

POTENCIAL DE INÓCULO MICORRÍCICO EN BOSQUES QUEMADOS DE LA COMARCA DEL SOLSONÈS (LLEIDA) UN AÑO DESPUES DEL INCENDIO.

J. MARTÍNEZ DE ARAGÓN⁽¹⁾; J.A. BONET⁽¹⁾ y C. COLINAS⁽²⁾

- (1) Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. C/ Pujada del Seminari, s/n., E-25280 Solsona. Dirección de contacto: juan@ctfc.udl.es
- (2) Departament de Producció Vegetal i Ciència Forestal. Universitat de Lleida. Av. Rovira Roure, 177, E-25198 Lleida.

RESUMEN

El incendio que afectó 27.000 ha en la Cataluña Central (España) en 1998 ha provocado importantes daños tanto al ecosistema arbóreo como edáfico. Los efectos mas evidentes se dejan ver en las especies vegetales que poblaban el medio antes del incendio, pero no tan evidente, son los daños causados a los organismos y procesos edáficos que se han visto privados de la energía proveniente de la fotosíntesis de las plantas.

Un componente clave del ecosistema edáfico son los hongos micorrícicos, que además de encargarse de la nutrición mineral de los árboles, contribuyen a la recuperación de las comunidades vegetales después del fuego.

Por ello, mediante la plantación de plantas libres de micorrizas en zonas quemadas con mayor o menor intensidad y con presencia o ausencia de plantas ectomicorrícicas rebrotadoras, se ha evaluado el impacto del fuego en la comunidad de hongos micorrícicos para así poder establecer áreas prioritarias de actuación. Los resultados muestran que la comunidad ectomicorrícica se mantiene estable en todas las situaciones y que la supervivencia y crecimiento de las plantas están afectadas por la intensidad del incendio y la presencia de especies rebrotadoras.

P.C.: Potencial de inóculo micorrícico, incendios forestales, restauración, Solsonès.

SUMMARY

The 1998 forest fires which affected 27,000 hectares of Central Catalonia (Spain) damaged both forest and soil ecosystems. The most evident damages were to vegetative species which populated the landscapes prior to the wild fires. Not so obvious were the damages to the organisms and soil processes belowground which receive energy of photosynthesis from the aboveground plant community.

A key component to soil ecosystems are mycorrhizal fungi which, besides providing mineral nutrition to trees, contribute to the restoration of the vegetative community following fire.

In order to evaluate the impact of the fire on the community of mycorrhizal fungi and establish silvicultural priorities, non-mycorrhizal pine seedlings were planted as bioassay plants in areas of low and high intensity of burn, and in areas with presence and absence of ectomycorrhizal plant resprouting. Results show that the ectomycorrhizal community was still viable in all burn conditions one year following the fire, and that plant survival and growth were effected by burn intensity and resprouting conditions.

K.W.: Mycorrhizal inoculum potential, forest fires, restoration, Solsonès.

INTRODUCCIÓN:

Como consecuencia del incendio que afectó a 27.000ha. de la Catalunya Central (España) en julio de 1998, las comunidades de especies vegetales se han visto seriamente dañadas. Los efectos más evidentes se dejan ver sobre las especies vegetales cuya desaparición, además de la pérdida directa de rentabilidad, ha originado el cese de la protección de los suelos, afectando al régimen hidrológico y a la fauna silvestre que tenía su abrigo y alimento en las cubiertas vegetales

destruidas. Pero no son menos importantes los efectos del fuego sobre la parte subterránea del ecosistema, la desaparición del ecosistema aéreo ha repercutido sobre la población de hongos, aunque afecta de distinta manera en función de sus modos de vida.

Algunos hongos, como los saprófitos, pueden verse beneficiados, ya que el incendio les proporciona mucha materia en descomposición de la que se alimentan, mientras que otro tipo de hongos, como los micorrícicos, al no poder contar con los carbohidratos necesarios procedentes de sus huéspedes, pueden verse seriamente afectados.

Las consecuencias de un incendio forestal sobre la población de hongos micorrícicos es difícil de predecir, ya que dependen de numerosos factores. Algunos de estos factores serían: i) la elevación del pH, origina una inhibición de la germinación de esporas antiguas de ectomicorizas, debido a la adaptación de los hongos a suelos más ácidos (Amaranthus *et al.* 1993), ii) la elevación excesiva de la temperatura del mantillo durante el incendio provoca la inhibición y muerte de las esporas que allí se encuentren (Amaranthus *et al.* 1993; De Las Heras 1997), iii) el tipo de terreno en el que se produce el fuego, la composición física y química del suelo, condiciona el efecto del suelo sobre los hongos micorrícicos (Brainerd & Perry 1987; Perry & Rose 1983) iv) la muerte de los hospedantes a causa del fuego, que conlleva la muerte de los hongos ectomicorrícicos asociados (Amaranthus & Trappe 1993; Honrubia 1996).

La disminución de la cantidad de inoculo y de la diversidad de especies de hongos micorrícicos tras un incendio forestal, provocan graves problemas en la regeneración natural post-incendio (Harvey *et al.* 1980). Las semillas pueden germinar y crecer durante algún tiempo, pero si no encuentran hongos adecuados para formar la simbiosis micorrícica morirán (Amaranthus & Trappe 1993; Honrubia 1996).

Este cambio de las propiedades del suelo es decisivo a la hora de realizar repoblaciones en las zonas quemadas, ya que si la cantidad de inoculo micorrícico es escaso a consecuencia de una perturbación, el fracaso de la repoblación, entendiéndose como tal la muerte o disminución del crecimiento normal de las plantas, se incrementa. La dependencia de las plantas de sus micorizas ha sido demostrada en los fracasos obtenidos en las reforestaciones de zonas carentes de inoculo natural (Trappe 1977).

Se tienen pocos conocimientos de la importancia que tienen las especies rebrotadoras en la sucesión de especies estrictamente ectomicorrícicas, por ejemplo el género *Pinus*, después de una perturbación. Se ha observado que plantones próximos a especies caducifolias han crecido mejor y que además el número de ectomicorizas en estas plantas ha sido mayor que en plantones plantados a mayor distancia. Este fenómeno ha sido atribuido a que la presencia de especies rebrotadoras juegan un papel decisivo a la hora de mantener vivos los hongos ectomicorrícicos después de cortas a hecho o incendios forestales (Borchers *et al.* 1989).

Conocer la cantidad de inoculo ectomicorrícico existente en las distintas zonas del quemado, en función de la intensidad de fuego y la presencia o no presencia de rebrote, es el primer requisito para determinar el grado de afección del suelo, ya que dependiendo de la interacción entre estos dos factores, encontraremos zonas donde el potencial micorrícico inicial, apenas ha variado, y zonas donde apenas existe inoculo. En estas primeras zonas es donde realmente hay que intervenir rápidamente para no perder la flora micorrícica existente, y en las zonas donde apenas existen ectomicorizas, tenemos dos opciones, introducción de plantas micorrizadas con hongos que aseguren la supervivencia y posterior desarrollo de la planta, o plantas micorrizadas con hongos comestibles de calidad, donde obtendremos un doble objetivo, mejorar la supervivencia de las plantas y obtener un rendimiento elevado de la plantación.

El estudio del potencial micorrícico a lo largo de 4 años, nos dará una idea del tiempo que pueden permanecer las ectomicorizas sin disponer de los huéspedes adecuados, con el fin de conocer que tiempo tenemos antes de que desaparezca por completo el potencial micorrícico y tengamos mayores dificultades y mayores costes a la hora de plantearse la repoblación forestal. En esta comunicación presentamos los datos del primer año (2000).

MATERIAL Y MÉTODOS:

Instalación y localización de las parcelas experimentales

El experimento tiene un diseño factorial de bloques aleatorizados con 7 bloques dispuestos aleatoriamente en la zona quemada del Solsonès, con plantación y recogida de muestras durante 4 años. Los factores han sido: a) intensidad del fuego, con dos niveles, alto y bajo, y b) presencia de rebrote, con dos niveles, presencia u ausencia.

En cada uno de estos puntos, se seleccionaron dos tipos de superficies dependiendo de las intensidades del quemado: Zona poco quemada, y zona muy quemada en función de la afección a la superficie vegetal. Y así mismo, en cada una de estas superficies se buscó dos tipos de parcelas dependiendo de la presencia o ausencia de rebrote después del incendio.

Respecto a la presencia o ausencia de rebrote, se ha considerado zona con presencia, aquella en la que se ha encontrado algún tipo de especie ectomicorrícica rebrotando, y ausencia cuando dentro de la parcela y en sus alrededores no se han encontrado ningún rebrote.

Para establecer la ubicación de los bloques, elegimos al azar 7 puntos entre los establecidos aleatoriamente por el CREAM (1992) para la realización del inventario forestal de Catalunya que se encontraban dentro de las 14.500 ha de superficie forestal afectada por el incendio.

Establecimos los puntos concretos de muestreo en zonas que cumplieran los requisitos del diseño y que estuvieran situadas a menos de 50 m del punto del inventario.

La evaluación del potencial de inóculo micorrícico, se ha analizado mediante el test de análisis de la varianza (ANOVA) y el test no paramétrico de Kruskal-Wallis (Sokal & Rohlf 1969).

Plantación y extracción de plantas

En cada una de las parcelas de seleccionadas, se plantaron en mayo de 1999 un total de 5 plantas de *Pinus sylvestris* libres de micorrizas a un marco de plantación de 2*1,5 m.

Una vez transcurrido 1 año desde la plantación, extrajimos 1 de los pinos con todas las raíces para evaluar en el laboratorio la cantidad de ectomicorrizas presentes en las raíces, el diámetro de cuello, la altura de la planta y la longitud de la raíz principal, así como el porcentaje de supervivencia de los pinos en campo.

Conteo de ápices

Una vez limpias las raíces, se procedió al conteo y clasificación de las raíces y ectomicorrizas mediante microscopio binocular, en el caso de que existieran dudas entre un tipo de micorrizas u otro, se realizó una preparación de la micorriza para su estudio al microscopio.

El conteo o estimación del número de ápices de cada tipo de ectomicorriza se realizó mediante la colocación de una cuadrícula en el fondo de una bandeja con 320 cuadrados de 1cm de lado, 80 de cada uno de 4 colores, dispuestos de manera aleatoria. La bandeja con la plantilla se rellenó de agua y en ella se colocaron las raíces troceadas de los pinos extraídos.

Una vez las raíces en la bandeja, se procedía a contar los ápices existentes dentro de cada uno de los cuadrados de un color elegido aleatoriamente, anotando en un estadillo el número de ectomicorrizas de cada tipo en cada cuadrado. El número total de micorrizas de la planta se estimaba multiplicando por cuatro el número observado en los 80 cuadrados.

En el caso de tipos muy frecuentes, contamos hasta 150 ápices y estimamos el número total de la planta dividiendo 150 por el número de cuadros contados hasta llegar a esta cantidad y multiplicando por 320.

Si al final de mirar los 80 cuadrados de un mismo color se obtenían menos de 15 ápices de un tipo, entonces, se contaban los ápices de ese tipo en los 240 cuadrados restantes hasta completar toda la planta.

RESULTADOS

Los resultados obtenidos, muestran la permanencia de las ectomicorrizas en todas las parcelas, independientemente de la intensidad del incendio así como de la presencia o no de rebrote.

Se han contado un total de 45.223 ápices divididos en: 24 tipos de ectomicorrizas diferentes, con mayor o menor presencia en las plantas, un grupo de ápices no micorrizados y un último grupo de micorrizas muertas.

La supervivencia de los 200 pinos ha sido de un 45%, aunque se ha visto influenciada por la interacción de los factores intensidad del fuego y rebrote con una $p < 0,02$ (gráfico 1).

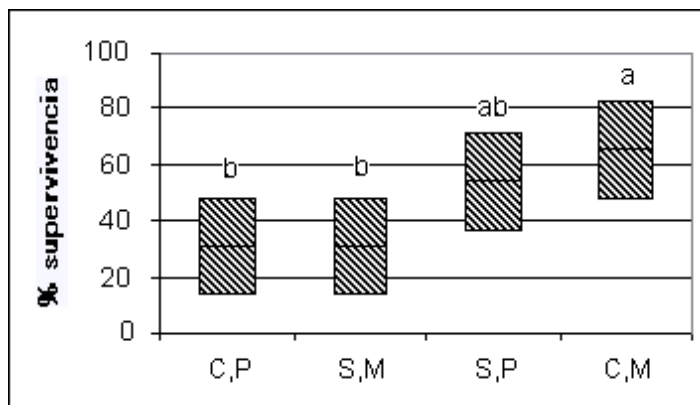


Gráfico 1: Medias e intervalos de confianza al 95% del porcentaje de supervivencia. C,P = Zona con rebrote poco quemada; S,M = Zona sin rebrote muy quemada; S,P = Zona sin rebrote poco quemada; C,M = Zona con rebrote muy quemada. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos con $p = 0,05$ (test de LSD).

La altura total media de los pinos ha sido de 14,02 cm (I.C.95%: 12,23cm – 15,90cm). La intensidad del incendio no ha afectado el crecimiento de los árboles. No obstante, los pinos cebo en presencia de rebrote han crecido significativamente ($p < 0,03$) más, que los pinos en ausencia de rebrote (gráfico 2).

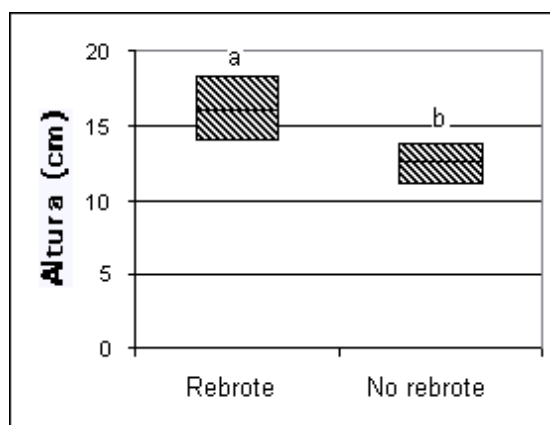


Gráfico 2: Medianas e intervalos de confianza al 95% de la altura de los pinos en presencia o ausencia de rebrote. Transformación: $\Lambda = -1$ y $Cte = 0,1$ (Box-Cox 1980). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos con $p = 0,05$ (test de LSD).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los resultados presentados corresponden al primer año de toma de muestras tras el incendio de 1998.

A la vista de los resultados obtenidos, se observa que el potencial de inóculo ectomicorrícico, no parece limitante en ninguna de las situaciones estudiadas un año después de ocurrir el incendio.

A partir de estos primeros resultados se podrá ver la evolución de la población de hongos micorrícicos a lo largo de los años, observando si la población se mantiene o por el contrario disminuye.

Se ha podido ver que la supervivencia de los pinos es significativamente mayor en las parcelas muy quemadas con rebrote, pudiendo ser debido a la mayor disponibilidad de nutrientes por parte de la planta y al microclima que ofrecen las especies rebrotadoras a los plantones, cobertura y mayor humedad ambiental.

Al mismo tiempo se ha observado que el crecimiento de los plantones se acentúa en aquellas zonas donde existe rebrote. El mecanismo por el cual la presencia de rebrote ejerce un efecto positivo sobre el establecimiento de nuevas plantas será objeto de futuros estudios.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado en parte por la Generalitat de Catalunya. Departament d'Universitats, Recerca i Societat de la Informació. Direcció General de Recerca, proyecto 1999ACOM00045.

BIBLIOGRAFÍA

AMARANTHUS, M.P. & TRAPPE, J.M.; (1993). *Effects of Erosion on Ecto-Mycorrhizal and VA-Mycorrhizal Inoculum Potential of Soil Following Forest Fire in Southwest Oregon*. Plant and Soil, 150: 41-49.

BORCHERS, S. L. & PERRY, D. A.; (1990). *Growth and ectomycorrhiza formation of Douglas-fir seedlings grown in soils collected at different distances from pioneering hardwoods in southwest Oregon clearcuts*. Can. J. For. Res. 20: 712 – 721.

BOX, G. E. P. & COX, D. R.; (1980). *An Analysis of Transformation*. JRSS, 1964, B26: 211 – 243.

BRAINERD, R. & PERRY, D.A.; (1987). *Ectomicorrhizal formation in disturbed and undisturbed soils across a moisture elevation gradient in Oregon*, p. 144. In Sylvia, D.M., L.D. hung, and J.H. graham (eds). Proc., 7th North American Conference on Mycorrhizae. Institute of Food and Agricultural Sciences. Univ. Florida, Gainesville, FL.

CREAF.; (1992). *Inventari ecològic i forestal de Catalunya: Solsonès*. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca. Barcelona. 303 pp.

DE LAS HERAS, J., BERZOSA, A., HONRUBIA, M., TORRES, P., DIAZ, G. & SANCHEZ, F.; (1997). *Efectos de fuegos experimentales sobre la población de esclerocios de cenococcum sp. en pinares de Pinus halepensis*. En PUERTAS, y RIVAS, M. ; (1997). Actas del Primer Congreso Forestal Hispano-Luso. Segundo Congreso Forestal Español. Irati 97. Tomo 5, Pamplona, 23-27 Junio 1997. Graficas Irati, SAL.

HARVEY, A.E., LARSEN, M.J. & JURGENSEN, M.F.; (1980). *Partial cut harvesting and ectomycorrhizae: early effects in Douglas-fir and larch of western Montana*. Can. J. For. Res. 10:436-440.

HONRUBIA, G. M., TORRES, M. P., DIAZ, E. G., BARRENO, R. E., MORTE, G. A., SÁNCHEZ, S. F., PÉREZ, R. P. & SÁNCHEZ, S. J. A.; (1996). *Efecto de las micorrizas en la restauración de las zonas afectadas por incendios forestales en la Comunidad Valenciana*. La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana, 345-394.

PERRY, D.A. & ROSE, S.L.; (1983). *Soil Biology and Forest Productivity: opportunities and constraints*. USDA, For. Serv., Portland Or., General Technical Report PNW-163.

SOKAL, R. R. & ROHLF, F.J.; (1969). *Biometría, principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. Ed. H. Blume. Madrid. 852 pp.

TRAPPE, J. M. (1977). *Selection of fungi for ectomycorrhizal inoculation in nurseries*. Ann. Rev. Phytopathol., 15: 203-222.