

Evolución post-fuego de las comunidades fúngicas asociadas a matorral mediterráneo dominado por *Cistus ladanifer*

Bruno Fernández, Silvia Gómez, Fernando Peñalver, Jaime Olaizola, Pablo Martín-Pinto, Juan Andrés Oria de Rueda¹

Resumen

El presente trabajo tiene como objetivo estudiar la influencia del fuego en la producción de hongos en masas de monte mediterráneo de *Cistus ladanifer* L., en la comarca de Aliste (Zamora). Además se trata de entender la evolución de esa influencia en los tres años posteriores al incendio.

La zona de estudio se vio afectada por un incendio en el verano de 2002. Durante el otoño de 2003, 2004 y 2005 se recogieron todos los carpóforos encontrados en las 12 parcelas de estudio de los dos estratos, quemadas y no quemadas; estas parcelas tenían un tamaño de 2 x 50 m². Las muestras recogidas luego fueron identificadas y cuantificadas por separado en laboratorio, obteniendo peso fresco, peso seco, número de individuos, y número de especies. Posteriormente se analizó la producción, riqueza y biodiversidad micológica de las parcelas estudiadas, con el índice de Shannon (H'), la riqueza de especies (S), y la uniformidad (E).

Tras el análisis estadístico de los datos, el fuego se mostró como un factor determinante en la dinámica evolutiva del ecosistema y en la producción micológica del mismo. En el año 2005 es destacable la desaparición de ciertas especies con interés comercial en la zona. La gran mayoría de especies encontradas en 2005 (96,44 %) no son comestibles. Sin embargo, la producción y la diversidad de hongos son mucho mayores en las parcelas quemadas. La producción micológica de la zona es elevada, en el año 2003 se observó una producción media de 56,12 kg/ha, mientras que en el año 2005 alcanzó los 139,22 kg/ha, la mayoría en las 3 parcelas quemadas orientadas al norte. Desde el otoño de 2003 ha aumentado considerablemente la producción media obtenida y también el número de carpóforos recogidos. El número de especies micorrícicas y saprófitas es similar, pero las primeras son mucho más productivas, lo cual podría formar parte de la dinámica evolutiva, ya que en 2003, la mayoría eran saprófitas.

Las precipitaciones a lo largo de los 3 últimos años han ido descendiendo, pero aún así ha aumentado la producción, lo cual indica que las especies de hongos podrían depender más de sucesos meteorológicos con una temporalización concreta que de los datos de todo un año.

¹ Departamentos de Producción Vegetal y Recursos Forestales y Ciencias Agroforestales. Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias. Universidad de Valladolid. España.

Introducción

Los incendios forestales están considerados como uno de los mayores problemas de destrucción de los bosques mediterráneos y los organismos forestales están obligados a desarrollarse bajo una selección producida por el fuego (Johnson, 1992; Dahlberg, 2002). Todos los años, el fuego provoca efectos muy negativos en las comunidades de vegetales y hongos, sobre todo en aquellos lugares donde la frecuencia e intensidad del fuego son elevadas (Torres y Honrubia, 1997). El área de estudio está situada en una de las zonas de España con mayor índice de fuegos, Zamora, y dentro de ésta en la zona Noroeste.

Después de un incendio, la comunidad de hongos se ve drásticamente reducida (Vázquez et al., 1993) y se va a producir una primera sucesión en las especies que aparecen. Los hongos proporcionan un elevado valor ecológico y económico a la zona donde se encuentran. Los hongos parásitos, saprófitos y micorrícicos juegan un papel importante en el funcionamiento de los ecosistemas y son, en ocasiones, un elevado valuarte del recurso forestal (Yun y Hall, 2004). Los hongos saprófitos transforman la materia muerta y, por tanto, favorecen la recirculación de los nutrientes en el ecosistema. Los hongos micorrícicos son particularmente importantes ya que van a proveer a la planta hospedante de agua y nutrientes necesarios (Smith y Read, 1997) y de protección frente a patógenos (Pedersen et al., 1999).

Además, los hongos ectomicorrícicos comestibles comprenden un grupo específico de especies comestibles que forman asociaciones simbióticas con sus plantas hospedantes (Yun y Hall, 2004). En ocasiones, estos hongos ectomicorrícicos comestibles presentan una importancia económica elevada debido a su recogida, que en ocasiones puede superar a los beneficios de la madera (Oria de Rueda et al., 2001). Además, la recolección de estas especies y otras especies comestibles para gastronomía o como factor recreativo, es una actividad popular en el área de estudio.

El objetivo principal de este trabajo es evaluar los cambios producidos en la producción y en la diversidad de los cuerpos de fructificación causada por un fuego en un ecosistema dominado por *Cistus ladanifer* L.

Métodos

Sitio de estudio y muestreos

El análisis se realizó en un ecosistema dominado por *Cistus ladanifer* L. de la provincia de Zamora, situada entre 750-780 m sobre el nivel del mar. La región se incluye dentro del clima sub-Mediterráneo, con 3 meses secos en verano y una precipitación media anual de 700-450 mm; el rango de temperaturas medias oscila entre 14.5-15 °C. Las parcelas se sitúan en suelo clasificado como Inceptisol. En Agosto de 2002 un fuego afectó a la zona estudiada. El seguimiento se realizó en los tres años posteriores.

Las 12 parcelas del estudio se encuentran situadas en la provincia de Zamora, en la comarca de Aliste. La vegetación de las parcelas situadas con orientación norte se corresponde con una vegetación zonal, tipo subesclerófilo, de niveles evolutivos 4 y 3, compuesta por matorral alto o subarbustivo de talla entre 1,5 y 3 metros, y caracterizada por su mesofilia. Las especies principales son *Cistus ladanifer*, *Quercus pyrenaica*, y *Erica australis*. En las parcelas correspondientes a la orientación sur, la vegetación tiene un nivel evolutivo 0 debido a que son mosaicos de vegetación, rodeados en ocasiones por cultivos y zonas no evolucionadas. Hay núcleos dispersos de *Cistus ladanifer* y pies aislados de *Quercus pyrenaica* a veces situados dentro del jaral y en otras ocasiones agrupados formando pequeños bosquetes de vegetación arbórea.

El fuego y la orientación fueron los factores a estudiar, constituyendo en total 4 tratamientos (sin quemar norte, sin quemar sur, quemado norte y quemado sur), y para cada uno de ellos se realizaron 3 repeticiones. Las parcelas de 2 m x 50 m fueron establecidas según trabajos anteriores (Ohenoja, 1989; Dahlberg y Stenlid, 1994). La recolección se llevaba a cabo semanalmente, recorriendo las parcelas en zig-zag y recogiendo todos aquellos cuerpos

fructíferos encontrados. Después eran almacenados en papel de periódico y procesados en el laboratorio en el transcurso de 24 horas.

Identificación y clasificación

Los carpóforos fueron identificados siempre que fue posible hasta el nivel de especie con ayuda de guías micológicas: Helmut y Grünert (1986); Mendaza (1994); Mendaza y Diaz (1987); Bastardo, García y Sanz (2001); Lotina (1985). Las muestras se pesaban en fresco, se contaba el número de pies de cada especie y se dejaba secar durante 4 días con la ayuda de estufas que proporcionaban una corriente de aire caliente que evitaba pudriciones. Transcurrido este tiempo se pesaban en seco y se agrupaban los datos en varias categorías, según su clasificación (saprófitos, micorrícicos; comestibles, no comestibles; comercializables y no comercializables) para su posterior comparación.

Análisis estadístico

El índice de diversidad de Shannon (H') basado en el peso seco de los cuerpos de fructificación fue calculado para estudiar la biodiversidad. La uniformidad (E) y riqueza (S) fueron también analizadas. Estas variables fueron calculadas mediante el siguiente formulario:

$$H' = -\sum p_i (\ln p_i)$$

$$S = \text{número de especies}$$

$$E = H' / \ln S$$

Donde P_i es un coeficiente que indica la importancia relativa de cada especie y S el total de especies encontradas.

Las variables analizadas fueron: peso fresco y peso seco, número de cuerpos de fructificación, H' , S y E . Estas variables se analizaron para todas las categorías consideradas anteriormente. El paquete estadístico usado ha sido Statistica '99 Edition software (Statsoft Inc., 1984-1999) con el cual se ha aplicado un modelo multivariante de análisis de la varianza (MANOVA).

Resultados

Análisis de la comunidad fúngica existente 3 años post-incendio

A continuación se exponen los resultados relativos a 2005 con el fin de contrastar la evolución de las parcelas quemadas frente a los controles no quemados. Además se harán algunos comentarios relativos a los resultados de los años 2003 y 2004 para entender la evolución observada.

Así, en 2005 se recogieron un total de 17609 carpóforos, que sumaron un total de 16,71 kg en fresco, y 1,37 kg en seco. El número total de taxones asciende a 43 (18 micorrícicos y 25 saprúfitos), de 26 géneros diferentes. De estas 43 especies 8 son comestibles (Tabla 1).

Los taxones fueron clasificados según su estrategia vital, en hongos micorrícicos y saprúfitos, según su comestibilidad, y se estudiaron las especies comercializables más representativas del área de estudio. Del total de la lista de especies recolectadas, 18 se identificaron como especies micorrícicas y 25 como hongos saprúfitos. 8 de las especies se consideraron comestibles. En esta anualidad, de todas las especies recogidas en campo durante las 8 semanas, sólo dos destacan por su valor comercial: *Lycoperdon perlatum*, y *Hygrophorus agathosmus*.

En cuanto a la producción micológica se recogió un total de 16,71 kg en fresco. La producción media ha resultado elevada: 139,22 kg/ha. Por otro lado el peso seco final fue de 1,37 kg, obteniéndose una producción media de 11,42 kg/ha. De toda la producción recogida, el 96,44 % del peso fresco correspondió a hongos no comestibles. Por tanto sólo se recogieron 0,59 kg de especies comestibles (producción media de 4,95 kg/ha).

Tabla1—Taxones encontrados en el muestreo de 2005.

Taxón	NQ	NSQ	SQ	SSQ	Tipo de vida	Comestibilidad
<i>Amanita muscaria</i> (L.: Fr.) Hooker			+		M	NC
<i>Amanita vaginata</i> (Bull.: Fr.) Quéf.			+		M	C
<i>Bjerkdera adusta</i> (Willd. ex Fr.) Karst.			+	+	S	NC
<i>Clitocybe angustissima</i> (Lasch) Kumm.				+	M	NC
<i>Clitocybe</i> sp. (Tragth.)	+	+	+	+	S	NC
<i>Collybia butyracea</i> (Bull.: Fr.) Kumm.			+	+	S	C
<i>Collybia dryophila</i> (Bull.:Fr.) Kumm.				+	S	C
<i>Collybia</i> sp. (Fr.: Fr.) Staude			+	+	S	NC
<i>Conocybe brunneola</i> (Kühner) ex Kühner & Watling				+	M	NC
<i>Conocybe ternera</i> (Sch.) Fayod.				+	M	NC
<i>Coprinus angulatus</i> Peck	+		+		S	NC
<i>Coprinus plicatilis</i> (Curt.:Fr.) Fr.			+		S	NC
<i>Cortinarius</i> sp. Fr.	+	+	+	+	M	NC
<i>Cystoderma amianthinum</i> (Scop.: Fr.) Fay		+			S	NC
<i>Dermocybe cinnamomeolutea</i> (Orton) Mos			+	+	M	NC
<i>Entoloma cistophilum</i> Trimbach	+		+	+	M	NC
<i>Entoloma</i> sp. (Fr.:Fr.) Kumm.	+	+	+	+	M	NC
<i>Hebeloma cistophilum</i> Maire	+	+	+	+	M	NC
<i>Hygrophorus agathosmus</i> (Fr.) Fr.			+	+	M	C
<i>Hygrophorus chrysodon</i> (Batsch) Fr.	+		+	+	M	C
<i>Laccaria laccata</i> (Scop. ex Fr.) Bk. & Br.	+		+	+	M	C
<i>Lactarius tesquorum</i> Malençon			+	+	M	NC
<i>Lycoperdon perlatum</i> Pers.: Pers.		+		+	S	C
<i>Macrolepiota mastoidea</i> (Fr.:Fr.) Sing.				+	M	C
<i>Marasmius anomalus</i> Lasch				+	S	NC
<i>Marasmius cohaerens</i> (Pers.) Cke. & Quéf.		+		+	S	NC
<i>Marasmius curreyi</i> Berk. & Br.	+	+			S	NC
<i>Marasmius scorodonius</i> (Fr.) Fr.		+		+	S	NC
<i>Marasmius</i> sp.	+			+	S	NC
<i>Mycena alcalina</i> (Fr.) Kumm.		+			S	NC
<i>Mycena epipterygia</i> (Scop.: Fr.) S. F. Gray	+				S	NC
<i>Mycena pura</i> (Pers. ex Fr.) Kumm.	+	+	+	+	S	NC
<i>Mycena</i> sp. (Pers.: Fr.) S. F. Gray		+			S	NC
<i>Phaeomarasmius erinaceus</i> (Fr.) Kühn.	+	+		+	S	NC
<i>Pholiota carbonaria</i> (Fr.) Sing.	+	+	+		S	NC
<i>Psathyrella chondroderma</i> (Berk. & Broom.) A.H. Sm.				+	S	NC
<i>Psathyrella currey</i>			+		S	NC
<i>Rhodocybe</i> sp. Maire		+			M	NC
<i>Schizophyllum commune</i> (L.) Fr.			+		S	NC
<i>Stereum hirsutum</i> (Willd. ex Fr.) S. F. Gray	+	+	+	+	S	NC
<i>Tremella mesenterica</i> Retz.: Fr.		+	+	+	S	NC
<i>Tricholoma saponaceum</i> (Fr.:Fr.) Kumm.	+		+		M	NC
<i>Tricholoma ustaloides</i> Romagnesi	+				M	NC

En cuanto al tipo de vida: **M** de micorrícico, y **S** de saprófito. En cuanto a la comestibilidad: **C** de comestible, y **NC** de no comestible e incluso en algunos casos puede llegar a ser tóxico. **N** indica Norte, **S** indica Sur, **Q** para las parcelas quemadas, y **SQ** para las que no se quemaron.

Análisis de la influencia del fuego en la comunidad fúngica existente 3 años post-incendio

En cuanto a la influencia del fuego en la comunidad fúngica (Tablas 2, 3 y 4), se observó que la riqueza de especies es significativamente mayor en las parcelas quemadas ($S = 28,83$) que en las que no fueron afectadas por el fuego ($S = 19,83$). El factor fuego constituye en este ecosistema pirófito un factor de diversidad. En cuanto al índice de Shannon, es mayor en las parcelas quemadas ($H'Q = 1,70$) que en las no quemadas ($H'SQ = 0,65$). Para los resultados en cuanto a la uniformidad, se observa que es mayor en las parcelas quemadas ($E = 1,19$) que en las no quemadas ($E = 0,47$).

Tabla2—Riqueza de especies por parcela (en unidades).

	N	S	Total
Q	28,667 a A	29,000 a A	28,833 A
SQ	10,333 a B	29,333 b A	19,833 B
Total	19,500 a	29,167 b	

Tabla3—Valores del Índice de Shannon para cada tratamiento y totales.

	N	S	Total
Q	2,157 a A	1,253 b A	1,705 A
SQ	0,112 a B	1,195 b A	0,653 B
Total	1,134 a	1,224 a	

Tabla4—Valores de la Uniformidad para cada tratamiento

	N	S	Total
Q	1,479aA	0,898aA	1,188A
SQ	0,065aB	0,885bA	0,475B
Total	0,772a	0,891a	

Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre columnas, y las mayúsculas entre filas. **N** indica Norte, **S** indica Sur, **Q** para las parcelas quemadas, y **SQ** para las que no se quemaron.

En la figura 1 se observa cómo en las parcelas quemadas aparecieron 30 especies (43,33 % micorrícicas y 56,67 % saprófitas). Por otro lado, en las parcelas sin quemar aparecieron 24 especies (45,83 % micorrícicas y 54,17 % saprófitas). De las 30 especies encontradas en las parcelas quemadas, 7 eran comestibles (23,33 %) y el resto no lo eran (76,67 %). En las parcelas sin quemar se encontraron 24 especies, siendo 4 comestibles (19,17 %) y 20 no comestibles (83,33 %). En cualquier caso la proporción de especies comestibles es muy pequeña.

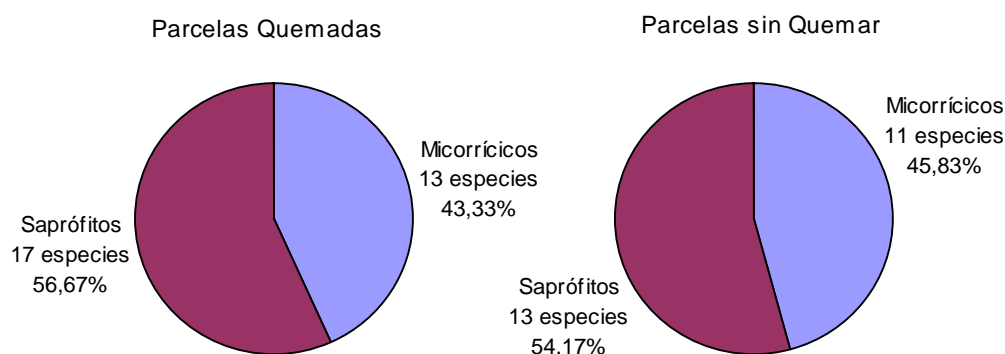


Figura1—Representación gráfica de las proporciones de especies de hongos saprófitos y micorrícicos encontrados en las parcelas quemadas y sin quemar.

En las parcelas quemadas, la producción en peso fresco alcanza los 270,43 kg/ha, mientras que en las no quemadas se queda en 7,99 kg/ha (Figura 2). La producción de comestibles se ve beneficiada por el fuego, ya que en las quemadas se alcanzaron los 6,336 kg/ha y la proporción respecto a las no comestibles es del 2,34%; en las no quemadas se quedó en 3,58 kg/ha, aunque la proporción respecto a las especies no comestibles es de 44,71%. La producción en fresco de hongos micorrícicos alcanzó los 259,56 kg/ha en las parcelas quemadas, por los 3,79 kg/ha de las parcelas sin quemar. Los hongos saprófitos alcanzaron los 10,8817 kg/ha en las parcelas quemadas y 4,20 kg/ha en las parcelas sin quemar.

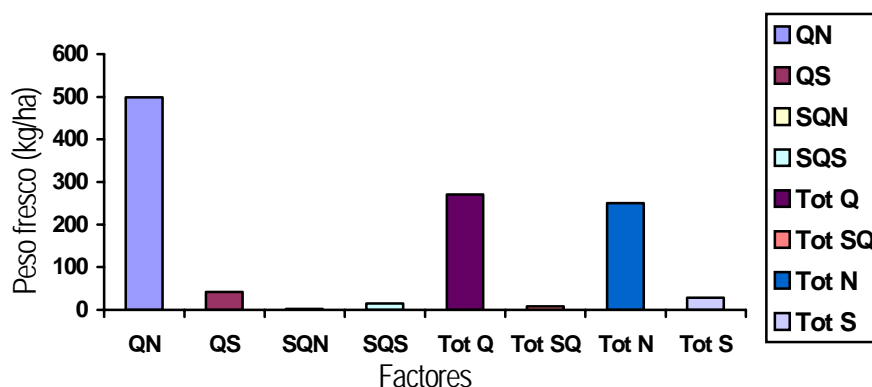


Figura2—Distribución de las producciones totales medias en peso fresco (kg/ha)

En las parcelas quemadas la producción en seco fue de 21,43 kg/ha, y en las no quemadas de 1,43 kg/ha. Mientras las especies saprófitas mantienen la misma producción independientemente del fuego, las especies micorrícicas pasan de representar el 95,46 % del peso seco en las parcelas quemadas con 20,45 kg/ha, al 30,23 % en las no quemadas con 0,43 kg/ha.

Análisis de la evolución en los tres años tras el incendio

Tras el seguimiento después de tres años, se han observado algunos resultados muy interesantes. En 2003 se encontraron 61 taxones, 18 más que en el presente estudio. Las especies micorrícicas supusieron el 59,02% de las encontradas (36 especies), mientras que las saprófitas fueron el 40,98% restante (25 especies). En dos años, la riqueza de especies micorrícicas ha descendido a la mitad y ahora son minoritarias frente a las saprófitas. Además, puede observarse un cambio en la tendencia según el año, y se pasa de una menor riqueza en la zona quemada el año del incendio, a que ésta sea mayor en estas parcelas que en las que no se han quemado 2 años después. En 2003, el índice de Shannon únicamente indicó de forma significativa que la diversidad de hongos era mayor en las parcelas no quemadas que en las quemadas cuando la orientación es sur. Hasta llegar al otoño de 2005, la diversidad de las parcelas quemadas ha ido igualándose e incluso ha superado ampliamente a la de las no quemadas, tanto en el norte como en el sur. La orientación no ha ejercido en general una influencia significativa.

Se ha observado un aumento considerable de la producción en peso fresco desde 2003, cuando se recogió una producción media de 56,12 kg/ha. Además, en aquel caso el fuego produjo una reducción significativa de la producción y en 2005 se ha recogido una mayor producción en las parcelas que entonces se vieron afectadas por el fuego.

Un hecho destacable es que las especies altamente apreciadas y de hecho comercializables en la zona de estudio, *Boletus edulis*, *Leccinum corsicum*, y *Lepista nuda* han desaparecido hasta la fecha en las parcelas que fueron afectadas por el fuego. Por lo que se deduce que el paso del fuego da lugar a una pérdida de renta para las economías de las familias

rurales del área de estudio que cada año obtienen del aprovechamiento micológico un suplemento que facilita la cada vez más difícil supervivencia en el medio rural de este país.

Conclusiones

En la zona analizada en el presente trabajo, los individuos de *Cistus ladanifer* juegan un importante papel en la recolonización de la zona tras el incendio, debido a su carácter pionero y micorrícico. Los incendios, en ocasiones favorecen la germinación posterior al incendio de las jaras frente a otros árboles y arbustos. Las especies de Cistáceas experimentan un incremento de la tasa de germinación a temperaturas altas. Estas especies sirven a muchos hongos ectomicorrícicos para establecer simbiosis micorrícicas hasta que aparezcan más especies de árboles y arbustos con los que asociarse. El calor originado por el paso del fuego afecta intensamente a los hongos tanto micorrícicos, que se encuentran colonizando las raíces más finas del sistema radical de los árboles, como saprófitos, ya que ambos tipos de hongos tienden a estar en el estrato superior del suelo. Sin embargo, la germinación de ciertas especies saprófitas se ve termoinducida por el fuego, de manera que las esporas de estas especies se activan y comienzan a germinar tras una “conmoción térmica” producida por la elevación de la temperatura debida al fuego.

Con los resultados obtenidos en la presente investigación se confirma el hecho de que a medida que transcurre el tiempo tras el incendio, se incrementa la complejidad del dinamismo poblacional de los hongos micorrícicos presentes. En los momentos inmediatamente posteriores al incendio, las poblaciones fúngicas micorrícicas son muy limitadas en diversidad y cantidad de propágulos. Ambos factores se incrementan a medida que lo hace la propia vegetación a lo largo del tiempo.

Otra de las conclusiones importantes que se desprenden del estudio es que se observa cómo algunas especies muy apreciadas y demandadas por la sociedad como son *Boletus edulis*, *Leccinum corsicum*, y *Lepista nuda* han desaparecido de un ecosistema en el que aportan un gran valor económico a los aprovechamientos existentes. En este sentido, verano tras verano somos testigos de las devastadoras consecuencias que los incendios forestales tienen sobre nuestros ecosistemas y existe la certeza de que el hombre se encuentra detrás de la mayor parte de los siniestros ocurridos. Por tanto, el hombre debe ser el primer interesado en la protección de su entorno y esto se podría conseguir haciéndole ver que puede obtener beneficios directos de la explotación del bosque. Así, es sabido que en los lugares donde el monte ofrece recursos económicos importantes para la población rural, el control de los incendios es mayor. La sociedad demanda, cada vez más el aprovechamiento micológico que en muchos de nuestros montes está desaprovechado y desde luego poco controlado. Se considera que las zonas de estudio son altamente interesantes por una doble cuestión. En primer lugar por sufrir cada año las terribles consecuencias de los incendios y en segundo lugar, por disponer de un gran recurso económico potencialmente interesante que puede permitir la mejor protección del entorno natural en estas zonas. Y se estima que los resultados preliminares obtenidos en esta investigación y la continuación de estos trabajos, pueden ser fundamentales de cara a la puesta en valor de zonas hasta ahora despreciadas lo que redundará en una prevención integral de los incendios forestales así como en el desarrollo de poblaciones rurales económicamente deprimidas.

Agradecimientos

Deseamos agradecer al Profesor Valentín Pando su colaboración en el análisis estadístico de los datos. Este trabajo ha sido parcialmente financiado por la Junta de Castilla y León (Proyecto Ref.: VA018B05).

Bibliografía

- Bastardo, J., García-Blanco, A., Sanz-Carazo, M. 2001. **Hongos en Castilla y León**. Asociación Vallisoletana de Micología. 638 pp.
- Dahlberg, A. 2002. **Effects of fire on ectomycorrhizal fungi in Fennoscandian boreal forest**. *Silva Fennica*, 36 (1): 69-80.
- Dahlberg, A., Stenlid, J. 1994. **Size, distribution and biomass of genet impopulation of *Suillus bovinus* (L.: Fr) Rossel revealed by somatic incompatibility**. *New Phytol.*, 128: 225-234.
- Helmut, K., Grünert, R. 1986. **Setas**. Ed. Blume. Barcelona. 286 pp.
- Johnson, E. 1992. **Fire and vegetation dynamics**. Cambridge University Press, Cambridge.
- Lotina, R. 1985. **Mil setas ibéricas**. Diputación Foral de Vizcaya.
- Mendaza, R. 1994. **Las 50 mejores setas comestibles**. Ed. Iberdrola. Bilbao. 102 pp.
- Mendaza, R., Díaz, G. 1987. **Las setas. Guía fotográfica y descriptiva**. Iberduero. Vizcaya. 932 pp.
- Ohenoja, E. 1989. **Forest fertilization and fruiting body production in fungi**. *Atti del Centro Studi per la Flora Mediterranea*, 7: 233-253.
- Oria-de-Rueda, J. A; García-Iñiguez, C., Martínez-de-Azagra, A. 2001. **Selvicultura fúngica**. XII Jornadas Micológicas de la E.T.S.II.AA de Palencia. Universidad de Valladolid.
- Pedersen, E. A; Reddy, M. S., Chakravarty, P. 1999. **Effects of three species of bacteria on damping-off, root rot development and ectomycorrhizal colonization of lodgepole pine and white spruce seedlings**. *Eur. J. For. Path.* 29: 123-134.
- Smith, S.E., Read, D.J., 1997. **Mycorrhizal symbiosis**. Second edition New York, Academic Press, 605 pp.
- Torres, P., Honrubia, M. 1997. **Changes and effects of a natural fire on ectomycorrhizal inoculum potential of soil in a *Pinus halepensis* forest**. *Forest Ecology and Management* 96: 189-196.
- Vázquez, F. J., Acea, M. J., Carballas, T. 1993 **Soil microbial populations after wildfire**. *FEMS Microbiology Ecology* 13: 93-104.
- Yun, W., Hall, R., 2004. **Edible ectomycorrhizal mushrooms: challenges and achievements**. *Can. J. Bot.* 82, 1063-1073.