



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

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

26 - 30 junio 2017 | Plasencia
Cáceres, Extremadura

7CFE01-210

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

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Estimación de la producción y diversidad de setas en jarales de *Cistus ladanifer* en función de variables climáticas y del tratamiento de la vegetación

HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, M.^{1,2}, DE-MIGUEL, S.³, PUKKALA, T.⁴, ORIA-DE-RUEDA, J.A.^{1,5} y MARTÍN-PINTO, P.^{1,6}

¹ Instituto Universitario de Gestión Forestal Sostenible, Universidad de Valladolid (UVa)-INIA, Av. Madrid, s/n, 34071, Palencia, España

²IDForest Biotecnología Forestal Aplicada, C/ Curtidores 17,34004, Palencia, España

³Departament de Producció Vegetal i Ciència Forestal, Universitat de Lleida-Agrotecnic Center (UdL-Agrotecnic), Av. RoviraRoure, 191, E-25198 Lleida, España

⁴Faculty of Science and Forestry, University of Eastern Finland, P.O. Box 111, 80101 Joensuu, Finlandia

⁵Departamento de Ciencias Agroforestales, UVa, Av. Madrid, s/n, 34071, Palencia, España

⁶Departamento de Producción Vegetal y Recursos Forestales, UVa, Av. Madrid, s/n, 34071, Palencia, España

Resumen

Las especies del género *Cistus* son matorrales pirófitos que proporcionan elevadas producciones de hongos comestibles como *Boletus edulis*. Un manejo óptimo de estas zonas puede disminuir el riesgo de incendio e incrementar los beneficios económicos. El objetivo de este estudio es desarrollar modelos predictivos para producción y diversidad de setas para comprender mejor la ecología de estos ecosistemas y proporcionar herramientas para su manejo. Los datos se tomaron en parcelas permanentes de 2 m x 50 m. Los modelos para la producción y diversidad anuales se desarrollaron ajustando ecuaciones diferentes para especies micorrícicas y saprófitas. La producción de *B. edulis* se modelizó separadamente por su importancia económica. Las variables utilizadas para ajustar los modelos incluyeron el tratamiento (desbroce o quema), tiempo tras el tratamiento, características de la vegetación y variables climáticas. Las variables más significativas para la fructificación de los hongos fueron la temperatura media de las mínimas de otoño y la altura media. La producción de *B. edulis* comienza 5 años después del tratamiento y su máximo de producción se alcanza a los 14 años. El tratamiento afecta de manera opuesta la diversidad y la producción. La diversidad fue mayor tras el fuego mientras la producción fue mayor tras el desbroce.

Palabras clave

Boletus, productos forestales no maderables, modelización, hongos, selvicultura.

1. Introducción

Las especies del género *Cistus* se encuentran distribuidas principalmente alrededor de la cuenca Mediterránea y son características de los primeros estadios sucesionales en ecosistemas mediterráneos (AGUEDA et al., 2008). Este género incluye varias especies de matorrales pirófitos que pueden colonizar zonas altamente degradadas con suelos pobres y pedregosos. La especie más abundante en la Península Ibérica es *Cistus ladanifer* L., con un área de distribución de alrededor de 3 millones de hectáreas (MARTÍN MORGADO et al., 2005). Los jarales están asociados a una amplia diversidad y producción de especies fúngicas, a pesar de haber sido tradicionalmente considerados ecosistemas improductivos (ORIA-DE-RUEDA et al., 2008). La especie de hongos más valorada en estos ecosistemas es *Boletus edulis* que alcanza elevados precios en el mercado de muchos países. La aparición de estos hongos es mucho más temprana en estos ecosistemas que en masas arboladas (ORIA-DE-RUEDA et al., 2008). La ecología pirófito de *C. ladanifer* la hace especialmente vulnerable a los incendios forestales.

Aunque la gestión forestal ha estado centrada tradicionalmente en la producción de madera, se está avanzando hacia la incorporación de productos forestales no maderables (CALAMA et al., 2010).

Esto representa una oportunidad para muchas áreas que, no siendo apropiadas para la producción de madera, pueden ser gestionadas para la producción de este tipo de productos. Además, la conservación de la biodiversidad está ganando importancia en el manejo de las zonas naturales pese a que falta conocimiento sobre las mejores prácticas de manejo para preservarla (BONET et al., 2010).

Los modelos empíricos son una herramienta útil para integrar la producción y diversidad de hongos en el manejo de ecosistemas forestales (BONET et al., 2008; DE-MIGUEL et al., 2014). Estos modelos permiten predecir la producción y diversidad fúngica de manera cuantitativa a lo largo del ciclo de vida de *C. ladanifer*, considerando diversos factores que influyen en el desarrollo de cuerpos de fructificación. Tanto las condiciones climáticas (GASSIBE et al., 2014; MARTÍNEZ-PEÑA et al., 2012; STRAATSMA et al., 2001) como la estructura de vegetación (BONET et al., 2008) afectan enormemente la producción de hongos. Por tanto, los modelos de manejo deben incluir predictores relacionados con la estructura vegetal que pueden ser modificados a través de técnicas selvícolas. El uso de modelos estadísticos para estudiar las comunidades fúngicas es relativamente nuevo, no existiendo mucha literatura previa (BONET et al., 2012, 2010, 2008; DAHL et al., 2008; DE-MIGUEL et al., 2014; GASSIBE et al., 2014; MARTÍNEZ-PEÑA et al., 2012). Todos estos estudios están centrados en pinares. Hasta el momento no se han realizado modelos predictivos para diversidad o producción fúngica en matorrales.

2. Objetivos

El objetivo de este estudio es desarrollar modelos predictivos basados en variables climáticas y de tratamiento para la producción y diversidad de hongos en masas monoespecíficas de *C. ladanifer*, prestando especial atención a la producción de *B. edulis*. Estos modelos pueden ser utilizados como herramientas de manejo en estos ecosistemas.

3. Metodología

3.1. Parcelas de estudio

La zona de estudio está localizada en la provincia de Zamora, en el noroeste de la Península Ibérica (Latitud: 41°41'43"N-41°42'50"N; Longitud: 06°13'50"O-06°12'44"O). Es un ecosistema Mediterráneo dominado por *C. ladanifer* situado a 750-780 m sobre el nivel del mar. El suelo está clasificado como Inceptisol suborden Xerept caracterizado por su pedregosidad y acidez (pH 5,0-5,5). Esta zona presenta un clima sub-Mediterráneo con sequía estival de tres meses y precipitaciones medias anuales entre 450 y 700 mm. La temperatura media oscila entre 14,5 y 15,8 °C.

Las parcelas incluyeron dos tratamientos diferentes: desbroce total y quema total. Las parcelas establecidas tras un desbroce total se situaron en cuatro zonas: una en la que se realizó el desbroce total en 2002 y otras tres donde se realizó en 2010 (dos masas jóvenes de 8 años de edad y una senescente de 22 años de edad). Las parcelas establecidas tras fuego se situaron en dos zonas quemadas en 2002 y 1988, respectivamente. Estas parcelas fueron inventariadas en un estudio previo (ver HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ et al., 2013), contándose con datos de producción y diversidad desde 2003 a 2006. Las parcelas consistieron en transectos lineales 2 m x 50 m en concordancia con estudios previos (DAHLBERG & STENLID, 1994; OHENOJA & METSÄNHEIMO, 1982) y se establecieron tres réplicas en cada zona.

3.2. Toma de datos

Se recolectaron todos los carpóforos de manera semanal durante la temporada de otoño de 2010 a 2013, desde principios de octubre a finales de diciembre. Posteriormente se identificaron los taxones hasta nivel de especie siempre que fue posible y se tomaron datos de peso fresco y peso

seco. El índice de diversidad de Shannon (SHANNON y WEAVER, 1949) se calculó basado en el peso seco de las especies. Para más información sobre el muestreo de carpóforos, véase HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ et al. (2015b). Los datos climáticos se tomaron de la estación meteorológica más cercana (Alcañices, 41°41'03"N, 06°18'04"O, Agencia Estatal de Meteorología). La estructura de la vegetación fue medida en 2013. La cobertura de matorral se estimó mediante el método de línea-intercepción y la altura media se calculó como la media de las alturas medidas a intervalos de 1 metro (RUIZ-PEINADO et al., 2013). Ambas medidas se tomaron a lo largo de la línea central del transecto.

3.3. Modelización

En primer lugar se modelizaron la altura media y la cobertura de la vegetación en función del tratamiento y el tiempo transcurrido desde el mismo a partir de las medidas tomadas en 2013. Para ello se probaron diferentes ecuaciones de crecimiento. Las mejores ecuaciones se seleccionaron basándose en los estadísticos de ajuste y consideraciones biológicas como el desarrollo en altura y cobertura a edades tempranas y el comportamiento lógico de los modelos en extrapolaciones.

Posteriormente se elaboraron modelos para la producción y diversidad totales, ajustando ecuaciones diferentes para los dos grupos tróficos principales (micorrícicos y saprófitos) que aparecen en estos ecosistemas. Se ajustó un modelo específico para la producción de *B. edulis* debido a la importancia económica de esta especie. La variable predicha para los modelos de producción fue la biomasa fresca ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) mientras que para los modelos de diversidad fue el índice de Shannon anual. Los predictores incluyeron el tratamiento, el tiempo transcurrido desde el mismo y variables climáticas. El tratamiento se incluyó como una variable dummy siempre que fue significativo. Con el objetivo de facilitar la implementación práctica de los modelos por los gestores de la zona, se ajustaron modelos alternativos en los que los predictores incluyeron las características estructurales de la vegetación. Estos modelos pueden usarse cuando hay disponibles datos de inventario sobre altura o cobertura media pero se desconoce el tiempo transcurrido desde el último tratamiento (desbroce o quema). Todos los modelos se ajustaron mediante un análisis de regresión no lineal en R (R CORE TEAM, 2013). Los modelos se evaluaron siguiendo los criterios: (a) concordancia con el conocimiento científico actual, (b) comportamiento lógico en extrapolaciones, (c) simplicidad y (d) significación estadística ($p\text{-valor} < 0,05$). Para facilitar la interpretación de los modelos, se ha realizado una simulación gráfica de cada uno de ellos considerando diferentes condiciones climáticas.

4. Resultados

4.1. Modelos de estructura de vegetación

Los modelos obtenidos de altura media y cobertura para *C. ladanifer* fueron los siguientes:

$$H = \exp(5.07553 - 3.33490 \cdot \exp(-0.34492Y))$$

$$CC = 79.7675 \cdot \left[1 - \left(1 + \frac{2Y}{2.7982 - 1.7610 \cdot TR} + \frac{2Y^2}{(2.7982 - 1.7610 \cdot TR)^2} \right) \cdot \exp\left(-\frac{2Y}{2.7982 - 1.7610 \cdot TR}\right) \right]$$

Donde H es la altura media del matorral (cm), Y es el tiempo tras el tratamiento (años), CC es la cobertura (%) y TR es una variable categórica que indica el tratamiento (igual a 1 si el tratamiento fue el fuego e igual a 0 si el tratamiento fue desbroce).

4.2. Modelos de producción y diversidad de hongos

La Tabla 1 muestra todos los modelos ajustados para la producción y diversidad de hongos, teniendo en cuenta el tiempo tras el tratamiento y las características de la vegetación.

Tabla 1: Modelos empíricos para producción y diversidad de hongos en función del tiempo tras el tratamiento y las características de la vegetación.

	Expresión del modelo	EER
Producción	$MycoP = \exp(-4.7588 + 2.4323 \cdot \ln(Tm \min_o) + 4.1331 \cdot \sqrt{Y} - 0.7497Y)$	135,6
	$MycoP = \exp(-9.44295 + 1.73855 \cdot Tm \min_o + 2.43656 \cdot \sqrt{H} - 0.12501 \cdot H)$	137,7
	$SaproP = \exp(-4.90905 + 3.91042 \cdot \ln(Tm \min_{o+N}) - 0.08398 \cdot Y)$	57,3
	$SaproP = \exp(-34.074016 + 12.503545 \cdot \ln(Tm \min_{s+O+N+D}) - 0.008145 \cdot H)$	55,7
	$B.edulis = \exp(-17.09504 + 0.21615 \cdot T_{s+O} + 8.70958 \cdot \log(Y + 0.001) - 0.65478 \cdot Y)$	14,2
	$B.edulis = \exp(-1537 + 0.3669 \cdot Tm \min_{s+O} + 20.85 \cdot \sqrt{H} - 0.8591 \cdot H - 130.4 \cdot \sqrt{CC} + 587.5 \cdot \ln(CC + 0.001))$	12,5:
Diversidad	$MycoD = \exp(-2.360987 + 0.048370 \cdot T \min_{s+O} + 0.004765 \cdot P_s - 0.185691 \cdot T + 1.383084 \cdot \sqrt{Y})$	0,56
	$MycoD = \exp(-6.937640 + 0.117106 \cdot Tm \min_{s+O} + 0.004609 \cdot P_{A+S} - 0.041030 \cdot H + 0.922719 \cdot \sqrt{H})$	0,46
	$SaproD = \exp(-0.15733 + 0.03557 \cdot T \min_{o+N+D} - 0.06509Y + 0.4442 \cdot \sqrt{Y})$	0,44:
	$SaproD = \exp(-0.025681 + 0.041956 \cdot T \min_{o+N} - 0.006450 \cdot CC + 0.199355 \cdot \ln(CC + 0.001))$	0,40

MycoP: producción anual de hongos micorrícicos (kg ha⁻¹yr⁻¹); *SaproP*: producción anual de hongos saprófitos (kg ha⁻¹yr⁻¹); *B. edulis*: producción anual de *Boletus edulis* (kg ha⁻¹yr⁻¹); *MycoD*: índice de diversidad de Shannon para especies micorrícicas; *SaproD*: índice de diversidad de Shannon para especies saprófitas; Y: tiempo tras el tratamiento (años); H: altura media del matorral (cm); CC: cobertura de matorral (%); T: temperatura media (°C); T_{min}: temperatura media de las mínimas; T_{min}: temperatura mínima absoluta (°C); P: precipitación (mm); A: agosto; S: septiembre; O: octubre; N: noviembre; D: diciembre. EER: error estándar de los residuos (kg ha⁻¹ año⁻¹ para modelos de producción y valor del Índice de Shannon para modelos de diversidad).

La simulación de todos los modelos presentados, considerando las condiciones climáticas medias encontradas en el periodo de estudio, y a lo largo de los 25 años que se consideran como ciclo de vida medio de los jarales, aparecen en las Figuras 1, 2 y 3.

5. Discusión

Como era de esperar, las condiciones climáticas, especialmente la precipitación y la temperatura, afectaron significativamente la fructificación de los hongos. Aunque la precipitación no fue una variable significativa en la mayor parte de los modelos presentados, esto se debe a la correlación positiva que existe entre la temperatura y la precipitación (test de correlación de Spearman, p-valor<0,05). Por lo tanto, se puede afirmar que la precipitación no influya en la fructificación de hongos.

La producción de especies micorrícicas mostró un rápido aumento tras el desbroce o el fuego, alcanzando su máximo 8 años tras el tratamiento. A partir de este momento, la producción de micorrícicas desciende alcanzando valores próximos a cero a partir de los 20 años de edad (Figura 1). Esta tendencia puede ser explicada por la elevada actividad fotosintética de los matorrales jóvenes, que requieren más nutrientes en sus estadios iniciales. Como consecuencia, las especies micorrícicas asociadas con las raíces reciben más carbohidratos, lo que puede aumentar la fructificación

(ORTEGA-MARTÍNEZ et al., 2011). La misma tendencia fue encontrada para la producción de *B. edulis*, aunque el máximo en este caso se retrasó hasta los 14 años (Figura 2). *B. edulis* normalmente se asocia con masas forestales maduras (MARTÍN-PINTO et al., 2006), aunque al asociarse con jarales puede fructificar mucho antes (HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ et al., 2013). Por otro lado, la producción de especies saprófitas es menor que en el caso de especies micorrícicas, siendo decreciente a lo largo de todo el ciclo de desarrollo de la jara. Los tratamientos aumentaron la cantidad de materia orgánica disponible, por lo que este tipo de especies puede fructificar rápidamente tras el tratamiento.

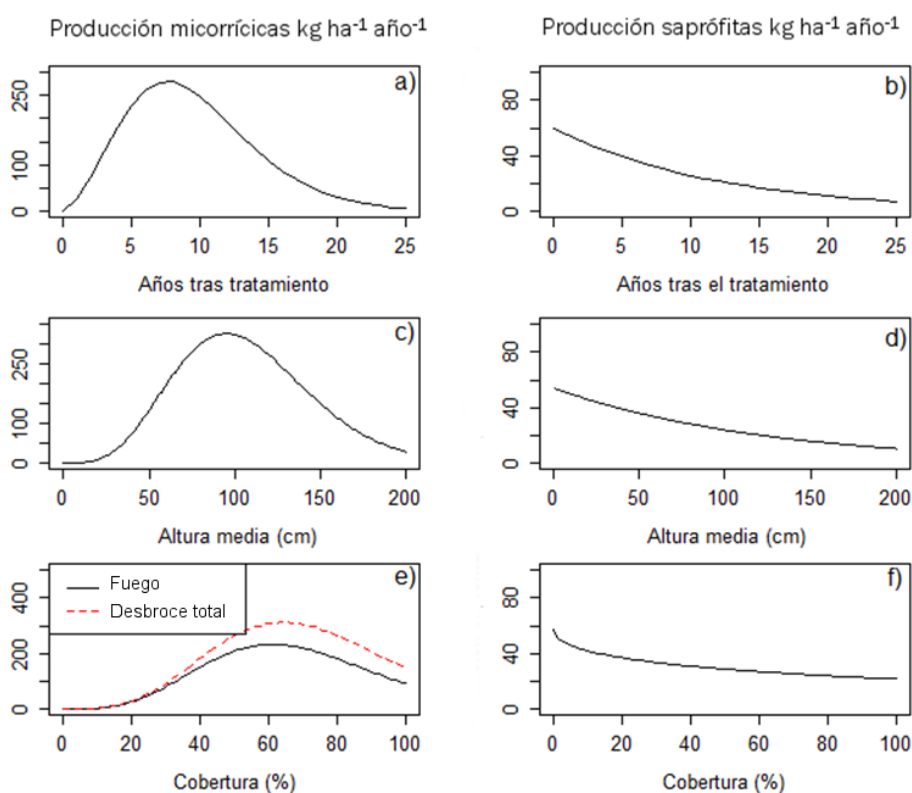


Figura 1. Producción de especies micorrícicas (izda) y saprófitas (dcha) teniendo en cuenta los años tras el tratamiento (a y b), las características de la vegetación (c y d) y el efecto de los dos tratamientos estudiados (e y f). (Figura modificada a partir de HERNÁNDEZ et al. 2015a)

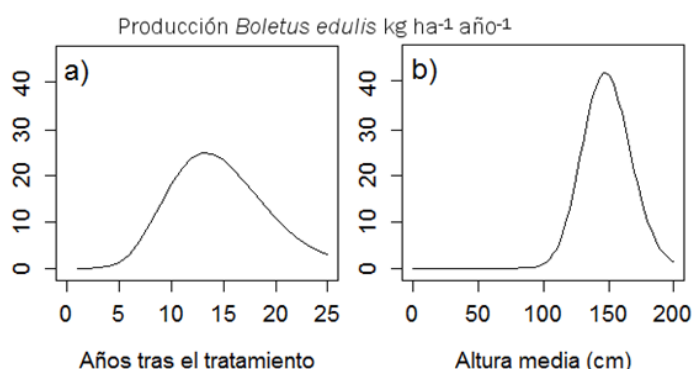


Figura 2. Producción de *Boletus edulis* en función de los años tras el tratamiento (izda) y la altura media de la jara (dcha) (Figura modificada a partir de HERNÁNDEZ et al. 2015a)

De manera similar a lo que ocurre con la producción de especies micorrícicas, la diversidad de estas especies presenta un claro aumento durante los primeros años de la sucesión de *C. ladanifer* con un descenso en las jaras senescentes. Sin embargo, la diversidad máxima ocurre varios años tras el pico de producción (Figura 3). Esto puede ser debido al corto ciclo de vida de estas especies, en el que aunque la máxima actividad fotosintética se alcanza pronto favoreciendo grandes producciones, estos jarales no han alcanzado aún estadios sucesionales asociados con las diversidades más altas.

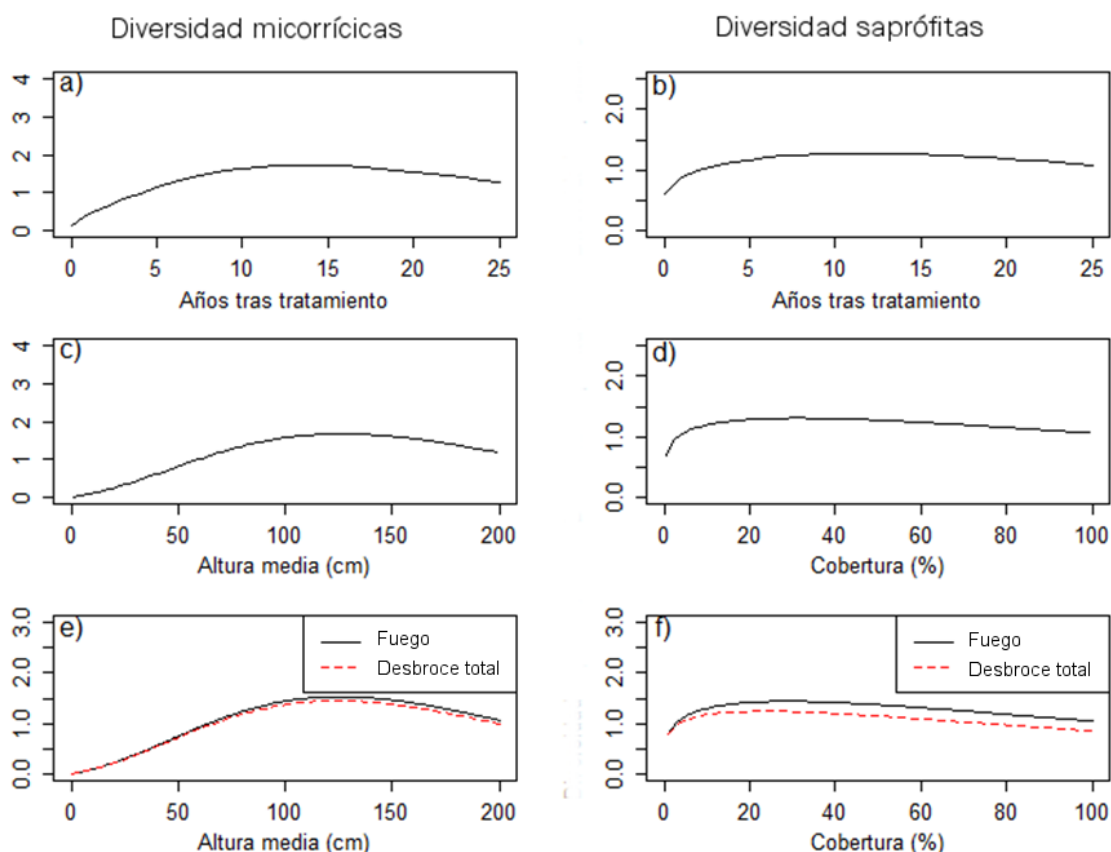


Figura 3. Diversidad de especies micorrícicas (izda) y saprófitas (dcha) teniendo en cuenta los años tras el tratamiento (a y b), las características de la vegetación (c y d) y el efecto de los dos tratamientos estudiados (e y f). (Figura modificada a partir de HERNÁNDEZ et al. 2015a)

Teniendo en cuenta el efecto de los dos tratamientos, los resultados sugieren una tendencia contraria en la diversidad comparado con la producción. La diversidad es mayor tras el fuego que tras el desbroce, mientras la producción fue mayor tras el desbroce. Estos resultados pueden tener gran interés desde el punto de vista de manejo: si el objetivo de manejo es económico (aumentar la producción), el desbroce total puede ser mejor alternativa. Por otro lado, mientras que si el objetivo es ecológico (aumentar la diversidad), la quema puede ser mejor que el desbroce.

6. Conclusiones

En este estudio se describen los primeros modelos de producción y diversidad de hongos para jarales de *C. ladanifer*. La combinación de estos modelos con los modelos auxiliares de desarrollo de *C. ladanifer* pueden ser una herramienta útil en el manejo de estos ecosistemas Mediterráneos ampliamente distribuidos. Además, dado que los modelos están basados en variables climáticas, pueden ser utilizados para el estudio del efecto del cambio climático sobre la producción y diversidad

de hongos en matorrales mediterráneos. Para más información consultar HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ et al. (2015a).

7. Agradecimientos

Proyectos: AGL2012-40035-C03-02 (Ministerio de Economía y Competitividad de España) y VA206U13 (Junta de Castilla y León). A Servicio Territorial de Zamora del departamento de Medio Ambiente (Junta de Castilla y León), Ayudas FPI-Uva (Universidad de Valladolid) y STSM Cost Action 1203.

8. Bibliografía

AGUEDA, B.; PARLADÉ, J.; FERNÁNDEZ-TOIRÁN, L.M.; CISNEROS, O.; DE MIGUEL, A.M.; MODREGO, M.P.; MARTÍNEZ-PEÑA, F.; PERA, J.; 2008. Mycorrhizal synthesis between *Boletus edulis* species complex and rockroses (*Cistus* sp.). *Mycorrhiza* 18 443–449

BONET, J.A.; DE-MIGUEL, S.; MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J.; PUKKALA, T.; PALAHÍ, M.; 2012. Immediate effect of thinning on the yield of *Lactarius* group *deliciosus* in *Pinus pinaster* forests in Northeastern Spain. *For. Ecol. Manage.* 265 211–217

BONET, J.A.; PALAHÍ, M.; COLINAS, C.; PUKKALA, T.; FISCHER, C.R.; MIINA, J.; MARTINEZ, A.; 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

BONET, J.A.; PUKKALA, T.; FISCHER, C.R.; PALAHÍ, M.; MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J.; COLINAS, C.; 2008. Empirical models for predicting the production of wild mushrooms in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forests in the Central Pyrenees. *Ann. For. Sci.* 65 206

CALAMA, R.; TOMÉ, M.; SÁNCHEZ-GONZÁLEZ, M.; MIINA, J.; SPANOS, K.; PALAHÍ, M.; 2010. Modelling non-wood forest products in Europe : a review. *For. Syst.* 19 69–85

DAHL, F.A.; GALTELAND, T.; GJELSVIK, R.; 2008. Statistical modelling of wildwood mushroom abundance. *Scand. J. For. Res.* 23 224–249

DAHLBERG, A.; STENLID, J.A.N.; 1994. Size, distribution and biomass of genets in populations of *Suillus bovinus* revealed by somatic incompatibility. *New Phytol.* 128, 225–234

DE-MIGUEL, S.; BONET, J.A.; PUKKALA, T.; MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J.; 2014. Impact of forest management intensity on landscape-level mushroom productivity: A regional model-based scenario analysis. *For. Ecol. Manage.* 330, 218–227

GASSIBE, P.V.; FRAILE FABERO, R.; HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, M.; ORIA-DE-RUEDA, J.A.; FELIPE, B.; MARTÍN-PINTO, P.; 2014. Post-fire production of mushrooms in *Pinus pinaster* forests using classificatory models. *J. For. Res.* 19 348–356

HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, M.; ORIA-DE-RUEDA, J.A.; MARTÍN-PINTO, P.; 2013. Post-fire fungal succession in a Mediterranean ecosystem dominated by *Cistus ladanifer* L. *For. Ecol. Manage.* 289 48–57

HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, M.; DE-MIGUEL, S.; PUKKALA, T.; ORIA-DE-RUEDA, J.A.; MARTÍN-PINTO, P.; 2015a. Climate-sensitive models for mushroom yields and diversity in *Cistus ladanifer* scrublands. *Agric. For. Meteorol.* 213 173–182.

HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, M.; ORIA-DE-RUEDA, J.A.; PANDO, V., MARTÍN-PINTO, P.; 2015b. Impact of fuel reduction treatments on fungal sporocarp production and diversity associated with *Cistus ladanifer* L. ecosystems. *For. Ecol. Manage.* 353 10–20

MARTÍN MORGADO, J.; TAPIAS, R.; ALESSO, P.; 2005. Producción de goma bruta de jara (*Cistus ladanifer* L.) en el suroeste de la península ibérica, En: Actas 4º Congreso Forestal Español. Zaragoza, España, p. 257

MARTÍNEZ-PEÑA, F.; DE-MIGUEL, S.; PUKKALA, T.; BONET, J.A.; ORTEGA-MARTÍNEZ, P.; ALDEA, J.; MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J.; 2012. Yield models for ectomycorrhizal mushrooms in *Pinus sylvestris* forests with special focus on *Boletus edulis* and *Lactarius group deliciosus*. *For. Ecol. Manage.* 282 63–69

MARTÍN-PINTO, P.; VAQUERIZO, H.; PEÑALVER, F.; OLAIZOLA, J.; ORIA-DE-RUEDA, J.A.; 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

OHENOJA, E.; METSÄNHEIMO, K.; 1982. Phenology and fruiting body production of macrofungi in subarctic Finnish Lapland, En: LAURSEN, G.; AMMIRATI, J.F. (Eds.), *Arctic and Alpine Mycology*, Vol. 1. University of Washington Press, Seattle, pp. 390–409

ORIA-DE-RUEDA, J.A.; MARTÍN-PINTO, P.; OLAIZOLA, J.; 2008. Bolete productivity of cistaceous scrublands in northwestern Spain. *Econ. Bot.* 62 323–330

ORTEGA-MARTÍNEZ, P.; ÁGUEDA, B.; FERNÁNDEZ-TOIRÁN, L.M.; MARTÍNEZ-PEÑA, F.; AGUEDA, B.; 2011. Tree age influences on the development of edible ectomycorrhizal fungi sporocarps in *Pinus sylvestris* stands. *Mycorrhiza* 21 65–70.

R CORE TEAM, 2013. R: A language and environment for statistical computing. Found. Stat. Comput. Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

RUIZ-PEINADO, R.; MORENO, G.; JUAREZ, E.; MONTERO, G.; ROIG, S., 2013. The contribution of two common shrub species to aboveground and belowground carbon stock in Iberian dehesas. *J. Arid Environ.* 91 22–30

SHANNON, C.E.; WEAVER, W.; 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.

STRAATSMA, G.; AYER, F.; EGLI, S.; 2001. Species richness, abundance, and phenology of fungal fruit bodies over 21 years in a Swiss forest plot. *Mycol. Res.* 105 515–523