

MYKES
VOLUME 27, 2024
ÍNDICE

MICROBIOTA

- CASTRO, M.L.. Macromicetos do nordeste transmontano: São Martinho do Peso (Mogadouro, Portugal) **7**
CASTRO, M.L.. Mushrooms of Nordeste Transmontano: São Martinho do Peso (Mogadouro, Portugal)
- CASTRO, M.L.. Aportación ao coñecemento corolóxico dos macromicetos no concello de Muiños (Ourense, Galicia) **39**
CASTRO, M.L. Contribution to the chorological knowledge of macromycetes in the municipality of Muiños (Ourense, Galicia)
- REQUEJO, O. MELÓN-RAÑA, A. & CASTRO, M.L. Novas aportacións á micobiota das Gándaras de Budiño (Pontevedra, NW Península Ibérica) **59**
REQUEJO, O. MELÓN-RAÑA, A. & CASTRO, M.L. New contributions of the mycobiota of the Gándaras de Budiño (Pontevedra, NW Iberian Peninsula)
- REQUEJO, O. *Agaricus collegarum* nova especie para a micobiota galega e moi raro en Europa **89**
REQUEJO, O. *Agaricus collegarum* new species for the galician mycobiota and very rare in Europe
- ALBIZÚA, T. Estudo da micobiota de áreas queimadas en A Canicouva (Pontevedra) **97**
ALBIZÚA, T. Study of the mycobiota in burned areas of A Canicouva (Pontevedra)

MISCELÁNEAS

- Actividades do Grupo Micológico Galego. Ano 2024 **119**
Instrucións aos autores **120**

ESTUDO DA MICOBIOTA DE ÁREAS QUEIMADAS NA CANICOUVA (PONTEVEDRA)

por
T. ALBIZÚA¹

ALBIZÚA, T. 2024. Estudo da micobiota de áreas queimadas en A Canicouva (Pontevedra). *Mykes* 27: 97-116.

Resumo

Os incendios alteran os compoñentes do solo, afectando a nutrientes e organismos. Este estudo analiza os fungos que frutificaron nas zonas queimadas da Canicouva no Parque da Fracha (Pontevedra) e compara os resultados con áreas sen lume. Detectouse unha menor riqueza micolóxica nas áreas queimadas, sinalando unha alteración fúnxica que pode tardar décadas en revertir. Urxe investigar máis sobre a adaptación fúnxica para mellorar a restauración ecolóxica.

Palabras clave: incendios, áreas queimadas, fungos pirófilos, sucesión ecolóxica, *Pyronema omphalodes*, *Anthracobia macrocystis*.

ALBIZÚA, T. 2024. Study of the mycobiota in burned areas of A Canicouva (Pontevedra). *Mykes* 27: 97-116.

Summary

Wildfires alter soil components, affecting nutrients and organisms. This study examines fungi that fruited in burned areas of Canicouva (Parque da Fracha, Pontevedra) and compares the results with unburned areas. A lower fungal richness was detected in burned areas, indicating a fungal community alteration that may take decades to recover. Further research on fungal adaptation is essential to improve ecosystem restoration.

Key words: fires, burned areas, pyrophilous fungi, ecological succession, *Pyronema omphalodes*, *Anthracobia macrocystis*.

¹ Grupo Micolóxico Galego. Correo: albizua.cabaleiro.tixiana@gmail.com

INTRODUCCIÓN

Os incendios son un proceso natural esencial que altera os ecosistemas e a composición atmosférica. Provocan cambios significativos na estrutura do solo e da vexetación, reiniciando a sucesión ecolóxica e influíndo na evolución dos ecosistemas terrestres. Durante un incendio, as temperaturas na superficie do solo alcanzan entre 220-450°C, afectando gravemente ós microorganismos, aínda que as capas máis profundas permanecen maioritariamente intactas. Ademais, o lume altera propiedades físicas e químicas do solo, como a capacidade de almacenar auga e o fluxo de carbono (BRUNS *et al.*, 2020; STEINDORFF *et al.*, 2021; FOX *et al.*, 2022). Moitos microorganismos perecen, pero outros, como os especialistas do lume ou especies pirófilas, colonizan rapidamente as áreas queimadas grazas á súa adaptación específica (ENRIGHT *et al.*, 2022).

Tras un incendio, nos pasos iniciais cara a recuperación do ecosistema, os fungos xogan un rol importante debido ás funcións que levan a cabo (FOX *et al.*, 2022). Pese a que aínda son necesarios máis estudos respecto á labor destes organismos nas zonas incendiadas, a continuación menciónanse algunhas das funcións máis importantes.

Os fungos pirófilos secuestran o nitróxeno tras o lume, colaboran na restauración de nutrientes e na degradación da materia orgánica pirolizada e das capas hidrofóbicas. Ademais, son capaces de estabilizar o solo a través de esteras miceliales. De todo o exposto dedúcese que os fungos inflúen forte e positivamente na estabilidade estrutural do solo, na redución da súa erosión e na retención da humidade. Por ende, a resposta dos fungos ao cambio xerado polo lume é crítica para a sucesión ecolóxica (STEINDORFF *et al.*, 2021; PACKARD *et al.*, 2023; FOX *et al.*, 2022).

Galicia é a comunidade autónoma que ten rexistrado o maior número de incendios forestais nas últimas décadas (CHAS-AMIL *et al.*, 2013). Pese a que o número de incendios forestais diminuíu nos últimos anos, a superficie queimada mantívose

relativamente constante (figura 1), sendo o ano 2022 un dos máis afectados polos incendios dende 2005.

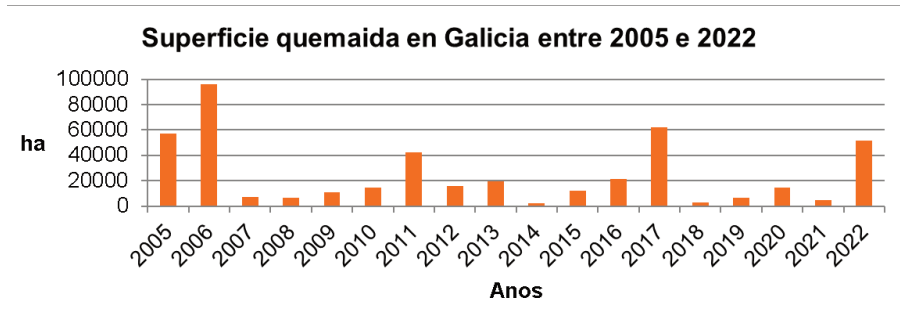


Figura 1. Hectáreas (ha) quemadas en Galicia no período transcorrido entre 2005 e 2022. Elaboración propia a partir dos datos obtidos de IGE (en liña) e, para os anos 2005 e 2006, de VARELA (2017).

A incidencia e severidade dos incendios forestais están relacionadas co substrato no que ocorren. En Galicia, hai unha elevada proporción de monocultivos de *Pinus pinaster* Aiton e *Eucalyptus globulus* Labill., especies con características que poden favorecer a propagación dos lumes forestais, contribuíndo así a unha maior incidencia de incendios (ALMEIDA *et al.*, 2011; XUNTA DE GALICIA, 2016). Polo que é considerable a superficie propensa a sufrir as accións do lume; o que, en gran parte, explica a gran cantidade de incendios que suceden na rexión.

En 2022, un incendio afectou a 350 hectáreas nos concellos de Pontevedra e Ponte Caldelas, queimando 3,5 hectáreas na Canicouva, dentro do Parque Forestal da Fracha. Polo que foi seleccionado como zona de estudo.

Os obxectivos do traballo foron os seguintes: comparar a diversidade de macromicetos de dúas zonas quemadas, unha con piñeiros e outra con eucaliptos, coa de áreas de semellantes características non afectadas polo lume; analizar as diferenzas das comunidades fúnxicas entre as dúas parcelas quemadas; e determinar e estudar as especies de fungos que se ven favorecidas por incendios.

METODOLOXÍA

Para poder efectuar unha adecuada comparación entre zonas queimadas e non queimadas o máis acaído sería ter datos dos macromicetos que medraban antes do incendio, e comparalos cos recollidos despois. Debido a que non se contan cos datos anteriores ao efecto do lume, escolléronse áreas similares en composición florística e en condicións ambientais preto da área incendiada.

Previamente á recolección de mostras foi preciso visitar o entorno para comprobar as zonas incendiadas e a súa adecuación á investigación que se pretendía realizar. Igualmente, efectuouse un estudo «in situ» da área para buscar as parcelas cun mellor acceso e idoneidade para a mostraxe, así como as mellores áreas próximas ás zonas queimadas coas que poder facer a comparación.

Analogamente, analizáronse os mapas da zona para situar as distintas formacións vexetais observadas e determinar as parcelas de estudo en función do tempo dispoñible para o traballo.

Tres das parcelas seleccionáronse dentro do Parque forestal da Fracha: o monocultivo de *Pinus pinaster* (en diante, piñeiral), a plantación de eucalipto queimada e o piñeiral queimado. A cuarta parcela, o monocultivo de *Eucalyptus* sp. (en diante, eucaliptal), foi seleccionado fóra do parque forestal debido a que non se encontraron plantacións adecuadas para a mostraxe dentro do parque, escolleuse a parcela máis axeitada en función da proximidade ás outras. Cada unha ten un total de 1500 m². Na figura 2 amósase un mapa da severidade do incendio, márcanse tamén as parcelas de estudo.

Para caracterizar a severidade do incendio nas dúas parcelas queimadas, seguiu-se o exposto por VEGA *et al.* (2013), onde describen as condicións e características presentes para cada tipo de severidade do lume no solo, sendo cinco os distintos niveis: moi baixo, baixo, moderado, alto e moi alto. A caracterización resultante foi a seguinte:

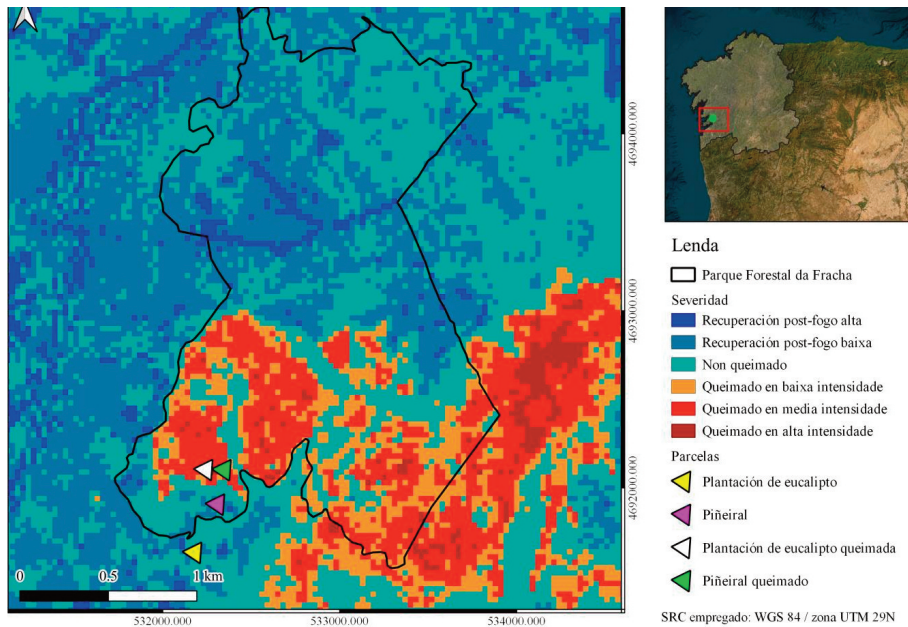


Figura2. Mapa de severidade do incendio de 2022 no Parque Forestal da Fracha. Realización propia a partir dos datos proporcionados polo satélite Landsat obtidos na web do Servizo Xeolóxico dos Estados Unidos, USGS (en liña), e seguindo a clasificación de severidade proposta polo USGS (UNITED NATIONS, en liña).

1. Eucaliptal queimado: nivel de severidade baixo. Observáronse abundantes restos carbonosos da consumición das follas, pero a estrutura do solo mantívose e as raíces finas superficiais non se chegaron a consumir. Sen embargo, no estrato arborado o fume chegou a queimar as copas das árbores.
2. Piñeiral queimado: o nivel de severidade é o mesmo que na anterior parcela, baixo; as razóns tamén son as mesmas que as xa expostas. O solo non presenta cambios de cor e conserva a súa estrutura, sendo só afectado o mantillo superficial.

As mostraxes efectuáronse no outono de 2022, semanalmente, durante os meses de setembro, outubro, novembro e decembro, debido a que é a época do ano con condicións climatolóxicas máis apropiadas para a frutificación dos fungos no noroeste peninsular (REQUEJO & CASTRO, 2017).

A recolección dos macromicetos realizouse seguindo a metodoloxía habitual (BAS *et al.*, 1988), respectando sempre respectando a normativa vixente en Galicia (DECRETO 73/2020). No laboratorio, analizáronse as mostras acorde ás medidas pertinentes (BASSO, 2005, 2012), e procedeuse á identificación seguindo as claves e descrições proporcionados por bibliografía de carácter xeral (MOSER, 1980; BREITENBACH & KRÄNZLIN, 1984, 1986, 1991, 1995, 2000; JÜLICH, 1989; BON, 1993; BAS *et al.*, 1995; COURTECUISSE & DUHEM, 2000; ESTEVE-RAVENTÓS *et al.*, 2007) e específica para os grupos máis complexos (SENN-IRLET, 1995; YAO *et al.*, 1998; HOLEC, 2005; BO & YU, 2006; MOHAMMADI & JAMALI, 2021).

Para facilitar o manexo dos resultados, os datos relativos ás especies identificadas foron incluídos nunha folla de cálculo do programa Microsoft Excel (Microsoft Office 2010), xunto co nome científico actualizado de cada taxon segundo INDEX FUNGORUM (en liña), e a respectiva clasificación taxonómica dende especie ata filo segundo CATALOGUE OF LIFE (2023).

Calculouse a diversidade α definida por WHITTAKER (1960), é dicir, a riqueza específica de cada parcela que ven determinada polo número de especies en cada unha. E separáronse as especies en función dos principais grupos nutricionais: os saprotróficos, os parasitos e as micorrizas (McMULLAN-FISHER *et al.*, 2011).

O estudo das diferenzas en relación á composición de especies entre as distintas parcelas tamén se mediu mediante o índice de disimilitude de Jaccard (IJ), que foi o empregado como medida da diversidade β (tasa de cambio de especies entre as parcelas).

As análises estatísticas realizáronse mediante o software R versión 4.1.1 a través de RStudio co paquete betapart (R CORE

TEAM, 2021; BASELGA *et al.*, 2022).

RESULTADOS E DISCUSIÓN

Nas 108 mostras recollidas identificáronse un total de 80 taxons. Cabe mencionar que dúas delas (*Lycogala epidendrum* (J.C. Buxb. ex L.) Fr e *Stemonitis rhizoideipes* Nann.-Bremek., R.Sharma & K.S.Thind) non pertencen ao reino *Fungi*, senón ao *Protozoa*, e por esta razón non se incluírán na análise dos resultados.

Os resultdos da diversidade na estrutura da comunidade amosaron un maior valor de diversidade α no piñeiral, onde se atoparon 34 especies. O seguinte en riqueza de especies foi o eucaliptal, con 24. Comparativamente, as zonas queimadas rexistraron un menor número de especies: 17 no eucaliptal queimado e 9 no piñeiral queimado.

Esperábase que nas zonas queimadas a riqueza de especies fose inferior respecto ás áreas non queimadas, concordando así con outros estudos (GARZA-OCAÑAS *et al.*, 2009; GÓMEZ-REYES *et al.*, 2014). Isto débese aos efectos negativos xa explicados do lume sobre o solo e o seu microbioma asociado, pero tamén é destacable a diferenza na riqueza entre as dúas zonas queimadas. Unha das razóns podería ser porque a parcela de eucaliptal queimado estaba rodeada dun regato que se enchía durante as chuvias, e que en moitas ocasións atravesaba a parcela, polo que actuaba como un provedor de humidade. Outra razón podería ser que as acículas de piñeiro, tras caer e secar, son altamente inflamables debido aos compostos volátiles que liberan a temperaturas superiores aos 100°C; polo que grandes cantidades de piñuca contribúe a incrementar a intensidade dos incendios locais (PLATT *et al.*, 2016). No caso do piñeiral queimado, este efecto puido intensificar localmente a severidade do incendio, reducindo significativamente a supervivencia das especies fúnxicas.

Respecto aos tipos nutricionais (micorrícico, parasito e saprotrófico) os resultados móstranse na figura 3. No eucaliptal e

no eucaliptal queimado obtivéronse porcentaxes similares, mentres que entre o piñeiral e o piñeiral queimado observouse unha gran diferenza nas estratexias de nutrición, chegando a ser os saprotróficos os únicos presentes na última parcela.

Nutrición relativa por parcelas

■ Micorrízica ■ Parasita ■ Saprotrófica

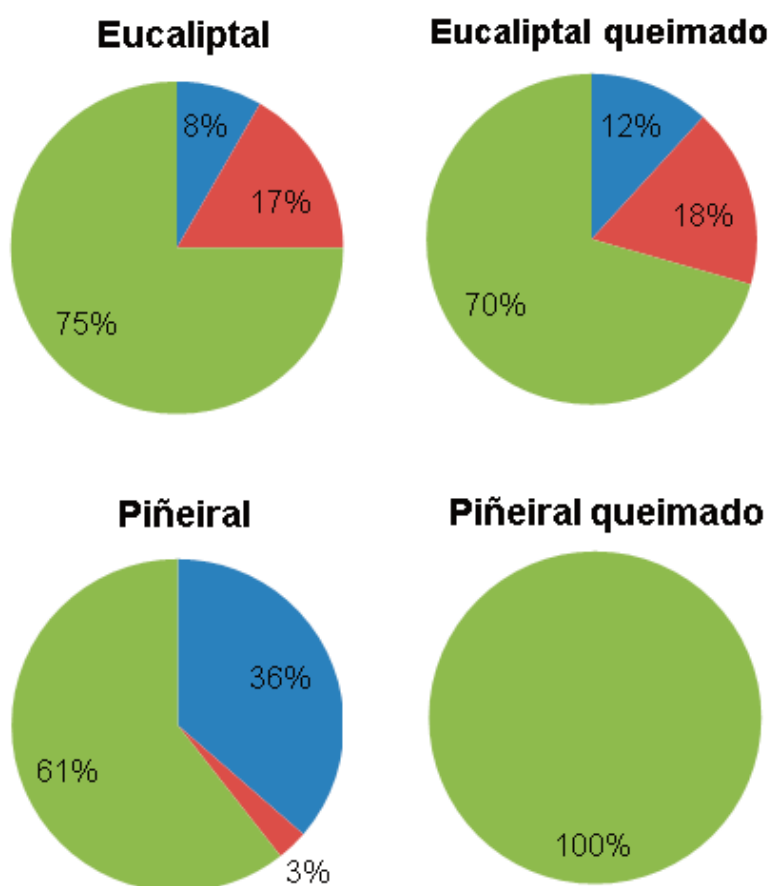


Figura 3. Abundancia relativa de especies en función da nutrición (saprotrófica, micorrízica e parasita) nas distintas parcelas.

Esta diferenza entre as estratexias nutricionais no piñeiral e no piñeiral queimado é a esperada: as especies micorrícicas son menos abundantes que as saprotróficas nas comunidades fúnxicas do solo dos bosques perturbados por un incendio (PÉREZ-IZQUIERDO *et al.*, 2021; RODRÍGUEZ-RAMOS *et al.*, 2021). As especies micorrícicas están asociadas a árbores vivas, e a maioría delas son incapaces de sobrevivir en forma vexetativa, polo que é esperable que un incendio afecte á súa abundancia ao morrer ou debilitarse a súa planta hospedeira. No caso dos fungos saprotróficos, estes poden adaptarse mellor aos cambios ao non depender tan directamente doutro ser vivo, e ademais aproveitan a diminución de fungos micorrícicos cos que en parte competían polos recursos, polo que presentan unha resiliencia mellor tras a perturbación provocada polos incendios (PACKARD *et al.*, 2023). SEMENOVA-NELSEN *et al.* (2019) observaron que os fungos ectomicorrízicos preto dos piñeiros teñen a tendencia de diminuír co lume. Igualmente, estes autores, tamén observaron que a comunidade de fungos saprotróficos foi a máis sensibles ao incendio. As conclusións destes autores non se poden extrapolar completamente ao presente estudo, pero si é destacable o feito de que entre o piñeiral e o piñeiral queimado non se compartiu ningunha especie de fungos e que a riqueza na zona queimada é moi baixa.

Por outro lado, no eucaliptal queimado mantéñense as mesmas proporcións de estratexias nutricionais que no eucaliptal, aínda que non as mesmas especies, como se verá máis adiante. Respecto ás especies parasitas sábese que tras a morte da planta da que se alimentan forman rapidamente corpos frutíferos como estratexia de supervivencia (ROBINSON *et al.*, 2008), o que explicaría a presenza dos parasitos tras o incendio. Conxuntamente, tamén pode ser que moitas árbores queden debilitadas tras o incendio, xa que non todas morren, e isto facilitaría a entrada de fungos parasitos. E salientable que as micorrizas catalogadas na zona do eucaliptal queimado non varían respecto á non afectada polo lume, se ven é certo que dúas delas, *Inocybe lacera* (Fr.) P.Kumm e *Plicaria carbonaria* Fuckel, xa se atoparon con anterioridade noutros estudos de

zonas queimadas (FRIEDRICH, 2001; HUGHES *et al.*, 2020). A permanencia das micorrizas no solo podería explicarse tendo en consideración que non todas as árbores morren tras un incendio, polo que os fungos micorrícicos refúxianse nas raíces e conseguen sobrevivir. Ademais, os fungos que viven nas capas superiores do solo, principalmente os saprotróficos, son máis vulnerables aos incendios; mentres que os micorrícicos, que medran en horizontes máis baixos, poden resistir ata certo grao o efecto do lume (GÓMEZ-REYES *et al.*, 2014; PÉREZ-IZQUIERDO *et al.*, 2020). Aínda así, as especies saprotrófica continúan sendo superiores en número xa que son as que máis facilmente conseguen entrar no sistemas tras a perturbación polo incendio.

A diferenza aquí observada entre as dúas zonas queimadas (piñeiral e eucaliptal) non é un feito insólito. Hai que ter en consideración que a capacidade relativa dos fungos para sobrevivir aos incendios forestais é difícil de predicir xa que están suxeitos a unha gran variedade de condicións que resultan complicadas de medir (PACKARD *et al.*, 2023). A maiores, as zonas queimadas proviñan de dúas comunidades distintas, algo que se pode ver nas diferenzas entre o eucaliptal e o piñeiral. Aínda que ambas son especies con estratexias pirófilas, no caso do eucalipto ao proceder de ambientes moi secos e adaptados ao lume, suponse que ten unha maior resistencia á perturbación provocada polo incendio. Isto pode darlle á comunidade fúnxica unha mellor resiliencia no caso dos fungos alóctonos incorporados, de habelos, polo que cabe esperar que as súas comunidades actúen de xeito distinto ante unha perturbación.

A abundancia relativa das especies segundo o filo ao que pertencen experimentou un cambio entre as áreas sen perturbar e as zonas queimadas (figura 4).

Resultados similares foron recollidos tamén por outros estudos, onde xeralmente se observou que a abundancia relativa de especies de ascomicetos foi superior á dos basidiomicetos nas áreas queimadas (SEMENOVA-NELSEN *et al.*, 2019; ORUMAA *et al.*, 2022). Aínda que nos resultados do presente estudo non se observou un dominio de ascomicetos, os datos indican que foron

Proporción relativa de especies por filo nas parcelas

■ Ascomycota ■ Basidiomycota

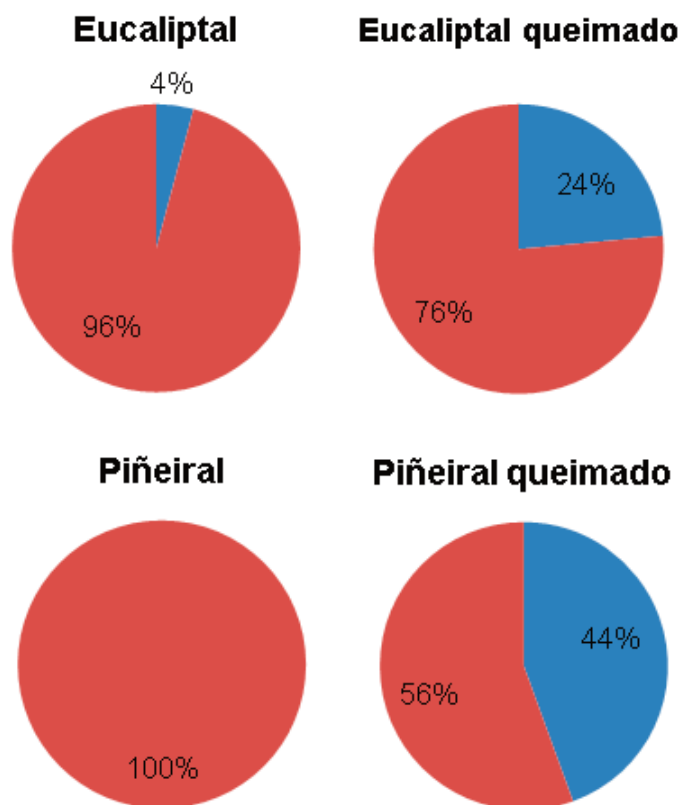


Figura4. Proporción relativa de especies por filo (*Ascomycota* e *Basidiomycota*) nas distintas parcelas.

superiores en termos relativos nas parcelas afectadas polo incendio. Moitas das especies pirófilas que frutifican e proliferan rapidamente tras un incendio son ascomicetos, como é o caso de *Anthracobia macrocystis* (Cooke) Boud. e *Pyronema omphalodes* (Bull.) Fuckel (STEINDORFF *et al.*, 2021; Fox *et al.*, 2022), de forma que reemplazan ás comunidades fúnxicas de basidiomicetos, xeralmente a partir dunha semana tras a

perturbación (WATTS *et al.*, 2018). Para poder comprender este cambio, habería que estudar as adaptacións específicas aos incendios de cada taxon. Un exemplo é o estudo de STEINDORFF *et al.* (2022) onde observaron, mediante a análise de distintos xenes, que a orde *Pezizales* (*Ascomycota*) presenta varias adaptacións que se poden relacionar coa degradación de material recalcitrante formado polo efecto do lume, e que concretamente a formación de carpóforos en *Pyronema domesticum* (Sowerby) Sacc. é inducida pola presenza de carbón vexetal. Non obstante, estes son estudos que teñen comezado moi recentemente, e aínda son necesarias máis investigacións sobre as adaptacións dos fungos nas zonas queimadas e os factores que provocan o seu rápido crecemento.

En relación á disimilitude entre parcelas, todos os valores de disimilitude obtidos son moi elevados, indicativo da gran diferenza entre as comunidades, de feito, ningunha das especies identificadas atopouse en máis de dúas parcelas. A disimilitude máis baixa deuse entre as zonas queimadas (0,87), indicando que son as zonas que máis se parecen en composición de especies. Entre as outras parcelas a disimilitude é total, excepto polo eucaliptal que ten unha disimilitude de 0,98 co eucaliptal queimado e de 0,96 co piñeiral.

Os resultados da disimilitude representáronse nun dendrograma onde se observou que as zonas queimadas se agruparon xuntas, mostrando unha maior similitude entre elas, fronte ao eucaliptal e o piñeiral que se agruparon nun nivel de disimilitude superior.

Aínda que o grao de disimilitude é moi elevado, algunhas parcelas chegan a compartir máis dunha especie, como é o caso das zonas queimadas. *Anthracobia macrocystis* e *Pyronema omphalodes*, pirófilas, e *Mycena megaspora* Kauffman, avaliada como indicadora de zonas queimadas (KOUKI & SALO, 2020), están presentes nas dúas parcelas afectadas polo incendio.

A perturbación provocada polo lume é moi drástica e obstaculiza en moitos aspectos as respostas dos fungos, polo

que as especies que poden medrar nestas zonas son limitadas e xeralmente repíntense nos estudos (FRIEDRICH, 2001; HUGHES *et al.*, 2020). Atendendo a este razoamento, en realidade as zonas queimadas deberían coincidir nun maior número de especies. Non obstante, ambas presentaron outras especies pirófilas exclusivas, como *Anthracobia nitida* Boud. no piñeiral queimado ou *Plicaria carbonaria* no eucaliptal queimado. Isto suxire a necesidade de ampliar o tamaño mostral do estudo para evitar este tipo de sesgos producidos polo azar e a falta de réplicas, pero que no caso deste traballo tivo que limitarse polas necesidades lóxicas temporais do mesmo. A maiores, é preciso ter en conta que as zonas post-incendio presentan un patrón sucesional, de tal xeito que hai especies que se poden presentar o primeiro ano ou o segundo, mentres que outras non comezan a frutificar ata os cinco anos (YANG *et al.*, 2020; HOPKINS *et al.*, 2021).

O piñeiral e o eucaliptal presentan dúas especies en común: *Calocera cornea* (Batsch) Fr., que medra sobre madeira en descomposición, e *Gymnopilus penetrans* (Fr.) Murrill, fungo que frutifica especialmente sobre restos de piñeiros, aínda que tamén se pode atopar asociado a eucaliptos (CASTRO *et al.*, 2005). Ambas son especies saprotróficas e as parcelas onde se atoparon están a poucos metros de distancia, polo que, pese a ser hábitats distintos, o normal é que teñan en común especies como as atopadas.

Por último, a única especie que teñen en común o eucaliptal e o eucaliptal queimado é *Hypholoma fasciculare* (Huds.) P. Kumm., especie parasita común nos bosques e que se atopou noutros estudos sobre zonas queimadas (FRIEDRICH, 2001).

Por último, resáltase tamén o comportamento dos fungos nas áreas queimadas. Nestas zonas observouse que había dúas especies que frutificaron de maneira prolífica: *Pyronema omphalodes* e *Anthracobia macrocystis* (figura 5), ambas son ascomicetos pirófilos. Este fenómeno contrasta a falta de riqueza coa abundancia de carpóforos. De feito, estimouse que teñen o potencial de producir ata 100 000 corpos frutíferos por hectárea

(CLARIDGE *et al.*, 2009). Sábese que esta abundancia é común a tódalas paisaxes queimadas no primeiro ano post-incendio, e incluso no segundo, e revela a rápida colonización das especies pirófilas sobre o nicho baleiro provocado polo lume (FILIALUNA & CRIPPS, 2021).



Figura5. Fotografía de *Pyronema omphalodes* e *Anthracobia macrocystis* na parcela queimada de *Eucalyptus globulus*.

A supervivencia de especies exclusivas de sitios queimados indica a presenza de esporas de latencia ou dalgunha outra estratexia (como a adaptación a vivir como fungos micorrícicos facultativos), de tal forma que as esporas actívanse pola elevación da temperatura (GÓMEZ-REYES *et al.*, 2014; PACKARD *et al.*, 2023). Sen embargo, como se observou nos resultados, non

foron moitas as especies que sobreviviron tras o incendio. Esta falta de riqueza inicial espérase que cambie co tempo, pois a introdución na superficie do solo de esporas transportadas por distintos vectores e que poden dar lugar a novos individuos influirá na sucesión micolóxica (Fox *et al.*, 2022). A este respecto, resáltase que aínda que o esperado é que a diversidade de fungos se recupere, o solo non volverá a ter a mesma composición de especies, xa que algúns dos taxons que se viron favorecidos polo incendio continúan na comunidade. De feito, cada vez hai máis probas de que os cambios nas comunidades de fungos do solo poden durar máis dunha década (GÓMEZ-REYES *et al.*, 2014; BRUNS *et al.*, 2020). Por exemplo, a longo prazo a abundancia de especies de *Ascomycota* diminuírá e se comezarán a observar máis taxons pertencentes a *Basidiomycota*, nunha substitución gradual que se calcula que pode durar de décadas a séculos (YANG *et al.*, 2020).

O estudo das respostas dos fungos nas zonas queimadas é complexo, xa que o lume ten efectos específicos para cada lugar ao depender de moitos factores, e isto dificulta en gran medida a análise e a comprobación de hipóteses (CAIRNEY & BASTIAS, 2007). A maiores, a identificación de fungos é un dos compoñentes de maior dificultade na ecoloxía fúnxica, obstáculo que se ve agravado polo gran número de especies que faltan por describir formalmente (McMULLAN-FISHER *et al.*, 2011). Un punto a resaltar é que ao longo deste traballo observouse que os estudos moleculares nas zonas incendiadas sobre fungos proporcionaron grandes avances ao entendemento das adaptacións deste grupo de organismos, como son o de STEINDORFF *et al.* (2022) ou KOUKI & SALO (2020). Sería interesante que nos futuros traballos continuasen a investigar a ecoloxía dos fungos que responden favorablemente aos incendios así como os roles funcionais que xogan nos sistemas post-incendio; e igualmente seguir coas análises da sucesión que ten lugar nas zonas queimadas e comparalas coas relacións existentes nos mesmos lugares antes do incendio. Ao ampliar os coñecementos neste tema se poderían mellorar as predicións sobre a dinámica das zonas incendiadas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, M., VIEGAS, D.X., MIRANDA, A.I., & REVA, V. 2011. Effect of particle orientation and of flow velocity on the combustibility of *Pinus pinaster* and *Eucalyptus globulus* firebrand material. *Int. J. Wildland Fire*, 20 (8): 946-962.
- BAS, C., KUYPER, T.W., NOORDELOOS, M.E. & VELLINGA, E.C. (Eds.) 1988. *Flora Agaricina Neerlandica. Critical monographs on families of agarics and boleti occurring in the Netherlands. Vol. 1*. Rotterdam. Ed. A.A. Balkema.
- BAS, C., KUYPER, T.W., NOORDELOOS, M.E. & VELLINGA, E.C. (Eds.) 1995. *Flora Agaricina Neerlandica. Critical monographs on families of agarics and boleti occurring in the Netherlands. Vol. 3*. Rotterdam. A.A. Balkema.
- BASELGA, A., ORME, D., VILLÉGER, S., DE BORTOLI, J., LEPRIEUR, F. & LOGEZ, M. 2022. betapart: Partitioning Beta Diversity into Turnover and Nestedness Components. R package version 1.5.6. <https://CRAN.R-project.org/package=betapart>
- BASSO, M.T. 2005. *Manuale di microscopia dei funghi*. Alassio. Libreria Mykoflora.
- BASSO, M.T. 2012. *Manuale di microscopia dei funghi, vol. II*. Vilanova d'Albenga. Libreria Mykoflora.
- BO, Z. & YU, L.I. 2016. A new species, *Stemonitis sichuanensis*, and a newly recorded species, *Stemonitis marjana* (Myxogastria) from China. *Phytotaxa*, 258 (2): 195-199.
- BON, M. 1993. Flore Mycologique d'Europe 3. Les Lepiotes. Lepiotaceae Roze. *Doc. Mycol., mém. hors série*, 3: 1-153.
- BREITENBACH, J. & KRÄNZLIN, F. 1984. *Champignons de Suisse. Tome 1. Les Ascomycètes*. Lucerne. Ed. Mykologia.
- BREITENBACH, J. & KRÄNZLIN, F. 1986. *Champignons de Suisse. Tome 2. Champignons sans lames*. Lucerne. Ed. Mykologia.
- BREITENBACH, J. & KRÄNZLIN, F. 1991. *Champignons de Suisse. Tome 3. Bolets et champignons à lames, 1ère partie*. Lucerne. Ed. Mykologia.
- BREITENBACH, J. & KRÄNZLIN, F. 1995. *Champignons de Suisse. Tome 4. Champignons à lames, 2ème partie*. Lucerne. Ed. Mykologia.
- BREITENBACH, J. & KRÄNZLIN, F. 2000. *Champignons de Suisse. Tome 5. Champignons à lames 3ème partie*. Lucerne. Ed. Mykologia.
- BRUNS, T.D., CHUNG, J.A., CARVER, A.A. & GLASSMAN, S.I. 2020. A simple pyrocosm for studying soil microbial response to fire reveals a rapid, massive response by *Pyronema* species. *PLoS One*, 15(3):

- e0222691. DOI: 10.1371/journal.pone.0222691
- CAIRNEY, J.W.G & BASTIAS, B.A. 2007. Influences of fire on forest soil fungal communities. *Canad. J. Forest Res.*, 37 (2): 207-215.
- CASTRO, M.L., JUSTO, A., LORENZO, P. & SOLIÑO, A. 2005. *Guía micológica dos ecosistemas galegos*. A Coruña. Baía edicións.
- CATALOGUE OF LIFE. 2023. Catalogue of Life. Disponible en: <https://www.catalogueoflife.org/> [Consulta: 11-V-2023]
- CHAS-AMIL, M.L., TOUZA, J. & GARCÍA-MARTÍNEZ, E. 2013. Forest fires in the wildland–urban interface: A spatial analysis of forest fragmentation and human impacts. *Applied Geography*, 43: 127-137.
- CLARIDGE, A.W., TRAPPE, J.M. & HANSEN, K. 2009. Do fungi have a role as soil stabilizers and remediators after forest fire? *Forest Ecol. Managem.* 257 (3): 1063-1069.
- COURTECUISSÉ, R. & DUHEM, B. 2000. *Guide des champignons de France et d'Europe*. Lausanne. Delachaux et Niestlé.
- DECRETO 73/2020, de 24 de abril, por el que se regulan los aprovechamientos madereros y leñosos, de corcho, de pastos, micológicos y de resinas en montes o terrenos forestales de gestión privada en la Comunidad Autónoma de Galicia. D.O.G. nº 97: 20716.
- ENRIGHT, D.J., FRANGIOSO, K.M., ISOBE, K., RIZZO, D.M. & GLASSMAN, S.I. 2022. Mega-fire in redwood tanoak forest reduces bacterial and fungal richness and selects for pyrophilous taxa that are phylogenetically conserved. *Molec. Ecol.*, 31 (8): 2475-2493.
- ESTEVE-RAVENTÓS, F., LLISTOSELLA-VIDAL, J. & ORTEGA-DÍAZ, A. 2007. *Setas de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Madrid. Ediciones Jaguar.
- FILIALUNA, O. & CRIPPS, C. 2021. Evidence that pyrophilous fungi aggregate soil after forest fire. *Forest Ecol. Management*, 498.
- FRIEDRICH, S. 2001. Macromycetes diversity of pine-tree plantings on a post-fire forest site in Notecka Forest (NW Poland). *Acta Mycol.*, 36(1): 127-148.
- FOX, S., SIKES, B.A., BROWN, S.P., CRIPPS, C.L., GLASSMAN, S.I., HUGHES, K., SEMENOVA-NELSEN, T. & JUMPPONEN, A. 2022. Fire as a driver of fungal diversity - A synthesis of current knowledge. *Mycologia*, 114 (2): 215-241.
- GARZA-OCAÑAS, F., GARCÍA, J., MARMOLEJO, J.G., QUIFLÓNEZ, M., CARRILLO, A., VILLALÓN, H. & GUEVARA, G. 2009. Efecto de los incendios forestales en la diversidad de macromicetos en el bosque de *Pinus culminicela* del cerro el Potosí, Galeana, Nuevo León. In: IX

- Congreso Mexicano de Micología. Guadalajara Jalisco, México: 20-24.
- GÓMEZ-REYES, V.M., TINOCO MOLINA, O., TERRÓN ALFONSO, A., GÓMEZ PERALTA, M., TENA MORELOS, C.A. & GARZA OCAÑAS, F. 2014. Efecto de los incendios forestales en la riqueza y composición de macromicetos. *Rev. Mex. Mic.*, 39: 21-30.
- HOLEC, J. 2005. The genus *Gymnopilus* (*Fungi*, *Agaricales*) in the Czech Republic with respect to collections from other European countries. *Acta Mus. Nat. Pragae, Ser. B, Hist. Nat.*, 61 (1-2): 1-52.
- HOPKINS, J.R., SEMENOVA-NELSEN, T. & SIKES, B.A. 2021. Fungal community structure and seasonal trajectories respond similarly to fire across pyrophilic ecosystems. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 97 (1).
- HUGHES, K.W., MATHENY, P.B., MILLER, A.N., PETERSEN, R.H., ITURRIAGA, T.M., JOHNSON, K.D., ... & BRUNS, T.D. 2020. Pyrophilous fungi detected after wildfires in the Great Smoky Mountains National Park expand known species ranges and biodiversity estimates. *Mycologia*, 112(4): 677-698.
- IGE (en línea). Instituto galego de estadística. Incendios forestais e superficie queimada por distritos forestais. Galicia. Datos desde 2007. Disponible en: <https://www.ige.gal/web/index.jsp?paxina=001&idioma=gl> [Consulta: 30-VI-2023]
- INDEX FUNGORUM (en línea) Nomenclatural Database Index Fungorum Partnership. Disponible en: <http://www.indexfungorum.org/names/names.asp> [Consulta: 27-IV-2023]
- JÜLICH, W. 1989. *Guida alla determinazione dei funghi vol. 2: Aphylophorales, Heterobasidiomycetes, Gastromycetes*. Trento. Arte Grafiche Saturnia.
- KOUKI, J. & SALO, K. 2020. Forest disturbances affect functional groups of macrofungi in young successional forests—harvests and fire lead to different fungal assemblages. *Forest Ecol. Managem.*, 463.
- McMULLAN-FISHER, S.J., MAY, T.W., ROBINSON, R.M., BELL, T.L., LEBEL, T., CATCHESIDE, P., & YORK, A. 2011. Fungi and fire in Australian ecosystems: a review of current knowledge, management implications and future directions. *Austral. J. Bot.*, 59(1): 70-90.
- MOHAMMADI, E. & JAMALI, S. 2021. *Pyronema domesticum*, a new species for the Funga of Iran. *Mycol. Iranica*, 8(2): 141-144.
- MOSER, M.M. 1980. *Guida alla determinazione dei funghi. Vol. 1: Polyporales, Boletales, Agaricales, Russulales*. Trento. Arte

Grafiche Saturnia.

- ORUMAA, A., AGAN, A., ANSLAN, S., DRENKHAN, T., DRENKHAN, R., KAUER, K., KÖSTER, K., TEDERSOO, L. & METSLAID, M. 2022. Long-term effects of forest fires on fungal community and soil properties along a hemiboreal Scots pine forest fire chronosequence. *Sci. Total Environ.*, 851(1).
- PACKARD, E.E., DURALL, D.M. & JONES, M.D. 2023. Successional changes in fungal communities occur a few weeks following wildfire in a mixed Douglas-fir-ponderosa pine forest. *Fungal Ecol.*, 63 (101246).
- PÉREZ-IZQUIERDO, L., CLEMMENSEN, K.E., STRENGBOM, J., GRANATH, G., WARDLE, D.A., NILSSON, M.C. & LINDAHL, B.D. 2021. Crown-fire severity is more important than ground-fire severity in determining soil fungal community development in the boreal forest. *J. Ecol.*, 109(1):504-518.
- PLATT, W.J., ELLAIR, D.P., HUFFMAN, J.M., POTTS, S.E. & BECKAGE, B. 2016. Pyrogenic fuels produced by savanna trees can engineer humid savannas. *Ecol. Monogr.*, 86(3):352-372.
- R CORE TEAM. 2021. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria. R Foundation for Statistical Computing.
- REQUEJO, O. & CASTRO, M.L. 2017. Micobiota de la ZEC Gandaras de Budiño (Pontevedra, N.O. Península Ibérica). *Guineana*, 22, 1-216.
- ROBINSON, R.M., MELLICAN, A.E. & SMITH, R.H. 2008. Epigeous macrofungal succession in the first five years following a wildfire in karri (*Eucalyptus diversicolor*) regrowth forest in Western Australia. *Austral Ecol.*, 33:807-820.
- RODRÍGUEZ-RAMOS, J.C., CALE, J.A., CAHILL, J.F., SIMARD, S.W., KARST, J. & ERBILGIN, N. 2021. Changes in soil fungal community composition depend on functional group and forest disturbance type. *New Phytol.*, 229(2):1105-1117.
- SEMENOVA-NELSEN, T.A., PLATT, W.J., PATTERSON, T.R., HUFFMAN, J. & SIKES, B.A. 2019. Frequent fire reorganizes fungal communities and slows decomposition across a heterogeneous pine savanna landscape. *New Phytol.*, 224(2):916-927.
- SENN-IRLET, B. 1995. The genus *Crepidotus* (Fr.) Staude in Europe. *Persoonia*, 16(1):1-80.
- STEINDORFF, A.S. *et al.* 2021. Comparative genomics of pyrophilous fungi reveals a link between fire events and developmental genes. *Environm. Microbiol.*, 23(1):99-109.
- STEINDORFF, A.S., *et al.* 2022. Diversity of genomic adaptations to the

- post-fire environment in *Pezizales* fungi points to crosstalk between charcoal tolerance and sexual development. *New Phytol.*, 236(3): 1154-1167.
- UNITED NATIONS (en liña). Normalized Burn Ratio (NBR). Office for Outer Space Affairs UN-SPIDER Knowledge Portal. Disponible en: <https://un-spider.org/advisory-support/recommended-practices/recommended-practice-burn-severity/in-detail/normalized-burn-ratio> [Consulta: 25-V-2023]
- USGS (en liña). EarthExplorer, U. S. Geological Survey. Disponible en: <https://earthexplorer.usgs.gov/> [Consulta: 25-V-2023]
- VARELA DÍAZ, R. 2017. Incendios e eucaliptos avanzan xuntos. *Cerna*, 78: 10-13.
- VEGA, J.A., FONTÚRBEL, T., FERNÁNDEZ, C., DÍAZ-RAVIÑA, M., CARBALLAS, M.T., MARTÍN, A., GONZÁLEZ-PRieto, S., MERINO, A. & BENITO, E. 2013. *Acciones urgentes contra la erosión en áreas forestales quemadas. Guía para su planificación en Galicia*. Xunta de Galicia.
- WATTS, A., SMITH, J.E., COWAN, A.D. & JUMPPONEN, A. 2018. The recovery of soil fungi following a fire. *Sci. Findings*, 207: 1-5.
- WHITTAKER, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecol. Monogr.*, 30(3): 279-338.
- XUNTA DE GALICIA. 2016. *Revisión do Plan Forestal de Galicia. Diagnóstico do monte e sector forestal galego*. Santiago de Compostela. Consellería do Medio Rural.
- YANG, T., TEDERSOO, L., LIN, X., FITZPATRICK, M.C., JIA, Y., LIU, X., NI, Y., SHI, Y., LU, P., ZHU, J. & CHU, H. 2020. Distinct fungal successional trajectories following wildfire between soil horizons in a cold-temperate forest. *New Phytol.*, 227: 572-587.
- YAO, Y.J., SPOONER, B.M. & LEGON, N.W. 1998. An extraordinary species of *Anthracobia*, *A. subatra*, new to Britain, with a key to British species of the genus. *Mycologist*, 12(1): 32-34.