



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

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

26 - 30 junio 2017 | Plasencia
Cáceres, Extremadura

7CFE01-425

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

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Efecto del fuego (cenizas) sobre el crecimiento inicial de *Pinus pinaster* Ait. en interacción con la invasora *Acacia melanoxylon* R. Br.

SÁNCHEZ MOSTEIRO, M.¹, CORNIDE PAZ, T.¹ Y DÍAZ VIZCAÍNO, E.A.^{1,2}

¹Departamento de Botánica. Escuela Politécnica Superior de Lugo. Universidad de Santiago de Compostela. Campus de Lugo. 27002 Lugo.

²Ibader. Universidad de Santiago de Compostela. Campus de Lugo. 27002 Lugo.

Resumen

En Galicia (NW España) la especie arbórea más afectada por el fuego es *Pinus pinaster*, cuya regeneración por germinación puede resultar afectada por la interacción con la alóctona invasora *Acacia melanoxylon*, ampliamente naturalizada en dicha zona geográfica y cuya germinación resulta favorecida por el mismo. Para evaluar esta hipótesis se ha analizado el crecimiento inicial de plántulas de pino en bandejas forestales, incorporando cenizas según dos niveles de intensidad de del fuego (baja y media), en competencia con plántulas de acacia, mediante un diseño experimental en bloques aleatorios. Los datos de biomasa, altura, relaciones estructurales y tasas de crecimiento se han analizado mediante pruebas Anova de comparación de medias. La biomasa de las plántulas de *Pinus pinaster* presenta gran estabilidad, tanto cuando interaccionan con las de *Acacia melanoxylon*, como cuando lo hacen entre sí en los dos niveles de intensidad del fuego. La variabilidad en sus relaciones estructurales muestra que la intensidad baja es la condición más favorable para la aportación de la raíz. La tasa de crecimiento relativo de la raíz presenta variación intrapoblacional, especialmente con la intensidad media, reduciéndose cuando la especie acompañante es la acacia; en estas condiciones de interacción negativa, la regeneración del pino resulta afectada.

Palabras clave

Incendio forestal, cambio global, plántula

1. Introducción

El pino marítimo (*Pinus pinaster* Ait.) es una conífera termófila ampliamente extendida originaria del Mediterráneo occidental, que ha incrementado su presencia debido a su plantación y naturalización. Con preferencia por la luz, presenta rápido crecimiento en un rango amplio de altitud, clima y suelo, su distribución natural incluye preferentemente áreas templadas con influencia oceánica, húmedas o subhúmedas, con precipitación superior a 600mm y sobre suelos silíceos de textura gruesa (RICHARDSON & RUNDEL, 1998, ABAD *et al.*, 2016). Sus más extensas representaciones se sitúan en Portugal y España. En nuestro país es el pino que ocupa mayor superficie naturalmente y el más ampliamente utilizado en repoblación forestal. Se extiende por Galicia, donde casi todas sus masas son de origen artificial (RUIZ DE LA TORRE, 2006), ocupando un 15% de la superficie forestal arbolada según el IFN4 (MAGRAMA, 2011). El pinar de negral presenta una acusada combustibilidad, por la abundancia de resina y por la estructura clara y proclive a los movimientos del aire de su ramaje y copas. Tras los incendios abren, caen, corren o salen disparadas muchas piñas cerradas, esparciendo los piñones que, con las lluvias de otoño, dan lugar a densísimos repoblados (RUIZ DE LA TORRE, 2006). En relación con los incendios en Galicia y su afectación en pinares, en el periodo 2001-2010 *Pinus pinaster* ha sido la especie arbórea más afectada por los incendios, con unas 50.000 ha (CUBO *et al.*, 2012).

La acacia negra (*Acacia melanoxylon* R. Br.) es una leguminosa originaria del sudeste de Australia y Tasmania, que se cultiva y se asilvestra en diversas zonas templadas del mundo, donde fue introducida como árbol de jardín, para la realización de cultivos forestales madereros y para la obtención de taninos. En España se ha introducido y naturalizado ampliamente en Galicia, sobre todo en las provincias de Lugo y Pontevedra, en altitudes inferiores a los 500 m, incluido el Parque Nacional de las Islas Atlánticas, presentando tendencia demográfica expansiva. Está considerada como una especie alóctona invasora en la costa cantábrica (SANZ ELORZA, 2004), y propuesta como especie invasora de Galicia no incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Grupo Especialista en Invasiones Biológicas, 2012).

La recuperación de la vegetación después del fuego, en el caso de los pinares dominados por germinadoras obligatorias, como *Pinus pinaster*, se produce exclusivamente a partir de semillas, de modo que después de un incendio su permanencia en el banco del suelo o en el banco aéreo (piñas serotinas no desprendidas del árbol después del incendio) aseguran la regeneración natural continuada hasta tres años después del mismo (CALVO *et al.*, 2013).

En dicho proceso de regeneración se producen interacciones entre las plántulas de pino y el resto de las especies de la comunidad de sotobosque, que pueden resultar negativas, especialmente con las rebrotadoras (REYES & CASAL, 1995, 2002). Estas interacciones negativas también se pueden producir en el crecimiento inicial con las plántulas de *Acacia melanoxylon*, puesto que los estudios de germinación de sus semillas mostraron que el incremento de temperatura de un incendio forestal (especialmente temperaturas suaves y medias) sí que incrementan su germinación, como ocurre con otras leguminosas de semillas duras (ARÁN *et al.*, 2013). Teniendo en cuenta que la regeneración del pino marítimo tras incendio es mediante germinación y que el fuego favorece la germinación de acacia, se plantea la hipótesis de que el fuego pueda modificar su regeneración al favorecer la interacción en el crecimiento inicial entre plántulas de las dos especies.

2. Objetivos

El objetivo de este estudio es el de evaluar el efecto que produce sobre el crecimiento inicial, tras incendio forestal (cenizas), de plántulas de *Pinus pinaster* su interacción con plántulas de la alóctona invasora *Acacia melanoxylon*.

3. Metodología

La intensidad del fuego se muestra, entre otros efectos, en la cantidad y composición de las cenizas (SOTO *et al.*, 1997), por lo que para evaluar el efecto de la intensidad del fuego sobre el crecimiento inicial de las plántulas de *Pinus pinaster* y *Acacia melanoxylon*, se procedió a incorporar cenizas obtenidas tras quemar ramas de pino con fuego intenso. Las cantidades de ceniza utilizadas se han basado en las encontradas por SOTO *et al.* (1997) en incendios de intensidad moderada en matorrales atlánticos, y se corresponden con las incorporadas en ensayos de germinación de *Acacia* sp., *Pinus* sp. y *Quercus* sp. por REYES & CASAL (2004) y REYES *et al.* (2015); considerando dos niveles (17,4 kg/ha y 87,0 kg/ha) que se corresponden con una intensidad baja y media respectivamente. Esta correspondencia se fundamenta en las propias conclusiones de SOTO *et al.* (1997), así como en las cantidades, más elevadas, encontradas en comunidades similares de nuestro entorno geográfico (MARCOS *et al.*, 2009).

Para evaluar el efecto de la interacción con plántulas de *Acacia melanoxylon*, se estableció un único nivel de competencia, de dos plantas por alveolo, una de cada especie o bien las dos de cada una de ellas.

Las semillas utilizadas para la obtención de planta fueron de procedencia comercial (Semillas Montaraz, de Gredos, España, en) en el caso del pino, y recolectadas en Galicia (Monte Pedroso,

Santiago en 2010) en el caso de las de acacia, todas ellas almacenadas en frío hasta el momento de la realización de este estudio.

En cuanto al diseño experimental, la combinación entre especies y niveles de cenizas representa seis tratamientos, que se dispusieron en cuatro bloques aleatorios en cada bandeja de producción, utilizando cinco bandejas, de modo que se pudieran obtener al menos 15 plántulas de cada especie en cada tratamiento, como proponen VILLAR *et al.* (2008).

Para la obtención de plántulas se utilizaron bandejas de alveolos termoformados que se rellenaron con 250 ml de una mezcla homogenizada manualmente de sustrato comercial, perlita y vermiculita (3:1:1) ligeramente compactado, y que se colocaron en bandejas portadoras. En cada alveolo se colocaron inicialmente cuatro semillas germinadas del mismo día de las especies que correspondiese, para garantizar finalmente el crecimiento de dos plántulas por alveolo según el tratamiento que correspondiese, tras un aclarado a los 15 días, y facilitar la sincronización de la emergencia y crecimiento de planta. Las bandejas se colocaron en una cámara de ambiente controlado situada en la RIAIDT (Rede de Infraestructuras de Apoio á Investigación e ao Desenvolvemento Tecnolóxico do campus de Lugo), en la que estuvieron sometidas a un ambiente adecuado (80% de humedad relativa y fotoperiodo de 16 horas de luz a 22°C y 8 horas de oscuridad a 18°C), manteniendo el sustrato continuamente hidratado con agua destilada de manera similar en las cinco bandejas.

El crecimiento de planta se ha planteado durante un tiempo suficiente para que se produjese la interacción de las dos plantas de cada alveolo, realizando medidas de altura cada 15 días a partir del primer mes; alcanzando finalmente los 105 días, transcurridos los cuales se han retirado, separando cuidadosamente las raíces de las dos plantas y éstas de la parte aérea, que a su vez se desglosó en hojas o acículas y tallo, para poder realizar su análisis estructural (VILLAR *et al.*, 2008). El peso seco de cada fracción se ha obtenido tras su secado en estufa a 80° durante 48 horas.

La elaboración y posterior tratamiento estadístico de los datos se realizó a través de la hoja de cálculo Excel (Microsoft office versión 2010) y el paquete estadístico SPSS 20.0 con licencia de la Universidad de Santiago de Compostela. La comparación de las variables y relaciones estructurales obtenidas (Tabla 1) entre especies se ha realizado mediante pruebas ANOVA con SPSS para encontrar diferencias significativas para cada variable (previa transformación logarítmica en el caso de la biomasa) (PARDO y RUÍZ, 2002).

Tabla 1. Variables y relaciones estructurales analizadas, definición y unidades.

Variable	Definición	Unidad
BA	Biomasa aérea	mg
BR	Biomasa radical	mg
BT	Biomasa total	mg
BR/BA	Relación estructural de biomasa radical y biomasa aérea	g/g
BA/BT	Relación estructural de biomasa aérea y biomasa total	g/g
BR/BT	Relación estructural de biomasa radical y biomasa total	g/g
RGR BR RGR BA RGR BT	Tasa de crecimiento relativo (Relative Growth Rate) Incremento de biomasa por unidad de biomasa y tiempo	mg g ⁻¹ día ⁻¹

4. Resultados

Las plantas de *Pinus pinaster* crecieron desde los 2,95 cm de altura en el primer mes hasta los 6,55 cm a los 105 días de desarrollo, presentando finalmente unos valores de biomasa aérea entre

109,05 y 118,44 mg ; de biomasa radical entre 40,36-41,86 mg y total entre 150,14-160,30 mg, (Figura 1), entre ellos los valores más elevados siempre en la intensidad media . Los resultados de las comparaciones ANOVA 2F no mostraron un efecto significativo de la interacción entre la intensidad del fuego (nivel de cenizas) ni de la especie acompañante, ni en la altura, ni en la biomasa aérea, ni radical ni total de *Pinus pinaster*, (Tabla 2).

En cuanto a las relaciones estructurales, la relación biomasa raíz/biomasa aérea (BR/BA) se encuentra entre los valores 0,35-0,37; la relación biomasa aérea/biomasa total (BA/BT) entre 0,73-0,74 y la relación biomasa radical/biomasa total (BR/BT) entre 0,26-0,27. Las relaciones estructurales resultaron bastante similares en las dos intensidades y con las dos especies acompañantes, por lo que no se detectó efecto significativo de su interacción. No obstante, la intensidad baja es la condición más favorable para BR/BA y BR/BT, con los valores más elevados, y la media lo es para BA/BT, por lo que se producen modificaciones en la arquitectura de las plántulas de pino, puesto que en el primer caso desarrollan proporcionalmente más su raíz, mientras que en el segundo caso más su biomasa aérea.

En lo referente a la tasa de crecimiento relativo (RGR), se encuentra entre los valores 19,90-20,37 para la biomasa total (RGR BT); varía entre 18,63-19,16 para la biomasa aérea (RGR BA) y la radical (RGR BR) entre 23,42-25,02, ambos en intensidad media. Estas variables tampoco mostraron interacción significativa entre intensidad y especie, siendo RGR BR la que se encuentra más próxima a presentarla; de modo que la mayor intensidad es la condición menos favorable para dicha tasa cuando la especie acompañante es la acacia (RGR BR de 23,42).

5. Discusión

No se ha encontrado variación intrapoblacional significativa en las plántulas de tres meses y medio de pino en su altura, biomasa radical, aérea y total en interacción consigo mismas o con la acacia invasora en relación con la intensidad del fuego (cenizas), lo que evidencia una elevada heredabilidad (genotipo) en la asignación de biomasa, que no se modifica con las variaciones en la cantidad de cenizas producidas en incendios de intensidad baja o media. Estos incendios no producen variaciones de la biomasa en las plántulas de pino como las encontradas por efecto de otros factores, como el estrés hídrico, en cuyo caso poblaciones de la misma procedencia que la aquí estudiadas destacan incluso por su estabilidad, (CHAMBEL *et al.*, 2007).

Tampoco se ha encontrado variación significativa en las relaciones estructurales de las plántulas de *Pinus* en su desarrollo inicial, que se corresponden de modo preciso con las establecidas para especies perennifolias mediterráneas por ANTÚNEZ *et al.* (2001) y las tasas de crecimiento relativo, RGR están dentro del rango encontrado por los mismos, de modo que en torno a una cuarta parte de su biomasa total se invierte en la raíz, que a su vez representa una tercera parte de la biomasa aérea. La fracción de biomasa radical, relativa a la biomasa aérea y a la biomasa total, resulta también similar a los valores medios de asignación en plántulas leñosas encontrados por .POORTER & NAGEL (2000).

Particularmente además, la proporción de la biomasa radical y de la biomasa aérea resultan similares a las encontradas por SÁNCHEZ-GÓMEZ *et al.* (2010), en poblaciones de la misma procedencia que la estudiada, presentando una asignación de biomasa que se corresponde según dichos autores con fenotipos intermedios, entre los tolerantes y no tolerantes al estrés hídrico, en cuanto a su crecimiento, dentro del rango de variación que presenta esta especie en poblaciones autóctonas seleccionadas según un gradiente latitudinal en el mediterráneo occidental. Todo ello refleja la estabilidad en los patrones de asignación inicial de biomasa de esta especie.

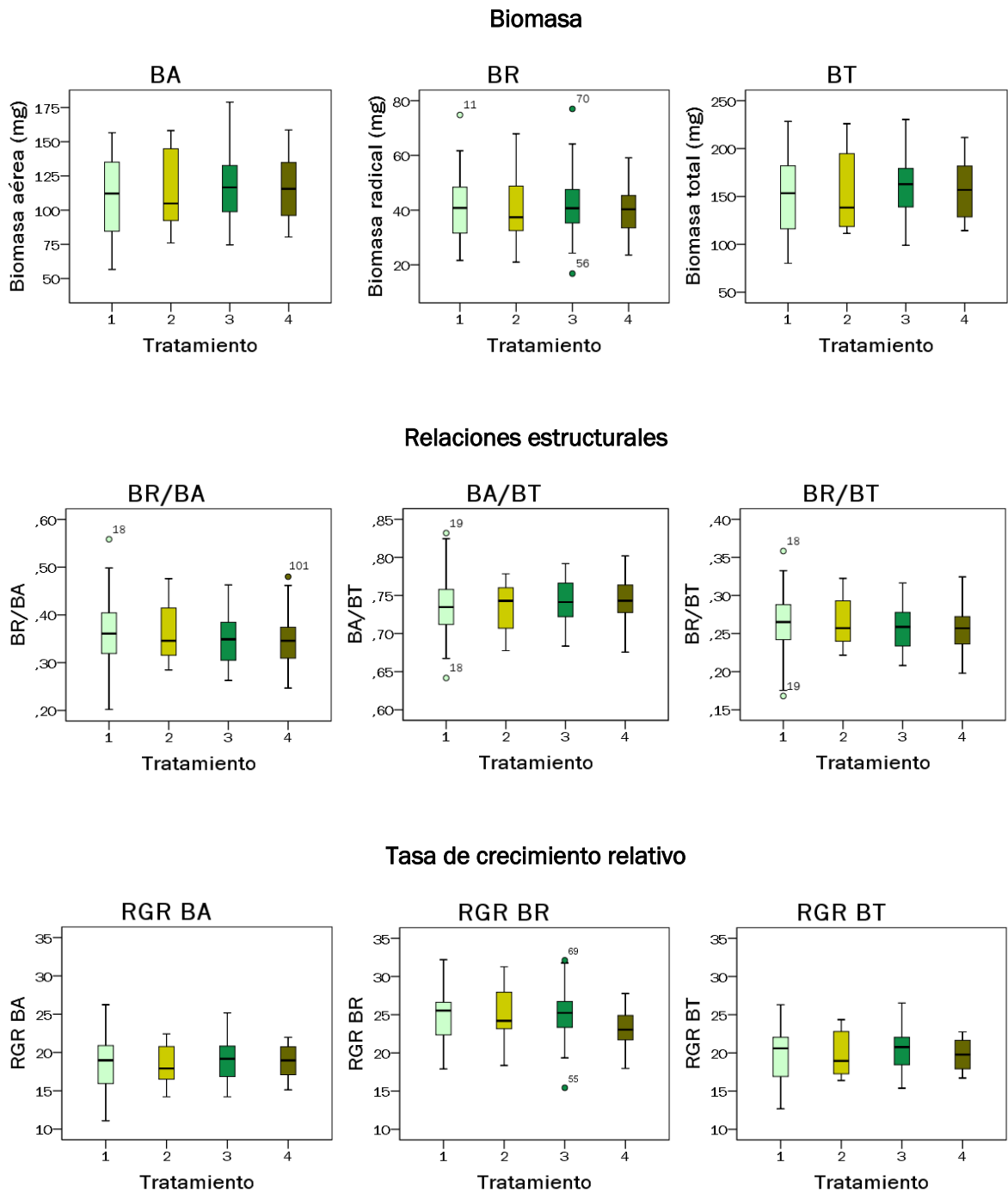


Figura 1. Desarrollo de *Pinus pinaster* (Biomasa aérea: BA, Biomasa radical: BR, Biomasa total: BT; Relaciones estructurales, Biomasa radical/Biomasa aérea: BR/BA, Biomasa aérea/Biomasa total: BA/BT, Biomasa radical/Biomasa total: BR/BT; Tasa de crecimiento relativo ($\text{mg g}^{-1} \text{ día}^{-1}$) de la Biomasa aérea: RGR BA, Biomasa radical: RGR BR, Biomasa total: RGR BT) en los diferentes tratamientos de interacción (1: Pino-Pino en intensidad baja, 2: Pino-Acacia en intensidad baja, 3: Pino-Pino en intensidad media, 4: Pino-Acacia en intensidad media).

Tabla 2. . Resultados de los ANOVA de 2F (valores de significación (p) de la prueba F) para detectar el efecto de la I (intensidad del fuego, ceniza) y E (especie acompañante) así como su interacción (I-E) sobre la altura a los 30,45, 60, 75, 90 y 105 días, la biomasa final (Biomasa aérea: BA, Biomasa radical: BR, Biomasa total: BT), Relaciones estructurales (Biomasa radical/Biomasa aérea: BR/BA, Biomasa aérea/Biomasa total: BA/BT, Biomasa radical/Biomasa total: BR/BT) y Tasa de crecimiento relativo ($\text{mg g}^{-1} \text{ día}^{-1}$) de la Biomasa aérea: RGR BA, Biomasa radical: RGR BR, Biomasa total: RGR BT, de las plántulas de *Pinus pinaster* a los 105 días de crecimiento.

<i>Pinus pinaster</i>				
Pruebas de los efectos inter-sujetos				
Variable dependiente		I Intensidad (p)	E Especie (p)	I - E (p)
Altura	L30	0,887	0,847	0,153
	L45	0,533	0,677	0,459
	L60	0,591	0,628	0,297
	L75	0,520	0,826	0,327
	L90	0,459	0,486	0,510
	L105	0,544	0,614	0,499
Biomasa	BA	0,206	0,840	0,688
	BR	0,825	0,699	0,929
	BT	0,309	0,981	0,742
Relaciones estructurales	BR/BA	0,301	0,923	0,906
	BA/BT	0,332	0,895	0,837
	BR/BT	0,332	0,895	0,837
Tasa de crecimiento relativo	RGR BA	0,370	0,627	0,982
	RGR BR	0,401	0,315	0,186
	RGR BT	0,586	0,506	0,836

No obstante cabe señalar, en relación con la variabilidad que presenta la asignación de biomasa, que la intensidad baja (menor concentración de cenizas) es la condición más favorable para BR/BA y BR/BT y la media lo es para BA/BT (Figura 1), lo que se manifiesta en modificaciones en la arquitectura de las plántulas de pino, que en el primer caso desarrollan proporcionalmente más su raíz, mientras que en el segundo más su biomasa aérea. Estas modificaciones suponen además un crecimiento más lento en el primer caso, lo que desde un punto de vista ecológico puede representar una ventaja, proporcionando a las plántulas una mayor supervivencia en ambientes con recursos limitantes, acordes con los requerimientos estacionales de esta especie (RODRÍGUEZ-SOALLEIRO & MADRIGAL, 2008); y un crecimiento más rápido en el segundo, que asegura un mayor desarrollo en condiciones favorables (VILLAR *et al.*, 2008).

Finalmente, no se ha encontrado variación intrapoblacional (fenotípica) significativa en las tasas de crecimiento relativo de las plántulas de pino, en interacción consigo mismas o con acacia, en relación con la intensidad del fuego (cenizas); no obstante entre ellas RGR BR es la que se encuentra más próxima al nivel de significación, puesto que presenta sus valores más bajos con acacia en intensidad media (Figura 1); lo que concuerda con la modificación en la arquitectura de las plantas en

dicha intensidad comentada anteriormente, de manera que en dichas condiciones la tasa de crecimiento relativo de la parte radical se reduce especialmente con acacia, manifestando así el estrés competitivo a que pueden estar sometidas en función de su especie acompañante, como han puesto de manifiesto BI & TURVEY (1994) en *Pinus radiata* D. Don.

Teniendo en cuenta que una tasa de crecimiento relativo elevada supone una ventaja ecológica, ya que permite alcanzar un mayor tamaño en menos tiempo y captar más recursos, confiriéndole mayor capacidad competitiva, permitiendo un rápido desarrollo inicial (VILLAR *et al.*, 2008), la reducción en la misma en la raíz de las plántulas de pino cuando crecen con acacia tras un incendio de intensidad media, evidencia el efecto negativo de su interacción.

6. Conclusiones

El estudio del crecimiento inicial muestra que no se ha encontrado variación intrapoblacional significativa en las plántulas de pino de tres meses y medio en su altura, biomasa radical, aérea y total, en interacción consigo mismas o con la acacia invasora, en relación con la intensidad del fuego (cenizas), lo que evidencia una elevada estabilidad en su asignación de biomasa, que no se modifica con las variaciones en la cantidad de cenizas producidas en incendios de intensidad baja o media.

Tampoco se ha encontrado variación significativa en las relaciones estructurales de las plántulas de *Pinus* en su desarrollo inicial; no obstante, en relación con la variabilidad que presenta la asignación de biomasa, la intensidad baja es la condición más favorable para la relación BR:BA y BR:BT.

Finalmente, tampoco se ha encontrado variación significativa intrapoblacional (fenotípica) en las tasas de crecimiento relativo (biomasa total, biomasa aérea y biomasa radical) de las plántulas de pino, apreciándose no obstante una reducción en la de la parte radical cuando crecen con acacia tras un incendio de intensidad media, evidencia el efecto negativo de su interacción; reducción que no se muestra ante una menor disponibilidad de nutrientes tras incendio de intensidad baja, en cuyo caso dichas tasas resultan más similares. Por lo tanto, la intensidad del fuego influye en la interacción entre las dos especies.

7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado con la financiación del proyecto I+D+I GESFIRE, Herramientas multiescala para la gestión post-incendio de ecosistemas forestales propensos al fuego en el contexto de cambio global (AGL 2013-48189-C2-2-R del Ministerio de Economía y Competitividad).

8. Bibliografía

ABAD VINAS, R.; CAUDULLO, G.; OLIVEIRA, S.; DE RIGO, D. (2016). *Pinus pinaster* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; DE RIGO, D.; CAUDULLO, G.; HOUSTON DURRANT, T.; MAURI, A. (eds.): European Atlas of Forest Tree Species. Publ. Off. EU, Luxembourg.

ARÁN, D.; GARCÍA-DURO, J.; REYES, O.; CASAL, M.; 2013. Fire and invasive species: Modifications in the germination of *Acacia melanoxylon*, *Conyza canadensis* and *Eucalyptus globulus*. *Forest Ecol. Manag.*, 302:7-13.

ANTÚNEZ, I.; RETAMOS, E.C.; VILLAR, R.; 2001. Relative growth rate in phylogenetically related deciduous and evergreen woody species. *Oecología*. 128: 172-180.

BI, H.; TURVEY, N.D.; 1994. Inter-specific competition between seedlings of *Pinus radiata*, *Eucalyptus regnans* and *Acacia melanoxylon*. *Austral. J. Bot.*, 42: 61-70.

CALVO L.; TORRES, O.; VALBUENA, L.; LUIS, E.; 2013. Recruitment and early growth of *Pinus pinaster* seedlings over five years after a wildfire in N W Spain. *Forest Syst.*, 22: 582-586.

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. *Ann. For. Sci.*, 64: 87-97.

CUBO, J.E.; ENRÍQUEZ, E.; GALLAR, J.J.; JEMES, V.; LÓPEZ, M.; MATEO, M.L.; MUÑOZ, A.; PARRA, P.J.; 2012. Los incendios forestales en España. Decenio 2001-2010. Ministerio Agricultura Alimentación y Medio Ambiente. Madrid.

GRUPO ESPECIALISTA EN INVASIONES BIOLÓGICAS (GEIB); 2012. Plan estratéxico galego de xestión de especies exóticas invasoras e para o desenvolvemento dun sistema estandarizado de análise de riscos para as especies exóticas de Galicia. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.

MARCOS, E.; VILLALÓN, C.; CALVO, L.; LUIS, E.; 2009. Short-term effects of experimental burning on soil nutrients in the Cantabrian heathlands. *Ecol. Eng.* 35: 820-828.

MINISTERIO AGRICULTURA ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE (MAGRAMA). 2011. Cuarto Inventario Forestal Nacional. Galicia. Parques Nacionales. Madrid.

POORTER H.; NAGEL O.; 2000. The role of biomass allocation in the growth response of plants to different levels of light, CO₂, nutrients and water: a quantitative review. *Aust. J. Plant Physiol.*, 27: 595-607.

PARDO, A.; RUIZ, M. A.; 2002. SPSS 11: Guía para el análisis de datos. McGraw-Hill/ Interamericana de España S. A. Madrid.

REYES, O.; CASAL, M.; 1995. Germination behaviour of 3 species of the genus *Pinus* in relation to high temperatures suffered during forest fires. *Ann. Sci.*, 52: 385-392.

REYES, O.; CASAL, M.; 2002. Role of fire on seed dissemination and germination of *P. pinaster* and *P. radiata*. *NACC*, 12: 111-118.

REYES, O.; CASAL, M.; 2004. Effects of forest fire ash on germination and early growth of four *Pinus* species. *Plant Ecol.*, 175: 81-89.

REYES, O.; GARCÍA-DURO, J.; SALGADO, J.; 2015. Fire affects soil organic matter and the emergence of *Pinus radiata* seedlings. *Ann. For. Sci.* 72 (2): 267-275.

RICHARDSON, D.M.; RUNDEL, P.W.; 1998. Ecology and biogeography of *Pinus*: an introduction. In: RICHARDSON, D.M. (ed.): *Ecology and Biogeography of Pinus*. 3-46. Cambridge University Press, Cambridge.

RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R.; MADRIGAL, A. 2008. Selvicultura de *Pinus pinaster* Ait. subsp. *atlantica* H. de Vill. En: SERRADA, R.; MONTERO, G.; REQUE, J.A. (eds.): *Compendio de selvicultura aplicada en España*. INIA y Fundación Conde del Valle Salazar. Madrid.

RUIZ DE LA TORRE, J.; 2006. Flora Mayor. ICONA (Organismo Autónomo Parques Nacionales). Madrid.

SÁNCHEZ-GÓMEZ, D.; MAJADA, J.; ALÍA, R.; FEITO, I.; ARANDA, I.; 2010. Interspecific variation in growth and allocation patterns in seedlings of *Pinus pinaster* Ait. submitted to contrasting watering regimes: can water availability explain regional variation?. *Ann. For. Sci.*, 67: 505.

SANZ ELORZA, M.; DANA, E.D.; SOBRINO, E.; 2004. Atlas de las plantas alóctonas invasoras de España. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

SOTO, B.; BASANTA, R.; DIAZ-FIERROS, F.; 1997. Effects of burning on nutrient balance in an area of gorse *Ulex europaeus* L. scrub. *Sci. Total Environ.*, 204: 271–281.

VILLAR, R.; RUIZ-ROBLETO, J.; QUERO, J.L.; POORTER, H.; VALLADARES, F.; MARAÑÓN, T.; 2008. Tasas de crecimiento en especies leñosas: aspectos funcionales e implicaciones ecológicas. En: VALLADARES, F. (ed.): *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. 2ª Edición. 121-227. OAPN, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.