CONAMA 2026

Restauración post-incendio y evolución del microbioma edáfico: respuesta de las comunidades fúngicas y bacterianas ante distintas técnicas de gestión forestal

CONGRESO NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE
2026

Edita: Fundación Conama

Año: 2026

Este documento está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial 4.0 Internacional.

Personas autoras de la presente comunicación técnica

Autor Principal de la comunicación: Jaime Olaizola. CEO de IDForest. Legados.

Otros Autores: María Gómez Fernández. Jefa del Servicio de Prevención de Incendios y Restauración Forestal. Junta de Castilla y León.

Ramón Alegría Delgado. Jefe de la Sección Territorial 1ª. Provincia de Ávila. Junta de Castilla y León.

María Teresa Díaz-Laviada Marturet. Jefa de Área de Prevención de Incendios, Restauración Forestal y Gestión Forestal. Provincia de Salamanca. Junta de Castilla y León.

Esteban Torres-Sánchez. Director forestal. IDForest.

María Hernández Rodríguez. Directora de I+D+i. IDForest.

Iván Franco Manchón. Director de proyectos. IDForest.

Yasmín Piñuela Samaniego. Investigadora postdoctoral. IDForest.

Sofía López Ayúcar. Investigadora predoctoral. IDForest.

Alba Magarzo Manchón. Investigadora predoctoral. IDForest.

Lucía Alonso Villar. Investigadora predoctoral. IDForest.

Ana de la Iglesia Granado. Técnico. IDForest.

Índice

Resumen **1**

Palabras clave **1**

1. Introducción **2**

1.1. Historia y evolución de los incendios forestales en Castilla y León 2

1.2. Principales tratamientos de restauración post-incendio en España 2

1.3. Microbioma del suelo 3

1.3.1. Hongos y bacterias: función ecológica 3

1.3.2. Afectación al microbioma por los incendios 4

2. El efecto de las obras de restauración post-incendio en el microbioma del suelo **4**

2.1. Metodología empleada 4

2.2. El efecto de las obras de restauración post-incendio en el microbioma del suelo en Sierra de la Paramera 5

2.2.1. Fajinas y albarradas 5

2.2.2. Repoblación con *Pinus pinaster* y *P. pinea* 5
2.2.3. Zonas sin actuación con arbolado superviviente 5
2.2.4. Zonas sin actuación sin arbolado 6
2.2.5. Mulching 6
2.2.6. Repoblación con *P. sylvestris* 7
2.3. El efecto de las obras de restauración post-incendio en el microbioma del suelo en Quintanilla del Coco 7
2.3.1. Fajinas y albarradas 7
2.3.2. Repoblación con *P. nigra* 7
2.3.3. Zonas sin actuación con arbolado superviviente 7
2.3.4. Zonas sin actuación sin arbolado 8
2.3.5. Repoblación con *Juniperus thurifera* 8
2.4. El efecto de las obras de restauración post-incendio en el microbioma del suelo en Monsagro 8
2.4.1. Fajinas y albarradas 8
2.4.2. Repoblación con *P. pinaster* 8
2.4.3. Zonas sin intervención sin arbolado 8
2.4.4. Mulching 9
2.4.5. Siembra de herbáceas 9
2.4.6. Repoblación con *Castanea sativa* 9
2.5. El efecto de las obras de restauración post-incendio en el microbioma del suelo en Sierra de la Culebra 10
2.5.1. Fajinas y albarradas 10
2.5.2. Repoblación con *P. pinaster y P. sylvestris* 11
2.5.3. Hongos descomponedores de frondosas 11
2.5.4. Hongos descomponedores de coníferas 12
2.5.5. Zonas sin actuación sin arbolado 12
2.6. Riqueza y diversidad de hongos 12

2.7. Grupos funcionales de hongos 14

2.8. Riqueza y diversidad de bacterias 14

2.9. Conclusión general y recomendaciones técnicas 16

3. Bibliografía 17

Resumen

Los incendios forestales alteran profundamente las comunidades microbianas del suelo, de las que dependen procesos esenciales como la descomposición de la materia orgánica, el ciclo de nutrientes y la regeneración de la vegetación. Este trabajo analiza el efecto de distintas actuaciones de restauración post-incendio sobre el microbioma edáfico en cuatro zonas quemadas de Castilla y León: Sierra de la Culebra (Zamora), Sierra de la Paramera (Ávila), Monsagro (Salamanca) y Quintanilla del Coco (Burgos). Se evaluaron fajinas, albarradas, mulching, siembra de herbáceas, aplicación de hongos descomponedores de madera, repoblaciones con distintas especies y zonas sin actuación, con y sin arbolado superviviente. En cada tratamiento se recogieron muestras de suelo a lo largo de transectos de 30 m y las comunidades de hongos y bacterias se caracterizaron mediante secuenciación genética, con clasificación taxonómica y funcional. Los hongos saprófitos dominaron en la mayoría de las actuaciones. El mantenimiento del arbolado superviviente se asoció a una mayor proporción de hongos simbiontes y a una mayor riqueza fúngica; la siembra de herbáceas tendió a favorecer a los hongos endomicorrícicos, y las fajinas y albarradas actuaron como reservorio de *Trichoderma* spp. Las comunidades bacterianas se mostraron más estables frente al tipo de tratamiento, con una presencia relevante de bacterias promotoras del crecimiento vegetal (PGPR). Los resultados, de carácter preliminar, indican que la restauración post-incendio debe adaptarse a cada zona y combinar actuaciones que recuperen no solo la cubierta vegetal, sino también la actividad microbiana y la estabilidad del suelo.

Palabras clave

Microbioma del suelo; restauración post-incendio; hongos micorrícicos; bacterias promotoras del crecimiento vegetal (PGPR); gestión forestal; Castilla y León.

1. Introducción

1.1. Historia y evolución de los incendios forestales en Castilla y León

Históricamente, el fuego se utilizaba como herramienta de gestión del territorio para crear pastos, eliminar rastrojos y realizar roturaciones. Hasta mediados del siglo XX, los grandes incendios forestales eran poco frecuentes debido al uso intensivo del monte por parte de las comunidades rurales con actividades que reducían la carga de biomasa y la continuidad del combustible, y a su rápida actuación ante los fuegos. Sin embargo, el éxodo rural, el abandono de las actividades tradicionales, la acumulación de combustible vegetal y la expansión de las zonas urbanizadas en áreas forestales han contribuido al aumento de la frecuencia e intensidad de los incendios. Durante las décadas de 1980 y 1990 se produjeron algunos de los incendios más graves de la región, afectando a más de un millón de hectáreas. En los últimos años, los incendios se han intensificado especialmente en provincias como Zamora, León, Salamanca y Ávila. La mayoría de estos incendios tienen origen humano, ya sea por acciones intencionadas o por negligencias. Esta situación ha impulsado el desarrollo de nuevas estrategias de prevención y restauración basadas en la resiliencia de los ecosistemas y en el conocimiento científico.

1.2. Principales tratamientos de restauración post-incendio en España

Tras un incendio se llevan a cabo una serie de actuaciones para reducir la erosión y favorecer la recuperación del ecosistema. Entre las principales se encuentran las albarradas, las fajinas, el mulching, la siembra y las repoblaciones forestales.

Las fajinas (Figura 1) ayudan a retener sedimentos y agua, reducir la erosión y crear condiciones favorables para la regeneración de la vegetación. El mulching (sistemas de acolchado en el terreno, bien con paja o bien con astilla) protege la superficie del suelo frente al impacto de la lluvia y puede reducir considerablemente la pérdida de suelo. Díaz-Raviña et al. (2013), en un trabajo realizado en el noroeste de España, observan reducciones de la erosión de hasta un 85 % mediante la aplicación de paja.

Las repoblaciones también contribuyen a estabilizar el suelo al recuperar progresivamente la cubierta vegetal. La elección de especies es importante y debe adaptarse a factores como la

pendiente, la orientación, la sequedad del terreno y la intensidad del incendio. Las mezclas de especies pueden aumentar la resiliencia y mejorar la estabilidad del suelo.



Figura 1: Ejemplo de fajina en zona afectada por el incendio de Monsagro.

1.3. Microbioma del suelo

1.3.1. Hongos y bacterias: función ecológica

El suelo alberga una gran diversidad de microorganismos, entre los que destacan los hongos y las bacterias. Los hongos participan en la descomposición de la materia orgánica, el reciclaje de nutrientes, la formación de la estructura del suelo y el almacenamiento de carbono. Las micorrizas, además, facilitan la absorción de nutrientes por las plantas y contribuyen a mejorar la estabilidad del suelo (Martin & van der Heijden, 2024).

Las bacterias también desempeñan funciones esenciales, especialmente en la descomposición y en los ciclos del carbono, nitrógeno, azufre y hierro. Algunas especies pueden contribuir a la recuperación de suelos degradados y favorecer el crecimiento vegetal, las denominadas bacterias promotoras del crecimiento, o por su nombre en inglés, *Plant Growth Promoting Rhizobacteria* (**PGPR**), por lo que tienen especial importancia después de un incendio (Compant et al., 2010).

1.3.2. Afectación al microbioma por los incendios

Los incendios alteran profundamente estas comunidades microbianas. La disminución de los hongos micorrícicos tras un incendio responde principalmente a la mortalidad directa por el choque térmico y la combustión de la capa orgánica del suelo (donde se concentra la biomasa de hifas y ápices radiculares), combinada con la pérdida o daño severo del arbolado hospedante. Al ser simbiontes biotróficos obligados, la interrupción del flujo de carbono fotosintético desde la copa hacia las raíces provoca el colapso de sus redes miceliales. Asimismo, este choque ambiental se ve agravado por la pérdida de la cubierta vegetal y la posterior competencia con hongos saprófitos y pirófilos oportunistas (Cairney & Bastias, 2007; Espinosa et al., 2025). Por otro lado, el calor, la pérdida de humedad y los cambios en las condiciones del suelo reducen la diversidad y dificultan la recuperación de bacterias y hongos. Como consecuencia, pueden verse afectados procesos esenciales como la descomposición y el ciclo del carbono y del nitrógeno. Por ejemplo, el estudio realizado en el incendio de Sierra de la Culebra (Zamora, Castilla y León), observó una disminución en la diversidad fúngica en zonas quemadas con respecto a zonas sin quemar. De igual manera, también observó cómo los hongos micorrícicos estaban asociados a zonas no quemadas mientras que los hongos saprófitos (aquellos que se alimentan de la materia orgánica en descomposición) se presentaban más en las zonas quemadas (Maurice-Lira et al., 2025).

2. El efecto de las obras de restauración post-incendio en el microbioma del suelo

2.1. Metodología empleada

El estudio analizó cuatro zonas afectadas por incendios: Sierra de la Culebra (Zamora), Sierra de la Paramera (Ávila), Monsagro (Salamanca) y Quintanilla del Coco (Burgos). Se estudiaron diferentes tratamientos de restauración, como fajinas, albarradas, mulching y repoblaciones con diferentes especies.

En cada zona se establecieron transectos lineales de 30 metros perpendiculares a la línea de máxima pendiente. En cada uno de estos transectos se recogió una muestra de suelo formada por 5 submuestras (cada una recogida cada 6 metros) para analizar las comunidades de bacterias y hongos mediante técnicas de secuenciación genética. Posteriormente, los microorganismos fueron clasificados tanto desde el punto de vista taxonómico como funcional.

2.2. El efecto de las obras de restauración post-incendio en el microbioma del suelo en Sierra de la Paramera

2.2.1. Fajinas y albarradas

Las fajinas presentan una comunidad fúngica dominada por saprófitos (74,41 %), seguidos de patógenos (22,28 %), mientras que los simbiontes ectomicorrícicos (1,33 %) y los epífitos/endófitos (1,98 %) son minoritarios. Se detectan algunos géneros de interés culinario, como *Cuphophyllus, Hygrocybe, Tricholoma, Clavaria* y *Cantharellus*, aunque en cantidades testimoniales. Por otro lado, la proporción de bacterias PGPR es moderada (≈5,2 %).

Este tratamiento favorece el ciclado de materia orgánica, pero es conveniente controlar la presencia de patógenos. Para potenciar la micorrización y la aparición de setas comestibles, se recomienda combinar las fajinas y albarradas con la presencia de arbolado hospedante. La proporción de bacterias PGPR puede favorecerse mediante materia orgánica madura e inoculantes seleccionados.

2.2.2. Repoblación con *Pinus pinaster* y *P. pinea*

En estas repoblaciones predominan los patógenos (51,60 %) y los saprófitos (44,77 %), mientras que los simbiontes (1,85 %) y epífitos/endófitos (1,78 %) son escasos. No obstante, la zona muestreada se correspondía con una vaguada donde había elevada humedad en el suelo en el momento del muestreo respecto al resto de tratamientos medidos. Esta elevada humedad del suelo de la zona puede haber favorecido la presencia de patógenos. La fracción PGPR es de aproximadamente 5,6 %.

La presencia de hongos de interés culinario es limitada. Se recomienda realizar un seguimiento de los patógenos y aplicar medidas para favorecer las ectomicorrizas, como utilizar diferentes especies hospedadoras, realizar inoculación en vivero y conservar árboles maduros. La repoblación por sí sola no garantiza un aumento de simbiontes.

2.2.3. Zonas sin actuación con arbolado superviviente

Estas zonas (Figura 2) muestran un equilibrio más favorable, con un 72,24 % de saprófitos, 14,83 % de simbiontes y solo un 12,58 % de patógenos. También presentan una mayor presencia de hongos de interés culinario, especialmente de géneros ectomicorrícicos como

Russula, Tricholoma, Laccaria y *Hydnum.* Es el contexto más favorable de la Sierra de la Paramera para la aparición de hongos comestibles. La comunidad bacteriana presenta además la mayor proporción de PGPR en ambientes con arbolado (≈7,3 %).



Figura 2: Zona dentro del incendio forestal de la Sierra de la Paramera donde la parte del arbolado que sobrevivió no fue eliminada.

2.2.4. Zonas sin actuación sin arbolado

En las zonas sin restauración de mayor altitud predominan los saprófitos (80,99 %), seguidos de patógenos (17,41 %), mientras que los simbiontes son escasos (1,25 %). En las zonas de menor altitud, los saprófitos representan el 66,65 % y los patógenos el 26,85 %. Destaca especialmente la fracción PGPR, que alcanza aproximadamente el 12,7 %, la más elevada del conjunto estudiado. Cabe señalar que son zonas donde abunda el pasto y la vegetación arbustiva, con ausencia completa de arbolado o regenerado de especies arbóreas.

2.2.5. Mulching

El mulching presenta una marcada dominancia de saprófitos (87,74 %), debido al elevado aporte de materia orgánica. Los patógenos representan un 10,88 %, mientras que los simbiontes ectomicorrícicos son prácticamente residuales (0,35 %). La proporción de PGPR es baja (≈4 %).

Es, por tanto, el tratamiento más orientado a la descomposición y al ciclado de materia orgánica, pero uno de los menos favorables para la micorrización y la producción de hongos comestibles.

2.2.6. Repoblación con *P. sylvestris*

Predominan los saprófitos (75,66 %), seguidos de patógenos (17 %), mientras que los simbiontes alcanzan un 3,75 %. Frente a las repoblaciones con *P. pinaster*, se observa una ligera mejora en la micorrización y una menor presencia de patógenos. La proporción de PGPR es la más baja del conjunto (≈3,7 %).

El potencial para la producción de hongos comestibles sigue siendo reducido. Se recomienda conservar árboles maduros próximos y aplicar medidas de manejo del suelo e inoculación que favorezcan las ectomicorrizas.

2.3. El efecto de las obras de restauración post-incendio en el microbioma del suelo en Quintanilla del Coco

2.3.1. Fajinas y albarradas

Las fajinas presentan un 44,9 % de saprófitos, un 28,2 % de simbiontes y un 26 % de patógenos. Existe, por tanto, un equilibrio entre descomposición y simbiosis, aunque la carga patógena es significativa. Destaca el interés micológico, con presencia de géneros como *Picoa, Tuber, Geopora* e *Inocybe*. Las PGPR son escasas (≈2,94 %). Las fajinas y albarradas presentaron también la mayor frecuencia relativa de *Trichoderma* spp. (1,55 %, frente a 0,12 % en la zona sin actuación sin arbolado y 0,29 % con arbolado superviviente).

2.3.2. Repoblación con *P. nigra*

La comunidad está dominada por saprófitos (70,1 %), mientras que los patógenos representan el 22,6 % y los simbiontes el 6,6 %. El interés culinario es limitado, aunque aparecen algunos géneros de interés como *Geopora, Inocybe* y *Tuber*. La fracción PGPR es muy baja (≈1,89 %).

2.3.3. Zonas sin actuación con arbolado superviviente

Es el tratamiento más favorable para los mutualismos, con un 30,7 % de simbiontes, 50,1 % de saprófitos y solo un 18,3 % de patógenos. También presenta un elevado potencial micológico, con géneros como *Tuber, Delastria, Geopora* e *Inocybe*. Se recomienda conservar

la cobertura arbórea, realizar clareos suaves y minimizar las alteraciones del suelo para mantener la red ectomicorrícica. La proporción de PGPR es del 2,35 %.

2.3.4. Zonas sin actuación sin arbolado

Estas zonas muestran un equilibrio entre saprófitos (44,8 %) y simbiontes (28,8 %), con un 25,9 % de patógenos. Presentan un potencial micorrícico y culinario considerable, especialmente por la presencia de *Picoa, Inocybe, Geopora* y *Tuber.* La proporción de PGPR es del 2,94 %.

2.3.5. Repoblación con *Juniperus thurifera*

Este tratamiento presenta una proporción elevada de patógenos (35,3 %), mientras que los saprófitos representan el 50,8 % y los simbiontes el 13,2 %. El interés micológico es moderado, con presencia de géneros como *Tuber, Inocybe, Picoa y Geopora*. La fracción PGPR es reducida (2,51 %).

2.4. El efecto de las obras de restauración post-incendio en el microbioma del suelo en Monsagro

2.4.1. Fajinas y albarradas

Las fajinas y albarradas presentan un 57,3 % de saprófitos, un 23,8 % de simbiontes y un 18,3 % de patógenos. Aunque la presencia de hongos comestibles es baja, aparecen diversos géneros de interés que podrían proceder de los antiguos pinares y castañares de la zona. La proporción de PGPR es reducida (≈1,2 %).

2.4.2. Repoblación con *P. pinaster*

La comunidad presenta un 65,5 % de saprófitos, 20,7 % de simbiontes y solo un 9,8 % de patógenos. Se detectan diversos géneros de interés culinario, aunque con baja abundancia. La fracción PGPR es de aproximadamente el 2,1 %.

2.4.3. Zonas sin intervención sin arbolado

Se observa una comunidad relativamente diversificada: 57,2 % de saprófitos, 17,5 % de simbiontes, 18,9 % de patógenos y 6,4 % de epífitos/endófitos. El tratamiento mantiene

adecuadamente el ciclado de materia orgánica, aunque el potencial de producción de setas es reducido. Las PGPR representan aproximadamente el 1,2 %.

2.4.4. Mulching

El mulching genera una comunidad principalmente saprófita (69,3 %), con un 10,6 % de simbiontes y un 19,6 % de patógenos. Favorece la descomposición, pero limita la recuperación de comunidades simbióticas. Las PGPR representan un 1,7 %.

2.4.5. Siembra de herbáceas

La siembra de herbáceas (Figura 3) presenta el perfil más descomponedor de esta zona, con un 72 % de saprófitos, 23,8 % de patógenos, un 3,7 % de simbiontes, y las PGPR representan un 1,6 %. El potencial micológico es alto debido a que las herbáceas multiplican los hongos endomicorrícicos que pueden ayudar al desarrollo de los arbustos y árboles.



Figura 3: Zona quemada en Monsagro (Salamanca) donde se aplicó una siembra.

2.4.6. Repoblación con *Castanea sativa*

Este tratamiento (Figura 4) consiste en una repoblación externa al incendio. Su inclusión tiene como objetivo mantener un punto de control que permite hacer comparaciones con una

reforestación con suelo no quemado. La repoblación de castaño presenta la mayor proporción de patógenos de esta zona (26,2 %), junto con un 53,3 % de saprófitos y un 18,9 % de simbiontes. La elevada humedad ambiental y edáfica, asociada a su ubicación próxima a un curso de agua, puede favorecer la presencia de patógenos. Las PGPR representan un 1,7 %.



Figura 4: Repoblación con *Castanea sativa* en la Sierra de Francia a la altura del municipio de Monsagro (Salamanca).

2.5. El efecto de las obras de restauración post-incendio en el microbioma del suelo en Sierra de la Culebra

2.5.1. Fajinas y albarradas

Las fajinas y albarradas presentan un 66,1 % de saprófitos y una proporción elevada de patógenos (31 %), mientras que los simbiontes representan únicamente el 1,6 %. Por tanto, favorecen la descomposición, pero presentan una presión patógena considerable y una baja micorrización.

Aunque se detectan algunos géneros de interés culinario, su potencial es reducido. Las PGPR representan aproximadamente el 1,4 %. Las fajinas y albarradas presentaron además la mayor frecuencia relativa de *Trichoderma* spp. de todos los tratamientos (0,86 %, frente a 0,48 % en la zona sin actuación).

2.5.2. Repoblación con *P. pinaster y P. sylvestris*

Las repoblaciones presentan una clara dominancia de saprófitos (≈78,4 %), con una proporción de patógenos del 16 % y de simbiontes cercana al 6 %. Se trata de un sistema principalmente descomponedor, con una micorrización todavía moderada. La fracción PGPR es de aproximadamente el 3,4 %. Aunque se detectan numerosos géneros de interés culinario, su abundancia es baja. Se recomienda reducir el estrés hídrico y la competencia herbácea, conservar árboles maduros e incorporar planta de calidad con inoculación ectomicorrícica.

2.5.3. Hongos descomponedores de frondosas

La aplicación de hongos descomponedores de madera de frondosas (Figura 5) produce una comunidad dominada por saprófitos (≈80 %), con patógenos relativamente bajos (≈11,2 %) y simbiontes moderados (≈6,8 %). El tratamiento favorece la descomposición de materia orgánica y restos vegetales y presenta cierto potencial para aumentar la micorrización. Las PGPR representan aproximadamente el 2,5 %.



Figura 5: Ejemplo de zona donde se aplicaron hongos saprófitos con el fin de descomponer la madera muerta de coníferas y frondosas que quedaron en la zona.

2.5.4. Hongos descomponedores de coníferas

El perfil es también principalmente descomponedor, con un 78,7 % de saprófitos, 13,5 % de patógenos y un 7 % de simbiontes. Existe una diversidad considerable de géneros con interés micológico, aunque la fracción simbiótica todavía es moderada. Se recomienda conservar madera muerta y microhábitats húmedos y utilizar plantones inoculados para favorecer las ectomicorrizas. La proporción de PGPR es de aproximadamente el 3,3 %.

2.5.5. Zonas sin actuación sin arbolado

La zona sin actuaciones presenta un 76,3 % de saprófitos, 17,3 % de patógenos y alrededor de un 6 % de simbiontes. Es un escenario relativamente estable para el ciclado de materia orgánica y ofrece una base sobre la que favorecer los mutualismos.

Aunque aparecen numerosos géneros de interés micológico, su abundancia es reducida. La fracción PGPR alcanza aproximadamente el 3,1 %.

2.6. Riqueza y diversidad de hongos

El análisis de las cuatro zonas estudiadas muestra comunidades fúngicas diversas en todos los tratamientos, con valores del índice de Shannon superiores a 3 (Figura 6). Esto indica que las especies están relativamente equilibradas y que no existe un grupo claramente dominante. Además, la composición de estas comunidades está relacionada con el tipo de restauración aplicado después del incendio.

Las plantaciones, especialmente cuando se mantienen árboles supervivientes, favorecen una mayor riqueza de hongos. Entre los tratamientos con mayor riqueza destacan el pinar adulto de la Sierra de la Paramera (~726 taxones), la repoblación con *P. nigra* en Arlanza-La Yecla (~720) y la repoblación con *C. sativa* en Sierra de Francia (~681). Por el contrario, las zonas sin arbolado presentan alrededor de 403–408 taxones. Esta mayor riqueza fúngica en las repoblaciones y zonas donde se ha conservado el arbolado superviviente concuerda con la teoría del acoplamiento planta-suelo, pues conservar arbolado vivo mantiene el flujo de carbono fotosintético hacia las raíces y preserva las redes micorrícicas como refugios de inóculo (Espinosa et al., 2022). En cambio, las zonas sin intervención y las tratadas con mulching presentan valores más bajos. La ausencia de vegetación arbórea adulta interrumpe los exudados radiculares, limitando la colonización y reduciendo la riqueza de especies (Martín-Pinto et al., 2023). Por otro lado, aunque el mulching frena eficazmente la erosión (Plaza-Álvarez et al., 2024), no incrementa la diversidad alfa e incluso retarda la recomposición de los basidiomicetos simbiontes frente a los ascomicetos saprótrofos (Roncero-Ramos et al., 2026).

En cuanto a la diversidad, los valores más elevados se encontraron en las fajinas y albarradas de la Sierra de la Culebra (H′ ~4,18), seguidas de las zonas donde se aplicaron hongos

descomponedores de madera (H′ ~3,98) y de la repoblación con *P. nigra* en Arlanza-La Yecla (H′ ~3,96). Esto puede responder a su capacidad para frenar la escorrentía y conservar la capa fértil edáfica, favoreciendo la retención de nutrientes (Gou et al., 2023), mientras que la activación de los hongos descomponedores acelera el reciclaje de carbono al aprovechar la necromasa pirolizada sin monopolizar el espacio (Espinosa et al., 2025).

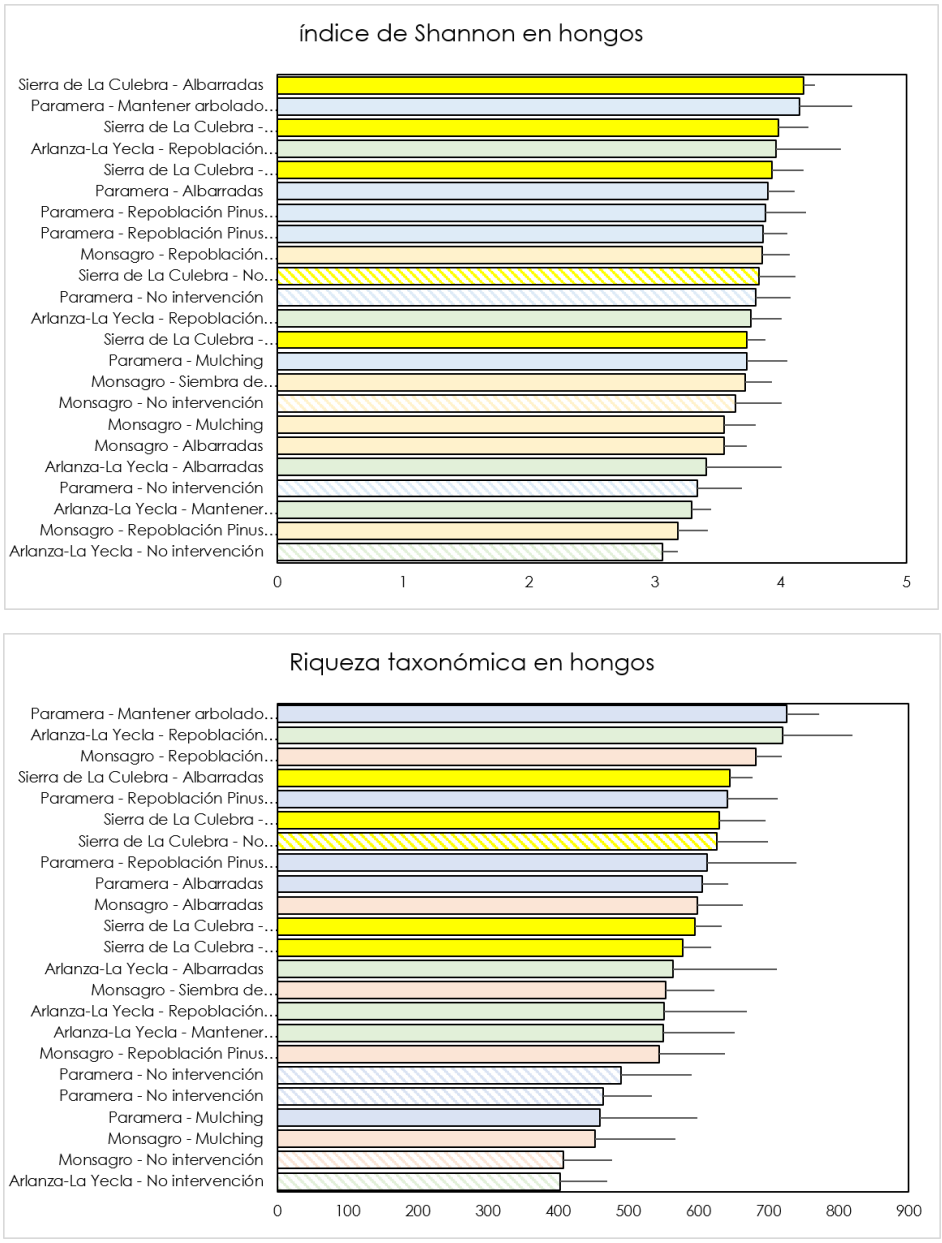


Figura 6: Gráfico correspondiente a la riqueza taxonómica de hongos que se ha encontrado en los diferentes tipos de tratamientos (Índice de Shannon arriba, riqueza total o número de especies abajo). Las actuaciones se han simplificado en: Albarradas; no intervención; no intervención manteniendo el arbolado superviviente; aplicación de hongos saprófitos; repoblación con *Pinus* spp.; repoblación con *C. sativa*; repoblación con *J. thurifera*; mulching; y siembra.

2.7. Grupos funcionales de hongos

Los principales grupos identificados fueron los hongos saprótrofos y los simbiontes. Los saprótrofos predominan en zonas con mayor aporte de materia orgánica, como las tratadas con mulching, siembras, fajinas o albarradas. A diferencia de las ectomicorrizas, estos organismos aumentan tras el fuego al aprovechar la necromasa radicular y la menor competencia (Espinosa et al., 2025). De hecho, en áreas sin intervención posterior, los ascomicetos pirófilos y oportunistas pueden llegar a colonizar masivamente el suelo quemado, representando entre el 83,6 % y el 90,9 % de la comunidad fúngica. Estos cumplen un rol clave en la degradación de sustratos pirolizados y en el reciclaje inicial de nutrientes (Espinosa et al., 2025; Roncero-Ramos et al., 2026).

Los hongos simbiontes son más abundantes en zonas donde han sobrevivido árboles adultos y en determinadas repoblaciones, ya que su presencia está relacionada con la disponibilidad de vegetación (Cairney & Bastias, 2007; Espinosa et al., 2025). Las siembras de herbáceas y gramíneas de cobertura estimulan la reactivación y abundancia de hongos micorrícicos arbusculares en el suelo (Cram & Dumroese, 2012; Díaz-Raviña et al., 2013). Esta presencia endomicorrícica beneficia directamente el establecimiento de especies leñosas obligadas como *Juniperus* spp. y de herbáceas, facilitando su desarrollo (Cram & Dumroese, 2012). Por otro lado, la instalación de sembrado de herbáceas y de repoblaciones del género *Juniperus* spp., puede evitar disminuciones drásticas en la viabilidad de los propágulos de micorrizas arbusculares en suelos forestales por la alta intensidad del fuego (Klopatek et al., 1988). Además, la aplicación de hongos saprófitos sobre restos vegetales puede favorecer a los hongos simbiontes frente a los patógenos.

2.8. Riqueza y diversidad de bacterias

A diferencia de los hongos, las comunidades bacterianas muestran una menor sensibilidad al tratamiento post-incendio; la elevada riqueza en zonas sin intervención y la escasa variación en el índice de Shannon confirman la alta estabilidad de la diversidad alfa bacteriana (Figura 7). Esta rápida recuperación se explica por las elevadas tasas de replicación y la flexibilidad metabólica del bacterioma, capaz de sustituir taxones por especialistas pirófilos y termotolerantes frente a la mayor vulnerabilidad de las ectomicorrizas (Hopkins et al., 2025; Martín-Pinto et al., 2023; Roncero-Ramos et al., 2026).

Asimismo, la dominancia transversal de *Bacillus*, *Paenibacillus* y *Streptomyces* en la Sierra de la Paramera, Monsagro y la Sierra de la Culebra evidencia la selección de taxones endosporulantes y resistentes al choque térmico y a la desecación (Hopkins et al., 2025). En particular, Actinomycetota como *Streptomyces* spp. desempeñan un papel estructural al degradar polímeros de carbono pirolizado y sintetizar metabolitos protectores (Maciel-Rodríguez et al., 2025).

Por último, la destacada presencia de bacterias promotoras del crecimiento vegetal (PGPR) sostiene la rehabilitación nutricional del suelo. Géneros como *Rhizobium* en Arlanza-La Yecla y *Azospirillum* en Monsagro favorecen la fijación de nitrógeno tras su volatilización por el fuego (Ibáñez et al., 2025; Maciel-Rodríguez et al., 2025). Además, la abundancia de

Pseudomonas, *Bacillus* y bacterias auxiliares de la micorrización (MHB) como *Burkholderia* y *Flavobacterium* en la Sierra de la Culebra estimula el enraizamiento, la solubilización de fósforo y la bioprotección del micelio fúngico benéfico (González-Reguero et al., 2026; Maciel-Rodríguez et al., 2025; Martín-Pinto et al., 2023).

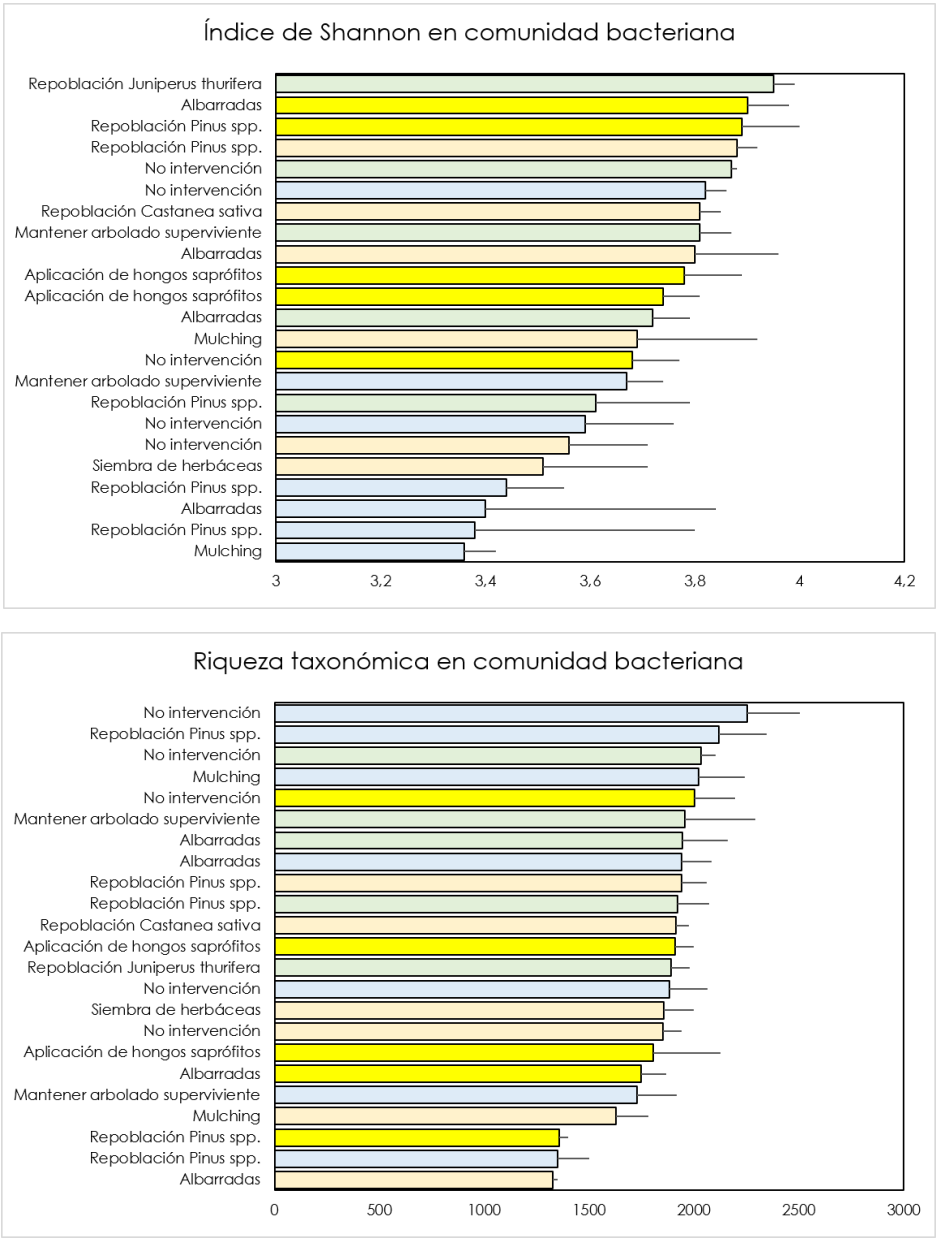


Figura 7: Gráfico correspondiente a la riqueza taxonómica de bacterias que se ha encontrado en los diferentes tipos de tratamientos (Índice de Shannon arriba, riqueza total o número de especies abajo). Las actuaciones se han simplificado en: Albarradas; no intervención; no intervención manteniendo el arbolado superviviente; aplicación de hongos saprófitos; repoblación con *Pinus* spp.; repoblación con *C. sativa*; repoblación con *J. thurifera*; mulching; y siembra.

2.9. Conclusión general y recomendaciones técnicas

Tras un incendio, el suelo queda esterilizado en mayor o menor medida. Se sabe que la microbiota forestal es fundamental para un funcionamiento estable de los ecosistemas. Los tratamientos estudiados muestran importantes efectos para la restauración del microbioma del suelo y ponen de manifiesto que actuar acelera los procesos de recuperación del suelo.

Los resultados muestran que los hongos saprófitos son el grupo dominante en la mayoría de las actuaciones, reflejando una importante actividad de descomposición y ciclado de materia orgánica.

El **mantenimiento de arbolado superviviente** conserva una mayor proporción de hongos simbiontes y un mayor potencial para el desarrollo de hongos micorrícicos. Estos árboles funcionan como reservorios de inóculo local para las nuevas plantas que colonicen la zona.

La **siembra de herbáceas** es un tratamiento muy interesante para la retención del suelo y evitar la erosión, pero además ha mostrado capacidad para favorecer a los hongos endomicorrícicos, que se asocian a casi todas las especies arbustivas y muchas especies arbóreas.

El **mulching** protege el suelo y favorece el desarrollo de hongos saprófitos además de otros hongos y bacterias al generar materia orgánica.

Las **fajinas y albarradas** realizan un importantísimo papel de acumulación de inóculos de *Trichoderma*, hongos saprófitos conocidos por su testada capacidad de biocontrol frente a patógenos que puedan aprovechar los momentos de estrés que atraviesan las plantas tras el incendio.

En conjunto, los resultados indican que la restauración post-incendio debe adaptarse a las condiciones de cada zona y combinar diferentes actuaciones, buscando no solo recuperar la cubierta vegetal, sino también favorecer la actividad microbiana, la presencia de hongos micorrícicos, la diversidad funcional y la estabilidad del suelo.

Aunque este trabajo es preliminar, se proponen las siguientes recomendaciones técnicas:

- Siempre que la sanidad lo permita, es recomendable dejar arbolado superviviente con el objetivo de recuperar los hongos micorrícicos de forma más rápida.
- Fajinas y albarradas funcionan como reservorios de inóculos de alto valor como es el grupo de las *Trichodermas* (*Trichoderma* spp.).
- Las actuaciones rápidas de restauración no solo permiten evitar la erosión y mejorar la biodiversidad del suelo, sino que además aceleran los procesos de recuperación.

3. Bibliografía

Cairney, J. W. G. y Bastias, B. A. (2007). Influences of fire on forest soil fungal communities. *Canadian Journal of Forest Research, 37*(2), 207–215. https://doi.org/10.1139/x06-190

Compant, S., Clément, C. y Sessitsch, A. (2010). Plant growth-promoting bacteria in the rhizo- and endosphere of plants: Their role, colonization, mechanisms involved and prospects for utilization. *Soil Biology and Biochemistry, 42*(5), 669–678. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.11.024

Cram, M. M. y Dumroese, R. K. (2012). Mycorrhizae in forest tree nurseries. En T. D. Landis, R. K. Dumroese y E. C. Haase (Eds.), *The container tree nursery manual: Vol. 7. Seedling processing, storage, and outplanting* (Agriculture Handbook 674, pp. 79–88). U.S. Department of Agriculture, Forest Service.

Díaz-Raviña, M., Martín, A., Barreiro, A., Lombao, A., Iglesias, L., Díaz-Fierros, F. y Carballas, T. (2013). Mulching and seeding treatments for post-fire stabilization techniques in Laza (NW Spain): Medium-term effects on soil quality and effectiveness. *Flamma 4(1): 37-40 (2013)*

Espinosa, J., Carrillo, C., Madrigal, J., Guijarro, M., Hernando, C. y Martín-Pinto, P. (2022). Efectos de las quemas prescritas sobre la diversidad fúngica edáfica en pinares de *Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii* en la Serranía de Cuenca. En *Actas del 8.º Congreso Forestal Español* (pp. 1–14). Sociedad Española de Ciencias Forestales.

Espinosa, J., Carrillo, C., Madrigal, J., Guijarro, M., Hernando, C. y Martín-Pinto, P. (2025). Experimental summer fires do not affect fungal diversity but do shape fungal community composition in Mediterranean *Pinus nigra* forests. *Fire Ecology, 21*, Artículo 16. https://doi.org/10.1186/s42408-025-00352-9

González-Reguero, D., Robas-Mora, M., García-Ordiales, E., Fernández-Pastrana, V. M., Penalba-Iglesias, D., Probanza-Lobo, A. y Jiménez-Gómez, P. A. (2026). Recovery of organic waste from a wastewater treatment plant, improved with plant growth promoting bacteria: Model of *Quercus suber* L. *Frontiers in Microbiology, 17*, Artículo 1754063. https://doi.org/10.3389/fmicb.2026.1754063

Gou, X., Ni, H., Sadowsky, M. J., Chang, X., Liu, W. y Wei, X. (2023). Arbuscular mycorrhizal fungi alleviate erosion-induced soil nutrient losses in experimental agro-ecosystems. *Catena, 220*, Artículo 106687. https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106687

Hopkins, J. R., Vizzari, G., Bennett, A. E. y Malacrinò, A. (2025). Fire limits soil microbial dispersal and differentially impacts bacterial and fungal communities. *Global Change Biology, 31*(8), Artículo e70386. https://doi.org/10.1111/gcb.70386

Ibáñez, M., Manjón-Cabeza, J., Chowdhury, S., Broncano, M. J., Plaixats, J., Canals, R. M. y Sebastià, M.-T. (2025). Prescribed burning modifies soil fertility and microbial biomass mediated by vegetation in Mediterranean mountain rangelands. *Plant and Soil, 508*, 1–19. https://doi.org/10.1007/s11104-025-07441-3

Klopatek, C. C., Debano, L. F. y Klopatek, J. M. (1988). Effects of simulated fire on vesicular–arbuscular mycorrhizae in pinyon–juniper woodland soil. *Plant and Soil, 109*(2), 245–249. https://doi.org/10.1007/BF02202090

Maciel-Rodríguez, M., Moreno-Valencia, F. D. y Plascencia-Espinosa, M. (2025). The role of plant growth-promoting bacteria in soil restoration: A strategy to promote agricultural sustainability. *Microorganisms, 13*(8), Artículo 1799. https://doi.org/10.3390/microorganisms13081799

Martin, F. M. y van der Heijden, M. G. A. (2024). The mycorrhizal symbiosis: Research frontiers in genomics, ecology, and agricultural application. *New Phytologist, 242*(4), 1486–1506. https://doi.org/10.1111/nph.19541

Martín-Pinto, P., Dejene, T., Benucci, G. M. N., Mediavilla, O., Hernández-Rodríguez, M., Geml, J., Baldrian, P., Sanz-Benito, I., Olaizola, J., Bonito, G. y Oria-de-Rueda, J. A. (2023). Co-responses of bacterial and fungal communities to fire management treatments in Mediterranean pyrophytic ecosystems. *Science of the Total Environment, 875*, Artículo 162676. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162676

Maurice-Lira, J. V., Prada-Polo, C., Bertocci, D., Sanz-Benito, I. y Martín-Pinto, P. (2025). Early ecological shifts of soil fungal communities after a historic megafire in the Sierra de la Culebra. *Trees, Forests and People, 21*, Artículo 100918. https://doi.org/10.1016/j.tfp.2025.100918

Plaza-Álvarez, P. A., Lucas-Borja, M. E., Carmona-Yáñez, M. D., Candel-Pérez, D. y Zema, D. A. (2024). Mid-term effects of postfire mulching with straw or wood chips on soil erosion in semi-arid forests. *Land Degradation & Development, 35*(12), 4120–4132. https://doi.org/10.1002/ldr.5312

Roncero-Ramos, B., Lucas-Borja, M. E., Plaza-Álvarez, P. A., Zema, D. A. y Muñoz-Rojas, M. (2026). Soil bacterial and fungal communities respond differently to post-fire restoration treatments. *Journal of Environmental Management, 415*, Artículo 130623. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2026.130623

CONAMA 2026