

MYKES

Boletín do Grupo Micológico Galego
“Luis Freire”

Volume 23
2020



GRUPO MICOLÓXICO GALEGO

ANÁLISE COMPARADA DA MICBIOTA ENTRE A RIPISILVA E UN BOSQUE MIXTO NA «SENDA DO RÍO EIFONSO» (VIGO)

por
A. MELÓN RAÑA¹ et M.L. CASTRO²

MELÓN RAÑA, A. et M.L. CASTRO. 2020. Análise comparada da micobiota entre a ripisilva e un bosque mixto na «Senda do río Eifonso» (Vigo). *Mykes* 23: 141-153.

Resumo

A ripisilva constitúe un ecosistema moi pouco estudado dende o punto de vista micolóxico. Neste traballo estúdanse as posibles similitudes e diferenzas entre a micobiota da ripisilva e a dun bosque mixto próximo a ela, así como o grado de conservación de ambos. A análise dos resultados mostrou que existe gran diferenza entre ambas comunidades de macromicetos, tanto en riqueza específica como na ecoloxía dos propios fungos. Ademais, o estudo evidenciou a necesidade de intensificar as medidas de conservación, especialmente na ripisilva.

Palabras clave: *Ascomycota*, *Basidiomycota*, Vigo, macromicetos, micobiota, conservación.

MELÓN RAÑA, A. et CASTRO, M.L. 2020. Comparative analysis of the mycobiota between riparian forest and a mixed forest in the «Senda do río Eifonso» (Vigo). *Mykes* 23: 141-153.

Summary

Riparian forest is a few studied ecosystem from the mycological

Laboratorio Micoloxía, Facultade de Bioloxía, Campus As Lagoas-Marcosende, Universidade de Vigo, E-36310-Vigo; email: ¹amelon@alumnos.uvigo.es ²lcastro@uvigo.es

point of view. In this paper is studied the possible similarities and differences between the mycobiota of the riparian forest and a mixed forest close to it, as well as the conservation status of both. The analysis of the results showed that there is a huge difference between communities of macromycetes, both in specific richness and the fungi ecology themselves. In addition, the study highlighted the need to intensify conservation measures, especially in the riparian forest.

Keywords: *Ascomycota*, *Basidiomycota*, Vigo, macromycetes, mycobiota, conservation.

INTRODUCCIÓN

Os ecosistemas de auga doce, pese a constituír menos dun 1 % da superficie terrestre atópanse entre os máis ricos en termos de biodiversidade e, non obstante, tamén son uns dos máis ameazados do mundo, con grandes ratios de perda de especies (JENKINS, 2003; DUDGEON *et al.*, 2006; WWF, 2018).

Os sistemas fluviais acollen unha biodiversidade tan elevada debido a que constitúen zonas de transición (ecotonos) entre ecosistemas terrestres e acuáticos, nos que ambos entran en contacto e interactúan directamente, xerando unha multitude de gradientes pronunciados de temperatura, humidade, granulometría do substrato, substancias químicas, etc. (GREGORY *et al.*, 1991; WARD *et al.*, 1999; NAIMAN *et al.*, 2005). Estes gradientes conforman unha grande heteroxeneidade de microhábitats que permiten o establecemento dunha elevada variedade de formas de vida, que non se poderían atopar nun sistema máis homoxéneo.

Dende o punto de vista micolóxico, a día de hoxe existen ecosistemas dos que practicamente non se ten documentación (SMITH *et al.*, 2011) e as ripisilvas son un exemplo.

Resulta contradictorio que, pese á importancia manifesta dos fungos nos ecosistemas (HOFMEISTER *et al.*, 2014), tan só se coñeza unha porcentaxe tan pequena da súa diversidade e que, de xeito habitual, pasen desapercibidos nos grandes acordos

internacionais pola conservación da biodiversidade (DAHLBERG *et al.*, 2010). De feito, fronte ás aproximadamente 75 000 e 40 000 especies de animais e plantas, respectivamente, incluídas na Lista Vermella da IUCN, tan só figuran 285 especies de fungos, 261 das cales foron engadidas no último bienio (IUCN, 2020).

A pesar de que España é un dos países europeos cun maior número de micólogos profesionais, ignórase por completo este grupo de organismos á hora de deseñar espazos protexidos e tampouco existe unha lista vermella oficial (SALCEDO *et al.*, 2007; ANÓNIMO, 2008), ao contrario do que ocorre en países como Suecia, Finlandia ou Estonia (SENN-IRLET *et al.*, 2007).

En Galicia, os fungos tamén pasan desapercibidos no Catálogo Galego de Especies Ameazadas (DOG, 2007), pese a que houbo intentos para facer unha proposta de inclusión por parte de micólogos profesionais e afeccionados (CASTRO *et al.*, 2010). Arguméntase que o motivo polo que os fungos non se teñen en conta á hora de deseñar espazos protexidos é que a información ecolóxica que se ten deles é insuficiente. O certo é que pode completarse mediante a información recollida nos catálogos micolóxicos, que constitúen unha base sólida da que extraer os coñecementos para comprender a súa ecoloxía (DAHLBERG *et al.*, 2010) e os converte nunha ferramenta de moito valor para a xestión do medio (CASTRO, 2015).

O río Eifonso, afluente do río Lagares, nace no límite sur da parroquia de Bembrive (Vigo), a 450 m sobre o nivel do mar e ten unha lonxitude aproximada de 6 quilómetros. Atópase inmerso na rexión Eurosiberiana (RIVAS, 1987), provincia Cántabro-Atlántica, sector Galaico-Portugués, subsector Miñense (Izco, 2001), e poderíase incluír no piso bioclimático termotemplado superior, influenciado polo clima atlántico (RODRÍGUEZ & RAMIL-REGO, 2007). O solo da zona é ácido, asentado maioritariamente sobre un substrato de paragneises con plagioclasas, biotitas y micaesquistos (RUBIO & CORRETEGÉ, 1981) e presenta textura franca-francoareosa (DEPARTAMENTO DE EDAFOLOXÍA E QUÍMICA AGRÍCOLA. USC, en liña).

Para este estudo realizouse unha prospección de todo o cauce do río, o que permitiu escoller como zona de mostraxe 1,5 quilómetros asociados á «Senda do río Eifonso» PR-G5, xa que se trata do tramo mellor conservado e de máis fácil acceso, xa que boa parte río circula nunha depresión que impide o acceso ao cauce e ás súas marxes.

Na marxe do cauce estudada a vexetación presenta un claro dominio de *Corylus avellana* L., *Salix* spp., *Alnus lusitanica* Vit, Douda & Mandák e, en menor medida, *Fraxinus* spp. O substrato herbáceo está composto por extensas masas da especie invasora *Tradescantia fluminensis* Vell. e, en zonas máis altas, pola exótica *Crococsmia x crocosmiiflora* (Lemoine) N.E.Br. A presenza de fentos e outras especies características da ripisilva autóctona están reducidas a pequenos espazos. É salientable a presenza dunha poboación de *Sanicula europaea* L., rara nunha zona tan próxima á costa.

Ao lado da zona de ripisilva atópase, pola marxe sur, unha masa forestal mixta dominada por extensas franxas de piñeirais (*Pinus pinaster* Ait.) e algunhas menores de eucaliptais (*Eucalyptus globulus* Labill.), con pequenas manchas relictas de árbores caducifolias, principalmente *Quercus robur* L. e *Castanea sativa* Miller, nas que o sotobosque está composto principalmente por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn e, en determinadas zonas máis pendentes, de *Erica* spp. *Cytisus striatus* (Hill) Rothm e *Ulex* spp.

METODOLOXÍA

A mostraxe realizouse semanalmente, entre os meses de setembro do 2019 e xaneiro do 2020, no percorrido da Senda do río Eifonso que acompaña ao cauce. Designáronse tres transectos: dous correspondentes ás marxes fluviais cunha anchura de 5 metros cada un e outro no lado oposto da senda, na zona máis afastada do cauce, cunha anchura de 10 metros.

Para a recolección dos macromicetos seguíuse a metodoloxía habitual (BAS *et al.*, 1988) e en todo momento foi respectada a normativa vixente (DOG, 2020). Os carpóforos foron analizados seguindo as pautas habituais (BASSO, 2005, 2012; CHARBONNEL, 1995, 2004), para ser posteriormente conservados na micoteca da Universidade de Vigo (UVIGO-fungi). Para a identificación empregáronse obras xerais, como LÆSSØE & PETERSEN (2019), e fontes bibliográficas específicas para cada grupo taxonómico.

Para o estudo das comunidades empréganse neste traballo unha serie de medidas sinxelas que permiten facer unha análise pormenorizada das mesmas. En primeiro lugar empregouse unha medida de riqueza específica (S) definida por WHITTAKER (1972) para cuantificar a diversidade biolóxica puntual (diversidade α) das comunidades, entendida como o número de especies identificadas en cada unha delas. Coa fin de comparar ambas comunidades precisouse unha medida do grao de reemplazamento de especies a través dun gradiente ambiental que, neste caso, resulta tanto da proximidade ao cauce (e por tanto da humidade) como do tipo de vexetación. A este respecto emprégase o coeficiente de similitude de Jaccard (I_J), no que a é o número de especies presentes na zona A (ripisilva), b, o número de especies presentes na zona B (bosque mixto) e c, o número de especies presentes en ambas zonas [Fig. 1].

$$I_J = \frac{c}{a + b - c}$$

Figura 1. Ecuación do coeficiente de similitude de Jaccard.

O intervalo de valores para este coeficiente vai dende 0 cando non hai especies en común, ata 1, cando ambas zonas teñen a mesma composición específica. A partir del podemos obter o coeficiente de disimilitude (D), calculado como $D = 1 - I_J$.

Outro índice de interese para o estudo das micobiotas en ambas comunidades empregado neste traballo é o Índice de saprofitismo (FREIRE, 1982), que se calcula dividindo o número de especies micorrícicas polo de saprófitas recolectadas en cada zona. O valor deste índice proporciona información acerca do estado ecolóxico dunha comunidade. Valores inferiores a 1-1,5 indican que a masa forestal tende a acumular materia orgánica e, polo tanto, atópase nunha situación crítica de conservación, mentres que valores superiores a 2 indican unha superficie con pouca materia orgánica con ampla micetación micorrícica, polo tanto a conservación da foresta atópase nun estado óptimo (CASTRO, 2015).

A análise destes datos é fundamental para desenvolver calquera plan de xestión e conservación destes espazos no futuro, tanto dende o punto de vista da micobiota como do resto da biodiversidade florística, faunística e microbiolóxica.

RESULTADOS E DISCUSIÓN

Como resultado da mostraxe realizouse un catálogo de 90 taxons, dos cales 3 pertencen ao *phyllum Ascomycota* (3%) e 87 ao *phyllum Basidiomycota* (98%). Entre eles figuran algunhas especies pouco comúns, que serán publicadas posteriormente (REQUEJO & CASTRO, 2017; RODRÍGUEZ-VÁZQUEZ & CASTRO, 2018-20; GBIF, 2020, en liña). Como pode observarse existe unha importante dominancia do *phyllum Basidiomycota*, o cal concorda con traballos realizados durante varios anos consecutivos nunha zona con características semellantes (REQUEJO & CASTRO, 2017).

En calquera caso, é importante advertir que para obter un catálogo completo e uns resultados robustos é necesario prolongar este tipo de estudos durante varios anos consecutivos, dada a diversidade nos patróns de frutificación dos macromicetos (AZUL *et al.*, 2009; HALME *et al.*, 2012; CASTRO, 2014; FERNÁNDEZ, 2019).

Na comunidade da ripisilva atopáronse un total de 32 especies, que se clasificaron en 6 micorrícicas, 23 saprotróficas

e 3 necrotróficas e, no bosque mixto observáronse 65 especies, clasificadas en 32 micorrícicas, 31 saprotróficas e 2 necrotróficas [Fig. 2].

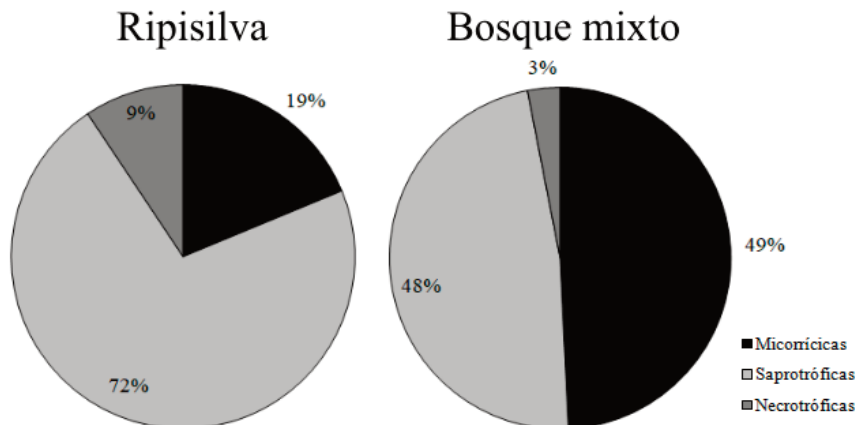


Figura 2. Porcentaxe de especies clasificadas segundo a súa estratexia nutritiva nas dúas comunidades baixo estudo.

Partindo da premisa de que os sistemas fluviais presentan unha elevada biodiversidade en comparación con outros ecosistemas (DUDGEON *et al.*, 2006) cabería esperar a presenza dun maior número de especies de macromicetos con respecto ao bosque mixto. Non obstante, as riquezas específicas (S) mostran o resultado oposto. Por unha banda, a comunidade da ripisilva mostra unha relativa baixa riqueza (SA) de 32 especies, mentres que a comunidade de bosque mixto presentou unha riqueza (SB) de 65 especies. Isto pode deberse a varios factores, que se analizan a continuación.

Hai que ter en conta que a meirande parte do percorrido do río tanto na zona de mostraxe como fóra dela presenta un cauce cunha orografía accidentada e irregular, con taludes de elevada pendente. A ausencia en moitos casos de verdadeiras chairas de inundación dificultou en grande medida as labores de mostraxe e tamén limita o espazo para a aparición de vexetación

de porte arbóreo e, por tanto, moitos macromicetos que se relacionan con árbores. Non pasa desapercibido o feito de que a meirande parte dos fungos recollidos na comunidade da ripisilva foron recolectados en zonas moi concretas do curso que correspondían con seccións do cauce nas que se desenvolveron estas chairas, que debido ao seu réxime habitual de inundacións e a proximidade da capa freática á superficie tamén ven limitada a variedade de plantas que se establecen nelas (WHITTAKER, 1972; BUDKE *et al.*, 2007).

Doutra banda, hai que salientar que a presenza no bosque mixto de árbores foráneas como *Eucalyptus globulus* e *Acacia melanoxylon* facilita a aparición de gran número de especies micorrícicas debido a que presentan afinidade por un elevado número de fungos autóctonos das rexións nas que son plantadas (LAGO ÁLVAREZ, 2008; MARKOLA *et al.*, 2016), ademais da propia cohorte que traen asociada (LAGO-ÁLVAREZ & CASTRO, 2004), mentres que as especies maioritarias con potencialidade micorrizóxena da ripisilva como *Corylus avellana*, *Alnus lusitanica* e *Salix* spp. teñen un abanico máis estreito de fungos cos que establecen relacións mutualistas (REQUEJO, 2010; REQUEJO & CASTRO, 2017) e o número de saprotróficos nestes medios son altamente dependentes das condicións climatolóxicas e do esforzo de mostraxe (HALME *et al.*, 2012; KAUSERUD *et al.*, 2012).

Cos datos obtidos para a riqueza específica de ambas comunidades (SA e SB) e tendo en conta que o número de especies en común (c) entre ambas é 7, o coeficiente de similitude de Jaccard (IJ) [Fig. 1] entre as micobiotas da ripisilva (A) e do bosque mixto (B) é de $\approx 0,078$, e polo tanto a disimilitude (D) é de 0,92. Estes resultados evidencian que, independentemente da riqueza específica de ambas comunidades, ambas son significativamente diferentes entre si no que á micobiota se refire, como se observou noutros traballos máis prolongados en zonas pequenas con gran diversidade arbórea e hábitats bastante diferentes (REQUEJO & CASTRO, 2017). Esta diferenza, tal como se indica en diversos traballos a nivel mundial, parece lóxica se temos en conta que se tratan de

hábitats moi distintos, tanto a nivel orográfico como a nivel de vexetación e características ambientais (SALERNI *et al.*, 2002; HALME *et al.*, 2012). En contraposición á complexa orografía da franxa de ripisilva, as zonas de bosque mixto mostreadas tiñan pendentes menos elevadas e, en xeral, un relevo máis homoxéneo.

A humidade é outro factor a ter en conta. Os solos excesivamente húmidos aportan máis especies parasitas e saprotróficas que micorrícicas (ARNOLDS, 1992), e mentres que as marxes do cauce tenden a manter valores altos durante todo o ano, a medida que nos afastamos do río atopamos un bosque cun substrato, en xeral, máis seco e cunha humidade moito máis dependente das variacións estacionais.

Nas comunidades de ripisilva e bosque mixto atopáronse poucas especies parasitas. Aínda que, a priori, este pequeno porcentaxe podería facer pensar en que as formacións arbóreas se atopan en bo estado (LORENZO & CASTRO, 2009), o certo é que cando se calculan os índices de saprofitismo (IS), que constitúen unha relación entre as especies micorrícicas e saprotróficas de ambas comunidades, a situación non parece tan clara. Na comunidade de bosque mixto obtívose un IS de 1,03, o cal se atopa no límite para considerar que a masa forestal estea nun estado ecolóxico e de conservación adecuado. Na comunidade de ripisilva obtívose un IS de 0,26, un valor moi baixo que evidencia o mal estado dos micotopos. Un valor tan baixo neste índice de saprofitismo indica que hai unha grande cantidade de materia orgánica sen descompoñer, o cal favorece a aparición de fungos saprotróficos, que nesta comunidade se corresponden cun 72 % das especies atopadas. Estes valores evidencian a necesidade de intensificar as labores de conservación na zona de estudo, en especial na zona da ripisilva asociada ás marxes do cauce, que en moitas partes do seu percorrido está a desaparecer por mor da expansión de especies invasoras e o estado degradado da propia masa forestal.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos membros do Laboratorio de Micología (UVIGO) a súa dispoñibilidade e axuda para a identificación do material e a Andrés Cordeiro polos seus consellos na confección do deseño experimental.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANÓNIMO. 2008. *Lista roja de hongos a proteger en la Península Ibérica*. León. Adesper.
- ARNOLDS, E. 1992. Fungi in Vegetation Science. In: W. Winterhoff (Ed.) *Handbook of vegetation science*, 19: 7-49. London. Kluwer Academic Publishers.
- AZUL, A.M., CASTRO, P., SOUSA, J.P. & FREITAS, H. 2009. Diversity and fruiting patterns of ectomycorrhizal and saprobic fungi as indicators of land-use severity in managed woodlands dominated by *Quercus suber*—a case study from southern Portugal. *Canad. J. Forest Res.*, 39(12): 2404-2417.
- BAS, C., KUYPER, TH.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. I*. Rotterdam. Ed. A.A. Balkema.
- BASSO, M.T. 2005. *Manuale di microscopia dei funghi* (1ª Ed.). Alassio. Libreria Mykoflora.
- BASSO, M.T. 2012. *Manuale di microscopia dei funghi*, vol. 2 (1ª Ed.). Vilanova d'Albenga. Libreria Mykoflora.
- BUDKE, J.C., JARENKOW, J.A. & DE OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2007. Relationships between tree component structure, topography and soils of a riverside forest, Rio Botucaraí, Southern Brazil. *Pl. Ecol.*, 189(2): 187-200.
- CASTRO, M.L. 2014. Relación entre factores ecolóxicos e biolóxicos e patróns de frutificación de macromicetos. *Mykes*, 17: 23-37.
- CASTRO, M.L. 2015. Micobiota autóctona e alóctona: micocenoses, micosocioloxía. *Mykes*, 18: 51-71.
- CASTRO, M.L., BLANCO-DIOS, J.B. & REQUEJO, O. 2010. Micobiota de Galicia: conservación de especies e proposta de lista vermella. *Mykes*, 13: 7-32.
- CHARBONNEL, J. 1995. *Les réactifs mycologiques. Tome 1. Les réactifs macrochimiques*. Ajain. Ed. Jacques Charbonnel.

- CHARBONNEL, J. 2004. *Les réactifs mycologiques. Aide pratique à l'étude microscopique des champignons. Tome 2. Les réactifs microchimiques*. Bienne. Ed. Jean-Claude David-Rogeat.
- DAHLBERG, A., GENNEY, D.R. & HEILMANN-CLAUSEN, J. 2010. Developing a comprehensive strategy for fungal conservation in Europe: current status and future needs. *Fungal Ecol.*, 3: 50-64.
- DEPARTAMENTO DE EDAFOLOGÍA E QUÍMICA AGRÍCOLA. UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA. Disponible en: <http://rgis.cesga.es/> [Consultado: 14/10/2020].
- D.O.G. 2007. Decreto 88/2007, do 19 de abril, polo que se regula o Catálogo Galego de Especies Ameazadas. DOG 89: 7409-7423.
- D.O.G. 2020. 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. 97: 20716-20807.
- DUDGEON, D., ARTHINGTON, A.H., GESSNER, M.O., KAWABATA, Z.I., KNOWLER, D.J., LÉVÊQUE, C., NAIMAN, R.J., PRIEUR-RICHARD, A., SOTO, D., STIASSNY, M.L.J. & SULLIVAN, C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.*, 81(2): 163-182.
- FERNÁNDEZ, R.A. 2019. *Diversidad macrofúngica del monte de la Orbada (Salamanca, España), un ecosistema forestal mediterráneo aislado y fragmentado*. Tesis doctoral. Universidad de Salamanca.
- FREIRE, L. 1982. *Macromycetes de la Selva Negra (Santiago)*. Santiago de Compostela. Imprenta Universitaria.
- GBIF Secretariat. 2020. GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset (en liña) <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org. [Consulta: 19/III/2020].
- GREGORY, S.V., SWANSON, F.J., MCKEE, W.A. & CUMMINS, K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41(8): 540-551.
- HALME, P., HEILMANN-CLAUSEN, J., RÄMÄ, T., KOSONEN, T. & KUNTTU, P. 2012. Monitoring fungal biodiversity – Towards an integrated approach. *Fungal Ecol.*, 5: 750-758.
- HOFMEISTER, J., HOSEK, J., BRABEC, M., DVORÁK, D., BERAN, M., DECKEROVÁ, H., BUREL, J., KRÍZ, M., BOROVICKA, J., BETÁK, J. & VASUTOVÁ, M. 2014. Richness of ancient forest plant species indicates suitable habitats for macrofungi. *Biodivers. Conservation*, 23(8): 2015-2031.

- I.U.C.N. 2020. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-1. Disponible en: <https://www.iucnredlist.org> [Consulta: 19/III/2020].
- Izco, J. 2001 La flora y la vegetación. In: A. Precado Ledo & Sancho Comíns (Dir.): *Atlas de Galicia. Tomo I: Medio Natural*: 219-257. Sociedade para o Desenvolvemento Comarcal de Galicia.
- JENKINS, M. 2003. Prospects for biodiversity. *Science*, 302(5648), 1175-1177.
- KAUSERUD, H., HEEGAARD, E., BÜNTGEN, U., HALVORSEN, R., EGLI, S., SENN-IRLET, B. & HØILAND, K. 2012. Warming-induced shift in European mushroom fruiting phenology. *Proceedings National Academy Sciences*, 109(36): 14488-14493.
- LÆSSØE, T. & PETERSEN, J.H. 2019. *Fungi of Temperate Europe Vol. 1* (1º Ed.). Princeton, New Jersey. Princeton University Press.
- LAGO-ÁLVAREZ, M. 2008. Micoflora (*Basidiomycota*) de los eucaliptales del NO de la Península Ibérica. *Guineana*, 14: 1-502.
- LAGO-ÁLVAREZ, M. & CASTRO, M.L. 2004. Macrobasidiomicetos asociados a *Eucalyptus* en la Península Ibérica. *Fungi Non Delineati*, 27: 1-84.
- LORENZO, P. & CASTRO, M.L. 2009. Estudio de la micocenosis de macromicetos del Parque Natural del Monte Aloia (Pontevedra, España). *Anales Jard. Bot. Madrid*, 66(1): 151-156.
- MARKOLA, A.M., SARAVESI, K., AIKIO, S., TAULAVUORI, E. & TAULAVUORI, K. 2016. Light-driven host-symbiont interactions under hosts' range shifts caused by global warming: A review. *Environm. & Exp. Bot.*, 121: 48-55.
- NAIMAN, R.J., DÉCAMPS, H. & McCLAIN, M.E. 2005. *Riparia: Ecology, conservation and management of streamside communities*. London. Elsevier.
- REQUEJO, O. 2010. *Guía micológica do río Caselas*. Salceda de Caselas. Concello de Salceda.
- REQUEJO, O. & CASTRO, M.L. 2017. Micobiota de la ZEC Gándaras de Budiño (Pontevedra, N.O. Península Ibérica). *Guineana*, 22: 3-216.
- RIVAS MARTÍNEZ, S. 1987: *Memoria del mapa de Series de Vegetación de España. Serie Técnica*. Madrid. I.C.O.N.A.
- RODRÍGUEZ GUTIÁN, M.A. & RAMIL-REGO, P. 2007. Clasificaciones climáticas aplicadas a Galicia: revisión desde una perspectiva biogeográfica. *Recursos rurais*, 1(3): 31-53.
- RODRÍGUEZ-VÁZQUEZ, J. & CASTRO, M.L. 2018-20. MICOGA. Base de datos de información corológica da micobiota galega [en liña]. Disponible en: <https://www.mykes.es/busquedas> [Consulta: 20/V/2020].

- RUBIO NAVAS, J.N. & CORRETGÉ, L.G. 1981. *Mapa Geológico y Memoria de la Hoja nº 04/11 (Vigo). Mapa Geológico de España. E. 1:50.000. IGME, España.*
- SALCEDO, I., BAPTISTA, J.L., CASTRO, M.L., CALONGE, F.D., FAJARDO, J., GÓMEZ, J., HONRUBIA, M., LLISTOSELLA, J., MARCOS-LASO, B., MORENO, B., SIQUIER, J. & SUÁREZ, E. 2007. *Lista Roja preliminar de los hongos macromicetos amenazados de la Península Ibérica. Libro Resúmenes de XVI Simposio de Botánica Criptogámica. Universidad de León.*
- SALERNI, E., LAGANÀ, A., PERINI, C., LOPPI, S. & DOMINICIS, V.D. 2002. Effects of temperature and rainfall on fruiting of macrofungi in oak forests of the Mediterranean area. *Israel J. Plant Sci.*, 50(3): 189-198.
- SENN-IRLET, B., HEILMANN-CLAUSEN, J., GENNEY, D.R. & DAHLBERG, A. 2007. *Guidance for the conservation of macrofungi in Europe. Strasbourg. Council of Europe Publishing.*
- SMITH, M.E., HENKEL, T.W., CATHERINE A.M., FREMIER, A.K. & VILGALYS, R. 2011. Ectomycorrhizal fungal diversity and community structure on three co-occurring leguminous canopy tree species in a Neotropical rainforest. *New Phytol.*, 192(3): 699-712.
- WARD, J.V., TOCKNER, K. & SCHIEMER, F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Riv. Res. Applications*, 15(1-3): 125-139.
- WHITTAKER, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2/3): 213-251.
- W.W.F. 2018. Living Planet Report-2018: Aiming Higher. Grooten, M. and Almond, R.E.A. (Eds.). WWF, Gland, Switzerland. Disponible en: https://wwf.panda.org/knowledge_hub/all_publications/living_planet_report_2018/ [Consulta: 20/IV/2020].