

Efecto del fuego en la sucesión fúngica y vegetal tras un incendio forestal en masas de *Pinus nigra* en el Norte de España

MEDIAVILLA, O.^{1,2}, ORIA DE RUEDA, J.A.¹, y MARTÍN-PINTO, P.¹

¹ Instituto Universitario de Gestión Forestal Sostenible Avda. Madrid 44 34071 Palencia

² IDForest-Biotecnología Forestal Aplicada S. L. Calle Curtidores, 17 34004 Palencia

Resumen

Los incendios forestales constituyen uno de los principales problemas de los bosques mediterráneos. Mientras que se conoce bien la evolución de la vegetación tras un incendio, no así aquella de las comunidades fúngicas.

El objetivo de este trabajo fue estudiar la evolución post-incendio de la comunidad fúngica de una masa forestal de *Pinus nigra* en el norte de España.

Se recolectaron, identificaron y pesaron todos los carpóforos observados uno y cinco años después de los incendios, así como en una zona no quemada. Posteriormente se analizaron valores de diversidad y productividad.

La producción y riqueza de las especies micorrícicas y comestibles disminuyó fuertemente justo después del fuego, pero se apreciaron pocas diferencias entre las zonas quemadas hace cinco años y las no quemadas. La composición de las comunidades fúngicas estuvo correlacionada con las sucesivas etapas post-incendio, de forma paralela a la evolución de la vegetación. Algunas especies de hongos aparecieron de forma exclusiva ligadas a las principales especies hospedadoras i.e. *Pinus*, *Quercus* y *Cistus*.

Promover una mezcla de especies hospedantes durante la implantación de la nueva masa forestal después del fuego, podría resultar en una prometedora recuperación de las comunidades fúngicas asociadas, añadiendo un valor ecológico extra a estos bosques.

Palabras clave

Efectos del fuego, composición fúngica, ecosistema mediterráneo, restauración ambiental.

1. Introducción

Los incendios forestales están considerados uno de los principales problemas de los bosques mediterráneos y además uno de los principales factores que modelizan el paisaje (KEELEY ET AL., 2011). Los incendios forestales no sólo afectan fuertemente a la vegetación, sino que también perturban sus comunidades fúngicas asociadas (BASTIAS ET AL., 2006). Un cambio drástico en las condiciones ecológicas debido al fuego provoca el inicio de la sucesión fúngica (VISSER, 1995). Los patrones de sucesión fúngica son, en parte, el resultado del desigual impacto que los incendios forestales causan en las diferentes especies fúngicas. Por ejemplo, algunos hongos saprófitos y/o pirófitos resultan beneficiados ya que las nuevas condiciones ecológicas favorecen su reproducción y crecimiento (GASSIBE ET AL., 2011). Sin embargo, otras especies (principalmente micorrícicas) sufren mayormente las consecuencias negativas dada la destrucción de su hospedante (LONGO ET AL., 2011).

Se cree que la alta resiliencia de los ecosistemas mediterráneos (BRADSHAW ET AL., 2011) se debe en parte a la presencia de propágulos micorrícicos en el suelo (IZZO ET AL., 2006; BUSCARDO ET AL., 2012). Este efecto positivo está fuertemente condicionado por la presencia de especies pioneras puente, que actúan como depósitos de estos propágulos en el suelo (HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ ET AL., 2013). Algunos ejemplos son las especies *Quercus* spp. y *Cistus* spp.,

ampliamente distribuidas como sotobosque en masas de *Pinus* spp. (MORENO & OECHEL, 1994; COMANDINI ET AL., 2006) A pesar de lo extendidos que están estos ecosistemas forestales, poco se conoce de la influencia de las especies hospedantes que aparecen como sotobosque en la sucesión fúngica después de un incendio forestal.

2. Objetivos

El objetivo general de este estudio fue evaluar los cambios en producciones fúngicas unidos a la sucesión de la vegetación bajo una masa repoblada de *P. nigra* afectada repetidamente por el fuego. Los objetivos específicos fueron: (1) analizar y comparar la riqueza fúngica en dos zonas quemadas, uno y cinco años después del fuego, así como en un área no quemada; (2) analizar la producción fúngica de acuerdo al modo nutricional de vida (saprófito o micorrícico); (3) evaluar la composición de taxones después del fuego y de acuerdo a los hospedantes.

3. Metodología

Zona de estudio

La zona de estudio se localizó en La Valdavia (Palencia, España). Nuestro estudio se situó en una masa representativa de *P. nigra* subsp. *austriaca* de 50 años, donde *Quercus pyrenaica* se encontraba como sotobosque a baja frecuencia.

Dos incendios forestales afectaron dos áreas cercanas (no solapadas) dentro de la masa. El primer incendio tuvo lugar en 2002 (118.03 ha quemadas). Todos los pinos fueron fuertemente afectados, por lo que la zona fue reforestada con *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*. Durante el verano de 2006, un segundo incendio tuvo lugar en una zona cercana, afectando 135.37 ha. Como en el primer incendio, la zona fue reforestada con *P. nigra* subsp. *salzmannii*. En ambos casos, poco después de la reforestación, *Cistus laurifolius* rápidamente se expandió bajo toda la masa de *P. nigra*. En el momento de recolección de datos en 2007, hubo tres zonas claramente diferenciadas: (1) Zona no quemada (UB): formada por una masa de *P. nigra* subsp. *austriaca*, con algunos rebrotes de *Q. pyrenaica* y algunos individuos dispersos de *C. laurifolius*; (2) Zona quemada hace 5 años (B02): compuesta por *P. nigra* subsp. *salzmannii* de cinco años de edad, con una fracción de cabida cubierta alrededor de 65-70%, algún individuo de *Q. pyrenaica* y abundante *C. laurifolius*; (3) Zona quemada hace un año (B06): formada por *P. nigra* subsp. *salzmannii* recientemente reforestado, un estrato de plántulas de *C. laurifolius* y rebrotes de *Q. pyrenaica*.

Diseño experimental

Se establecieron tres parcelas de 2x50 m en cada zona (UB, B02, B06). Se recogieron sistemáticamente todos los carpóforos encontrados dentro de los límites de las parcelas, desde octubre a diciembre de 2007. Los muestreos se llevaron a cabo una vez a la semana. Los carpóforos se recogieron, se identificaron y se pesaron en fresco (kg ha⁻¹). Posteriormente las muestras se introdujeron en una secadora a 35°C hasta llegar a peso constante y se pesaron en seco. Los carpóforos fueron identificados al nivel de especie siempre que fue posible. Algunos ejemplares solo fueron identificados a nivel de género. Los taxones se agruparon de acuerdo a las siguientes categorías: saprófitos/micorrícicos, comestible/no comestible.

Análisis de datos

La riqueza (número de taxones) y la producción en peso fresco fueron analizadas para ambos modos nutricionales y comestibilidad para cada zona. Se realizó un análisis mediante modelos mixtos con el software SAS/STAT. Para ello utilizamos el siguiente modelo: $y_i = f(x_1, x_2, \dots, x_n) + \varepsilon_i$

Donde y_i es la variable dependiente (producción de peso fresco y riqueza); x_1, \dots, x_n son predictores categóricos fijos (tiempo después del fuego, comestibilidad y modo nutricional), y ε_i es el residual, teniendo en cuenta las variaciones heterogéneas a través de diferentes niveles de comestibilidad y modo nutricional. Las medias fueron comparadas mediante tests LSD Fisher ($P < 0,05$). Los datos de peso fresco fueron transformados a logaritmo con el fin de cumplir los supuestos de normalidad. Con el fin de testar las diferencias en composición específica de especies y abundancia entre zonas con diferentes etapas de sucesión, se realizó un análisis DCA (Detrended Correspondence Analysis) con el peso seco como variable respuesta con el software CANOCO. El análisis se realizó para el conjunto de todos los datos (91 especies y 9 parcelas).

4. Resultados

Al final de la temporada de estudio, se recolectaron un total de 1924 carpóforos, y se clasificaron en un total de 91 taxones. La identificación a nivel especie no fue posible para todos los taxones.

La riqueza fúngica de cada zona creció de acuerdo a la etapa sucesional de la vegetación. La riqueza más baja fue registrada un año después del fuego, mostrando diferencias significativas respecto a cinco años después del fuego ($P=0,002$) y las zonas sin quemar ($P < 0,001$). La riqueza también fue significativamente diferente cinco años después del fuego y las parcelas no quemadas ($P=0,010$) (Tabla 1).

La riqueza de especies micorrícicas también se vio significativamente afectada por el fuego. Se observaron valores más bajos en las parcelas quemadas hacia un año comparadas con las parcelas no quemadas ($P=0,002$). Sin embargo, cinco años después del incendio se recogieron cinco veces más de taxones micorrícicos ($P=0,003$) que en las parcelas quemadas hacía un año, mientras que no se apreciaron diferencias respecto a las parcelas no quemadas. Del mismo modo, los taxones saprófitos también se vieron negativamente afectados en comparación con las parcelas no quemadas ($P < 0,001$) pero, en este caso también se observaron diferencias entre las parcelas quemadas hacia cinco años y las no quemadas ($P=0,006$) (Tabla 1).

4.1. Producción media de carpóforos en peso fresco de acuerdo al modo nutricional y comestibilidad

Las parcelas no quemadas tuvieron una producción media en peso fresco de 134,14 kg ha⁻¹, 109,21 kg ha⁻¹ fueron recogidos cinco años después del fuego y 36,36 kg ha⁻¹ un año después del fuego.

Cuando se consideran por separado cada uno de los modelos nutricionales, se evidencia un incremento de la producción micorrícica a lo largo del tiempo después del incendio. Una producción prácticamente nula se registró en las parcelas quemadas hacía un año (1,1 kg ha⁻¹), mostrando diferencias significativas respecto a la producción en las parcelas quemadas hacía cinco años (44,1 kg ha⁻¹) ($P=0,040$) y las parcelas no quemadas (89,5 kg ha⁻¹) ($P=0,002$). Los taxones saprófitos mostraron un patrón claramente diferente. El peso fresco medio recogido en las parcelas quemadas hacía un año, en las quemadas hacía cinco años, y en las no quemadas fue 35,3 kg ha⁻¹, 65,1 kg ha⁻¹ y 44,7 kg ha⁻¹ respectivamente. No se apreciaron diferencias significativas entre parcelas.

La producción media más alta considerando el peso fresco de las especies comestibles se recogió en las parcelas quemadas hacía 5 años, con una producción de 77,5 kg ha⁻¹, aunque no se observaron diferencias significativas respecto a las parcelas no quemadas (52,7 kg ha⁻¹). La producción más baja se encontró en las parcelas quemadas hacía un año, decreciendo a 1,6 kg ha⁻¹ y significativamente diferente de las parcelas quemadas ($P=0,020$) y las quemadas hacía cinco años ($P=0,004$).

4.2. Composición taxonómica después del fuego y de acuerdo a hospedantes dominantes

En cuanto a las asociaciones multi-especies, se observaron diferentes composiciones específicas. De acuerdo a nuestro análisis DCA, se observó una gran variabilidad entre áreas en términos de composición fúngica de especies, explicada por el gradiente asociado al eje principal. Las asociaciones de comunidades fúngicas fueron analizadas de acuerdo a diferentes criterios. De acuerdo a la etapa sucesional, nuestros resultados mostraron una agrupación de taxones específicos alrededor de tres áreas diferentes (UB, B02, B06). Interesantemente, taxones pirófitos, como *Pholiota carbonaria* o *Tyromices* sp. fructificaron solamente en las parcelas quemadas hacía un año, mientras que los taxones pertenecientes a etapas maduras, como *Russula albonigra* y *Tricholoma saponaceum*, aparecieron solamente en las parcelas no quemadas. Además, hubo taxones que fructificaron de forma indiferente en varias etapas de la sucesión, como *Inocybe* sp., *Lactarius chrysorrheus* y *Lycoperdon pyriforme*. Atendiendo a las especies hospedantes, algunas especies fructificaron exclusivamente formando simbiosis con *Cistus laurifolius*, *P. nigra* o *Q. pyrenaica*.

5. Discusión

Un total de 91 taxones fúngicos se recolectaron en una única temporada. Otros estudios también reportaron una alta riqueza fúngica en masas de *Pinus* sp. y en una sola temporada otoñal: 49 taxones en una masa reforestada de 50 años de edad (ORIA-DE-RUEDA ET AL., 2010) y 39 taxones en un ecosistema mediterráneo dominado por *Pinus pinaster* (MARTIN-PINTO ET AL., 2006). En comparación, nuestros resultados muestran una riqueza fúngica más alta, probablemente debido a la interacción entre el estado sucesional después del incendio y la composición de la vegetación.

Los incendios forestales suelen tener efectos a corto y largo plazo en las comunidades fúngicas (KURTH ET AL., 2013). Como efecto a corto plazo, los incendios forestales causan una reducción en la riqueza (OLSSON & JONSSON, 2010; KUTORGA ET AL., 2012). Esto fue observado también en nuestro estudio, donde se observaron 59 especies en las parcelas no quemadas frente a 13 taxones en las parcelas quemadas hacía un año.

Atendiendo al modo nutricional, se registraron también diferencias entre la riqueza de especies micorrícicas en las parcelas no quemadas (23 taxones) y las quemadas hacía un año (5 taxones). Esto es también un resultado bastante común (DURALL ET AL., 1999; GROGAN ET AL., 2000; OLSSON & JONSSON, 2010; BUÉE ET AL., 2011; KUTORGA ET AL., 2012), explicado por la fuerte dependencia de los hongos ectomicorrícicos con su hospedante (TORRES & HONRUBIA, 1997; DAHLBERG, 2002). Sin embargo, es bastante sorprendente que algunas especies micorrícicas fructificaron inmediatamente después del fuego. Esto quizás puede ser explicado por una estrategia de supervivencia consistente en la formación de estructuras de resistencia como ápices infectados, esclerocios o esporas resistentes (GROGAN ET AL., 2000; CARNEY & BASTIAS, 2007).

La riqueza de especies saprófitas mostró una tendencia positiva asociada a etapas sucesionales más maduras. Esto podría ser debido a un incremento en la complejidad del sistema, con árboles maduros potenciando el contenido de materia orgánica en los bosques (EGLI ET AL., 2010).

5.1. Producción media de carpóforos en peso fresco atendiendo al modo nutricional y comestibilidad.

La producción media de carpóforos en peso fresco fue similar la obtenida por SHUBIN (1988), más alta que la obtenida por BONET ET AL. (2010) y más baja que la citada por MARTIN-PINTO ET AL. (2006); GASSIBE ET AL. (2011). La producción de carpóforos es muy irregular en diferentes masas de pino, dependiendo de diferentes factores como la especie arbórea hospedante (ISHIDA ET AL., 2007), edad de la masa (FERNÁNDEZ-TOIRÁN ET AL., 2006), orientación, condiciones microclimáticas (HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ ET AL., 2013) o suelo (NORDÉN ET AL., 2004;

KENNEDY & PEAY, 2007). Por lo tanto, un análisis multi-variante sería mucho más útil que estudios individuales a la hora de aportar luz sobre los múltiples factores de los que depende la producción de carpóforos.

La producción en peso fresco de taxones comestibles deseables, es decir, aquellos con algún valor de mercado, fue 131,4 kg ha⁻¹, como referencia, nuestros resultados están por debajo de aquellos obtenidos por ORIA-DE-RUEDA ET AL. (2010), con 294,8 kg ha⁻¹ en un bosque de *Pinus pinaster*, pero similares a aquellos obtenidos por SHUBIN (1988) que recolectó 153 kg ha⁻¹ en una masa de *Pinus sylvestris*. Cabe destacar que la producción de taxones comestibles cinco años después del fuego fue similar a la de las áreas no quemadas, sugiriendo una rápida recuperación post-fuego.

5.2. Composición de taxones después del fuego y atendiendo a las especies arbóreas dominantes

Las perturbaciones causadas por los incendios forestales modifican las interacciones competitivas entre diferentes especies de hongos y conlleva la colonización de nuevas especies hospedantes (GROGAN ET AL., 2000; BUSCARDO ET AL., 2009). Durante etapas sucesionales tempranas post-fuego, los hongos xero-tolerantes y estimulados por el calor son favorecidos en relación con otras especies (MCMULLAN-FISHER ET AL., 2002; ROBINSON ET AL., 2008; RUTIGLIANO ET AL., 2013). Estas especies se pueden encontrar hasta 4-6 años después del incendio. Nuestros resultados obtenidos en las parcelas quemadas hacia cinco años coinciden con las observaciones de estudios previos (FERNÁNDEZ-TOIRÁN ET AL., 2006; KUTORGA ET AL., 2012), donde las especies pioneras desaparecieron indicando el final de una etapa de sucesión inicial post-fuego.

Cuarenta de los 59 taxones recogidos en las parcelas no quemadas fueron solamente encontradas allí. Dentro de este grupo las especies pertenecientes a los géneros *Cystoderma* y *Lepista* han sido citadas como especies de etapas tardías (GASSIBE ET AL., 2011). También encontramos especies que aparecieron en todos los tratamientos antes y después del fuego. Este fue el caso de *Hypholoma fasciculare*, *Laccaria laccata* y *Stereum hirsutum*. Estos pueden ser considerados como especies de múltiples etapas, fructificando en etapas de sucesión tempranas y permaneciendo también en masas maduras (VISSER, 1995).

Además de los efectos de la edad, el cambio en la composición de especies durante la sucesión fúngica de parcelas no quemadas a parcelas quemadas pudo ser debido a la vegetación presente en cada zona. Se detectaron algunas especies formando simbiosis exclusivamente con *C. laurifolius*, *P. nigra* o *Q. pyrenaica*. También encontramos varios taxones fúngicos asociados exclusivamente con *Cistus*, como *Hebeloma cistophilum*, *Lactarius tesquorum*, *Leccinum corsicum* (COMANDINI ET AL., 2006). Todas estas especies no fructificaron en las áreas no quemadas donde solo permanecieron muy pocos ejemplares de *C. laurifolius*. También recogimos otros taxones asociados o con *Pinus* (*Hygrophorus hypothejus*, *Suillus granulatus* y *S. luteus*) o con *Quercus* (*Amanita phalloides*, *Hygrophorus arbustivus* y *Russula virescens*). En las parcelas no quemadas donde *Pinus* fue la especie predominante, solo fructificaron taxones asociados exclusivamente con *Pinus*. Las especies específicas de *Quercus* aparecieron en las parcelas quemadas hacia uno y cinco años, donde los rebrotes de *Quercus* fueron frecuentes.

Por último, encontramos algunas especies micorrícicas que fueron capaces de asociarse tanto con *Cistus* como con *Pinus*. Fue el caso de *L. laccata*, *Paxillus involutus*, *Rhizopogon roseolus*, *T. saponaceum*, *T. terreum* y *Xerocomus ferrugineus* (MORENO ET AL., 2003; HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ ET AL., 2013). Las especies mencionadas aparecen principalmente en las parcelas quemadas hacia cinco años donde los géneros *Cistus* y *Pinus* co-ocurren. Esto resalta el papel ecológico clave que las especies de *Cistus* podrían jugar en la recuperación post-fuego de masas arbóreas. De hecho, los arbustos pueden facilitar el establecimiento de una red ectomicorrícica después del reemplazamiento de una masa por el fuego (KIPFER ET AL., 2011) y también pueden

actuar como especies puente entre las especies fúngicas anteriores al fuego y las emergentes después del fuego (BUSCARDO ET AL., 2011).

Una observación destacable de nuestro estudio fue la relativamente alta riqueza de especies, así como las producciones de carpóforos comestibles registradas poco después de la reforestación. Esto resalta el interesante papel ecológico de los bosques donde diferentes especies hospedantes co-ocurren. Destacamos la relevancia del estudio de las interacciones planta-hongo en etapas de crecimiento tempranas, donde justo después del fuego se produce un rápido rebrote o germinación de especies pioneras. En base a los resultados de este estudio, los gestores forestales podrían considerar dejar alguna de vegetación pionera existente, durante la reforestación de áreas quemadas. La variedad de hospedantes en momentos iniciales podría contribuir a un ecosistema más complejo y resiliente, no solo en términos de diversidad fúngica, sino también como un efecto indirecto sobre el ecosistema.

6. Agradecimientos

Nos gustaría expresar nuestra gratitud a Raúl Fraile (Universidad de Valladolid) por la clasificación taxonómica, a María Hernández Rodríguez (Dra., Universidad de Valladolid), Valentín Pando (Dr., Departamento de Estadística e Investigación Operativa, Universidad de Valladolid) y Luis Santos del Blanco (Dr., Universidad de Valladolid) por revisar y mejorar este trabajo.

7. Bibliografía

BASTIAS, B A.; HUANG, ZQ.; BLUMFIELD, T.; XU, Z.; CAIRNEY, JWG; 2006. Influence of repeated prescribed burning on the soil fungal community in an eastern Australian wet sclerophyll forest. *Soil Biol Biochem* 38: 3492–3501.

BONET, JA.; PALAHÍ, M.; COLINAS, C.; PUKKALA, T.; FISCHER, CR.; MIINA, J.; MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J; 2010. Modelling the production and species richness of wild mushrooms in pine forests of the Central Pyrenees in northeastern Spain. *Can J For Res* 40: 347–356.

BRADSHAW, SD.; DIXON, KW.; HOPPER, SD.; LAMBERS, H.; TURNER, SR; 2011. Little evidence for fire-adapted plant traits in Mediterranean climate regions. *Trends Plant Sci* 16: 69–76.

BUÉE, M.; MAURICE, J-P.; ZELLER, B.; ANDRIANARISOA, S.; RANGER, J.; COURTECUISSÉ, R.; MARÇAIS, B.; LE TACON, F; 2011. Influence of tree species on richness and diversity of epigeous fungal communities in a French temperate forest stand. *Fungal Ecol* 4: 22–31.

BUSCARDO, E.; FREITAS, H.; PEREIRA, JS.; DE ANGELIS, P; 2011. Common environmental factors explain both ectomycorrhizal species diversity and pine regeneration variability in a post-fire Mediterranean forest. *Mycorrhiza* 21: 549–58.

BUSCARDO, E.; RODRÍGUEZ-ECHEVERRÍA, S.; ANGELIS, P DE.; FREITAS, H; 2009. Comunidades de hongos ectomicorrícicos en ambientes propensos al fuego: compañeros esenciales para el reestablecimiento de pinares mediterráneos. *Ecosistemas* 18: 55–63.

BUSCARDO, E.; RODRÍGUEZ-ECHEVERRÍA, S.; BARRICO, L.; GARCÍA, MÁ.; FREITAS, H.; MARTÍN, MP.; DE ANGELIS, P.; MULLER, L A. H; 2012. Is the potential for the formation of common mycorrhizal networks influenced by fire frequency? *Soil Biol Biochem* 46: 136–144.

CARNEY, JWG.; BASTIAS, B A.; 2007. Influences of fire on forest soil fungal communities. *Can J For Res* 37: 207–215.

COMANDINI, O.; CONTU, M.; RINALDI, AC; 2006. An overview of *Cistus* ectomycorrhizal fungi. *Mycorrhiza* 16: 381–395.

- DAHLBERG, A; 2002. Effects of fire on ectomycorrhizal fungi in fennoscandian boreal forests. *Silva Fenn* 36: 69–80.
- DURALL, DM.; JONES, MD.; WRIGHT, EF.; KROEGER, P.; COATES, KD; 1999. Species richness of ectomycorrhizal fungi in cutblocks of different sizes in the Interior Cedar-Hemlock forests of northwestern British Columbia: sporocarps and ectomycorrhizae. *Can J For Res* 29: 1322–1332.
- EGLI, S.; AYER, F.; PETER, M.; EILMANN, B.; RIGLING, A; 2010. Is forest mushroom productivity driven by tree growth? Results from a thinning experiment. *Ann For Sci* 67: 509–509.
- FERNÁNDEZ-TOIRÁN, LM.; ÁGREDA, T.; OLANO, JM; 2006. Stand age and sampling year effect on the fungal fruit body community in *Pinus pinaster* forest in central Spain. *Can J Bot* 84: 1249–1258.
- GASSIBE, PV.; FABERO, RF.; HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, M.; ORIA-DE-RUEDA, JA.; MARTÍN-PINTO, P; 2011. Fungal community succession following wildfire in a Mediterranean vegetation type dominated by *Pinus pinaster* in Northwest Spain. *For Ecol Manage* 262: 655–662.
- GROGAN, P.; BAAR, J.; BRUNS, TD; 2000. Below-ground ectomycorrhizal community structure in a recently burned bishop pine forest. *J Ecol* 88: 1051–1062.
- HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, M.; ORIA-DE-RUEDA, JA.; MARTÍN-PINTO, P; 2013. Post-fire fungal succession in a Mediterranean ecosystem dominated by *Cistus ladanifer* L. *For Ecol Manage* 289: 48–57.
- ISHIDA, T A.; NARA, K.; HOGETSU, T; 2007. Host effects on ectomycorrhizal fungal communities: insight from eight host species in mixed conifer-broadleaf forests. *New Phytol* 174: 430–40.
- IZZO, A.; CANRIGHT, M.; BRUNS, TD; 2006. The effects of heat treatments on ectomycorrhizal resistant propagules and their ability to colonize bioassay seedlings. *Mycol Res* 110: 196–202.
- KEELEY, JE.; PAUSAS, JG.; RUNDEL, PW.; BOND, WJ.; BRADSTOCK, R A; 2011. Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends Plant Sci* 16: 406–11.
- KENNEDY, PG.; PEAY, KG; 2007. Different soil moisture conditions change the outcome of the ectomycorrhizal symbiosis between *Rhizopogon* species and *Pinus muricata*. *Plant Soil* 291: 155–165.
- KIPFER, T.; MOSER, B.; EGLI, S; 2011. Ectomycorrhiza succession patterns in *Pinus sylvestris* forests after stand-replacing fire in the Central Alps. : 219–228.
- KURTH, VJ.; FRANSIOLI, N.; FULÉ, PZ.; HART, SC.; GEHRING, C A.; 2013. Stand-replacing wildfires alter the community structure of wood-inhabiting fungi in southwestern ponderosa pine forests of the USA. *Fungal Ecol* 6: 192–204.
- KUTORGA, E.; ADAMONYTÉ, G.; IRŠĖNAITĖ, R.; JUŽĖNAS, S.; KASPARAVIČIUS, J.; MARKOVSKAJA, S.; MOTIEJŪNAITĖ, J.; TREIGIENĖ, A; 2012. Wildfire and post-fire management effects on early fungal succession in *Pinus mugo* plantations, located in Curonian Spit (Lithuania). *Geoderma* 191: 70–79.
- LONGO, MS.; URCELAY, C.; NOUHRA, E; 2011. Long term effects of fire on ectomycorrhizas and soil properties in *Nothofagus pumilio* forests in Argentina. *For Ecol Manage* 262: 348–354.
- MARTIN-PINTO, P.; VAQUERIZO, H.; PENALVER, F.; OLAIZOLA, J.; ORIADERUEDA, J; 2006. Early effects of a wildfire on the diversity and production of fungal communities in Mediterranean vegetation types dominated by *Cistus ladanifer* and *Pinus pinaster* in Spain. *For Ecol Manage* 225: 296–305.

McMULLAN-FISHER, SJM.; MAY, TW.; KEANE, PJ; 2002. Fungal succession. ((Hyde KD, Jones EBG, eds.)).

MORENO, G.; DÍEZ, J.; MANJÓN, JL; 2003. Hongos hipógeos micorrizógenos con interés comercial recolectados en matorrales y praderas mediterráneas. *Etnomicología, valor ecológico y diversidad*. In: Proceedings of the I Congreso Nacional de Micología Forestal Aplicada. Vol. 114. Soria, Spain.

MORENO, JM.; OECHEL, WC; 1994. The Role of Fire in Mediterranean-Type Ecosystems. *Global Change in Mediterranean-type Ecosystems*, New York.

NORDÉN, B.; RYBERG, M.; GÖTMARK, F.; OLAUSSON, B; 2004. Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests. *Biol Conserv* 117: 1–10.

OLSSON, J.; JONSSON, BG; 2010. Restoration fire and wood-inhabiting fungi in a Swedish *Pinus sylvestris* forest. *For Ecol Manage* 259: 1971–1980.

ORIA-DE-RUEDA, JA.; HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, M.; MARTÍN-PINTO, P.; PANDO, V.; OLAIZOLA, J; 2010. Could artificial reforestations provide as much production and diversity of fungal species as natural forest stands in marginal Mediterranean areas? *For Ecol Manage* 260: 171–180.

ROBINSON, RM.; MELLICAN, AE.; SMITH, RH; 2008. Epigeous macrofungal succession in the first five years following a wildfire in karri (*Eucalyptus diversicolor*) regrowth forest in Western Australia. *Austral Ecol* 33: 807–820.

RUTIGLIANO, F A.; MIGLIORINI, M.; MAGGI, O.; D'ASCOLI, R.; FANCIULLI, PP.; PERSIANI, A. M; 2013. Dynamics of fungi and fungivorous microarthropods in a Mediterranean maquis soil affected by experimental fire. *Eur J Soil Biol* 56: 33–43.

SHUBIN, VI; 1988. Influence of fertilizers on the fruiting of forest mushrooms. *Acta Bot Fenn*.

TORRES, P.; HONRUBIA, M; 1997. Changes and effects of a natural fire on ectomycorrhizal inoculum potential of soil in a *Pinus halepensis* forest. *For Ecol Manage* 96: 189–196.

VISSER, S; 1995. Ectomycorrhizal fungal succession in jack pine stands following wildfire. *New Phytol* 129: 389–401.

Tabla 1. Riqueza total (número de taxones) recolectados en las tres áreas de estudio y clasificados en micorrícicos/saprófitos y comestibles/no comestibles

Grupos de especies	B06	B02	UB	Total
Micorrícicos	5a	25b	23b	43
Saprófitos	8a	19b	36c	48
Comestibles	4a	21b	25b	41
No comestibles	9a	23b	34c	50

Total	13a	44b	59c	
-------	-----	-----	-----	--

B06: Áreas quemadas en 2006; B02: Áreas quemadas en 2002; UB: Áreas no quemadas.
Valores con la misma letra no son significativamente diferentes (LSD Fisher Test; $P < 0,05$)