



UNIVERSIDADE DE ÉVORA
ESCOLA CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

**DIVERSIDADE MACROFÚNGICA – UM INDICADOR DE
DIFERENTES TIPOLOGIAS DE GESTÃO NAS ÁREAS DO
MONTADO?**

José Mateus Carapeto Andrade

Orientação: Profª Drª Celeste Maria Martins Santos e Silva

Co-orientação: Mestre Rogério Filipe Agostinho Louro

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Évora, 2017

UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

**DIVERSIDADE MACROFÚNGICA – UM INDICADOR DE
DIFERENTES TIPOLOGIAS DE GESTÃO NAS ÁREAS DO
MONTADO?**

José Mateus Carapeto Andrade

Orientação: Profª Drª Celeste Maria Martins Santos e Silva

Co-orientação: Mestre Rogério Filipe Agostinho Louro

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Évora, 2017

Agradecimentos

A concretização da etapa final da formação académica, que abarca esta tese, foi marcada por contribuições únicas, de pessoas a quem dedico algumas palavras de agradecimento. Começo por agradecer aos meus orientadores, Prof^a Dr^a Celeste Santos e Silva e ao Mestre Rogério Louro, primeiro por terem aceitado orientar-me neste estudo, como também por todo o rigor, eficiência e conhecimentos científicos transmitidos no desenvolvimento deste, sem os quais seria impossível aprender e crescer a nível científico e pessoal, para além de orientadores são amigos. A todos os meus colegas de Mestrado, pela boa disposição, entreajuda, apoio e estimulação intelectual. Em particular, à Mariana Mantas, à Catarina Silva e ao Marco Mirinha mais do que colegas de mestrado tornaram-se pessoas das quais prezo muito a sua amizade. À minha mãe e às minhas avós, todas as palavras são poucas para manifestar o quanto eu vos agradeço. Obrigado, mãe, por seres o alicerce da minha vida em todas as etapas, sem ti não era ninguém, obrigado por me teres concedido todas as oportunidades para a concretização dos meus objetivos, mesmo com as nossas zangas e diferenças. Um especial agradecimento é para a uma das pessoas mais importantes da minha vida, a minha namorada Andreia Perinha, obrigado por todo o teu apoio e paciência que tiveste para me aturar e por seres tanta vez a minha confiança e o meu refúgio.

Índice

Índice de Figuras	i
Índice de Tabelas	ii
Abreviaturas	iii
Resumo	1
Abstract	2
Introdução	3
1.1. O Montado	3
1.2. A importância do Montado	4
1.2.1. Económica	4
1.2.2. Ecológica.....	5
1.2.2.1. Serviços do ecossistema.....	5
1.2.2.2. Biodiversidade	5
1.3. Macrofungos	7
1.4. Ameaças ao Montado	9
1.5. Sistemas agrícolas High Nature Value (HNV)	10
1.6. Objetivos	11
2. Materiais e Métodos	13
2.1. Área de estudo	13
2.2. Amostragem e procedimentos experimentais.....	14
2.3. Análise de dados	16
3. Resultados.....	19
3.1. Caracterização da vegetação.....	19
3.2. Caracterização das comunidades de macrofungos.....	20
4. Discussão.....	29
5. Conclusões	32
6. Referências bibliográficas	33

Índice de Figuras

Figura 1. Montado	3
Figura 2. <i>Grus grus</i> L.....	6
Figura 3. <i>Boletus</i> sp.....	7
Figura 4. <i>Mycena haematopus</i> (Pers.) P. Kumm.....	8
Figura 5. Localização da área de estudo.....	13
Figura 6. <i>Cistus ladanifer</i> L.....	14
Figura 7. Amostragem de esporocarpos.....	15
Figura 8. Distribuição, por famílias, dos taxa de macrofungos registados durante o período de estudo.....	21
Figura 9. Distribuição, por género, dos taxa de macrofungos registados durante o período de estudo.....	22
Figura 10. Percentagem de grupos tróficos para as espécies de macrofungos que ocorrem exclusivamente em cada tipologia.....	23
Figura 11. Percentagem de grupos tróficos para as espécies de macrofungos presentes nas quatro tipologias.....	24
Figura 12. Diagrama da Análise de Correlação Canónica, entre as famílias de macrofungos e as variáveis do coberto vegetal.....	27

Índice de Tabelas

Tabela 1. Valores médios e respetivos erros padrão das variáveis do coberto vegetal por tipologia.....	19
Tabela 2. Valores médios e respetivos erros padrão das variáveis riqueza específica e produtividade por tipologia.....	25
Tabela 3. Valores médios e respetivos erros padrão das variáveis índice de diversidade de Shannon e índice de equitatividade de Pielou por tipologia.....	26
Tabela 4. Valores médios e respetivos erros padrão das variáveis índice de dominância de Simpson e índice de riqueza de Margalef por tipologia.....	26

Abreviaturas

ANOVA – Analysis of variance

CCA – Canonical Correlation Analysis

CEE – Comunidade Económica Europeia

D – Índice de dominância de Simpson

H – Índice de diversidade de Shannon

HNV – High Nature Value

ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas

INMG – Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica

M – Índice de riqueza de Margalef

P – Índice de equitatividade de Pielou

QGIS – Quantum Geographic Information System

T1 – Tipologia 1

T2 – Tipologia 2

T3 – Tipologia 3

T4 – Tipologia 4

UEVH – University of Évora Herbarium

Diversidade Macrofúngica – um indicador de diferentes tipologias de gestão nas áreas do Montado?

Resumo

Os macrofungos são organismos de grande importância para os ecossistemas florestais, desempenhando vários papéis essenciais para o seu bom funcionamento, em particular, devido à estratégia trófica que apresentam (mutualistas, decompósitos ou parasitas). O Montado é o ecossistema semi-natural predominante na zona Sul de Portugal, onde as relações simbióticas entre macrofungos e espécies vegetais são vitais para a sobrevivência de ambos. Alguns desses macrofungos têm uma distribuição restrita, sendo endémicos da região Mediterrânea, e associam-se exclusivamente com o sobreiro, a azinheira e várias espécies do género *Cistus*. A gestão tradicional do Montado abrange uma diversidade de tipologias que resultam em paisagens diversificadas, que albergam elencos de espécies distintas. Os resultados obtidos sugerem que a proporção dos diferentes grupos tróficos de macrofungos são um bom indicador de diferentes tipologias de gestão e que os valores da riqueza e diversidade macrofúngica, em particular das espécies micorrízicas, categorizam áreas de elevado valor natural.

Palavras-chave: Macrofungos, Montado, Sobreiro, Azinheira, Portugal, Sistemas HNV

Macrofungal diversity – an indicator of different management typologies in Montado areas?

Abstract

Macrofungi are organisms of great importance for forest ecosystems, playing several essential roles for their proper functioning, particularly due to their trophic strategy (mutualists, decomposers or parasites). Montado is the predominant semi-natural ecosystem in Southern Portugal, where symbiotic relationships between macrofungi and plant species are vital for the survival of both. Some of these macrofungi have a restricted distribution, being endemic to the Mediterranean region, and are exclusively associated with cork oak, holm oak and various *Cistus* species. The Montado traditional management encompasses a diversity of typologies that result in diversified landscapes that harbor several species. The results obtained suggest that the proportion of macrofungal trophic groups are a good indicator of different management typologies and that the macrofungal richness and diversity, particularly concerning mycorrhizal species, categorize high natural value areas.

Key-Words: Macrofungi, Montado, Cork-oak, Holm-oak, Portugal, HNV systems

Introdução

1.1. O Montado

O Montado (Fig. 1) é um sistema silvo-pastoril multifuncional resultante da intervenção humana nos bosques climax mediterrânicos. Este sistema ecológico moldado pelo homem desde tempos ancestrais, constitui atualmente um sistema polivalente onde se equilibram e conjugam atividades agrícolas, pecuárias e florestais (Pinto-Correia e Godinho 2013). Distribuindo-se por uma área que varia entre os 3.500.000 e os 4.000.000 ha, o Montado (em castelhano Dehesa) representa o ecossistema dominante do Sudoeste da Península Ibérica (Olea e San Miguel-Ayanz 2006), cobrindo uma área de cerca 800.000 ha em Portugal, maioritariamente na região Alentejo (730.000 ha) (Costa et al. 2009). As árvores dominantes no Montado são o sobreiro (*Quercus suber* L.) e a azinheira (*Quercus rotundifolia* Lam.), sendo o estrato arbustivo diversificado, composto essencialmente por espécies mediterrânicas, das quais se destacam espécies da família *Cistaceae*. O estrato arbóreo pode apresentar densidades muito distintas e o sobcoberto é um mosaico composto por matos dispersos, prados, pastagens e culturas agrícolas em proporções variáveis (Pinto-Correia e Godinho 2013).



Figura 1. Montado

Tendo por base a densidade arbórea é possível categorizar o Montado em três grandes tipologias funcionais. A primeira representa um sistema silvopastoril, com densidades arbóreas superiores a 50 árvores/ha, em que a sua gestão se centra na extração de cortiça ou na produção de bolota (Castro 2009, Costa et al. 2011). A segunda tipologia, a mais comum, engloba povoamentos onde a densidade arbórea varia entre 30 a 50 árvores/ha, associando frequentemente à extração de cortiça a exploração pecuária. Neste tipo funcional é potenciado o uso múltiplo, conjugando diversos tipos de atividades como: a caça, a apicultura e o aproveitamento de produtos florestais não lenhosos (cogumelos e trufas, plantas aromáticas e medicinais, frutos silvestres, entre outros) (Costa et al. 2009, Moreno e Pulido 2009). A terceira tipologia representa Montados esparsos, com densidades arbóreas inferiores a 30 árvores/ha, cuja exploração se centra no aproveitamento do sobcoberto para produção de alimento, com prados, pastagens, forragens ou culturas cerealíferas. Estes Montados representam sistemas agro-silvo-pastoris, cuja exploração pecuária se pode realizar em regime intensivo ou extensivo (Martín e Fernández-Alés 2006, Plieninger 2007).

Não obstante a validade da categorização descrita, em particular quando se pretende trabalhar numa escala mais diminuta, importa complementarmente considerar outras variáveis da vegetação, como a cobertura arbórea e arbustiva, quando o objetivo é identificar o valor da biodiversidade para grupos biológicos com um raio de ação mais restrito.

1.2. A importância do Montado

1.2.1. Económica

No Montado, as árvores asseguram a produção direta de produtos de elevado valor económico, destacando-se a cortiça (Berrahmouni e Regato 2007, Pinto-Correia et al. 2011). Além da cortiça, as árvores fornecem alimento (p. ex. bolotas) para as inúmeras espécies de animais domésticos (p. ex. vacas, porco-preto, entre outras) (Gaspar et al. 2007, Plieninger 2007) e ainda outros produtos não-lenhosos importantes para a economia da região (p. ex. mel, caça, cogumelos e trufas, frutos silvestres, espargos, entre outros) (Moreno e Pulido 2009, Pinto-Correia et al. 2011, Rodríguez-Estévez et al. 2012). Atualmente a exploração de cogumelos silvestres tem aumentado exponencialmente, devido ao seu elevado valor económico e às suas inúmeras propriedades, com aplicações na gastronomia, nutracêutica,

biotecnologia e outras indústrias (Azul et al. 2014, Donnini et al. 2013, Oria-de-Rueda et al. 2008, Santos-Silva et al. 2011).

O Montado suporta ainda uma vasta gama de atividades de recreio e lazer, funcionando como um suporte da identidade local de todo Alentejo (Berrahmouni e Regato 2007, Costa et al. 2009, Moreno e Pulido 2009, Pinto-Correia et al. 2011, Rodríguez-Estévez et al. 2012, Vogiatzakis et al. 2006).

1.2.2. Ecológica

1.2.2.1. Serviços do ecossistema

Os serviços dos ecossistemas são benefícios que a sociedade retira dos ecossistemas, e o Montado não é exceção. Uma boa gestão do Montado, proporciona a manutenção dos serviços indiretos do ecossistema. Os serviços prestados pelo Montado são inúmeros e abrangem diversas categorias: fornecimento de bens, como alimentos, fibras e água; serviços de regulação do clima, das cheias, das doenças e da qualidade da água e do ar; serviços de suporte, como a formação do solo, os ciclos biogeoquímicos, ou a produção primária dos ecossistemas; e por fim, serviços culturais, relacionados com as experiências estéticas, espirituais e recreativas. Para além dos referidos anteriormente, destacam-se a prevenção da erosão do solo, a recuperação dos solos, a prevenção de incêndios florestais, o sequestro de carbono, a regulação do ciclo da água e a proteção das bacias hidrográficas (Berrahmouni e Regato 2007, Costa et al. 2009, Moreno e Pulido 2009, Pinto-Correia et al. 2011, Rodríguez-Estévez et al. 2012, Vogiatzakis et al. 2006).

1.2.2.2. Biodiversidade

Inserido no segundo maior *hotspot* de biodiversidade do planeta (Pinto-Correia e Godinho 2013, Plieninger 2007), o Montado é amplamente conhecido por deter e potenciar uma elevada multiplicidade de micro-habitats que albergam uma extraordinária biodiversidade, como referido na Diretiva 92/43/CEE - Relativa à preservação dos habitats naturais e da fauna e da flora selvagens. Destacando-se a presença de inúmeras espécies com um estatuto de ameaça elevado, como é caso da águia-imperial-ibérica (*Aquila adalberti* C.L. Brehm), do abutre-negro (*Aegypius monachus* L.) e do lince-ibérico (*Lynx pardinus* Temminck), entre outras (Carrete e Donázar 2005). Estes ecossistemas são ainda cruciais durante a época

de invernada para muitas aves, como por exemplo para o grou (*Grus grus* L.) (Fig. 2) e o pombo-torcaz (*Columbra palumbus* L.). No que diz respeito à flora, mais de 235 espécies de plantas vasculares podem ser associadas ao Montado (Díaz-Villa et al. 2003), incluindo uma grande diversidade de geófitos e terófitos (Bugalho et al. 2011).



Figura 2. *Grus grus* L.

Além da riqueza faunística e florística que o Montado evidencia, suporta ainda uma elevada diversidade de fungos, destacando-se os fungos ectomicorrízicos (Richard et al. 2004, Smith et al. 2007). As espécies pertencentes ao género *Quercus* dependem dos fungos ectomicorrízicos para o seu normal desenvolvimento e para a sua sobrevivência em condições naturais (Barrico et al. 2010). Nestas zonas, a riqueza de espécies micorrízicas e sapróbias é superior em relação às zonas ocupadas por coníferas (Moreau e Courtecuisse 2003). Contabilizando-se, globalmente, a presença de mais de cinco centenas de espécies de macrofungos nas florestas mediterrânicas de *Quercus* (Azul et al. 2010, Ortega et al. 2010, Santos-Silva e Louro 2015, Santos-Silva et al. 2011). Entre estas espécies destacam-se pelas suas propriedades gastronómicas: *Amanita ponderosa* Malençon & R. Heim, *Boletus edulis* Bull. (Fig. 3), *Cantharellus cibarius* Fr. e *Terfezia arenaria* (Moris) Trappe e pelas suas propriedades medicinais: *Ganoderma lucidum* (Curtis) P. Karst. e *Trametes versicolor* (L.) Lloyd. Toda esta riqueza salienta a importância do Montado, constituindo um património

natural único no Sul da Europa (Santos e Thorne 2010, Sokos et al. 2013). Baseando-se nas características únicas e na importância que o Montado desempenha para Portugal e para o Mundo, a Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Alentejo prepara a sua candidatura a Património Mundial pela UNESCO. No entanto, salienta-se a escassez de estudos direcionados para os macrofungos, sendo necessário avaliar o estado real das espécies no Montado (p. ex. distribuição, estatuto de ameaça, entre outros).



Figura 3. *Boletus edulis* Bull.

1.3. Macrofungos

Os fungos foram incluídos por Lineu em 1753 no reino vegetal, só mais tarde Whittaker (1969) os colocaria num reino próprio (*Fungi*). Atualmente, os organismos que antes se consideravam fungos dividem-se em três reinos: *Fungi*, *Protista* e *Stramenopila* (Desprez-Loustau et al. 2007). Estão descritas 132.848 espécies de fungos, divididas por 5 filos, destacando-se os filos *Ascomycota* (82.981) e *Basidiomycota* (47.022). Das cerca de 20.000 espécies descritas para a Europa, menos de metade produzem frutificações macroscópicas (Roskov et al. 2016). O termo macrofungos, define um grupo artificial que engloba todas aquelas espécies que independentemente da posição filogenética produzem esporocarpos observáveis a olho nu (Senn-Irlet et al. 2007). Os fungos são heterotróficos e possuem necessidades nutricionais que têm vindo a ser esclarecidas a partir de ensaios experimentais. Embora o modo de nutrição por absorção seja generalizado, os fungos adotaram diferentes estratégias para a obtenção de fontes de carbono e nutrientes que necessitam. Por essa razão,

é possível classificar os fungos em três grandes grupos tróficos: sapróbios, parasitas e micorrízicos. Os fungos sapróbios são responsáveis pela degradação da matéria morta ou em decomposição, como por exemplo madeira, restos vegetais ou excrementos de animais, materiais a partir dos quais obtêm a energia necessária para sobreviver (p. ex. *Mycena haematopus* (Pers.) P. Kumm. (Fig. 4) – decompositor da madeira e *Cyathus stercoreus* (Schwein.) De Toni – decompositor de excrementos) (Jasalavich et al. 2000). Através de um vasto complexo enzimático, estão fortemente aptos para degradar fontes de carbono complexas, tais como a celulose ou a lenhina (Peay et al. 2008). Como resultado do seu processo de obtenção de energia, origina-se a volatilização de dióxido de carbono e vapor de água e a libertação de azoto, fósforo, potássio e enxofre, retornando estes nutrientes ao ecossistema, de forma a serem reutilizados por plantas e microrganismos, demonstrando-se assim o papel essencial dos fungos no ciclo de carbono e azoto (Peay et al. 2008).



Figura 4. *Mycena haematopus* (Pers.) P. Kumm.

Os fungos parasitas invadem um hospedeiro vivo e desenvolvem-se utilizando os produtos da degradação do seu hospedeiro. Estes fungos infetam plantas, animais e outros fungos podendo, ou não, ocasionar a sua morte (Thorn e Barron 1984). Os fungos parasitas aceleram o final de vida das árvores fracas ou debilitadas, contribuindo para a renovação das florestas. São exemplo disso, *Armillaria mellea* (Vahl) P. Kumm. e *Tremella foliacea* Pers.

Por último, existem fungos que estabelecem relações mutualistas com as raízes das plantas, denominados fungos micorrízicos (Courty et al. 2010, Harley 1989, Senn-Irlet et al.

2007). Existem diversos tipos de micorrizas, sendo que as ectomicorrizas são geralmente formadas por fungos pertencentes aos filos *Basidiomycota* e *Ascomycota* e espécies arbóreas e arbustivas (Brundrett e Cairney 2002). Nesta relação, existem claros benefícios para ambos, desempenhando os fungos ectomicorrízicos um papel crucial na sanidade e fitness dos povoamentos florestais. As plantas fornecem a fonte de energia necessária para os fungos subsistirem e estes em troca facultam às plantas hospedeiras: (1) nutrientes e água; (2) proteção contra patógenos; (3) proteção contra compostos tóxicos; (4) transferência de substâncias diversas, através de uma rede micelial que promove a comunicação entre as plantas (Azul et al. 2010, Barrico et al. 2010). Muitos fungos ectomicorrízicos produzem esporocarpos que representam uma fonte de alimento para muitos animais (p. ex. *Amanita caesarea* (Scop.) Pers., *Boletus reticulatus* Schaeff.), incluindo o homem (Cázares et al. 1999, McIlwee e Johnson 1998).

1.4. Ameaças ao Montado

Atualmente, são inúmeras as ameaças que afetam o Montado. São disso exemplo: o êxodo rural das últimas décadas (Pinto-Correia 2000, Pinto-Correia e Mascarenhas 1999) e o aumento das monoculturas e da agricultura intensiva. Esta conjugação, afeta negativamente as áreas de sobreiro e de azinheira, resultando num decréscimo dessas áreas (1% e 10 % respetivamente) a nível nacional (ICNF 2013). A área de sobreiro sofreu perdas em detrimento das áreas de matos e de pastagens de cerca de 28.000 ha, sendo que a área de azinhal sofreu perdas de cerca de 35.000 ha (ICNF 2013). Outro dos problemas que afetam o Montado, é a intensificação do número de cabeças de gado e o aumento de raças com maior tonelagem, excedendo a capacidade de suporte do sistema. Este excedente resulta numa destruição da regeneração natural do sobreiro e da azinheira e numa compactação dos solos, afetando a estrutura dos solos e o sistema radicular das árvores (Pinto-Correia e Mascarenhas 1999, Plieninger 2007, Plieninger e Wilbrand 2001). Outra das ameaças à continuidade do Montado, assenta na falta de limpeza dos matos, resultando numa proliferação excessiva do coberto arbustivo. Essa proliferação vai gerar uma competição direta entre árvores e arbustos, por nutrientes e água (Sousa 1992), afetando a sanidade dos povoamentos arbóreos (Pinto-Correia 2000, Pinto-Correia e Mascarenhas 1999). Na tentativa de solucionar o problema dos matos, surgiu outro problema, a escolha de métodos agressivos (gradagens profundas, uso de

maquinaria pesada, entre outros) para a limpeza do coberto arbustivo, resultando na destruição das raízes das árvores, da regeneração natural do sobreiro e da azinheira e na compactação do solo (Plieninger 2007, Plieninger e Wilbrand 2001). A poda excessiva das árvores é outro dos problemas que o Montado enfrenta, provocando danos severos e irreversíveis que afetam a sanidade das árvores (Cañellas et al. 2007, Lopes 1996, Rodrigues 1994). As secas cada vez mais constantes e severas, induzidas pelas alterações climáticas, juntamente com um aumento dos incêndios florestais, provoca uma mudança na estrutura da paisagem do Montado, provocando a sua regressão para um grande e persistente matagal (Acácio et al. 2009).

Existem ainda ameaças exclusivas de cada tipo de Montado (sobro e azinho). No caso do Montado de sobreiro, a extração incorreta de cortiça e o desrespeito pelos 9 anos de intervalo estipulados, afeta a sanidade das árvores. No caso do Montado de azinho, a intensificação da produção de cereais (Mascarenhas 1995), a redução do número de árvores e o aumento da mecanização. Esta conjugação de fatores, associadas ao efeito das alterações climáticas, resulta em taxas de regeneração insuficientes e as poucas árvores que resistem apresentam graves danos no seu sistema radicular (Pinto-Correia e Mascarenhas 1999, Plieninger 2007, Plieninger e Wilbrand 2001).

Todas as ameaças referidas: o excesso de mobilização do solo, as podas excessivas, o excesso de encabeçamento e a uniformização da paisagem, afetam não só a produtividade dos macrofungos como danificam as raízes das árvores, quebrando as associações micorrízicas entre fungos e plantas e expondo as plantas a doenças e pragas (Santos-Silva et al. 2011). Pelo exposto, o Montado, como o conhecemos, enfrenta hoje grandes desafios à sua continuidade, não só devido ao desaparecimento das suas importantes árvores como também da sua riquíssima biodiversidade, em particular das comunidades fúngicas do solo.

1.5. Sistemas agrícolas High Nature Value (HNV)

Para reforçar a importância dos sistemas agrícolas rurais na conservação da biodiversidade e na proteção dos valores naturais e culturais, nasceu em 1990 o conceito de sistemas agrícolas HNV. Este conceito surgiu com o propósito de salientar o papel dos sistemas antropomorfizados na conservação da biodiversidade em áreas rurais (Bignal e Mccraken 2000). O Montado é um desses sistemas, pois devido às suas peculiaridades pode ser

classificado amplamente como um sistema agrícola HNV, tal como proposto pela Agência Europeia do Ambiente (Paracchini et al. 2008, Pinto-Correia e Ribeiro 2012).

Como definido por Andersen et al. (2003), o conceito HNV inclui áreas na Europa onde a agricultura é o uso do solo mais comum ou dominante e onde existe uma elevada diversidade de habitats e espécies, muitas delas com um estatuto de conservação e/ou de preocupação elevada a nível Europeu. Originalmente foram usadas três abordagens distintas para a identificação dessas áreas: a primeira através da identificação do uso do solo; a segunda, através da utilização dos sistemas agrícolas, e a terceira e última com recurso a listas de espécies e habitats. Das três abordagens, descrevem-se em seguida as que utilizam como indicadores as espécies e habitats na identificação dos sistemas agrícolas HNV. Para essa identificação, foram usadas como fonte: rede NATURA 2000, Important Bird Areas (IBAs), Prime Butterfly Areas (PBAs) e bases de dados nacionais de biodiversidade. No caso particular do Montado, enquanto Bugalho et al. (2015) procurou identificar as áreas de máxima biodiversidade e a disponibilidade de serviços de ecossistema recorrendo a listagens de espécies ameaçadas de aves e répteis, Catarino et al. (2014) testou a robustez de parâmetros como a diversidade e a riqueza de específica de alguns grupos de aves para funcionarem como indicadores de sistemas de montado HNV. Todavia, os estudos para avaliação destas áreas de elevado valor natural (HNV) continuam a incidir apenas sobre alguns grupos taxonómicos, desprezando grupos biológicos menos estudados mas não menos importantes para a manutenção dos ecossistemas. Urge a necessidade de explorar novos grupos taxonómicos para complementar a informação já obtida, particularmente as comunidades de macrofungos do solo. Estas comunidades apresentam uma riqueza excepcional e desempenham um papel fulcral nos processos ecológicos dos ecossistemas de Montado (Roberts et al. 2004, Santos-Silva et al. 2011). Importa, pois, avaliar de que forma as comunidades de macrofungos podem caracterizar sistemas agrícolas HNV e definir indicadores para classificar áreas de Montado.

1.6. Objetivos

As comunidades de macrofungos desempenham um papel fundamental no equilíbrio e na sanidade dos ecossistemas de montado. Sendo o montado um sistema semi-natural, cuja manutenção depende da intervenção humana, as tipologias de gestão aplicadas moldam a paisagem e simultaneamente influenciam a riqueza de macrofungos, privilegiando algumas

espécies em detrimento de outras, fazendo variar a proporção de grupos tróficos existentes e a longo prazo condicionam a produtividade florestal e a biodiversidade destes sistemas. Importa assim avaliar até que ponto as comunidades de macrofungos são um bom indicador destas tipologias de gestão e quais os *taxa* que poderão indicar áreas HNV. A Herdade Experimental da Mitra, propriedade da Universidade de Évora, é uma área de Montado com características de excelência para o estudo da biodiversidade, pois possui uma elevada riqueza específica, fruto do seu enquadramento biogeográfico e do seu historial de uso de solo (Mitra-Nature 2014), sendo uma área privilegiada para executar os trabalhos propostos.

2. Materiais e Métodos

2.1. Área de estudo

O trabalho de campo decorreu no Sul de Portugal, no Concelho de Évora, mais concretamente na Herdade Experimental da Mitra. A Herdade está enquadrada pelos paralelos de $38^{\circ} 31'$ e de $38^{\circ} 32'$ de latitude Norte e pelos meridianos de $8^{\circ} 00'$ e de $8^{\circ} 01'$ de longitude Oeste de Greenwich (Fig. 5). O clima é do tipo meso-mediterrânico, de Verões secos e Invernos chuvosos (Mendes et al. 1991). Caracteriza-se pela presença de uma secura prolongada durante os meses de verão (2-4 meses) e por invernos húmidos e suaves, com ocorrência de precipitação durante o Outono e o Inverno. A precipitação média anual é de cerca de 660 mm, a temperatura média anual de $15,4^{\circ}\text{C}$ e a evaporação média anual de 1760 mm (INMG 1991).

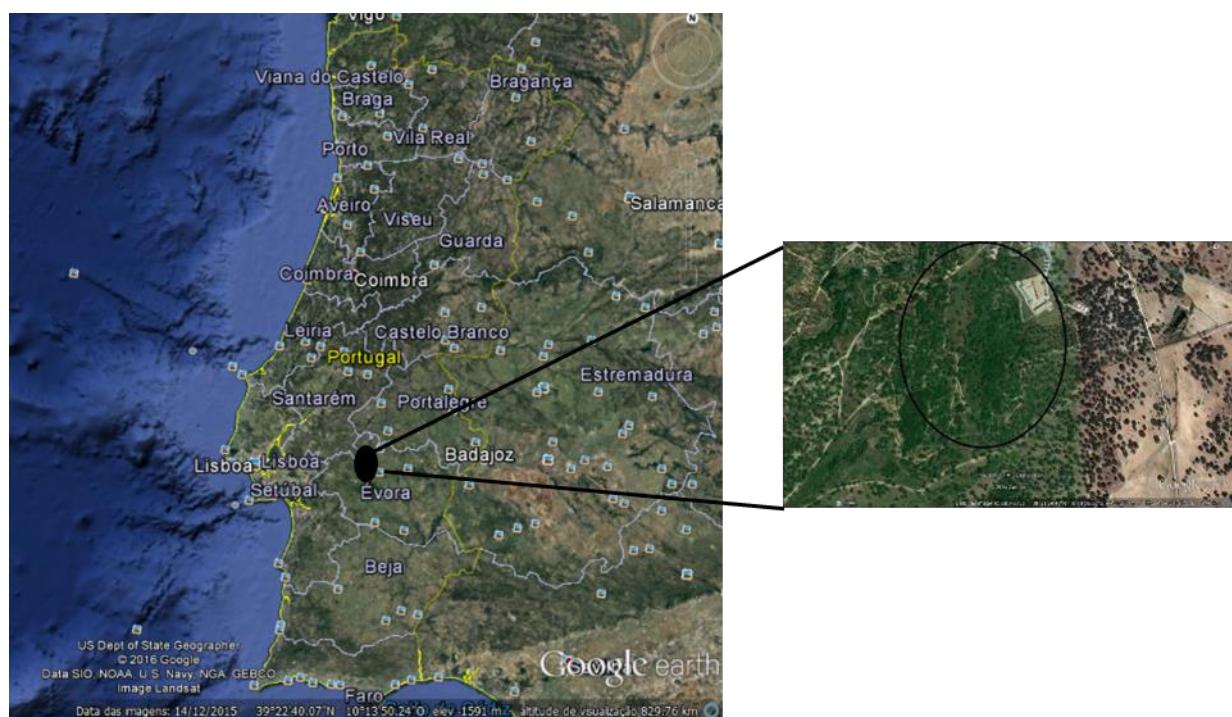


Figura 5. Localização da área de estudo

A área de estudo apresenta um relevo ondulado com declives entre os 5% e os 16%, sendo frequentes os afloramentos rochosos. No estrato litológico assinala-se a presença de granitos e gnaisses, predominando os Solos Litológicos Não-Húmidos Pouco Insaturados Normais de Gnaisses (Sá et al. 2001).

A vegetação caracteriza-se por um Montado misto de sobreiro (*Quercus suber*) e azinheira (*Quercus rotundifolia*), inserido na série *Pyro bourgaenae-Quercetum rotundifoliae* S. Assim, destacam-se três estratos: arbóreo, composto essencialmente por *Quercus rotundifolia* e *Quercus suber*; arbustivo, composto maioritariamente por *Cistus salvifolius* L. e por *Cistus ladanifer* L. (Fig. 6), *Myrtus communis* L., *Rosmarinus officinalis* L., *Arbutus unedo* L. e *Quercus coccifera* L.; e herbáceo, representado essencialmente pelas famílias *Poaceae*, *Asteraceae* e *Fabaceae* (Sá et al. 2001). A fisionomia do montado é a predominante na região do Alentejo Central, com densidades arbóreas que variam entre 30 a 50 árvores/ha, num mosaico de situações quase extremas. As potencialidades da área de estudo são propícias para uma exploração multifuncional e múltiplas atividades decorreram intermitentemente ao longo das últimas décadas. Destas destacam-se, a extração de cortiça, a agricultura, a pastorícia (gado bovino e caprino), a apicultura, a colheita de cogumelos, espargos e outras plantas comestíveis, e ainda com menos expressão, atividades cinegéticas e de lazer.



Figura 6. *Cistus ladanifer* L.

2.2. Amostragem e procedimentos experimentais

Com recurso ao QGIS 2.14.9 analisou-se o ortofotomap da Herdade Experimental da Mitra, com o propósito de identificar áreas com distintas fisionomias da paisagem e definir diferentes tipologias. Com base na estimativa dos valores do coberto arbóreo, foram

identificadas na área de montado misto quatro tipologias (T1, T2, T3 e T4). Para cada tipologia foram selecionados seis transectos de amostragem (500 m² cada), no total de vinte e quatro transectos na área experimental. Em seguida, os transectos foram identificados e delimitados no terreno, procedendo-se a pequenas correções, consideradas necessárias para possibilitar a execução das amostragens de campo.

A avaliação da composição e estrutura da vegetação de cada transecto realizou-se em Abril de 2012, tendo sido avaliados os seguintes parâmetros: estrato arbóreo - altura e diâmetro das árvores, número de árvores, percentagem de coberto e percentagem de regeneração; estrato arbustivo: altura máxima, média e mínima do coberto, percentagens de coberto total e do coberto do género *Cistus*, número de espécies; estrato herbáceo: altura máxima, média e mínima do coberto, percentagem de coberto total e do coberto das famílias *Asteraceae*, *Fabaceae* e *Poaceae*.

A amostragem de macrofungos, por transecto, (Fig. 7) decorreu quinzenalmente entre o Outono de 2012 e o Outono de 2016, excetuando os meses de Verão em que a temperatura e a humidade foram desfavoráveis à frutificação dos fungos. Os esporocarpos de macrofungos



Figura 7. Amostragem de esporocarpos

foram contados, recolhidos e transportados para o laboratório de modo a assegurar que todos os exemplares fossem identificados corretamente, principalmente aqueles de difícil identificação no campo (Ódell et al. 2004). Todos os exemplares foram, sempre que possível, identificados ao nível taxonómico específico ou sub-específico, recorrendo a diversos guias de campo, chaves e monografias (p. ex. Bon 2004, Breitenbach e Kränzlin 1984-2000; Frade e Alfonso 2003, Gerhardt et al. 2000, Kränzlin 2005, Muñoz 2005). Ocorreram algumas exceções, em particular quando os exemplares se encontravam incompletos ou em mau estado de conservação, em que a determinação foi efetuada até ao nível taxonómico genérico. No final deste processo, os exemplares representativos dos *taxa* identificados, foram submetidos a um processo de secagem, numa estufa de ventilação forçada, a 35°C de temperatura, sendo depois devidamente acondicionados e incluídos no Herbário da Universidade de Évora (UEVH-FUNGI). A nomenclatura atualizada dos *taxa* de macrofungos foi consultada na base de dados online Index Fungorum (www.indexfungorum.org). Cada *taxa* foi ainda classificado de acordo com o respetivo grupo trófico (micorrízico, parasita ou sapróbio) (p. ex. Breitenbach e Kränzlin 1984-2000, Kränzlin 2005, Moreno et al. 1986). Alguns *taxa* cujo grupo trófico é ainda incerto ou não foi devidamente confirmado, foram incluídos no grupo trófico mais provável de acordo com a bibliografia consultada.

2.3. Análise de dados

Foram excluídas das análises as variáveis do coberto vegetal que apresentaram uma correlação significativa superior a 90%, tendo sido escolhida apenas uma delas para os testes subsequentes.

As diferenças das médias da produtividade e riqueza de esporocarpos (total, micorrízica e sapróbia) por tipologia e entre as variáveis explanatórias (composição e estrutura do coberto vegetal) por tipologia, foram testadas através da análise one-way ANOVA seguida do teste post hoc de Tukey.

Na determinação da riqueza e da diversidade das espécies de macrofungos em cada tipologia, foram utilizados os seguintes índices: o índice de riqueza de Margalef (M), estima a diversidade de uma comunidade com base na distribuição numérica dos indivíduos das diferentes espécies em função do número total de indivíduos existentes na amostra analisada.

Valores de M inferiores a 2 correspondem a uma baixa diversidade e valores superiores a 5 indicam uma elevada diversidade (Margalef 1958); o índice de dominância de Simpson (D), mede a probabilidade de dois indivíduos, selecionados ao acaso na amostra, pertencerem à mesma espécie (Brower e Zarr 1984), variando entre 0 e 1, quanto mais elevado o seu valor menor a diversidade da população; o índice de diversidade de Shannon (H'), conjuga a riqueza específica com a abundância de cada espécie fornecendo informação sobre a heterogeneidade da distribuição das espécies (Magurran 1998), quanto maior for o seu valor, maior será a diversidade da população em estudo; e o índice de equitatividade de Pielou (P), utilizado para definir a homogeneidade da distribuição da abundância das espécies numa comunidade. Este índice varia entre 0 e 1, onde 1 representa a máxima diversidade, ou seja, todas as espécies são igualmente abundantes. Para o cálculo dos quatro índices de diversidade, utilizaram-se as seguintes fórmulas e salientaram-se as particularidades de cada índice:

Margalef
(M)

$$M = \frac{S - 1}{\ln N}$$

- Riqueza
- Diversidade de uma comunidade
- Valores inferiores a 2 baixa diversidade e superior a 5 elevada

Simpson
(D)

$$D = \sum_{i=1}^S P_i^2$$

$$P_i = \frac{N_i}{N}$$

- Dominância
- Diversidade de uma comunidade
- Variam de 0 a 1 (mais elevado menor a diversidade)

Shannon
(H')

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i$$

$$P_i = \frac{N_i}{N}$$

- Diversidade
- Quanto maior o seu valor maior a diversidade

Pielou (P)

$$E = \frac{H'}{\ln S}$$

- Equitatividade
- Homogeneidade da distribuição das espécies numa comunidade
- Varia entre 0 e 1, 1 representa a máxima diversidade

Onde, S corresponde ao número total de espécies da amostra, P_i a abundância relativa da espécie i na amostra e N ao número total de esporocarpos produzidos na amostra.

Com intuito de averiguar a correlação entre os *taxa* de macrofungos e as diferentes tipologias utilizou-se uma técnica de análise multivariada, mais concretamente uma análise

de correlação canónica (CCA). Esta análise permite-nos identificar os *taxa* de macrofungos associados a cada tipologia e posteriormente projetar sobre o resultado as variáveis da vegetação selecionadas.

Todos os cálculos foram efetuados através do IBM SPSS Statistics 22.0 para Windows (SPSS Inc., Chicago, IL, United States) e o software CANOCO 4.5.

3. Resultados

3.1. Caracterização da vegetação

Como seria esperável a percentagem de coberto arbóreo é significativamente diferente nas 4 tipologias, com valores mais elevados na T1 e T2 (Tab. 1).

Tabela 1. Valores médios e respectivos erros padrão das variáveis do coberto vegetal por tipologia (T1 a T4) (TC – Coberto arbóreo, TMaxH – Altura máxima das árvores, TMaxD – Diâmetro máximo das árvores, SC – Coberto arbustivo, SMaxH – Altura máxima dos arbustos, CistusC – Coberto do género *Cistus*, SSpN – Número de espécies arbustivas, HC – Coberto herbáceo, PoacC – Coberto do género *Poaceae*, FabC – Coberto do género *Fabaceae*, AstC – Coberto do género *Asteraceae*, Treg – Regeneração arbórea).

		T1	T2	T3	T4
árvores	Cobertura (%)	0,788 ^a ± 0,06	0,595 ^d ± 0,04	0,399 ^b ± 0,02	0,324 ^c ± 0,07
	Altura máxima (m)	12,77 ^a ± 0,59	11,46 ^a ± 0,40	12,25 ^a ± 0,91	9,22 ^b ± 0,44
	Diâmetro máximo (m)	0,691 ^a ± 0,09	0,507 ^b ± 0,03	0,642 ^{a,b} ± 0,07	0,558 ^{a,b} ± 0,02
	Treg (%)	0,073 ^a ± 0,02	0,024 ^b ± 0,01	0,035 ^{a,b} ± 0,01	0,012 ^b ± 0,01
arbustos	Cobertura (%)	0,441 ^a ± 0,05	0,432 ^a ± 0,05	0,683 ^b ± 0,04	0,611 ^b ± 0,05
	Altura máxima (m)	0,988 ^a ± 0,07	1,093 ^a ± 0,08	1,114 ^a ± 0,07	1,007 ^a ± 0,16
	<i>Cistus</i> spp. - Cobertura (%)	0,423 ^a ± 0,05	0,412 ^a ± 0,05	0,643 ^b ± 0,05	0,558 ^{a,b} ± 0,05
	Número de espécies	4,33 ^a ± 0,49	4,83 ^a ± 1,25	4,67 ^a ± 0,67	5,50 ^a ± 0,76
herbáceas	Cobertura (%)	0,305 ^{a,b} ± 0,07	0,391 ^b ± 0,04	0,191 ^a ± 0,03	0,292 ^{a,b} ± 0,04
	<i>Poaceae</i> - Cobertura (%)	0,155 ^a ± 0,02	0,203 ^a ± 0,01	0,109 ^a ± 0,06	0,153 ^a ± 0,02
	<i>Fabaceae</i> - Cobertura (%)	0,066 ^a ± 0,01	0,080 ^a ± 0,01	0,040 ^a ± 0,01	0,088 ^a ± 0,02
	<i>Asteraceae</i> - Cobertura (%)	0,057 ^a ± 0,01	0,081 ^a ± 0,02	0,033 ^a ± 0,01	0,045 ^a ± 0,02

Valores médios seguidos por letras iguais não são significativamente diferentes para valores de $p \leq 0,01$

A tipologia 1 caracteriza-se pela presença de árvores de grande porte e uma taxa de regeneração relativamente elevada, com manchas de coberto arbustivo e com um estrato herbáceo relevante. A tipologia 2, apresenta árvores de diâmetros inferiores, em densidades superiores, muito provavelmente pertencentes a uma faixa etária mais baixa, e uma cobertura herbácea elevada. A tipologia 3 caracteriza-se pela presença de uma cobertura arbustiva elevada, maioritariamente composta por espécies pertencentes ao género *Cistus*, e uma cobertura herbácea reduzida. Por último, a tipologia 4, destaca-se por um estrato arbóreo composto essencialmente por árvores de pequeno porte e por uma taxa de regeneração arbórea relativamente baixa. Na altura máxima dos arbustos e no número de espécies arbustivas não se observaram diferenças significativas entre as tipologias (Tab. 1). As

principais espécies arbustivas observadas nas tipologias foram: *Cistus salvifolius*, *C. crispus* L., *C. ladanifer*, *C. monspeliensis* L. e *Myrtus communis*, sendo o *C. salvifolius* a espécie mais abundante. Em todas as tipologias, o estrato herbáceo é representado quase totalmente por *taxa* pertencentes às famílias *Poaceae*, *Fabaceae* e *Asteraceae*, ocupando as *Poaceae* cerca de 50% da cobertura total.

3.2. Caracterização das comunidades de macrofungos

No decorrer deste estudo, 43 famílias e 98 géneros de macrofungos foram identificados nas diferentes tipologias de Montado, num total de 279 *taxa* pertencentes a diferentes grupos tróficos: 146 micorrízicos, 128 sapróbios e 5 parasitas. Das 43 famílias identificadas, destacam-se pela sua riqueza específica: *Russulaceae*, *Agaricaceae*, *Tricholomataceae*, *Amanitaceae*, *Boletaceae*, *Cortinariaceae*, *Entolomataceae*, *Hymenogastraceae*, *Inocybaceae*, *Psathyrellaceae* e *Mycenaceae* (Fig. 8). Juntas, representam cerca de 71 % do total dos *taxa* identificados. Em relação aos géneros assinalados durante o período de estudo, 12 deles (*Russula*, *Amanita*, *Cortinarius*, *Entoloma*, *Inocybe*, *Lactarius*, *Mycena*, *Clitocybe*, *Hebeloma*, *Agaricus*, *Lepiota* e *Psathyrella*) englobam 51 % do total de *taxa* infra-genéricos identificados (Fig. 9).

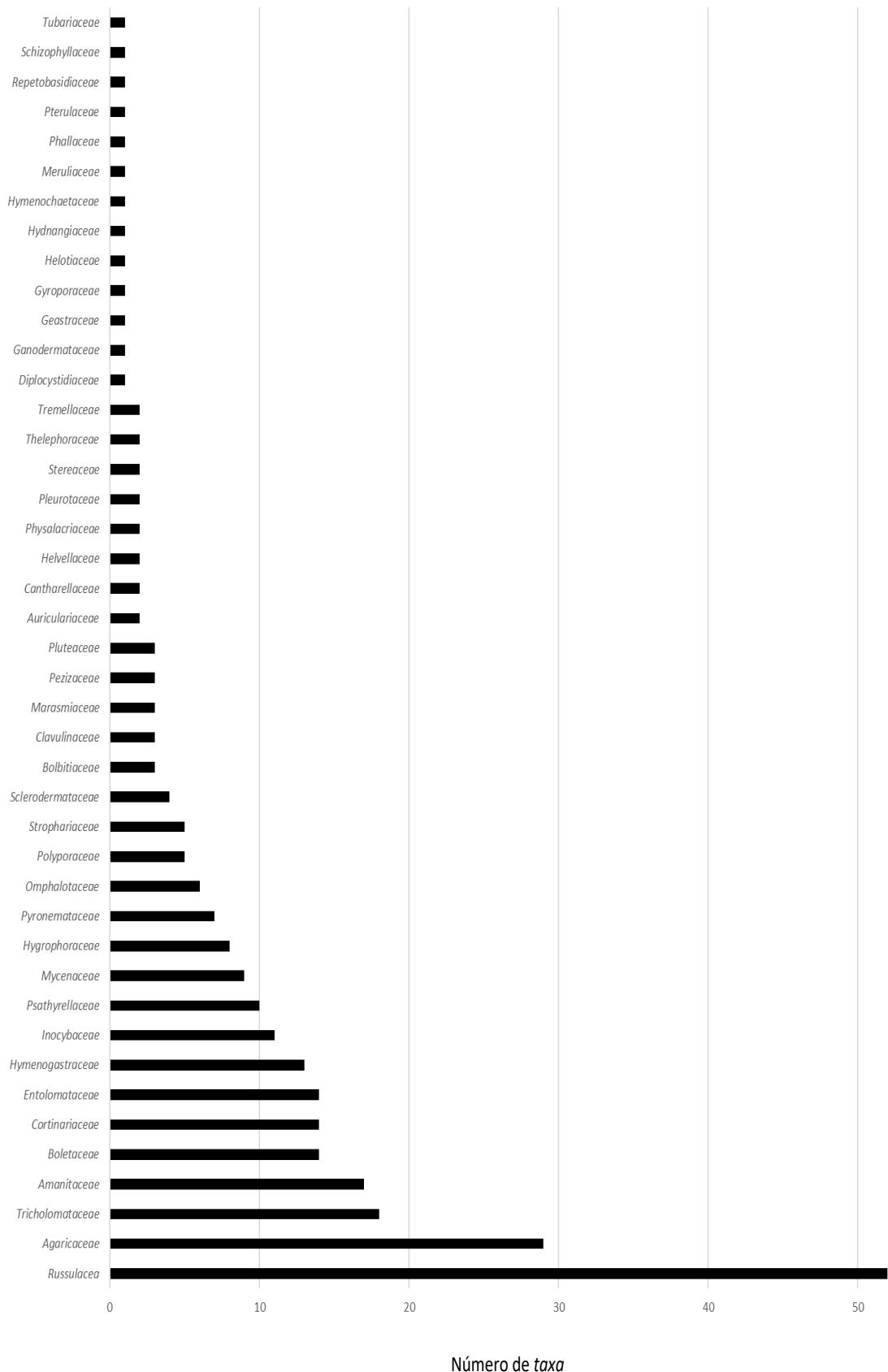


Figura 8. Distribuição, por famílias, dos taxa de macrofungos registados durante o período de estudo

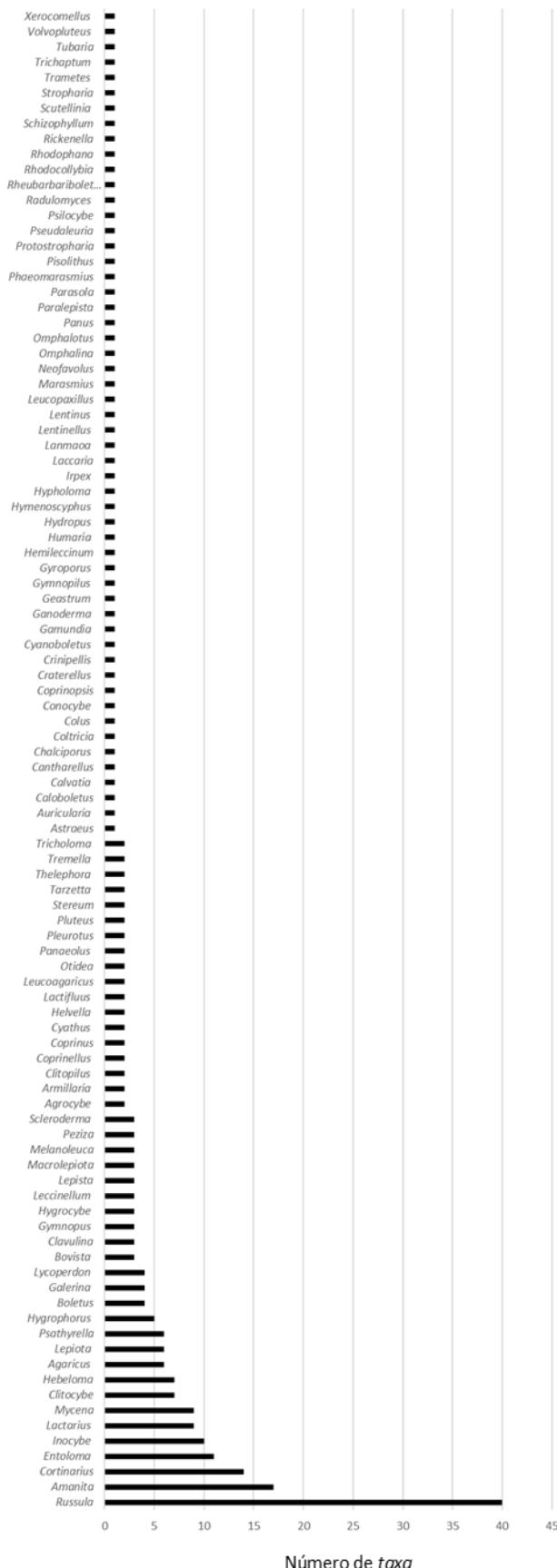


Figura 9. Distribuição, por géneros, dos taxas de macrofungos registados durante o período de estudo

Do total de *taxa* registados, apenas 13% (14 espécies micorrízicas e 19 sapróbias) ocorreram em todas as tipologias (Fig. 10). Cerca de 17% (38 espécies micorrízicas e 9 sapróbias) do total das espécies ocorreram exclusivamente em T1, 8% em T2 (2 espécies micorrízicas, 19 sapróbias e 1 parasita), 8% em T3 (16 espécies micorrízicas e 7 sapróbias) e 6% em T4 (16 espécies sapróbias e 1 parasita).

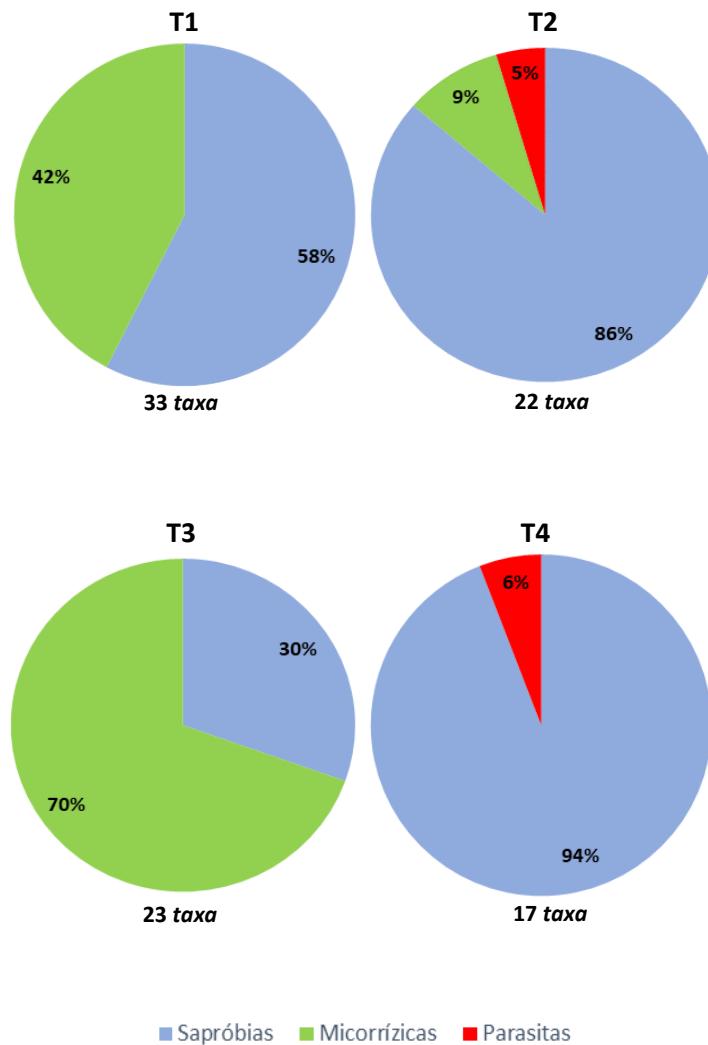


Figura 10. Percentagem de grupos tróficos para as espécies de macrofungos que ocorrem exclusivamente em cada tipologia (T1, T2, T3 e T4)

A riqueza específica total e a riqueza específica das espécies micorrízicas diferiram significativamente entre tipologias, com valores muito superiores para T1 (Fig. 11). O mesmo não se verificou para as espécies sapróbias, cuja riqueza foi superior nas tipologias T2 e T4.

Em relação às espécies parasitas, que ocorreram em baixo número, não se observaram diferenças significativas na sua riqueza específica entre tipologias. Salienta-se que, devido à sua ocorrência pontual não foi possível matematicamente calcular os valores dos índices de diversidade (Tab. 2). Os valores de produtividade, total e das espécies micorrízicas, apresentaram um padrão semelhante aos evidenciados anteriormente para a riqueza específica. A produtividade das espécies sapróbias diferiu entre tipologias, com valores significativamente inferiores para T1. Não ocorreram diferenças para as espécies parasitas (Tab. 2).

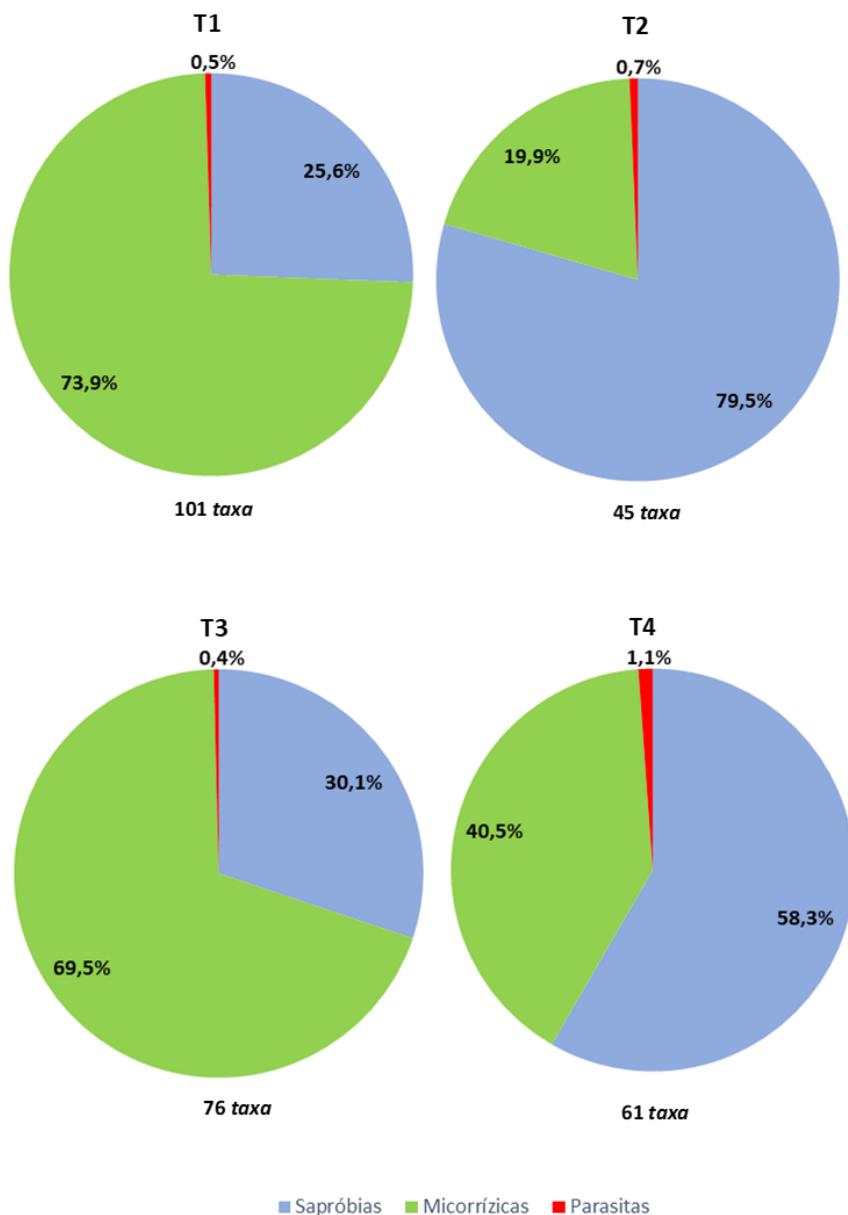


Figura 11. Percentagem de grupos tróficos para as espécies de macrofungos presentes nas quatro tipologias (T1, T2, T3 e T4)

Tabela 2. Valores médios e respectivos erros padrão das variáveis: riqueza específica, produtividade, respectivamente para o total dos macrofungos presentes, para espécies micorrizicas, para as espécies sapróbias e para as espécies parasitas, para cada uma das tipologias (T1 a T4).

		T1	T2	T3	T4
Riqueza específica	Total	101 \pm 2,02 ^a	45 \pm 2,08 ^d	76 \pm 1,29 ^b	61 \pm 0,75 ^c
	Micorrízicas	75 \pm 1,98 ^a	9 \pm 1,14 ^d	53 \pm 1,47 ^b	25 \pm 1,51 ^c
	Sapróbias	26 \pm 0,79 ^a	36 \pm 2,10 ^b	23 \pm 1,72 ^a	36 \pm 1,56 ^b
	Parasitas	0,5 \pm 0,22 ^a	0,3 \pm 0,33 ^a	0,3 \pm 0,21 ^a	0,7 \pm 0,33 ^a
Produtividade	Total	899 \pm 21,42 ^a	418 \pm 15,70 ^d	870 \pm 8,02 ^b	556 \pm 8,96 ^c
	Micorrízicas	710 \pm 19,92 ^a	80 \pm 12,43 ^d	613 \pm 13,33 ^b	264 \pm 21,95 ^c
	Sapróbias	181 \pm 7,22 ^a	330 \pm 17,08 ^c	255 \pm 12,29 ^b	286 \pm 21,22 ^{b,c}
	Parasitas	7,8 \pm 3,75 ^a	9,0 \pm 8,83 ^a	1,2 \pm 0,83 ^a	6,0 \pm 5,60 ^a

Valores médios seguidos por letras iguais não são significativamente diferentes para valores de $p \leq 0,01$

Os resultados obtidos para o índice de Shannon (H), para o total de espécies, revelaram uma maior homogeneidade na distribuição das espécies em T1, seguida de T3 e finalmente por T2-T4. Para as espécies micorrízicas, os valores deste índice diferiram significativamente entre todas as tipologias, sendo muito baixos em T2. Contudo, esta tipologia foi a que apresentou os valores de H mais elevados para as espécies sapróbias. Os valores de equitatividade (P), para o total das espécies e para as espécies sapróbias apresentaram o mesmo padrão, sendo superiores para T1-T2 e inferiores para T3-T4. Para as espécies micorrízicas, o valor de P é substancialmente mais baixo para T2 (Tab. 3). O índice de dominância de Simpson (D), para o total de espécies, diferiu significativamente entre todas as tipologias, evidenciando uma diversidade muito superior para T1. O mesmo não se verificou para as espécies micorrízicas e sapróbias, pois no caso das primeiras T1 e T3 apresentaram diversidades superiores e no caso das segundas o índice de dominância foi superior em T1 e T2. (Tab. 4). A riqueza (M) para o total das espécies e para as espécies micorrízicas diferiu significativamente entre tipologias, com valores muito superiores para T1, em particular para as espécies micorrízicas. O mesmo não se verificou para as espécies sapróbias, cujo valor de M foi superior nas tipologias T2-T4.

Tabela 3. Valores médios e respectivos erros padrão das variáveis: índice de diversidade de Shannon, índice de equitatividade de Pielou, respectivamente para o total dos macrofungos presentes, para espécies micorrizicas, para as espécies sapróbias e para as espécies parasitas, para cada uma das tipologias (T1 a T4).

		T1	T2	T3	T4
Índice de Shannon	Total	3,78 ± 0,03 ^a	3,13 ± 0,02 ^c	3,38 ± 0,01 ^b	3,14 ± 0,04 ^c
	Micorrízicas	3,42 ± 0,03 ^a	1,31 ± 0,15 ^d	2,95 ± 0,03 ^b	2,12 ± 0,07 ^c
	Sapróbias	2,68 ± 0,02 ^a	2,94 ± 0,03 ^c	2,32 ± 0,07 ^b	2,70 ± 0,08 ^a
Índice de Pielou	Total	0,82 ± 0,003 ^a	0,82 ± 0,008 ^a	0,78 ± 0,005 ^b	0,76 ± 0,011 ^b
	Micorrízicas	0,79 ± 0,004 ^a	0,60 ± 0,036 ^c	0,74 ± 0,006 ^a	0,66 ± 0,014 ^b
	Sapróbias	0,82 ± 0,007 ^a	0,82 ± 0,009 ^a	0,75 ± 0,012 ^b	0,75 ± 0,020 ^b

Valores médios seguidos por letras iguais não são significativamente diferentes para valores de $p \leq 0.01$

Tabela 4. Valores médios e respectivos erros padrão das variáveis: índice de dominância de Simpson e índice de riqueza de Margalef, respectivamente para o total dos macrofungos presentes, para espécies micorrízicas, para as espécies sapróbias e para as espécies parasitas, para cada uma das tipologias (T1 a T4).

		T1	T2	T3	T4
Índice de Simpson	Total	0,042 + 0,001 ^a	0,075 + 0,003 ^d	0,064 + 0,001 ^b	0,090 + 0,004 ^c
	Micorrízicas	0,060 ± 0,002 ^a	0,407 ± 0,062 ^c	0,098 ± 0,003 ^a	0,232 ± 0,018 ^b
	Sapróbias	0,102 ± 0,004 ^a	0,096 ± 0,004 ^a	0,186 ± 0,013 ^b	0,151 ± 0,015 ^b
Índice de Margalef	Total	14,7 ± 0,26 ^a	7,3 ± 0,31 ^d	11,1 ± 0,19 ^b	9,6 ± 0,12 ^c
	Micorrízicas	11,2 ± 0,29 ^a	1,8 ± 0,21 ^d	8,1 ± 0,21 ^b	4,3 ± 0,22 ^c
	Sapróbias	4,9 ± 0,18 ^a	6,1 ± 0,32 ^c	3,9 ± 0,30 ^b	6,2 ± 0,23 ^c

Valores médios seguidos por letras iguais não são significativamente diferentes para valores de $p \leq 0.01$

A análise de correlação canónica (CCA) (Fig. 12), agrupou as áreas de amostragem por tipologia evidenciando claramente a existência de 4 tipologias, com base na abundância de distintas famílias de macrofungos e na projeção das variáveis do coberto vegetal. O eixo 1 explica 63,2 % (eigenvalue 0,787) da variância total contida na matriz dos dados e o eixo 2 explica 21,7 % (eigenvalue 0,843) da variabilidade total. O primeiro eixo separa a tipologia 1 e 3 da tipologia 2 e 4 e o segundo eixo da CCA, separa a tipologia 1 e 2 da tipologia 3 e 4, baseando-se nas famílias de macrofungos presentes em cada tipologia.

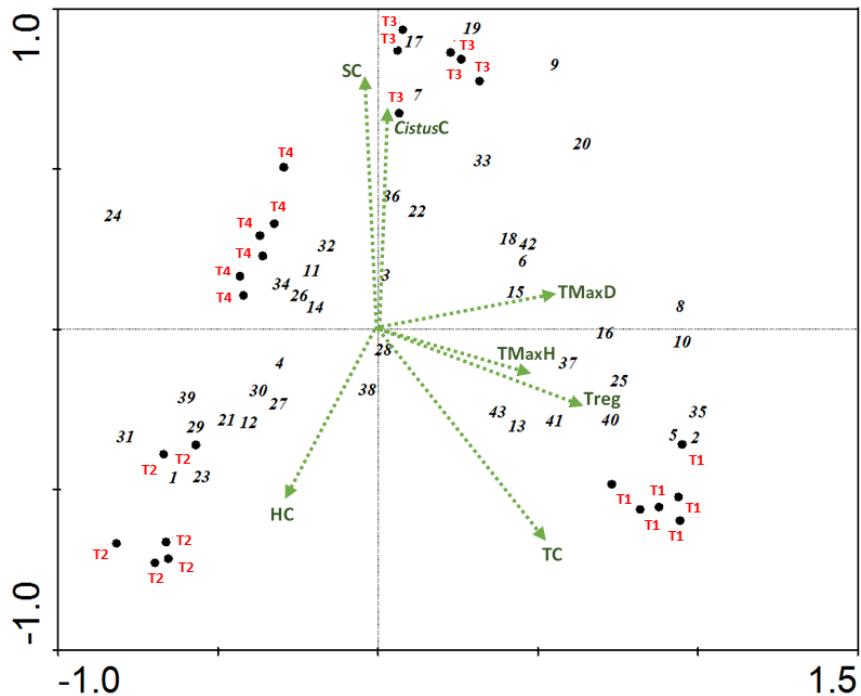


Figura 12. Diagrama da Análise de Correlação Canónica, entre as famílias de macrofungos (1 – *Agaricaceae*, 2 – *Amanitaceae*, 3 – *Auriscalpiaceae*, 4 – *Bolbitiaceae*, 5 – *Boletaceae*, 6 – *Cantharellaceae*, 7 – *Clavulinaceae*, 8 – *Cortinariaceae*, 9 – *Diplocystidiaceae*, 10 – *Entolomataceae*, 11 – *Ganodermataceae*, 12 – *Geastraceae*, 13 – *Gyroporaceae*, 14 – *Helotiaceae*, 15 – *Helvellaceae*, 16 – *Hydnangiaceae*, 17 – *Hygrophoraceae*, 18 – *Hymenochaetaceae*, 19 – *Hymenogastraceae*, 20 – *Inocybaceae*, 21 – *Marasmiaceae*, 22 – *Meruliaceae*, 23 – *Mycenaceae*, 24 – *Omphalotaceae*, 25 – *Pezizaceae*, 26 – *Phallaceae*, 27 – *Physalacriaceae*, 28 – *Pleurotaceae*, 29 – *Pluteaceae*, 30 – *Polyporaceae*, 31 – *Psathyrellaceae*, 32 – *Pterulaceae*, 33 – *Pyronemataceae*, 34 – *Repetobasidiaceae*, 35 – *Russulaceae*, 36 – *Schizophyllaceae*, 37 – *Sclerodermataceae*, 38 – *Stereaceae*, 39 – *Strophariaceae*, 40 – *Thelephoraceae*, 41 – *Tremellaceae*, 42 – *Tricholomataceae*, 43 – *Tubariaceae*) e as variáveis do coberto vegetal (TC – Coberto arbóreo, TMaxD – Diâmetro máximo das árvores, TMaxH – Altura máxima das árvores, Treg – Regeneração das árvores, SC – Coberto arbustivo, CistusC – Coberto do género *Cistus*, HC – Coberto Herbáceo).

Considerando as variáveis do coberto vegetal, salienta-se a separação entre o grupo pertencente à tipologia 1 que apresenta valores mais elevados de coberto arbóreo, altura das árvores e a regeneração arbórea; o grupo pertencente à tipologia 2 com os valores mais altos de coberto herbáceo; e por último salienta-se o grupo formado pelos transectos pertencentes às tipologias 3 e 4 com os valores mais altos de coberto arbustivo e de coberto do género *Cistus* (Fig. 12).

Considerando as famílias de macrofungos e as tipologias, na tipologia 1 as famílias que se encontraram fortemente relacionadas com a mesma são: *Amanitaceae* (2), *Boletaceae* (5) e *Russulaceae* (35). Dos 82 taxa das famílias referidas anteriormente, 22 ocorrem exclusivamente em T1. Na tipologia 2, as famílias que se encontram fortemente relacionadas

com a mesma são: *Agaricaceae* (1); *Mycenaceae* (23) e *Psathyrellaceae* (31). Dos 48 *taxa* referentes às famílias anteriores, 10 surgem exclusivamente em T2. No caso da tipologia 3, as famílias que se encontram fortemente relacionadas com esta tipologia são: *Hygrophoraceae* (17) e *Hymenogastraceae* (19). Dos 21 *taxa* referentes às famílias anteriores, 5 surgem exclusivamente em T3. Na tipologia 4, a família que se encontra fortemente relacionada com esta tipologia é *Omphalotaceae* (24) (Fig. 12).

4. Discussão

Não existindo estatuto de conservação para a quase totalidade dos macrofungos mediterrânicos, excetuando-se algumas considerações efetuadas em listas vermelhas preliminares, importa encontrar outros critérios para definir o seu grau de importância ecológica, o seu potencial risco de vulnerabilidade face aos habitats que ocupam e definir estratégias para identificação das áreas de interesse para a sua conservação. Neste contexto, assinala-se que a dominância de *taxa* micorrízicos, excepcionalmente perceptível em T1, maioritariamente associados a etapas de sucessão médio-tardias, é indicadora do bom estado de conservação das áreas pertencentes a esta tipologia. Por outro lado, ocorrem na área de estudo diversos endemismos e *taxa* característicos da região mediterrânea (p. ex. *Amanita curtipes* E. J. Gilbert, *A. gracilior* Bas & Honrubia, *A. torrendi* Justo, *Entoloma cistophilum* Trimbach, *Hebeloma cistophilum* Maire, *Lactarius cistophilus* Bon & Trimbach, *L. tesquorum* Malençon, *Leccinellum corsicum* (Rolland) Bresinsky & Manfr. Binder, *Russula cistoadelpha* M.M. Moser & Trimbach, *R. galochroides* Sarnari, *R. seperina* Dupain e *R. subazurea* Bon). Salienta-se ainda a ocorrência na área de estudo de espécies consideradas “raras” num contexto ibérico (Louro et al 2009, Ortega et al. 2010), tais como: *Agaricus porphyrlizon* P.D. Orton, *Amanita franchetii*, *A. verna* (Bull.) Lam., *Gyroporus castaneus* (Bull.) Quél., *Leucoagaricus melanotrichus* (Malençon & Bertault) Trimbach, *Phaeomarasmius erinaceus* (Fr.) Scherff. ex Romagn. e *Russula albonigra* (Krombh.) Fr. Pelo exposto anteriormente, o estudo efetuado demonstra que a diversidade de macrofungos pode ser um importante indicador para definir áreas de elevado interesse para a Conservação e consequentemente áreas de HNV.

As comunidades de macrofungos, particularmente as micorrízicas, são mais ricas e diversas na tipologia 1, evidenciando valores dos índices de Margalef e Shannon elevados quando comparados com as restantes tipologias. Estes valores indicam um equilíbrio na abundância dos diversos *taxa*, dos quais se destacam os micorrízicos pertencentes às famílias *Amanitaceae*, *Boletaceae* e *Russulaceae* (com 21 *taxa* exclusivos) que definem esta tipologia em relação às restantes. Pode considerar-se uma área de montado bem conservada, pois apresenta taxas elevadas de regeneração natural e ausência de macrofungos fitoparasitas. Esta é caracterizada por coberto vegetal estratificado em que existe um equilíbrio entre o

coberto arbóreo, maioritariamente formado por árvores de grande porte, e um sobcoberto, no qual predominam os arbustos. Os resultados obtidos reforçam a ideia que o coberto arbóreo é essencial à manutenção das comunidades de macrofungos micorrízicos (Santos-Silva et al. 2011), que por sua vez garantem a fitness das comunidades vegetais. As condições microambientais associadas a T1, como p. ex. a radiação, a humidade, a temperatura, criadas pelo denso coberto arbóreo favorecem o desenvolvimento da rede micelial que une as diversas árvores e arbustos e potenciam a frutificação dos fungos micorrízicos.

A tipologia 3, sendo menos rica e diversa que T1, apresenta valores intermédios entre esta tipologia e as duas restantes. As famílias de macrofungos que definem esta tipologia são *Hygrophoraceae* e *Hymenogastraceae*, maioritariamente representadas por *taxa* (p. ex. *Hebeloma* spp., *Hygrophorus* spp.) que surgem quase exclusivamente associados a espécies de *Cistus*. Esta tipologia engloba áreas de Montado aberto com um grau de conservação moderado, com taxas de regeneração natural medianas e ausência de macrofungos fitoparasitas. É caracterizada por um coberto vegetal claramente dominado pelo sub-coberto arbustivo onde predomina o género *Cistus*. É de salientar a importância das espécies arbustivas na diversidade das comunidades de macrofungos, em particular nas situações em que o coberto arbóreo é menos denso. As comunidades arbustivas além de aumentarem a diversidade micorrízica no subsolo, através de ligações com outros hospedeiros, funcionam como reservatórios de inóculo de fungos micorrízicos após distúrbios ambientais (p. ex. incêndios) (Azul et al. 2010, Santos-Silva e Louro 2015).

A tipologia 4 possui uma baixa diversidade e riqueza de espécies micorrízicas, predominando as espécies sapróbias. Esta tipologia apresenta uma estrutura menos definida que as anteriores, podendo considerar-se que é a família *Omphalotaceae* que mais contribui para a sua definição. Esta tipologia engloba áreas de montado aberto, com árvores de pequeno porte, com um grau de conservação mais baixo que as anteriores, com taxas de regeneração natural muito baixas e presença de macrofungos fitoparasitas. Ocorrem maioritariamente macrofungos lenhícolas, o que indica a presença de uma quantidade de lenho morto apreciável.

A tipologia 2 é a menos rica e diversa, em particular para as espécies micorrízicas que apresentam valores do índice de Shannon inferiores a 1,5. A proporção sapróbios/micorrízicos é de 4:1, dominando as espécies humícolas. Esta tipologia é predominantemente definida

pelas famílias *Agaricaceae*, *Mycenaceae* e *Psathyrellaceae* (com 10 *taxa* exclusivos). Esta tipologia engloba áreas de montado com um grau de conservação baixo, com taxas de regeneração natural baixas e presença de macrofungos fitoparasitas. O coberto arbóreo é formado por árvores de diâmetros inferiores, possivelmente mais jovens, com um sobcoberto em que áreas dominadas por herbáceas alternam com manchas de arbustos. Esta tipologia apresenta as percentagens mais elevadas de *Fabaceae* e *Asteraceae*. Pelo exposto, é de supor que estas áreas representam pastagens abandonadas, que lentamente estão a ser invadidas por espécies arbustivas.

5. Conclusões

Os resultados obtidos demonstram que, as comunidades de macrofungos variam consideravelmente consoante as tipologias de Montado, em particular na proporção dos diferentes grupos tróficos e suas subdivisões, afigurando-se estas como bons indicadores de diferentes tipologias de gestão.

Das tipologias estudadas, destaca-se a tipologia 1 como exemplo a seguir na definição de áreas HNV em ecossistemas de Montado, uma vez que o equilíbrio demonstrado entre o coberto arbóreo, arbustivo e herbáceo parece promover as condições microambientais e a criação de uma multiplicidade de nichos ecológicos que resultam numa maior riqueza específica e diversidade no que respeita às comunidades de macrofungos, em particular dos micorrízicos.

Contudo, é essencial continuar esta linha de investigação e realizar estudos similares em outras tipologias de Montado, de forma a aumentar o entendimento sobre aplicabilidade das comunidades de macrofungos na definição de áreas de HNV nestes ecossistemas.

6. Referências bibliográficas

Acácio V, Holmgren M, Rego F, Moreira F, Mohren GMJ (2009) Are drought and wildfires turning Mediterranean cork oak forests into persistent shrublands? *Agroforest Syst* 76:389–400

Andersen E, Baldock D, Bennet H, Beaufoy G, Bignal E, Brower F, Elbersen B, Eiden G, Godeschalk F, Jones G, McCracken DI, Nieuwenhuizen W, van Epen M, Hennekes S, Zervas G (2003) Developing a high nature value farming area indicator. Consultancy report to the EEA, European Environment Agency, Copenhagen

Azul AM, Sousa JP, Agerer R, Martín MP, Freitas H (2010) Land use practices and ectomycorrhizal fungal communities from oak woodlands dominated by *Quercus suber* L. considering drought scenarios. *Mycorrhiza* 20(2):73-88

Azul AM, Nunes J, Ferreira I, Coelho AS, Veríssimo P, Trovão J, Campos A, Castro P, Freitas H (2014) Valuing native ectomycorrhizal fungi as a Mediterranean forestry componente for sustainable and innovative solutions. *Botany* 92(2):161-171

Barrico L, Rodríguez-Echeverría S, Freitas H (2010) Diversity of soil basidiomycete communities associated with *Quercus suber* L. Port montados. *Eur J Soil Biol* 46(5):280–287

Berrahmouni N, Regato P (2007) Cork oak forest landscapes: a whole world beyond cork. In: Berrahmouni N, Escuté X, Regato P, Stein C (eds) *Beyond cork—a wealth of resources for people and nature: lessons from the Mediterranean*. WWF Mediterranean Programme, Madrid, pp 8-16

Bignal EM, Mccraken DI (2000) The nature conservation value of European traditional farming systems. *Environ Rev* 8:149-171.

Bon M (2004) *Champignons de France et D'Europe Occidentale*. Flammarion, Paris

Breitenbach J, Kränzlin F (1984) *Champignons de suisse, tome 1: les ascomycètes*. Mycologia, Lucerne

Breitenbach J, Kränzlin F (1986) *Champignons de suisse, tome 2: champignons sans lames*. Mycologia, Lucerne

Breitenbach J, Kränzlin F (1991) Champignons de suisse, tome 3: bolets et champignons à lames 1ère partie. *Mycologia*, Lucerne

Breitenbach J, Kränzlin F (1995) Champignons de suisse, tome 4: champignons à lames 2^{ème} partie. *Mycologia*, Lucerne

Breitenbach J, Kränzlin F (2000) Champignons de suisse, tome 5: champignons à lames 3^{ème} partie. *Mycologia*, Lucerne

Brower JE, Zarr JH (1984) Field and laboratory methods for general ecology. WC Brown, Iowa

Brundrett MC, Cairney JWG (2002) Ectomycorrhizas in plant communities. In: Sivasithamparam K, Dixon KW, Barrett RL (eds) *Microorganisms in Plant Conservation and Biodiversity*. Kluwer Academic Publishers, pp 105-15

Bugalho MN, Caldeira MC, Pereira JS, Aronson J, Pausas JG (2011) Mediterranean cork-oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. *Frontiers Ecol Environ* 9(5):278-286

Bugalho MN, Dias FS, Briñas B, Cerdeira JO (2015) Using the high conservation value forest concept and Pareto optimization to identify areas maximizing biodiversity and ecosystem services in cork oak landscapes. *Agroforest Syst* 90(1):35-44

Catarino L, Godinho C, Pereira P, Luís A, Rabaça JE (2014) Can birds play a role as High Nature Value indicators of montado system? *Agroforest Syst* 90(1):45-56

Cañellas I, Roig S, Poblaciones MJ, Gea-Izquierdo G, Olea L (2007) An approach to acorn production in Iberian dehesas. *Agroforest Syst* 70:3-9

Carrete M, Donázar JA (2005) Application of central-place foraging theory shows the importance of Mediterranean dehesas for the conservation of the cinereous vulture, *Aegypius monachus*. *Biol Conserv* 126: 582–590

Castro M (2009) Silvopastoral systems in Portugal—current status and future prospects. In: Rigueiro-Rodríguez A, McAdam J, Mosquera – Losada MR (eds) *Agroforestry in Europe: current status and future prospects*. Springer, Dordrecht, pp 111-126

Cázares E, Luoma DL, Amaranthus MP, Chambers CL, Lehmkuhl JF, Halpern CB, Raphael MG (1999) Interaction of fungal sporocarp production with small mammal abundance and diet in Douglas-fir stands of the southern Cascade Range. *Northwest Science* 73:64–76

Costa A, Pereira H, Madeira M (2009) Landscape dynamics in endangered cork oak woodlands in Southwestern Portugal (1958-2005). *Agroforest Syst* 77:83-96

Costa A, Madeira M, Santos JL, Oliveira A (2011) Change and dynamics in Mediterranean evergreen oak woodlands landscapes of Southwestern Iberian Peninsula. *Landsc Urban Plan* 102:164-176

Courty PE, Buée M, Diedhiou AG, Frey-Klett P, Le Tacon F, Rineau F, Turpault MP, Uroz S, Garbaye J (2010) The role of ectomycorrhizal communities in forest ecosystem processes: New perspectives and emerging concepts. *Soil Biol & Biochem* 42: 679-698

Desprez-Loustau ML, Robin C, Buée M, Courtecuisse R, Garbaye J, Suffert F, Sache I, Rizzo DM (2007) The fungal dimension of biological invasions. *Trends Ecol Evol* 22(9):472-480

Díaz-Villa MD, Maraño T, Arroyo J (2003) Soil seed bank and floristic diversity in a forest-grassland mosaic in southern Spain. *J Veg Sci* 14: 701-709

Donnini D, Gargano ML, Perini C, Savino E, Murat C, Di Piazza S, Rana GL, Bencivenga M, Venanzoni R, Zambonelli A (2013) Wild and cultivated mushrooms as a model of sustainable development. *Plant Biosyst* 147(1):226-236

Frade B, Alfonso A (2003) *Atlas fotográfico de los hongos de la Península Ibérica*. Celarayn, León

Gaspar P, Mesías FJ, Escribano M, Rodriguez de Ledesma A, Pulido F (2007) Economic and management characterization of dehesa farms: implications for their sustainability. *Agrofor Syst* 71:151-162

Gerhardt E, Vila J, Llimona X (2000) *Hongos de España y de Europa*. Omega, Barcelona

Harley JL (1989) The significance of mycorrhiza. *Mycol Res* 92(2):129–139

ICNF (2013). IFN6 – Áreas dos usos do solo e das espécies florestais de Portugal continental. Resultados preliminares. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa, 34pp

INMG (1991) O Clima de portugal. normais climatológicas da região de Alentejo e Algarve, correspondentes a 1951–1980, vol 4. Fasc XLIX, Lisboa

Jasalavich CA, Ostrofsky, A, Jellison J (2000) Detection and identification of decay fungi in spruce wood by restriction length polymorphism analysis of amplified genes encoding rRNA. *Appl Environ Microbiol* 66:4725–4734

Kräenzlin F (2005) Champignons de suisse, tome 6: russulaceae. Mycologia, Lucerne

Lopes F (1996) O Sobreiro e a Cortiça - Breves Considerações. *Revista Florestal* IX(2), 45-49

Louro R, Calado M, Pinto B, Santos-Silva C (2009) Epigeous macrofungi of the Parque de Natureza de Noudar in Alentejo (Portugal). *Mycotaxon* 107:49-52

Magurran AE (1998) Population differentiation without speciation. *Phil Trans R Soc Lond B* 353:275-286

Margalef R (1958) Information theory in ecology. *Gen Syst* 3:36–71

Martín AV, Fernández-Alés A (2006) Long term persistence of dehesas. Evidences from history. *Agrofor Syst* 67:19-28

Mascarenhas JM (1995) Análise da Região Envolvente de Évora numa perspectiva de Ecologia da Paisagem. STRIDE Project Report (JNICT, STRDB/C/AMB/12/92), Centro de Estudos de Ecossistemas Mediterrânicos, Universidade de Évora, Évora, 212pp

McIlwee AP, Johnson CN (1998) The contribution of fungus to the diets of three mycophagous marsupials in eucalyptus forests, revealed by stable isotope analysis. *Functional Ecology* 12:223–231

Mendes JC, Queiroz DX, Anastácio PA, Gonçalves MT, Cardoso MR, Coelho MG (1991) Normais Climatológicos da região de “Alentejo e Algarve”, correspondentes a 1951-1980. O Clima de Portugal. 49(4): 35-36

Mitra-Nature: Biodiversidade da Herdade da Mitra (2014) Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas-Ecosystem Functioning and Conservation Group, Universidade de Évora. www.mitranature.uevora.pt. Consulta efetuada em 26-09-2017

Moreau PA, Courtecuisse R (2003) Écologie des Basidiomycètes dans les tourbières: quels facteurs expliquent la répartition des carpophores? Bulletin of the Geobotanical Institute ETH 69:31–44

Moreno G, Manjón JL, Zugaza A (1986) La guia de incafo de los hongos de la Peninsula Iberica, 2 tomos. Incafo, Madrid

Moreno G, Pulido F (2009) The functioning, management and persistence of dehesas. In: Rigueiro-Rodríguez A, McAdam J, Mosquera-Losada MR (eds) Agroforestry in Europe: current status and future prospects. Springer, Dordrecht, pp 127-160

Muñoz JA (2005) *Boletus s.l., Fungi Europaei* 2. Edizioni Candusso, Alassio

ÓDell TE, Lodge DJ, Muller GM (2004) Approaches to sampling macrofungi. In: Mueller G, Bills G, Foster M (eds) Biodiversity of fungi—inventory and monitoring methods. Elsevier academic press, San diego, pp 163-168

Olea L, San Miguel-Ayanz A (2006) The Spanish dehesa: a traditional Mediterranean silvopastoral system linking production and nature conservation. 21st General Meeting of the European Grassland Federation, Badajoz (Spain). April 2006 Opening paper. http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/images/iclsd/documents/wk1_c5_rado_mski.pdf Accessed 23 Mar 2017

Oria-de-Rueda JA, Martín-Pinto P, Olaizola J (2008) Bolete productivity of cistaceous scrublands in northwestern Spain. Econ Bot 62:323-330

Ortega A, Lorite J, Valle F (2010) Mycorrhizal macrofungi diversity (Agaricomycetes) from Mediterranean *Quercus* forests; a compilation for the Iberian Peninsula (Spain and Portugal). Nova Hedwigia 91:1-31

Paracchini ML, Petersen JE, Hoogeveen Y, Bamps C, Burfield, van Swaay C (2008) High nature value farmland in Europe: an estimate of the distribution patterns on the basis of land cover and biodiversity data. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg

Peay KG, Kennedy PG, Bruns TD (2008) Fungal Community Ecology: A Hybrid Beast with a Molecular Master. BioScience 58(9):799-810

Pinto-Correia T (2000) Future development in Portuguese rural areas: How to manage agricultural support for landscape conservation? Landsc Urban Plan 50:95–106

Pinto-Correia T, Godinho S (2013) Chapter 4 Changing Agriculture - changing landscapes: What is going on in the high valued montado landscapes of southern Portugal? In: Ortiz- Miranda D, Moragues-Faus A, Arnalte-Alegre E (eds) Agriculture in Mediterranean Europe: between old and new paradigms (Research in Rural Sociology and Development), vol 19. Emerald Group Publishing Limited, Bingley, pp 75-90

Pinto-Correia T, Mascarenhas J (1999) Contribution to the extensification/intensification debate: new trends in the Portuguese Montado. Landsc. Urban Plan 46:125-131

Pinto-Correia T, Ribeiro S (2012) HNV in 35 countries in Europe: Portugal. In: Oppermann R, Beaufoy, Jones G (eds) High Nature Value Farming in Europe. 35 European countries – experiences and perspectives. Verlag Regionalkultur, Ubstadt-Weiher, pp 336 – 345

Pinto-Correia T, Ribeiro N, Sá-Sousa P (2011) Introducing the montado, the cork and holm oak agroforestry system of Southern Portugal. Agrofor Syst 82(2):99–104

Plieninger T (2007) Compatibility of livestock grazing with stand regeneration in Mediterranean holm oak parklands. J Nat Conserv 15(1):1-9

Plieninger T, Wilbrand C (2001) Land use, biodiversity conservation, and rural development in the dehesas of Cuatro Lugares, Spain. Agroforest Syst 51:23–34

Richard F, Moreau P, Selosse MA, Gardes M (2004) Diversity and fruiting patterns of ectomycorrhizal and saprobic fungi in an old-growth Mediterranean forest dominated by *Quercus ilex* L. Can J Bot 82(12):1711–1729

Roberts C, Ceska O, Kroeger P, Kendrick B (2004) Macrofungi from six habitats over five years in Clayoquot Sound, Vancouver Island. Can J Bot 82:1518–1538

Rodrigues JF (1994) O Montado de Sobre. Cultura e Exploração. Floresta e Ambiente, Jul/Set, 17-23

Rodríguez-Estévez V, Sánchez-Rodríguez M, Arce C, García AR, Perea JM, Gómez-Castro AG (2012) Consumption of acorns by finishing Iberian pigs and their function in the conservation of the dehesa agroecosystem. In: Kaonga ML (ed) Agroforestry for biodiversity and ecosystem services—science and practice. InTech, Rijeka, pp 1-22

Roskov Y, Abucay L, Orrell T, Nicolson D, Flann C, Bailly N, Kirk P, Bourgoin T, DeWalt RE, Decock W, De Wever A (2016). Species 2000 & ITIS Catalogue of Life, 2016 Annual Checklist. Digital resource at www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2016. Species 2000: Naturalis, Leiden, the Netherlands. ISSN 2405-884X

Sá C, Madeira M, Gazarini L (2001) Produção e decomposição de folhada de *Quercus suber* L. Revista de Ciências Agrárias 24(3):4

Santos MJ, Thorne JH (2010) Comparing culture and ecology: conservation planning of oak woodlands in Mediterranean landscapes of Portugal and California. Environ Cons 37:155-168

Santos-Silva C, Gonçalves A, Louro R (2011) Canopy cover influence on macrofungal richness and sporocarp production in montado ecosystems. Agrofor Syst 82:149-159

Santos-Silva C, Louro R (2015) Assessment of the diversity of epigeous Basidiomycota under different soil-management systems in a montado ecosystem: a case study conducted in Alentejo. Agrofor Syst 90:117

Senn-Irlet B, Bieri G, Egli S (2007) Liste rouge des champignons supérieurs menaces en Suisse. L'environnement pratique no 0718. Office fédéral de l'environnement, Berne, et WSL, Birmensdorf

Smith ME, Douhan GW, Rizzo DM (2007) Ectomycorrhizal community structure in a xeric *Quercus* woodland based on rDNA sequence analysis of sporocarps and pooled roots. New Phytologist 174: 847-863

Sokos CK, Mamolosa AP, Kalburtji KL, Birtsasc PK (2013) Farming and wildlife in Mediterranean agroecosystems. J Nat Cons 21:81-92

Sousa EMR (1992) O actual enfraquecimento da Floresta. Algumas bases para a sua compreensão. In: Actas do II Encontro sobre os Montados de Sobre e Azinho. Universidade de Évora, 4-5 junho, Évora, pp. 277-287

Thorn RG, Barron GL (1984) Carnivorous Mushrooms. Science 224:76-78

Vogiatzakis IN, Mannion AM, Griffiths GH (2006) Mediterranean ecosystems: problems and tools for conservation. Prog Phys Geogr 30:175–200

Whittaker RH (1969). New concepts of kingdoms of organisms. Science 163:150-160