium campestre</i>
	<i>Veronica arvensis</i>
	<i>Vulpia myuros</i>

La regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. en la Tierra de Pinares

Teresa Borregón

RESUMEN

El pino resinero (*Pinus pinaster* Ait.) está clasificado como especie de temperamento robusto y de gran exigencia de luz, por lo que sus brinzales no toleran la sombra desde pequeños. Sin embargo, en los terrenos sueltos y arenosos, característicos de la Tierra de Pinares en la Meseta Castellana, marcados por una elevada permeabilidad y escasa fertilidad, unido a la existencia de un clima de carácter continental, con inviernos largos y fríos y con veranos calurosos y excesiva aridez, requiere que la especie sea tratada de media luz a la hora de planificar la regeneración natural de sus masas. Las bajas densidades en la edad adulta (inferior a 200 pies/ha) junto con el método tradicional de ordenación de tramos permanentes lleva a lograr la regeneración natural mediante la aplicación de cortas de regeneración por aclareo sucesivo uniforme, de modo que durante los primeros años los brinzales quedan protegidos durante el verano de las altas temperaturas (muchas veces superiores a 40°C), que pueden encontrarse a nivel del suelo.

1. INTRODUCCIÓN

La especie *Pinus pinaster* Ait. se extiende por las regiones del Mediterráneo occidental y la parte atlántica del suroeste de Europa. Estas regiones tienen dos climas muy diferentes, lo que ha originado la existencia de dos subespecies distintas, la subespecie mediterránea y la subespecie atlántica, siendo en España la conífera más abundante tanto en forma natural, asilvestrada o empleada en repoblaciones artificiales. El pino resinero es la segunda especie arbórea, después de la encina, en extensión en España, con una superficie en masas monoespecíficas próxima a 1.000.000 de ha, y en mezcla con otras especies de 600.000 ha, encontrándose prácticamente presente en todas las provincias de la Península Ibérica.

El área de expansión de *Pinus pinaster* en España se divide en siete regiones naturales (Nicolás y Gandullo, 1967), y en concreto, la Tierra de Pinares se encuentra en la región VI denominada *Meseta de Castilla la Vieja*. La región de procedencia Meseta Castellana (Alía *et al.*, 1996) abarca tanto la comarca soriana denominada Tierras de Almazán, como las comarcas de Tierra de Pinares de Segovia, (Cuéllar y Coca), la abulense Tierra de Arévalo o el sur de la provincia de Valladolid (Medina del Campo, Olmedo, Íscar...). Las poblaciones existentes en la región de procedencia Meseta Castellana son mucho más rústicas y tolerantes en cuanto a climas y suelos que las poblaciones de la región de procedencia Noroeste.

En esta zona el pino resinero desempeña un importante papel serial, ya sea sustituyendo en muchos casos a la encina, como puede apreciarse en algunas ocasiones, formando masas seminaturalizadas, o bien como vegetación climácica. En muchas ocasiones *Pinus pinaster* aparece en mezcla con

J. Gordo, R. Calama, M. Pardos, F. Bravo, G. Montero (ed.). *La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana*. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Valladolid © 2012 (237-248).

Pinus pinea L. Esta mezcla presenta caracteres acusadamente antrópicos pues el hombre ha favorecido, según las distintas épocas, la mayor abundancia de una u otra especie en función de las circunstancias coyunturales de los mercados de la resina o el piñón.

Las masas de pino resinero principalmente se encuentran asentadas sobre sedimentos aluviales, esencialmente arenas, de espesor muy variable, formando a veces auténticas dunas interiores. El alejamiento del mar y la ausencia total de obstáculos geográficos auguran fuertes oscilaciones térmicas y vientos de cierta importancia que acrecientan la evapotranspiración e incrementan el efecto de la sequía estival. El sotobosque no es abundante como consecuencia de la escasa fertilidad y permeabilidad del suelo; las principales especies representativas del mismo son: *Thymus mastichina* (L.) L., *Lavandula pedunculata* (Mill.) Cav., *Quercus ilex* L., *Cistus laurifolius* L., *Halimium umbellatum* (L.) Spach.

Pinus pinaster florece de marzo a mayo, en la Meseta Castellana fundamentalmente durante el mes de mayo, influido por la luz, la temperatura, la precipitación y los nutrientes. La piña del pino resinero madura el otoño del segundo año produciéndose la diseminación durante la primavera del tercer año. Las piñas se vuelven a cerrar al rehumedecerse y permanecen algunos años en el árbol con alternativas de apertura y cierre (Ruiz de la Torre y Ceballos, 1979). Las buenas fructificaciones son frecuentes, por lo que en general no condicionan las cortas de regeneración.

En España *Pinus pinaster* tiene un marcado temperamento heliófilo y facilidad de regeneración, sin embargo, esta afirmación es puntualizable para las distintas regiones, y en particular, para la Tierra de Pinares segoviana.

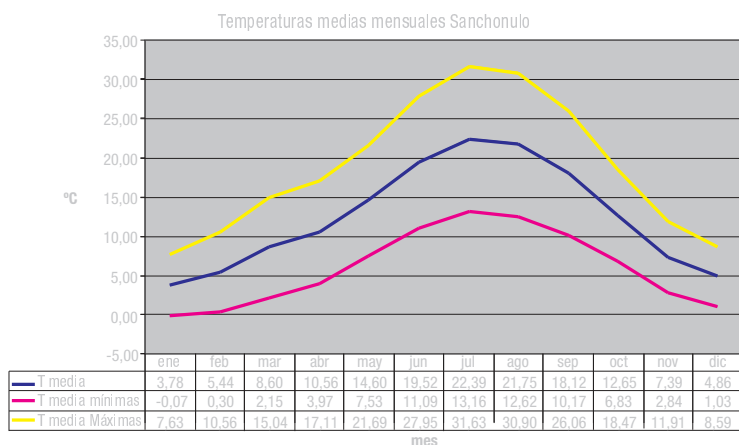
Gran parte de las masas de pino resinero de la Tierra de Pinares son propiedad de las entidades locales formando parte de montes Catalogados de Utilidad Pública, gestionados desde la administración forestal y con proyecto de ordenación en vigor. Proyectos cuyos fines principales son ofrecer un rendimiento económico sostenido a los pueblos, mediante la venta de sus aprovechamientos (madera, resina...) y la persistencia, estabilidad y mejora de las masas, es decir conseguir regeneraciones viables y estables de las mismas.

En este tipo de masas, se ha tratado siempre de conseguir la regeneración de forma natural, según Suárez *et al.* (1999) «Las cortas de regeneración que se han aplicado en los pinares resineros de los arenales centrales de la Meseta Castellana, derivan de una prolongada experiencia de gestión, que ha conducido tanto a éxitos como a fracasos. Las cortas se han aplicado generalmente de modo que pueda aprovecharse la regeneración natural, perfectamente obtenible en lugares propicios pero prácticamente imposible cuando surge alguna complicación o en los casos derivados de incendios o cortas mal efectuadas. La única herramienta manejada es la propia corta, ya que no se aplican preparaciones del terreno». Puede considerarse que la regeneración ha tenido éxito cuando la densidad final de plántulas de 8-10 años de edad, es superior a 2.000 pies/ha. Esta finalidad que se ha mantenido desde la redacción de los primeros proyectos de ordenación, queda condicionada por los siguientes factores:

- La continentalidad del clima.
- La escasa fertilidad del suelo.
- El método de ordenación y selvicultura aplicada.

2. LA CONTINENTALIDAD DEL CLIMA

Es propio de la Meseta Norte el clima mediterráneo interior o continental caracterizado por inviernos secos y fríos y veranos muy calurosos y secos, caracterizado por no recibir la influencia del mar.

**Figura 1**

Temperaturas medias mensuales recogidas en la estación meteorológica de Sanchonuño, Segovia (periodo 1977-2006). Información elaborada utilizando, entre otros, los datos ofrecidos por la Agencia Estatal de Meteorología. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

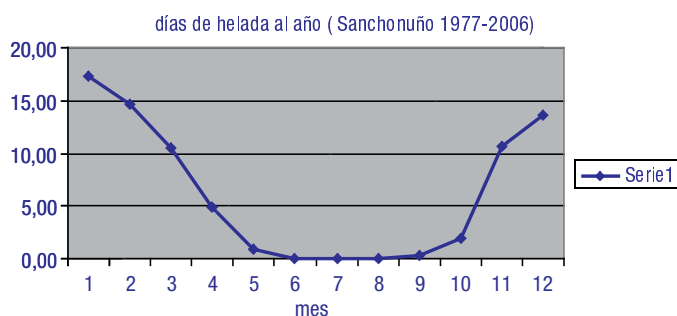
Se ha realizado un análisis climatológico a partir de los datos disponibles en la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET, 2011) procedentes de la estación meteorológica de Sanchonuño, municipio situado en la zona de estudio, para la serie de años 1977-2006.

De la observación de la Figura 1 se deducen variaciones en la temperatura media anual que oscilan entre los 4°C del mes de enero y los 22,5°C del mes de julio; así como temperaturas medias inferiores a 6°C en noviembre, diciembre, enero y febrero, período en el que es imposible, cualquier actividad vegetativa.

La Figura 2 expone la dureza del invierno al mostrar la extensión del periodo de heladas, el cual abarca desde el mes de octubre al mes de mayo, superándose en noviembre, diciembre, enero, febrero y marzo diez días de helada mensuales en todos los años de la serie de 30 años considerada.

A partir de los datos de temperaturas medias mensuales y precipitaciones medias mensuales de la serie analizada (Tabla 1), se ha elaborado el climodiagrama correspondiente a la Tierra de Pinares (Figura 3). El climodiagrama ombrotérmico o de Gaussen nos permite identificar de una manera sencilla el período seco en el que la precipitación es inferior al doble de la temperatura media. Como aproximación a la sequedad estacional se considera una estimación de la evapotranspiración el valor de dos veces la temperatura media.

A partir de este diagrama (Figura 3) se observa que la aridez estival se extiende desde mediados del mes de junio a mediados del mes de septiembre. Sin embargo es necesario tener en cuenta el efecto positivo que ejercen las lluvias estivales. Por lo general la precipitación caída en estos períodos (representa me-

**Figura 2**

Periodo de heladas según los datos de la estación meteorológica de Sanchonuño, Segovia (periodo 1977-2006). Información elaborada utilizando, entre otros, los datos ofrecidos por la Agencia Estatal de Meteorología. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

TABLA 1

Temperaturas y precipitaciones medias. Estación meteorológica de Sanchonuño (Segovia). Información elaborada utilizando, entre otras, la obtenida de la Agencia Estatal de Meteorología. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino

Mes	Temperatura media (°C)	Precipitación mensual (mm)
Enero	3,78	42,75
Febrero	5,44	36,97
Marzo	8,60	29,05
Abril	10,56	49,88
Mayo	14,60	56,81
Junio	19,52	30,25
Julio	22,39	19,18
Agosto	21,75	18,91
Septiembre	18,12	28,56
Octubre	12,65	59,40
Noviembre	7,39	47,03
Diciembre	4,86	49,45

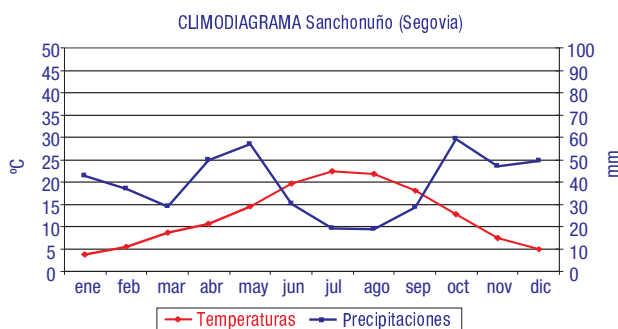
nos del 30% de la precipitación anual), es inferior a 80 mm, pero como puede observarse en la Figura 4 la precipitación estival supera periódicamente los 100 mm (años 1981, 1987, 1989, 1992 1996, 1997, 2001).

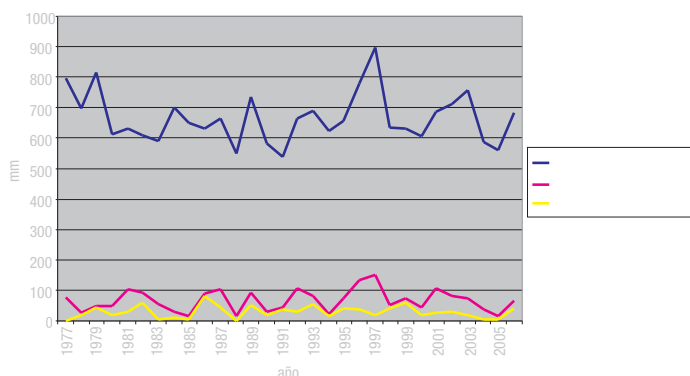
Esta precipitación que suele manifestarse en forma de tormentas corresponde a gotas frías durante la segunda quincena de junio y la primera de septiembre. En la Tierra de Pinares segoviana se originan aproximadamente 10 tormentas de verano, de las que ocho corresponden a la canícula estival de julio y agosto, y dos a las gotas frías de junio y septiembre. Normalmente estas tormentas tienen un aparato eléctrico muy importante y repercusiones pluviométricas muy irregulares.

Como resumen de lo expuesto podemos definir el clima de esta zona como un clima continental caracterizado por:

- Cuatro meses de verano largo y caluroso, con dos meses centrales de verano muy secos y soleados por la presencia del anticiclón de las Azores o el dominio del aire tropical continental sahariano, con temperatura máximas diarias superiores a lo 32°C y elevada oscilación térmica entre el día y la noche.
- Primavera y otoño cortos.
- Cinco meses de invierno marcados por numerosas heladas.

Figura 3
Climodiagrama de Gaussen. Información elaborada utilizando, entre otros, los datos ofrecidos por la Agencia Estatal de Meteorología. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.



**Figura 4**

Precipitaciones medias anuales recogidas en la estación meteorológica de Sanchonuño, Segovia (periodo 1977-2006).

A partir del anterior análisis se observa que la actividad vegetativa queda reducida a un período inferior a los cinco meses, durante los cuales las condiciones de temperatura y precipitación son adecuadas para el desarrollo. Este es el problema fundamental del desarrollo vegetativo en la Meseta Castellana, la no coincidencia de altas temperaturas con precipitaciones abundantes, problema que se agrava en los estadios juveniles de la vegetación y en la propia regeneración de la especie.

Por lo general las semillas procedentes de la diseminación natural de *Pinus pinaster* son semillas viables (o al menos existen numerosas semillas viables). Las semillas germinan bien durante la primavera o bien a principios de otoño; sin embargo, en los meses centrales del verano las semillas que germinan sucumben.

En el primer caso, la regeneración surgida durante una primavera «corta» con temperaturas suaves (10-15°C) y precipitaciones medias de 100 mm, seguida de un verano muy cálido, con temperaturas medias superiores a los 20°C (numerosos días con temperaturas máximas superiores a los 30°C) y precipitaciones por lo general escasas (precipitación media estival de 40 mm.), originan que la incipiente regeneración «sucumba». Efecto similar sucede con la regeneración de otoño, si la regeneración está seguida de días muy fríos, con temperaturas medias inferiores a 5°C (diciembre, enero, febrero) y numerosas heladas (hiela más de 50 días durante el invierno) se produce la destrucción de los frágiles tallos de las nuevas plántulas y su consecuente muerte.

Como ya se ha mencionado anteriormente la aridez y la excesiva temperatura media estival ofrecen sin embargo ciertas variaciones, y cada 3 ó 4 años la sequía estival se ve atemperada con precipitaciones ligadas a las tormentas veraniegas, alcanzándose los 100 mm. Así ha sucedido en los años 1981, 1987, 1989, 1992, 1996, 1997 y 2001, años en los que la regeneración natural ha resultado verdaderamente exitosa.

3. LA ESCASA FERTILIDAD DEL SUELO

El rasgo más característico de los terrenos propios de la Tierra de Pinares es su enorme permeabilidad, al menos en los horizontes superficiales, los porcentajes en arena son muy altos superando, en general, el 90% y por el contrario el porcentaje de arcilla es siempre inferior al 5%. Bajo este primer estrato se encuentran otros con composición más variada. Por debajo de la capa permeable se sitúa una capa impermeable, la capa base del acuífero de Los Arenales. La profundidad de esta capa impermeable es un factor a tener en consideración en cada caso; si esta capa se en-

cuentra a bastante profundidad, permite el desarrollo de los sistemas radicales y almacena agua a profundidad desde donde puede acceder por fenómenos capilares a los horizontes edafológicos. Si, por el contrario, esta capa impermeable se encuentra a escasa profundidad, impide la penetración de la raíces que deben extenderse en sentido horizontal, quedando mucho más expuesta la planta a la sequía estival.

Los suelos son en general de perfil ACD o AC, poco evolucionados, rankers aluviales y en algunos casos rankers de origen eólico, con muy deficiente cantidad de materia orgánica en el horizonte superior, en la mayoría de los casos inferior al 2% y un pH que varía entre 6 y 7, es decir, son suelos que pertenecen a la categoría de neutros o moderadamente ácidos.

Se debe tener en cuenta que la fertilidad del suelo está directamente relacionada con:

- La disponibilidad de agua.
- El espesor de suelo útil: existencia de horizonte O, A B.
- El porcentaje de materia orgánica.
- Los organismos vivos.
- La capacidad de almacenar sustancias nutritivas, es decir el porcentaje de arcillas y humus.
- El pH.

Por otro lado, «el agua del suelo» es un factor ecológico de gran importancia y resulta fundamental determinar «qué volumen de agua puede el suelo contener» así como «qué proporción de esa agua se encuentra a disposición de las plantas» siendo este un factor que influye de modo determinante en la fertilidad del suelo.

Finalmente la «capacidad de retención de agua» CRA (Gandullo, 1985), obtenida como un estimador de la permeabilidad del horizonte edáfico PER (volumen de macroporos que, después de las lluvias dejan drenar el agua y quedan llenos de agua) a partir de la combinación del coeficiente de capacidad de cimentación C.C.C y del coeficiente de impermeabilidad del limos C.I.L, dan como resultado en todos los casos estudiados en la Tierra de Pinares, suelos con escasa capacidad de retención de agua y elevada permeabilidad. Esta capacidad de retención de agua en el suelo (mínima capacidad) y esta elevada permeabilidad reflejan aún más la importancia de las precipitaciones anuales estivales para mitigar los efectos negativos de los estos factores, de modo que las plántulas germinadas puedan ejercer su actividad vegetativa y prosperar.

4. EL MÉTODO DE ORDENACIÓN Y LA SELVICULTURA APLICADA

Todos los pinares de la Tierra de Pinares de llanura se encuentran ordenados por el tradicional método «ordenar transformando», convertido posteriormente en el denominado método de tramos permanentes. El monte se divide en cuatro tramos según su edad y estado de la regeneración, y cada uno de estos, en cuatro tranzones. Puede apreciarse fácilmente esta división en las ortofotos y hasta en los planos del Instituto Geográfico, pues las divisiones entre tranzones son perfectas calles con sentido geométrico (Figura 5).

Todos estos montes han tenido como producción principal (hasta la década de los 70) la resina, orientándose a partir de la década de los 80 a la producción maderera o al conjunto producción-conservación, empleando teóricamente, como herramienta para la regeneración, las cortas por aclareo sucesivo uniforme.

La gestión tradicional de las masas de pino resinero de la Tierra de Pinares se caracteriza por someterlas a un régimen de claras muy precoz e intenso, tanto por lo alto como por lo bajo, con el fin de

**Figura 5**

*División dasocrática del monte nº 32
«Común de la Torre y Jaramiela» de
Mata de Cuéllar y Vallelado (Segovia).*

promover la homogenización de las dimensiones del arbolado, proponiendo densidades finales cercanas a los 400 pies/ha desde los primeros clareos. En los últimos 15 años se ha disminuido la intensidad de las claras, justificando esta disminución por la falta de demanda de la resina y la orientación principal de estos montes a la producción de madera.

El procedimiento habitual se basaba en realizar dos operaciones de clareo, en la primera actuación (sobre los 10-15 años de edad) se reducía la densidad existente a 500-600 pies/ha. El segundo clareo se ejecutaba cuando la masa tenía una edad media de 15-20 años de edad, reduciendo la densidad a unos 400 pies/ha y elevando la altura de poda hasta 2,5 m para evitar el desarrollo de ramas gruesas y preparar los fustes para su posterior resinación o aprovechamiento maderero. Una vez alcanzados los 25-30 años se proyectaba la operación de clara, reduciéndose la densidad del pinar a la densidad de regeneración 150-200 pies. Esta densidad favorecía el crecimiento en diámetro de los fustes y el desarrollo de la copa, adelantándose la edad de resinación y la producción de resina.

Surgida la crisis de la resina en los años 70, comenzó a posponerse o retrasarse este tipo de clara y disminuyéndose su intensidad, realizándose una primera clara sobre los 30 años acompañada por lo general de una poda de los pies que quedan en pie hasta los 4,5 m y con densidades finales de 300 pies/ha, seguidos de una segunda clara a los 40-45 años con reducción de la densidad del pinar a la densidad de regeneración 150-200 pies/ha, pudiéndose obtener en la primera de las claras productos aprovechables para la industria del tablero y embalaje, y productos de mayores dimensiones en esta segunda clara, que pueden entrar en la cadena productiva de la madera aserrada. Alcanzada esta densidad y un diámetro de 35 cm se somete el pino a la resinación durante 25 años y posteriormente a su corta.

El crecimiento de los pinares resineros en los arenales de la meseta castellana es de los más bajos de todas las masas españolas, todo ello es consecuencia de la pobreza de los suelos y de la baja densidad de pies, así como de la propia actividad de la resinación que reduce el crecimiento diametral y repercute hasta en un 60% de pérdida de crecimiento.

Aunque numerosas publicaciones indican que la posibilidad de corta en estos montes no alcanza 1,5 m³/ha y año, puede comprobarse que en las revisiones redactadas en la década de los noventa la posibilidad siempre supera 1 m³/ha, y en las revisiones elaboradas en el primer decenio del siglo XXI, la posibilidad ronda en muchos casos los 2 m³/ha. Este incremento de posibilidad puede deberse, entre otros, a los siguientes motivos:

- El destino principal de estos montes para la producción de resina obligaba a mantener una menor densidad de pies/ha desde edades muy tempranas, siendo este el destino principal hasta aproximadamente 1980.
- La disminución del crecimiento en diámetro provocada por la resinación, fundamentalmente la resinación por el método Hugues.
- Incluir en el término de posibilidades las existencias correspondientes a pies de diámetros superiores a 30 ó 40 cm en los tramos en regeneración, por considerar a los pies de diámetro menor a los mencionados, pies correspondientes a regeneración anticipada.

Sin embargo, independientemente de estos motivos que probablemente han originado posibilidades de cálculo bastante inferiores a 1,5 m³/ha, lo cierto es que la ejecución de las cortas de regeneración planificadas conforme a dichas posibilidades no han conseguido la regeneración de las masas en el turno de 80 años establecido en la Ordenación y Revisiones Iniciales aumentando el turno en la Tierra de Pinares, de 80 a 100 años.

En este caso el proceso es el siguiente, sobre una masa adulta de aproximadamente 200 pies/ha se aplica la primera corta preparatoria-diseminatoria bastante intensa eliminando el 35-40% de los pies, seguida de una aclaratoria a los 8 años donde se elimina el 50% de los pies y por último una corta final (o segunda aclaratoria) a los 8 años dejando una masa residual de 20-30 pies/ha, transcurriendo este proceso en un periodo de 16-18 años. El esquema se presenta a continuación:

- Año 0.—Densidad inicial: 150-200 pies/ha.
- Año 1.—1.^a corta preparatoria-diseminatoria (35-40% de los pies): 50-80 pies/ha.
- Año 2.—Densidad resultante tras la 1.^a corta preparatoria-diseminatoria: 100-120 pies/ha.
- Año 8.—2.^a corta aclaratoria (40-50% de los pies): 40-60 pies/ha.
- Año 9.—Densidad resultante tras la corta 2.^a corta aclaratoria: 60 pies/ha.
- Año 16.—Corta final con reserva de árboles padre (60-70% de los pies): 40 pies/ha.
- Densidad resultante: 20 pies/ha.

Durante los seis u ocho años transcurridos desde la primera corta preparatoria-diseminatoria a la corta aclaratoria propiamente dicha, seguro que al menos por 2 ó 3 veces la precipitación estival ha superado los 100 mm; y si el resto de los años se han sucedido algunas tormentas veraniegas, una primera fase de la regeneración teóricamente debe de haber tenido éxito, éxito que se completará tras la segunda corta aclaratoria.

Por otro lado se observa que aunque en numerosas ocasiones este éxito de regeneración (alcanzar densidades de 2.000 pies/ha) ha sucedido, en muchos otros casos no. Este fracaso en la regeneración natural puede ser debido a las siguientes causas:

- Reducción de las cortas en la gestión de muchos montes, debido en parte a la falta de demanda de madera, a su bajo precio y muchas veces al excesivo conservadurismo del ingeniero gestor del monte. No se han realizado cortas de regeneración a su debido tiempo en los tramos en regeneración.
- El pastoreo, falta o ausencia de regeneración por no acotar los tramos en regeneración al pastoreo. Este tipo de aprovechamiento se eliminó en muchos montes en la década de los años sesenta, en la comarca de Cuéllar.
- Excesiva dependencia de las cortas de regeneración del proceso de resinación. El tramo en regeneración no se corta mediante «cortas de aclareo sucesivo», sino por «cortas de entresaca pie a pie», es decir, el pino no se corta hasta que no se ha resinado a muerte o hasta que se seca. No hay método de corta y no hay regeneración.

Los antiguos ingenieros gestores de estos montes (Serrano, 1998; Suárez *et al.*, 1999) se dieron cuenta de que probablemente y para pinos cuya dedicación principal era la producción de resina, sería conveniente «disminuir» el turno y acortarlo de 80 a 64 años, disminuyendo el diámetro mínimo de resinación y el número de caras (de 5 a 4). Esta disminución del turno exigiría también una disminución en la duración del periodo de regeneración (de 20 a 16 años). Sin embargo esta reducción del turno nunca tuvo efecto, pues la crisis del sector resinero se hizo patente y numerosos montes dejaron de ser resinados, siendo necesario una reconversión de los montes al variar su destino principal de producción de resina, que a partir de entonces pasó a ser una producción secundaria.

La determinación de este nuevo destino principal de la masa para la producción de madera, la escasa fertilidad de los suelos, la presencia de dunas y el clima continental de la Tierra de Pinares (fríos intensos en invierno y veranos muy secos con temperaturas elevadas) ha llevado a los ingenieros gestores de estos pinares, no a reducir el turno a 64 años si no a alargarlo a 100 años, con cortas de regeneración por aclareo sucesivo uniforme, periodos de regeneración de 20 años y 4 tramos en cada monte. Al alargarse los turnos de 80 a 100 años, ha sido necesario tomar medidas complementarias para conseguir la regeneración: gradeos, semillado, riegos...

La justificación del empleo de cortas por aclareo sucesivo uniforme para la regeneración, a pesar de que *Pinus pinaster* es una especie heliófila en todo el ámbito atlántico, se debe a que en la meseta castellana con clima mediterráneo continental, la especie se acerca más a un temperamento medio con tendencia a la luz, y por lo tanto las cortas más adecuadas para la regeneración natural de la masa serán las de aclareo sucesivo uniforme. Las plántulas necesitan en sus primeros estadios protección frente a las altas temperaturas estivales.

Como ya se ha comentado con anterioridad, durante gran parte del siglo XX, no se realizaron cortas de regeneración por aclareo sucesivo uniforme sino cortas por entresaca pie a pie sobre pinos que se habían agotado a la resinación. En muchos casos se trató al pino resinero como si fuera una especie de sombra lo que dio lugar también a retrasos en la regeneración y a mayor irregularidad de las masas. Esta irregularidad ha sido «regularizada» artificialmente desde los primeros momentos, y de hecho los ingenieros que en la actualidad gestionan el monte lo observan. Los primeros tratamientos selvícolas sobre la masa consistían en igualarla por lo bajo, eliminando la regeneración adelantada. Ese regularizar por lo bajo ha traído consigo retrasar el comienzo de la resinación y confirmar el alargamiento del turno.

Finalizado prácticamente el aprovechamiento de la resinación durante la década de los años 90, comenzaron a aplicarse las cortas tradicionales correspondientes al aclareo sucesivo uniforme: preparatoria-diseminatoria, aclaratoria, y final, simplificadas en muchos casos, debido a la escasa densidad inicial (la calidad de estación no permite mayores densidades). Durante los últimos 20 años aplicando este tipo de cortas, y siempre a merced de las precipitaciones estivales, la regeneración natural surge antes o después pero en un tiempo razonable (ya hemos mencionado cómo cada 3 ó 4 años existen precipitaciones que superan los 100 mm en verano y la naturaleza arenosa del suelo impide la formación de capas duras).

Puede observarse el éxito de la regeneración en el monte público n.º 32 de Mata de Cuéllar y Vallengado (Figuras 6 y 7), tras haber efectuado las correspondientes cortas de regeneración en el último período (1986-2011).

Analizado estos tres factores directamente relacionados con la regeneración natural de las masas forestales del pino resinero en la Tierra de Pinares, fácilmente se deduce que se debe actuar intentando incrementar las limitaciones que presentan los dos primeros:



APROVECHAMIENTOS MADERAS MONTE 32, <i>Pinus Pinaster</i>							
CUARTEL A TRANZÓN 13, 1985-2011							
MONTE	LOTE	TPO DE CORTA	ESPECIE	LOCALIZACIÓN	Nº PIES	VOLUMEN mcc	AÑO
32	01OR		<i>Pinus pinaster</i>	U-A-13 y 16	1197	1136	2004
32	01OR		<i>Pinus pinaster</i>	U-A-13 y 14	887	812	2003
32	01OR		<i>Pinus pinaster</i>	U-A-13 y 14	887	885	2002
32		DERRIBADOS	<i>Pinus pinaster</i>	A-1 al 7 y 13	215	134	1989

Figura 6

Monte n.º 32, Cuartel A, Tramo IV, tranzón 13 de Mata de Cuéllar y Valledado (Segovia).



Figura 7

Monte n.º 32, Cuartel B, Tramo IV, Tranzón 13 de Mata de Cuéllar y Valledado (Segovia).

APROVECHAMIENTOS MADERAS MONTE 32. <i>Pinus Pinaster</i>							
CUARTEL A TRANZÓN 13, 1985-2011							
MONTE	LOTE	TPO DE CORTA	ESPECIE	LOCALIZACIÓN	Nº PIES	VOLUMEN mcc	AÑO
32	1º		<i>Pinus pinaster</i>	B-IV-13	52	77	1994
32	2º		<i>Pinus pinaster</i>	B-IV-13	267	264	1989
32	2º		<i>Pinus pinaster</i>	B-IV-13	260	266	1987
32	2º		<i>Pinus pinaster</i>	B-IV-13	250	265	1986
32	2º		<i>Pinus pinaster</i>	B-IV-13	332	300	1985

- Fertilizar y gradear con la finalidad de aumentar la fertilidad del suelo y la capacidad de retención de agua.
- Regar con la finalidad de limitar el periodo de aridez estival e incrementar el agua disponible en el suelo.

Son dos acciones teóricas, únicamente aplicables a pequeñas superficies y en casos y circunstancias concretas. La Tierra de Pinares en la provincia de Segovia está cubierta de más de 60.000 ha de masas de *Pinus pinaster*. En montes catalogados de utilidad pública con proyecto de ordenación en vigor y pertenecientes a entidades locales, hay más de 15.000 ha en regeneración.

En cambio, si es posible realizar todas las actuaciones que conduzcan a la ejecución correcta de los proyectos de ordenación, acciones que dependen directamente del ingeniero gestor de dichas masas forestales.

Estas actuaciones se concretan en los siguientes puntos:

- 1.º No retrasar en ningún caso las cortas de regeneración. Ya se ha señalado anteriormente cómo, cada 2, 3 ó 4 años las precipitaciones estivales (tormentas) superan los 100 mm, amortiguando la aridez estival. Es necesario que en ese periodo la superficie en regeneración esté cubierta de plántulas procedentes de semillas que germinaron durante la primavera anterior y pueden «aprovechar» éste agua disponible y desarrollarse. Evidentemente desconocemos si durante el verano posterior a la corta de regeneración se producirán o no estas precipitaciones estivales; sin embargo, la propia naturaleza arenosa del suelo limita la compactación de la capa superficial, que se mantiene aireada y mullida de 3 a 5 años desde la corta, como consecuencia de las labores propias de corta y arrastre de fustes, y si además se suceden entre dos fases consecutivas de la corta de regeneración (6-8 años) las precipitaciones estivales mencionadas con anterioridad, se garantizará la supervivencia de las plantas germinadas.

- 2.º Liquidar anualmente la posibilidad anual de corta que figura en los proyectos de ordenación, la cual tiende a ser conservadora. No hay nada más que comprobar que en muchos casos los pies de diámetro normal hasta 30 cm son considerados como regeneración adelantada y no entran en la contabilidad para el cálculo de la posibilidad. Se ha observado que en los últimos proyectos de revisión de ordenación de estos montes la posibilidad se ha incrementado desde 1-1,5 m³/ha y año hasta 2 m³/ha y año, simplemente por incluir en el cálculo de la masa cortable todas las existencias y crecimientos del arbolado con diámetro superior a 20 cm.

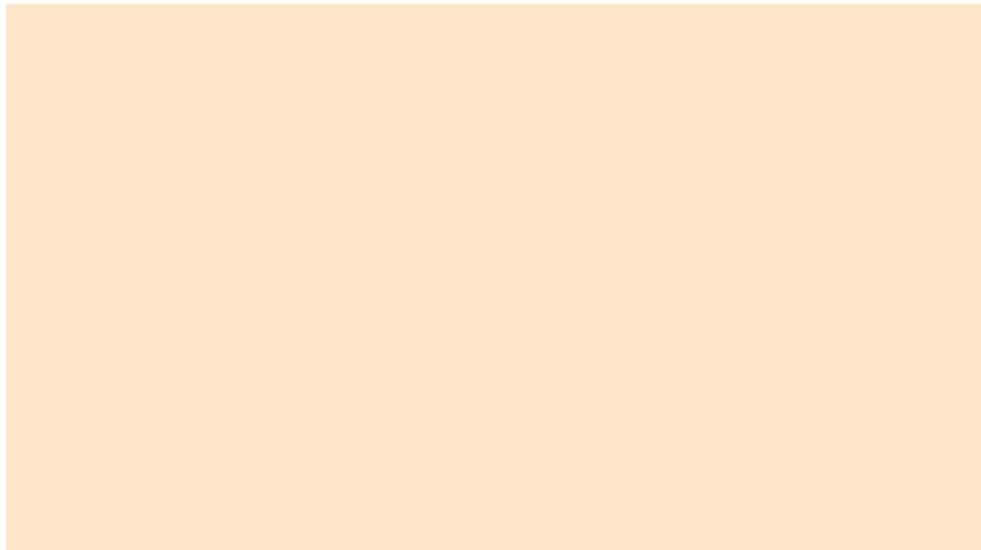
Reducir la posibilidad de corta anual conduce al incremento de la duración del periodo de regeneración y al retraso de la regeneración natural de la masa, así como a la creación de masas semirregulares no acordes con el temperamento de la especie.

Este incremento en el periodo de 20 a 25 años actualmente es una realidad. Es misión del gestor del monte intentar, mediante la aplicación ordenada de las cortas, recuperar el periodo inicial de 20 años, la regularidad de las masas y la estabilidad de las mismas disminuyendo la competencia excesiva que ejerce el arbolado adulto sobre las nuevas masas ya creadas.

- 3.º Recuperar el turno inicial propuesto en los proyectos de ordenación de todas estas masas forestales.

La resinación por el método Hugues fue una de las causas que obligó a ampliar el turno de ordenación de 80 a 100 años por limitar, el uso de este método, el crecimiento del arbolado. Eliminado este método de resinación se ha incrementado el crecimiento de la masa, alcanzándose en edades inferiores a 80 años el diámetro de corta.

Aplicando las actuaciones propuestas, es decir, siguiendo y recuperando los proyectos de ordenación forestal, puede asegurarse la regeneración natural de las montes privados de *Pinus pinaster* en la Tierra de Pinares de Segovia incrementando su producción, persistencia y estabilidad.



5. LISTADO DE REFERENCIAS

- AEMET (2011). Datos meteorológicos estación de Sanchonuño (Segovia), periodo 1977-2066. <http://www.aemet.es>
- Alía, R., Martín, R., De Miguel, J., Galera, R. M., Agúndez, D., Gordo, J., Salvador, L., Catalán, G., Gil, L. (1996). Regiones de procedencia *Pinus pinaster* Ait. D.G.C.N. Madrid.
- Gandullo, J. M. (1985). Ecología vegetal. Fundación Conde Valle de Salazar. E.T.S.I.M. (208 pp.). Madrid.
- Nicolás, A., Gandullo, J. M. (1967). Estudio ecológico de los pinares españoles. I. *Pinus pinaster* Ait. I.F.I.E. (311 pp.). Madrid.
- Ruiz de la Torre, J., Ceballos, L. (1979). Árboles y arbustos de la España Peninsular. E.T.S.I.M. (512 pp.). Madrid.
- Serrano, M. (1998). Trabajos culturales y ordenación de montes resinosos. En: Primer Simposio de Aprovechamiento de Resinas Naturales. Actas Científicas (pp. 1-11). Ed. Catalán G., *et al.* Comisión de Agricultura de la UE e INIA. Segovia.
- Suárez, C., Ceballos, J., Huertas, D., Allué, M. (1999). Un siglo de Ordenación y Selvicultura en la Tierra de Pinares Segoviana. En: Ciencias y Técnicas Forestales. 150 años de aportaciones de los ingenieros de montes. La selvicultura en los montes segovianos de vocación resinera (pp. 121-155). Fundación Conde del Valle de Salazar. Madrid.

Conclusiones

1. LECCIONES APRENDIDAS

- La regeneración natural de *Pinus pinea* L. y *Pinus pinaster* Ait. en los arenales de la Meseta Castellana no se está consiguiendo de forma satisfactoria en la actualidad, pese a la aplicación de las normas de silvicultura tradicionales. Esta limitación puede comprometer la sostenibilidad en la gestión de estas masas, obligando además a recurrir a siembras y plantaciones.
- Los principales «cuellos de botella» de la regeneración de *Pinus pinea* son: vecería regulada por factores climáticos, falta de dispersión de la semilla fuera del área de influencia de las copas, alta tasa de predación invernal, ausencia de germinación en otoños fríos y mortalidad estival durante el primer verano con mayor incidencia fuera de la zona de influencia de las copas.
- Los principales «cuellos de botella» de la regeneración de *Pinus pinaster* son: vecería regulada por factores climáticos y elevada tasa de mortalidad estival en plántulas de un año. En general, se observa emergencia de plántulas bajo cubierta pero ésta no prospera.
- *Pinus pinea* y *Pinus pinaster* disponen de un banco de semillas aéreo suficiente para el inicio de la regeneración natural. En el caso de *Pinus pinea* su aprovechamiento comercial para obtener el piñón es un factor limitante, por lo que en determinadas zonas puede ser necesario su acotado. Estos acotados, en ocasiones generan conflictos con las entidades propietarias y los industriales piñeros, y aunque se debe de tratar de armonizar los intereses de todas las partes, en determinadas ocasiones las exigencias de la regeneración deben prevalecer sobre los intereses económicos. Con carácter general en las zonas acotadas se produce un éxito en la regeneración natural.
- La aplicación de cortas intermedias fuertes al objeto de favorecer la producción individual de piña ha conducido a que las masas de *Pinus pinea* presenten densidades demasiado bajas para su edad de madurez, lo que impide la adecuada dispersión de semilla sobre el total de la superficie. La aplicación de fuertes cortas diseminatorias ha agravado el problema.
- En el caso de *Pinus pinaster* las cortas de regeneración aplicadas en los últimos años han sido muy fuertes, comprometiendo la supervivencia estival de las plántulas emergidas.
- La regeneración de ambas especies no es un proceso continuo que se produce todos los años, sino que tiene lugar en los años de ocurrencia simultánea de las condiciones favorables. Esto provoca el que el regenerado aparezca en «golpes» coetáneos. Ante estos eventos, la gestión selvícola de la regeneración tiene que ser flexible, alargando los periodos de regeneración. La gestión selvícola debe de ir detrás de los lugares —rodales— dónde la regeneración se produce de forma natural, pero a cambio se hace necesaria una gestión más intensiva en el espacio del seguimiento de la regeneración a escala rodal.
- En ambas especies los «cuellos de botella» bajo control climático pueden atenuarse mediante cortas progresivas para facilitar el nacimiento y la instalación del regenerado. Estas cortas deben convertirse en instrumentos de seguimiento y liberación del regenerado.

J. Gordo, R. Calama, M. Pardos, F. Bravo, G. Montero (ed.). *La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Valladolid © 2012 (249-252).*

- La aplicación estricta de la programación de las cortas de regeneración puede conducir a situaciones no deseables, como la obligatoriedad de cortar en aquellos años en los que el gestor vea que no se vayan a producir las condiciones adecuadas para conseguir la regeneración, o la pérdida de valiosas oportunidades en años óptimos.
- La posibilidad de modelizar los distintos procesos implicados en la regeneración: fructificación, dispersión, germinación, supervivencia.. facilita la toma de decisión del gestor a la hora de planificar la aplicación de la selvicultura de regeneración. En cualquier caso, es difícil establecer una pauta fija o esquema de aplicación de las cortas liberatorias-aclaratorias que conduzca al éxito del regenerado debiendo de adaptarse a la evolución del regenerado en cada rodal.
- El matorral juega un posible papel positivo como facilitador de la regeneración de *Pinus pinaster* pero también como competidor; la eliminación o falta de la cubierta del matorral tiene un posible efecto sobre el éxito y la estructura del regenerado.

2. INFRAESTRUCTURAS CREADAS

- Existe una importante infraestructura experimental básica para la investigación de la regeneración natural en los arenales de la Meseta Castellana:
 - La red de parcelas del INIA para el estudio de la regeneración natural de *Pinus pinea* instalada en la provincia de Valladolid. La localización concreta es el monte público nº 43, «Corbejón y Quemados» (La Pedraja de Portillo), ocupando una superficie aproximada de 8 ha. Estas parcelas se instalaron en el otoño de 2002. Por otro lado, se ha instalado en el año 2009, un sitio de ensayo adicional, de 1 ha de superficie, en el monte público nº 17 «Común y Escobares» (Nava del Rey).
 - La red de parcelas permanentes de seguimiento de la regeneración natural de *Pinus pinea* establecidas por el Servicio de Medio Ambiente de la provincia de Valladolid, se ha instalado paulatinamente desde el invierno de 2001-2002 en tramos en destino de 32 montes públicos ordenados. Todos los montes están situados en cuatro comarcas forestales del dominio de las campiñas: Tordesillas, Viana de Cega, Olmedo y Medina del Campo.
 - La Universidad de Valladolid tiene ubicado el sitio experimental de muestreo de la regeneración natural de *Pinus pinaster* en la provincia de Segovia, dentro del monte público nº 32 «Común de la Torre y Jaramiela» (Mata de Cuéllar y Valledado). Las parcelas están instaladas desde el verano de 2003.
- La antigüedad, constancia y extensión en el tiempo de las series de datos de regeneración natural les confiere un valor inestimable. Por este motivo es clave el mantenimiento en el tiempo de los ensayos hasta el logro de los objetivos. Sin embargo, el mantenimiento de las parcelas de investigación requiere unos recursos económicos, cuya escasez dificulta su seguimiento pese a los esfuerzos humanos y económicos que ha costado su montaje. En muchos casos se prima la instalación de nuevos dispositivos experimentales frente al mantenimiento a largo plazo de dispositivos con contrastada utilidad.
- Es necesaria la implicación de los gestores, propietarios y otros agentes involucrados en el seguimiento y mantenimiento del dispositivo experimental, no sólo para garantizar su permanencia, sino también para facilitar su manejo a los investigadores.

- Los dispositivos experimentales creados deben ser visibles por los usuarios potenciales por lo que están incluidos en redes telemáticas de trabajo común (SELVIRED y página del Instituto de Gestión Forestal Sostenible), y constituir instrumentos clave para la divulgación y demostración de los resultados obtenidos.
- Usabilidad de los datos: los datos proceden de un esfuerzo de trabajo en equipo. En la red nos encontramos el metadato, pero no el dato en bruto. El uso del dato «nuevo» crea un problema frente al que hay que buscar fórmulas de equilibrio.
- El uso público de los datos requiere un equilibrio que respete el esfuerzo de los grupos que han instalado y mantenido las parcelas con el interés de los usuarios finales en que se extraiga la mayor información posible de ellos. El desarrollo de protocolos de uso es clave para garantizar el mantenimiento de los dispositivos.

3. LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN EN REGENERACIÓN NATURAL

- Selvicultura de seguimiento del regenerado: ritmo e intensidad de las cortas aclaratorias-liberatorias de *Pinus pinea*.
- Estudios de la viabilidad del regenerado de *Pinus pinea* avanzado bajo cubierta (origen, papel, futuro, potencial...).
- La regeneración natural de *Pinus pinea* y *Pinus pinaster* en los páramos calizos.
- La influencia de las condiciones litológicas y edáficas en la regeneración natural de *Pinus pinea* y *Pinus pinaster*.
- La regeneración natural en terrenos agrícolas abandonados como mecanismo de expansión de *Pinus pinea* y *Pinus pinaster*.
- La regeneración natural y el equilibrio de las masas mixtas *Pinus pinea* y *Pinus pinaster*: balance competitivo de las especies.
- Variabilidad estacional en la respuesta fisiológica del regenerado de *Pinus pinaster*.
- Estudio de los mecanismos de adaptación de los sistemas radicales de *Pinus pinea* y *Pinus pinaster* a las variaciones en la disponibilidad hídrica edáfica.
- Refinar y mejorar los modelos predictivos de los procesos que constituyen «cuellos de botella» de manera que permitan la predicción a partir de los datos disponibles a corto plazo.
- Comprobar la validez de los resultados obtenidos y escalar espacialmente los resultados: del individuo al rodal, la comarca y la región.
- Procesos ligados al clima: análisis del clima con datos no instrumentales, dado que cada vez hay menos datos medidos y son el resultado de mallas de interpolación.

4. TRANSFERENCIA A/DESDE LA GESTIÓN

- La transferencia de resultados de investigación forestal se basa en la actualidad en el voluntarismo de los agentes implicados: investigadores del INIA y de la UVA y técnicos de la Junta de Castilla y León.
- En la actualidad no existen canales formales que posibiliten el flujo bidireccional de información entre gestores e investigadores. Esto redundaría en la existencia de una dificultad para ha-

cer llegar los resultados de investigación a los usuarios finales (gestores) y de éstos para transmitir las necesidades de investigación a los investigadores.

- Al investigador no se le reconoce el trabajo de transferencia, por ser un mérito menor en el ámbito científico. Asimismo, la necesidad de obtener financiación en programas competitivos orienta la I+D forestal hacia líneas de investigación de mayor rendimiento en publicaciones científicas, en ocasiones alejadas de las necesidades de la gestión y no basadas en el seguimiento a largo plazo de dispositivos experimentales. Por su parte, al gestor forestal tampoco se le reconoce el esfuerzo de aplicación de nuevas tecnologías, transmisión de necesidades básicas a la investigación, o participación y colaboración en programas de I+D.
- Las preguntas relevantes para los gestores muchas veces no se consideran «relevantes» en el ámbito científico y no se financian. Se deberían abrir canales para la financiación de la «innovación forestal» porque muchas veces las preguntas relevantes para los gestores entran dentro de esta categoría (conocimiento local, etc) y no en investigación.

5. INTEGRACIÓN DE LA INNOVACIÓN EN EL SECTOR

- El sector directamente beneficiario (industria de la madera, piñón, resina) de la investigación y la gestión apenas está implicado en la innovación selvícola y del resto de la cadena de valor.
- La financiación y la cofinanciación privada de los proyectos de I+D+i forestal por parte de los propietarios y el sector industrial es mínima. En determinadas convocatorias es obligatoria la participación del sector privado, por lo que se pierden oportunidades de participación y ejecución.
- Se recomienda crear una tasa finalista sobre los aprovechamientos forestales destinada a un fondo de innovación, gestionada por una mesa de seguimiento donde estén todos los actores relevantes (administración, propietarios, centros de I+D...).

Consideración final

La regeneración natural es uno de los procesos claves en todo sistema de gestión forestal sostenible. Condiciona la viabilidad de muchos tratamientos selvícolas, la calidad de los bienes y servicios obtenidos del monte, y los propios sistemas de ordenación a aplicar. A pesar de su importancia, reconocida por todos los forestales del mundo, es relativamente escasa la bibliografía sobre estudios de regeneración aplicados a mejorar la gestión de los bosques en nuestro país. Sin embargo, se dispone de abundantes observaciones sobre el proceso de regeneración natural, constituyendo un cuerpo de conocimientos accesible a agentes y técnicos forestales encargados de la gestión forestal.

Esta fragmentación del conocimiento hace tan necesario el intercambio de ideas entre técnicos e investigadores interesados en la regeneración natural, en jornadas como las que dieron lugar a esta publicación, pues permiten intercambiar opiniones, debatir el estado de conocimiento, desmontar posibles errores conceptuales o prácticos, enseñar lo que realmente se sabe, y por tanto a partir de estas reflexiones, proponer nuevas actuaciones de I+D+i que permitan integrar la regeneración natural con base científica en los proyectos de ordenación de nuestros montes.

Lo fundamental en estas jornadas es la comprensión de las bases biológicas del proceso, y su relación con la estructura de la población en proceso de regeneración, con objeto de implementarla en tratamientos selvícolas efectivos. Y esta relación es muy dependiente de las condiciones ambientales por lo que se necesitan modelos que permitan integrar todos los factores para conseguir una mejor técnica forestal. En estos últimos años se han visto avances significativos en el estudio de los procesos dispersivos, en su relación con la estructura de las poblaciones, en la visión del proceso integrado de floración-dispersión-germinación, con todos sus limitantes, entre los que cabe destacar la predación.

Sin embargo, todavía es necesario realizar muchos avances. Y debemos reflexionar sobre algunos puntos que no están resueltos. Así, no se tienen suficientes conocimientos sobre la relación de la regeneración entre varias especies que pueden componer las masas forestales, y no solo la especie principal; sobre todo porque los requisitos y condicionamientos varían. No sabemos exactamente los requisitos espaciales para la regeneración, y esto condiciona enormemente la estructura que hemos de conseguir en las masas forestales, los huecos que hemos de generar, y el tiempo necesario para lograr una regeneración efectiva. No sabemos exactamente los costes asociados a estos tratamientos y si estos pueden ser optimizados. No sabemos como operar en muchas masas que son resultados de intervenciones selvícolas no óptimas. Es, por tanto, un tema apasionante y abierto a futuras investigaciones. ¿Qué plan de investigación necesitamos para alcanzar estos objetivos? A esta pregunta solo se puede contestar mediante el diálogo entre técnicos e investigadores. Es por tanto, una buena noticia que se haya realizado esta primera jornada de transferencia, y dado que no se puede pretender resolver todas las cuestiones en un momento, es deseable que esta iniciativa tenga continuidad para conseguir realizar discusiones sobre el propio bosque y no solo basándose en los artículos científicos o en las presentaciones realizadas en una sala.

J. Gordo, R. Calama, M. Pardos, F. Bravo, G. Montero (ed.). *La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA). Valladolid* © 2012 (253-254).

Por último, señalar la importancia de esta publicación, pues es necesario que los resultados queden accesibles a otros técnicos o investigadores para que puedan revisarse sus metodologías, analizar y discutir los resultados, que es la única forma de generar conocimiento con una base científico-técnica adecuada.

Ricardo Alía Miranda

