



DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DA VIDA

FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

Comunidades de macrofungos em bosques de *Quercus faginea* subsp. *broteroi* e de *Quercus rotundifolia* no maciço calcário de Sicó-Alvaiázere

Dissertação apresentada à Universidade de Coimbra para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Biodiversidade, realizada sob a orientação científica da Professora Doutora Teresa Gonçalves (Universidade de Coimbra) e do Professor Doutor Paulo de Oliveira (Universidade de Évora)

José Miguel Pereira

2015

Agradecimentos

A realização deste mestrado constituiu um desafio pessoal imenso e que se revelou muito enriquecedor. O resultado da dissertação que aqui apresentamos é fruto do envolvimento e do esforço de um conjunto de pessoas, que directa ou indirectamente tornaram possível concluir este ciclo. Uma primeira palavra para os orientadores,

a Professora Teresa Gonçalves, a quem fico eternamente grato pela orientação de todo o trabalho realizado. O apoio e interesse que demonstrou desde o primeiro dia que entrei no Departamento de Ciências da Vida, a sua disponibilidade e compreensão, bem com a facilitação de contactos e recursos, foram o suporte que permitiu levar esta dissertação até ao fim.

o Professor Paulo de Oliveira, a quem agradeço todo o apoio prestado. Ter-me recebido em Évora para arrancar com os trabalhos de microscopia, as sugestões, a crítica e a pronta revisão dos trabalhos, em muito ajudaram a melhorar a dissertação.

Agradeço,

ao Baeta por me salvar no momento em que mais precisei,

ao Carlos Vila Viçosa pelo seu espírito de partilha e cooperação, e pela ajuda fundamental na inventariação e identificação florística,

ao Professor José Paulo Sousa pela sua disponibilidade e pelo apoio prestado na análise estatística,

à Professora Manuela da Vinha por ter disponibilizado o laboratório de solos e pelo apoio prestado nas análises,

ao José Miguel Costa pelas dicas sobre o EstimateS,

à Direcção Regional de Agricultura e Pescas do Centro pela disponibilização dos dados meteorológicos,

às colegas Clara Esteves, Susana Guerra e Maria João, por me “libertarem” nalguns momentos importantes deste trabalho e às Direcções dos Agrupamentos de Escolas de Soure e Condeixa pela possibilidade que me deram de cumprir com sucesso este trabalho,

ao Jeremias pela companhia,

ao Paulo, à Vanda, ao Tiago preto e ao Pedro Claro pela ajuda na marcação dos transeptos e a todos os meus amigos que apesar da ausência dos últimos anos estão sempre presentes,

ao nhó e à né, por perceberem as ausências,

À minha mãe, pai e mano, pelo apoio, pela compreensão, por existirem e por serem o maior porto de abrigo do mundo. Devo-vos tudo.

À drica porque sem ti nem tinha começado... obrigado pelo amor, pelo incentivo, pela permanente ajuda, pelos sacrifícios, pela água que puseste na fervura, por me fazeres acreditar, por me aturares nos momentos mais difíceis...

Resumo

Os macrofungos desempenham um papel fundamental nos ecossistemas florestais; contudo, durante muito tempo o estudo da sua diversidade em habitats mediterrânicos não acompanhou o desenvolvimento evidenciado no norte da Europa. Nos últimos anos esta diferença tem diminuído consideravelmente e o conhecimento da elevada riqueza e diversidade associada a estes ecossistemas tem vindo a progredir.

O presente trabalho pretendeu contribuir para o conhecimento da micoflora de bosques nativos muito pouco explorados. Concretamente, propusemo-nos estudar as comunidades de macrofungos associadas a dois habitats mediterrânicos nativos no maciço calcário de Sicó-Alvaiázere e protegidos pela directiva Habitats: os cercais de *Quercus faginea* subsp. *broteroi* ou carvalho-português (Habitat 9240) e os azinhais de *Quercus rotundifolia* ou azinheira (Habitat 9340).

A dissertação está organizada da seguinte forma:

Na Introdução geral (Cap 1), através de revisão bibliográfica, salienta-se a importância e as dificuldades do estudo da diversidade de macrofungos, bem como a conservação de macrofungos em ecossistemas florestais, e apresenta-se um resumo da investigação realizada em Portugal. A área de estudo (incluída na rede Natura 2000) e os bosques nativos de *Quercus faginea* subsp. *broteroi* e de *Quercus rotundifolia* são alvo de caracterização detalhada.

No cap. 2 descrevem-se os materiais e os métodos de amostragem de identificação e de análise dos dados dos macrofungos, bem como dos inventários florísticos e análises dos solos.

Os resultados do estudo comparativo de dois métodos de amostragem - método oportunista e o método das parcelas permanentes - são apresentados e discutidos no capítulo 3. Os resultados obtidos são explorados em função da (i) riqueza e diversidade de espécies, (ii) da distribuição de espécies por grupo trófico e substrato de frutificação, (iii) raridade e conspicuidade das espécies, e (iv) composição das comunidades de macrofungos.

No cap. 4 descreve-se a estrutura e a composição das comunidades de macrofungos amostradas nos dois tipos de bosque; a riqueza e a diversidade de espécies de cada comunidade. As relações entre as comunidades de plantas e de macrofungos são exploradas e analisadas bem como a influência de variáveis ambientais, espaciais e meteorológicas na presença, abundância e frequência da frutificação dos macrofungos.

No cap. 5 apresentam-se as conclusões do trabalho realizado

Abstract

Macrofungi play a critical role in forest ecosystems but for a long time the study of their diversity in Mediterranean habitats did not follow the development evidenced in northern Europe. In recent years this difference has diminished considerably and the high diversity associated to these ecosystems is starting to become better known.

This work was intended as a further contribution to overcome this gap. In this sense, the present work was set out to study the macrofungi communities associated with two native Mediterranean habitats of the massive limestone Sico-Alvaiázere protected by the Habitats Directive: the forests of *Quercus faginea* subsp. *broteroi* or Portuguese oak (Habitat 9240) and the forests of *Quercus rotundifolia* or holm oak (Habitat 9349).

This thesis contains 4 substantive chapters followed by conclusions:

The general Introduction (Chapter 1) presents a literature review focussing on the importance and difficulties associated to the study of macrofungi diversity as well as its conservation in forest ecosystems. It presents a summary of the macrofungi research conducted in Portugal. The study area (included in the Natura 2000 network) and the native forests of *Quercus faginea* subsp. *broteroi* and *Quercus rotundifolia* are also subject of detailed characterization.

Chapter 2 describes materials, sampling and identification methods used throughout this work as well as data analysis, floristic inventories and soil analysis methods.

Chapter 3 tests the two sampling methods used in this work: plot-based and opportunistic. We aimed to compare the results in terms of (i) richness and diversity of species, (ii) distribution of species among trophic group and substrate, (iii) rarity and conspicuity and (iv) community composition.

The cap. 4 explores the structure and composition of Macrofungi communities associated with the two types of woods as well as the richness and diversity of species in each community. The relationships between plants and macrofungi communities were investigated and analyzed as well as the influence of environmental, spatial and meteorological variables in the presence, abundance and frequency of macrofungi fruiting.

Finally, chapter 5 presents the conclusions of this work.

Índice

Agradecimentos	i
Resumo.....	iii
Abstract	iv
Índice.....	v
1. Introdução.....	7
1.1 Estado da Arte	9
1.1.1. Biologia e ecologia dos macrofungos.....	9
1.1.2. Diversidade de macrofungos.....	9
1.1.3. Macrofungos em ecossistemas florestais	12
1.1.4 Conservação de macrofungos	13
1.1.5 A diversidade de macrofungos em Portugal	14
1.2 Caracterização do Maciço de Sicó-Alvaiázere	16
1.2.1 Localização	16
1.2.2. Enquadramento geomorfológico	16
1.2.3. Bioclimatologia	18
1.2.4. Biogeografia	19
1.2.5 Vegetação.....	20
1.2.5.1 Carvalhais de <i>Quercus faginea</i> subsp. <i>broteroi</i>	21
1.2.5.2 Azinhais de <i>Quercus rotundifolia</i>	22
2. Materiais e métodos	25
2.1. Localização das parcelas de estudo	27
2.2. Selecção das parcelas de amostragem.....	27
2.3. Amostragem de macrofungos.....	29
2.3.1. Desenho de amostragem	29
2.3.2. Colheita dos esporocarpos.....	30
2.3.3. Registos – fotografia e notas de campo	31
2.4. Identificação dos macrofungos	31
2.5. Caracterização das comunidades vegetais.....	33
2.6. Análises de solos	34
2.7. Dados meteorológicos	35
2.8. Análises estatísticas.....	35
3. Amostragem oportunista Vs. Parcelas permanentes.....	39
3.1. Introdução.....	41

3.2. Objectivos.....	43
3.3. Metodologia	43
3.3.1. Métodos de amostragem.....	43
3.3.2. Análise estatística.....	43
3.4. Resultados e discussão.....	45
3.5. Conclusões.....	54
4. Análise das comunidades de macrofungos	55
4.1. Introdução e objectivos.....	57
4.2. Metodologia e análises estatísticas	62
4.2.1. Metodologia utilizada	62
4.2.2. Análises estatísticas dos dados	62
4.3. Resultados e discussão.....	67
Parte I - Comunidades de macrofungos.....	67
Parte II - Análise da diversidade de macrofungos.....	84
Parte III – Caracterização ambiental	92
5. Conclusões.....	101
Bibliografia	105
Anexos.....	121

1. Introdução

1.1 Estado da Arte

1.1.1. Biologia e ecologia dos macrofungos

Os fungos são um componente fundamental dos ecossistemas e as comunidades fúngicas desempenham papéis cruciais na manutenção da biodiversidade. Em função do tipo de estratégia adoptada para a obtenção de alimento, os fungos foram classificados em três grupos funcionais: saprófitas, micorrízicos e parasitas.

Os fungos saprófitas absorvem os nutrientes a partir da matéria orgânica morta, proveniente de outros organismos ou da sua actividade. São os principais decompositores de troncos de árvores, animais mortos ou dos seus excrementos. Os fungos micorrízicos vivem em associação simbiótica mutualista com raízes de plantas. Obtêm da planta hospedeira o carbono orgânico fotossintetizado e transportam nutrientes minerais e água do solo até às raízes. Os fungos parasitas vivem na dependência de outros seres vivos - colonizando animais, plantas ou outros fungos e desenvolvem-se com prejuízo para o hospedeiro (Courtecuisse & Duhem 2005), assumindo um papel importante na manutenção da fitossanidade do sistema, através da eliminação dos indivíduos menos saudáveis. Estes grupos funcionais não devem ser interpretados isoladamente, uma vez que podem ocorrer formas de transição entre os 3 grupos. Arnolds (1992) cita o exemplo de *Thelephora terrestris* que normalmente é uma espécie micorrízica mas também lhe é reconhecida actividade saprófita e parasita com o seu hospedeiro. São conhecidas várias espécies de fungos parasitas que continuam com uma vida saprófita depois da morte do hospedeiro.

1.1.2. Diversidade de macrofungos

Actualmente existem cerca de 100 mil espécies descritas de fungos (Kirk *et al.* 2008). No que diz respeito à riqueza global, o número não é consensual e várias estimativas da diversidade global de fungos têm vindo a ser sugeridas por diferentes autores. Hawksworth (1991) estimou a riqueza global de fungos em mais de 1.5 milhões com base num rácio de 6 para 1 entre espécies de fungos e espécies de plantas vasculares. Mais recentemente, foram propostas outras estimativas, também baseadas no rácio de fungos : plantas. O'Brien *et al.* (2005) estimaram a diversidade global de fungos entre 3,5 - 5,1 milhões enquanto Schmit & Mueller (2007) propõem o valor aproximado de 712 000. No entanto, num estudo mais recente, com recurso à piro-sequenciação de amostras de solo, Tedersoo *et al.* (2014) descobriram que o rácio de riqueza de plantas/fungos diminui exponencialmente com a latitude, uma vez que a diversidade de plantas diminui significativamente em direcção aos polos relativamente à

diversidade de fungos. Estes novos dados levantaram dúvidas relativamente às estimativas anteriores da riqueza global de fungos, que assumem uma variação espacial proporcional entre espécies de plantas e fungos, ou seja, um rácio constante entre a riqueza fungos : plantas. Acresce ainda que estas estimativas foram formuladas maioritariamente com base em dados provenientes de ecossistemas temperados e boreais.

Os macrofungos são um grupo artificial de fungos, estabelecido com base no tamanho das estruturas reprodutoras (esporocarpos ou cogumelos) individualmente visíveis a olho nu, ou seja, maiores que 1mm (Arnolds 1992). Esta classificação tem a desvantagem de ser artificial e empírica mas apresenta óbvias vantagens de natureza prática, na medida em que é aceite e utilizada consensualmente (Moureau 2002).

Os macrofungos são um recurso utilizado pelo homem há milhares de anos como complemento alimentar e devido às suas propriedades medicinais, tóxicas e alucinogénias (Siniscalco *et al.* 2013). De facto, estudos recentes revelaram que os macrofungos constituíam parte da dieta dos caçadores-recolectores do período magdaleniano (Paleolítico superior) no norte da Península Ibérica (Power *et al.* 2015). No entanto, enquanto o conhecimento sobre plantas e animais foi progredindo consistentemente desde a civilização grega, o conhecimento sobre os macrofungos permaneceu limitado e esparso. Uma abordagem científica ao estudo dos macrofungos terá tido início no século XVIII sofrendo, um século mais tarde, um significativo desenvolvimento com o uso progressivo do microscópio, que permitiu perceber que os cogumelos eram os corpos de frutificação produzidos pelo micélio (Sinilasco *et al.* 2013).

Sendo os macrofungos um grupo tão diverso, como se explica o parco conhecimento da sua diversidade? Um dos maiores entraves prende-se com o facto da inventariação completa do microbiota em ecossistemas naturais, ser uma tarefa difícil e morosa. Várias causas foram identificadas, nomeadamente: imprevisibilidade dos padrões de frutificação (Halme & Kotiaho 2012, Van der Linde *et al.* 2012), períodos de frutificação reduzidos e com fortes variações anuais (Laganà *et al.* 2002), o facto de muitas espécies não frutificarem todos os anos (Straatsma *et al.* 2001), a elevada riqueza de espécies, a natureza efémera dos esporocarpos, a frutificação esporádica e os efeitos do clima na produção de esporocarpos (Dahlberg 2010, Krebs *et al.* 2008). Dificuldades de natureza taxonómica também são limitadoras, na medida em que as características biológicas dos fungos tornam difíceis as análises qualitativas e quantitativas necessárias ao estudo da sua biodiversidade. Além disso, a escassez de revisões monográficas e de chaves dicotómicas actualizadas para muitos grupos de fungos, dificulta a identificação. Outra questão está relacionada com a delimitação da unidade de estudo. Dada a inacessibilidade das estruturas vegetativas dos macrofungos (i.e. o micélio), é comum utilizar

os esporocarpos como unidade de amostragem, no entanto como a inexistência de carpóforos num determinado ecossistema ou período de tempo, não indica, necessariamente, a ausência dessa espécie, levantam-se dúvidas sobre o significado ecológico da abundância de uma determinada frutificação. De facto, o maior ser vivo de que há registo é uma espécie de macrofungo, *Armillaria ostoyae*, que foi encontrada numa floresta nos Estados Unidos e que se estende por 965 ha (Ferguson *et al.* 2003).

O tempo necessário para estudar de forma compreensiva a diversidade do micobiota dependerá das características do habitat estudado mas é aconselhado um período mínimo de 5 a 10 anos para conduzir este tipo de estudos (Lodge *et al.* 2004, Hill *et al.* 2005). Arnolds (1992) defende que se deve ter como objectivo atingir pelo menos 75% do total de espécies até 6 anos. Já Perini *et al.* (1989) consideram que três anos são provavelmente suficientes para completar um inventário micocoenológico em bosques mediterrânicos.

Schmit & Lodge (2005) dividiram os métodos de estudo da diversidade fúngica em métodos clássicos e análises modernas. Como métodos clássicos são considerados os métodos de observação directa dos fungos, como a amostragem directa de esporocarpos, a incubação de substratos em câmaras húmidas, a cultura de endófitos e “particle plating”. As análises modernas estão essencialmente relacionadas com análises de ADN. Como em todos os métodos há vantagens e desvantagens associadas.

As análises modernas permitem amostrar as espécies que raramente frutificam e que dificilmente seriam amostradas pelos métodos clássicos. Requerem, normalmente, menos tempo e menor conhecimento e experiência, em termos taxonómicos, por parte do investigador. As abordagens filogenéticas moleculares são cada vez mais utilizadas mostrando que, em muitos casos, o que tem sido tradicionalmente interpretado como uma única espécie - com base apenas em critérios morfológicos - é na realidade um complexo de espécies biológicas e evolutivamente distintas (Lumbsch 2008). Os complexos de espécies, das chamadas espécies crípticas, são um dos principais componentes do elevado número de espécies estimadas (e não conhecidas) de fungos, e representam dificuldades acrescidas para a documentação das comunidades de fungos, pois espécies que se pensava terem uma grande distribuição espacial, revelaram-se complexos de dois ou mais taxa distintos, com uma grande especificidade ecológica na distribuição.

Os avanços progressivos nas técnicas moleculares oferecem oportunidades ímpares para a compreensão da biodiversidade fungos. Tedersoo *et al.* (2014) caracterizaram as comunidades de fungos presentes em amostras de solo de 365 locais distintos provenientes de todo o mundo (incluindo todos os continentes excepto a Antártica); concluíram que a riqueza relativa dos principais grupos funcionais de fungos apresenta grande variabilidade entre os principais

biomas terrestres, e que cada grupo trófico é influenciado por um conjunto distinto de factores. A riqueza de espécies ectomicorrízicas, por exemplo, está mais relacionada com a riqueza de espécies de plantas e elevado pH do solo; a riqueza de saprófitas está positivamente relacionada com a precipitação média anual; e, finalmente, a riqueza de parasitas está negativamente relacionada com a latitude e positivamente relacionada com a disponibilidade de azoto.

No entanto, enquanto as técnicas moleculares não forem sistematicamente incorporadas em estudos de macrofungos, os estudos de observação directa de esporocarpos continuarão a fornecer os índices mais comuns de riqueza de espécies (Castellano *et al.* 2004). Apresentam várias vantagens, sendo as mais óbvias, o facto de serem mais económicas e não necessitarem de equipamentos tão especializados. Como o número de espécies sequenciadas até ao momento ainda é limitado, a observação directa dos esporocarpos ainda permite a elaboração de listas espécies mais completas.

A combinação de técnicas clássicas e moleculares tem o potencial de permitir aos micólogos, uma muito maior compreensão dos fungos e da sua distribuição. Será possível comparar uma área geográfica ou um hospedeiro em que uma espécie de fungo está presente mas onde não frutifica, com outra área ou hospedeiro onde ocorre reprodução. Comparações como esta possibilitarão determinar a importância relativa de diferentes habitats para a manutenção de populações fúngicas. Também será possível comparar os papéis ecológicos desempenhados por espécies que diferem na sua frequência de reprodução.

1.1.3. Macrofungos em ecossistemas florestais

As florestas constituem uma das reservas chave da biodiversidade na Europa (EEA 2010). Ainda que os pequenos bosques sejam considerados importantes para a biodiversidade numa paisagem em mosaico, a fragmentação de habitats representa uma das maiores ameaças para os ecossistemas florestais. Foi demonstrado (Chaumeton 1994 cit in Courtecuisse 2001) que a fragmentação dos habitats dificulta, para algumas espécies, a manutenção das populações. Entre os factores determinantes para a qualidade dos habitats em bosques fragmentados destacam-se o tamanho dos fragmentos e a distância entre eles (Henle *et al.* 2004). Embora os basidiomicetos produzam uma enorme quantidade de esporos com potencial de serem dispersos ao longo de vastas áreas (Hallenberg & Kuffer 2001), a capacidade de dispersão efectiva dos macrofungos é, em geral, bastante limitada, sendo a disponibilidade de habitat, obviamente, um factor limitante (Edman *et al.* 2004).

A vasta gama de interações e associações entre os fungos e os outros organismos (vivos ou mortos), aliada à interação com os factores abióticos do ambiente, faz dos fungos um grupo de organismos chave na regulação dos processos em ecossistemas florestais (e.g. Miller 1995; Dighton 2003). Nomeadamente na disponibilização de nutrientes às plantas, no auxílio na produção primária (cerca de 90% das plantas vasculares estabelece micorrizas), no transporte de elementos essenciais e da água do solo para as raízes das plantas, na protecção das raízes face aos patógenos e influenciando directamente a produção primária e a perda de biomassa vegetal. Têm também funções determinantes nas redes de tróficas, pois a base alimentar de uma grande variedade de animais, desde ácaros, colêmbolos e nemátodos que se alimentam dos esporos e hifas, até mamíferos de grande porte que ingerem os esporocarpos. A variedade dos efeitos directos (e.g. na alimentação dos animais) e indirectos (e.g. na mineralização dos nutrientes) dos fungos pode causar mudanças nas populações e alterar a composição das comunidades de animais e plantas.

O papel desempenhado, pelos fungos, nos processos biofísicos e funções de ecossistemas, representa um forte argumento para o desenvolvimento de programas de conservação de macrofungos, necessariamente baseados num conhecimento amplo da distribuição, ecologia e diversidade das espécies e comunidades de macrofungos (Lodge & Cantrell 1995). Hawksworth & Mueller (2005) sublinham, ainda, a importância do estudo dos fungos numa perspectiva mais integrada, de prestação de serviços ecológicos, enquanto parte integrante de comunidades vegetais e dos ecossistemas ou associados a determinados animais ou plantas hospedeiras.

1.1.4 Conservação de macrofungos

Os macrofungos partilham muitas das ameaças e constrangimentos que ameaçam a diversidade plantas e animais; tais como, a perda e fragmentação de habitats, a poluição, a sobreexploração, as invasões biológicas e as alterações climáticas (Mueller *et al.* 2014). Não obstante, os macrofungos têm merecido escassa atenção quando se discutem, desenham ou implementam medidas de conservação em ecossistemas terrestres. Por exemplo, o estabelecimento de áreas protegidas raramente tem em consideração a diversidade de macrofungos. Além disso, o número de publicações com foco na conservação de macrofungos, apesar de ter aumentado nos últimos anos, permanece significativamente mais baixo quando comparado aos trabalhos dedicados a animais e plantas vasculares (Heilmann-Clausen & Vesterholt 2008). No entanto, o estado de conservação da grande maioria das espécies de

macrofungos permanece desconhecido o que dificulta a inclusão dos macrofungos nas decisões políticas e nas iniciativas de conservação (Mueller *et al.* 2004)

Nos últimos anos, têm sido propostas várias medidas importantes para a conservação de macrofungos, tais como, (i) elaboração de listas vermelhas, que permitem avaliar o grau de risco de extinção das espécies; (ii) o uso de espécies indicadoras, para a sinalização de locais com valor para a conservação; (iii) a implementação de medidas restritivas, através da proibição de colecta, venda e destruição de espécies que sejam consideradas ameaçadas; (iv) a elaboração de directrizes claras e bem definidas com vista a assegurar uma gestão florestal eficiente e integrada (Dahlberg *et al.* 2010)

Heilmann-Clausen *et al.* (2014) assinalam cinco áreas onde os fungos desempenham um papel essencial na conservação: como provedores de habitats e processos importantes para outros organismos; como indicadores de tendências no funcionamento dos ecossistemas; como indicadores de habitats com valor de conservação; como provedores de ligações fortes entre o homem e a natureza, devido ao valor alimentar, medicinal e enquanto ferramentas biotecnológicas; e como uma fonte de ferramentas e estratégias para a conservação de diversos grupos de organismos.

1.1.5 A diversidade de macrofungos em Portugal

Em Portugal a área florestal ocupa cerca de 35,4% do território nacional, valor idêntico ao dos restantes países da União Europeia (ICNF 2013), no entanto, grande parte da área arborizada é constituída por plantações de eucaliptos e de pinheiros. Pese embora o crescente interesse da comunidade científica nos últimos anos, o conhecimento e a investigação científica sobre as comunidades de macrofungos dos ecossistemas florestais (naturais e plantações) permanece bastante reduzido, especialmente quando comparado com países com ecossistemas semelhantes. Na maioria dos casos, os estudos publicados referem-se a registos esporádicos da ocorrência de espécies de macrofungos (Branco, 2003), sendo os estudos de inventariação sistemática ainda relativamente esparsos. A tabela 1 apresenta um sumário dos estudos sistemáticos publicados ou de teses de mestrado ou doutoramento, de que tivemos conhecimento, realizados em ecossistemas florestais em Portugal.

Tabela 1.1 – Estudos micocoenológicos de ecossistemas florestais em Portugal

Autor(es)	Tipo de bosque	Localização	Duração	Riqueza de espécies
Azul et al. (2009)	<i>Quercus suber</i>	Montemor-o-Novo (Alentejo)	4 anos	171
Baptista (2007)	<i>Castanea sativa</i>	Parque Natural de Montesinho (Trás-os Montes)	4 anos	73
Baptista et al. (2007)	<i>Castanea sativa</i> <i>Quercus pyrenaica</i> <i>Pinus pinaster</i>	Parque Natural de Montesinho (Trás-os Montes)	3 anos	59 130 46
Barrento et al. (2013)	<i>Quercus suber</i>	Serra de Grândola (Alentejo)	1 outono	132
Branco et al. (2006)	<i>Quercus pyrenaica</i>	Parque Natural de Montesinho (Trás-os Montes)	3 anos	162
Calado (2009)	<i>Quercus suber</i>	Alentejo	Out. a abril	59
Frutuoso (2007)	<i>Quercus suber</i>	Algarve	2 anos	162
Louro et al. (2009)	<i>Quercus rotundifolia</i>	Parque de Natureza de Noudar (Alentejo)	3 anos	162
Gama (2004)	<i>Castanea sativa</i> <i>Quercus robur</i> Bosque misto	Mata da Margaraça	1 ano	40 82 97+44
Martins et al. (2006)	<i>Castanea sativa</i> e <i>Quercus pyrenaica</i>	Trás-os Montes	Out 2004/ dez 2005	17 59
Pinho-Almeida & Ferreira (1997)	<i>Quercus suber</i>	Grandola, Alentejo	4 anos	242
Pinho-Almeida et al. (1999)	<i>Quercus rotundifolia</i>	Alentejo	2 Outonos	40
Pinho-Almeida & Ferreira (2005)	<i>Quercus suber</i>	Alcácer do Sal (Alentejo)	1 ano	106
Santos-Silva et al. (2011)	<i>Quercus rotundifolia</i> e <i>Quercus suber</i>	Évora e Santarém	3 anos	123

Existem outros trabalhos, não publicados, realizados em bosques de castanheiro na região transmontana no Outono de 1987 (Azevedo 1989, Menezes 1990), Outono e Primavera de 1988 (Azevedo 1989), Outono de 1996 (Meireles 1997) e Primavera de 1998 (Borges 1998) que permitiram identificar na totalidade 172 espécies, pertencentes a 32 famílias e a 52 géneros (Baptista 2007). Os ecossistemas mais estudados são associados a montados de *Quercus suber* no Alentejo e a bosques de *Quercus pyrenaica* e *Castanea sativa*, em Trás-os-Montes. Um documento importante na sistematização de informação, foi produzido pelo Centro de Micologia da universidade de Lisboa em 1999, que apresenta uma listagem preliminar de fungos agaricóides de Portugal (infelizmente apenas das ordens Agaricales, Russulales e Boletales), com registos de espécies identificadas em Portugal desde 1878 a 1997 (Anónimo 1999).

Apenas temos conhecimento de um estudo que faz referência a uma visita realizada a bosques no Maciço Calcário Estremenho, nomeadamente em bosques de *Q. faginea* (Esteve-Raventós 2004).

1.2 Caracterização do Maciço de Sicó-Alvaiázere

1.2.1 Localização

O Maciço de Sicó-Alvaiázere, situa-se na região centro litoral de Portugal Continental, a sul da cidade de Coimbra. Cobre uma área com vértices em Condeixa-a-Nova a norte, Pombal e Alvaiázere a sudoeste e sudeste respectivamente. Com uma área aproximada de 430 km², situa-se entre os paralelos 39° 49' e 40° 07' de latitude Norte e entre os meridianos 08° 20' e 08° 35' a Oeste de Greenwich. A área do Maciço de Sicó (Figura 1.1) está representada nas cartas militares 1:25.000, números 262, 263, 274, 275, 287.

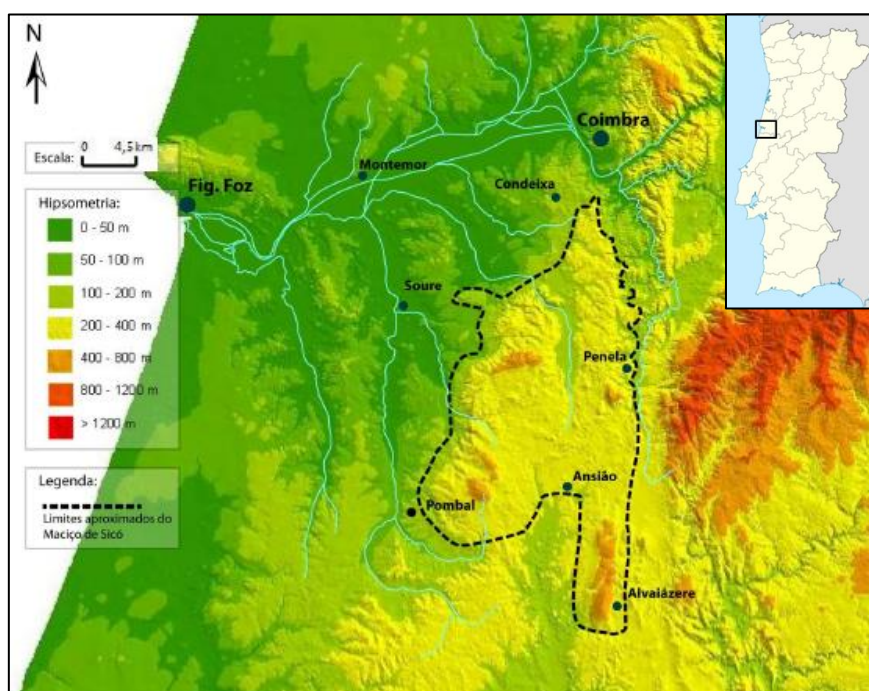


Figura 1.1 – Localização do Maciço de Sicó-Alvaiázere

1.2.2. Enquadramento geomorfológico

O Maciço de Sicó-Alvaiázere do ponto de vista geomorfológico, corresponde genericamente a um carso coberto, apenas parcialmente exumado das sucessivas coberturas gresosas acumuladas durante quase todo o Cretácico e o Cenozóico (Vieira & Cunha 2006; Cunha & Dimuccio 2014). Distinguem-se quatro unidades morfo-estruturais (figura 1.2) que propiciam aspectos paisagísticos diferenciados (Silva 2011):

A primeira unidade, mais extensa e ocidental, é constituída por pequenas serras e planaltos calcários com uma orientação NNE-SSW, pela Serra do Rabaçal disposta no sentido E-W, pelo

Planalto de Degraças-Alvorge, com cotas pouco acima dos 300 metros; e mais a sul, pela Serra de Sicó, que dá o nome ao Maciço e que atinge os 553 metros.

A segunda unidade, corresponde às depressões calcomargosas do Vale do Rabaçal e de Campo-Camporez.

A terceira unidade é constituída por dolomias e calcários dolomíticos do Liásico inferior e estende-se desde as dolinas a sul de Coimbra até ao final da depressão calcomargosa do Rabaçal.

A quarta unidade, o maciço oriental, é uma estreita faixa de calcários do Jurássico médio, com orientação N-S e que aumenta de cota nesse sentido terminando nos 618 metros da Serra de Alvaiázere, o ponto mais alto de todo o maciço (Cunha, 1990; Vieira e Cunha, 2006).

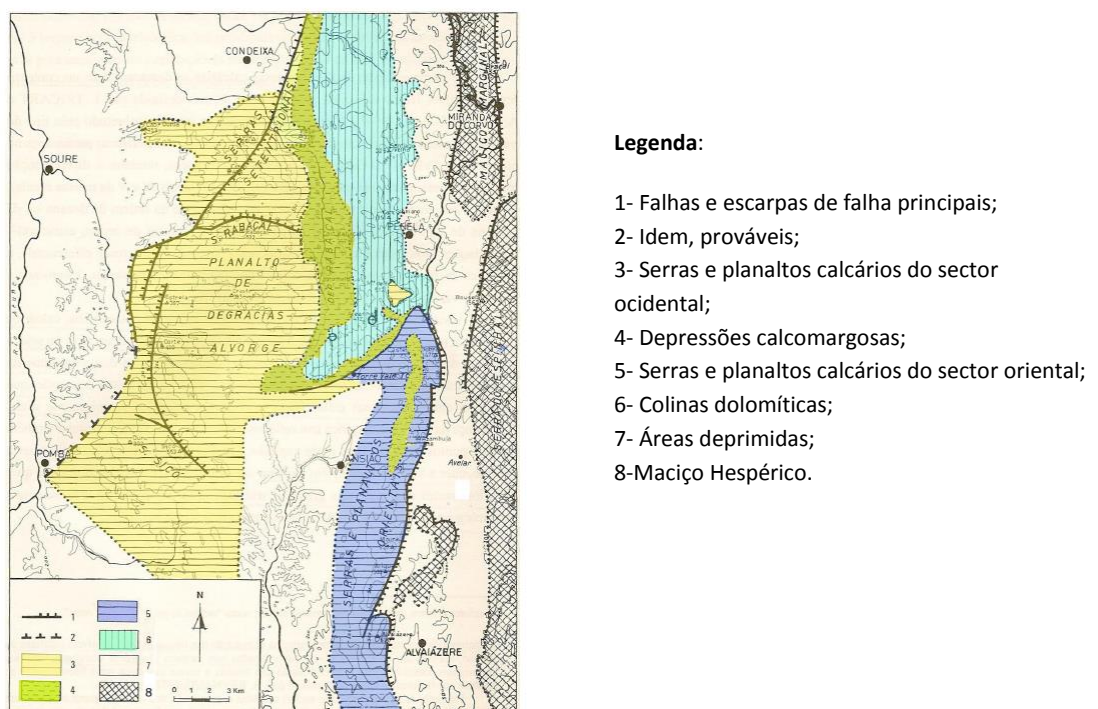


Fig. 1.2 – Unidades morfo-estruturais da área de estudo (Adaptado e modificado por Silva, 2011, a partir de Cunha, 1990)

Apesar da elevada precipitação registada, praticamente não se verifica escoamento superficial. A maior parte da água que cai no maciço escorre rapidamente para o subsolo por um conjunto de fendas abertas na superfície calcária, percorre uma rede fluvial subterrânea e volta à superfície através de exurgências nos sectores marginais mais baixos do maciço. A falta de água à superfície, associada à escassez e carácter descontínuo dos solos, condicionaram o desenvolvimento da vegetação natural e das próprias actividades antrópicas.

1.2.3. Bioclimatologia

A bioclimatologia é a ciência ecológica que estuda as relações entre o clima e a distribuição dos seres vivos e das suas comunidades. O seu objectivo é determinar a relação entre diversos parâmetros bioclimáticos, baseados no regime de precipitações e temperaturas, com as áreas de distribuição geográfica de espécies e comunidades vegetais. (Rivas-Martínez 2008). Com a informação recolhida pelas estações climatológicas e utilizada sob a forma de parâmetros termométricos e pluviométricos, são calculados índices bioclimáticos que permitem o estabelecimento da tipologia bioclimática do território em análise.

O modelo bioclimático com uso mais generalizado entre fitossociólogos ibéricos é a Classificação Bioclimática da Terra (Aguiar 2000, Monteiro-Henriques 2010). Este modelo bioclimático é estruturado em três níveis, respectivamente, macrobioclima, bioclima e piso bioclimático. São considerados, à escala global, cinco macrobioclimas na Terra, Tropical, Mediterrâneo, Temperado, Boreal e Polar, que se subdividem por sua vez em vinte e oito bioclimas e seis variantes bioclimáticas. Cada bioclima tem pisos bioclimáticos específicos, com níveis termoclimáticos (termotipos) e ombroclimáticos (ombrotipos) próprios, que estruturam a vegetação.

Portugal Continental é um território de fronteira Mediterrânico-Temperado, onde estão representados os macrobioclimas Temperado a noroeste, e Mediterrânico nas restantes regiões, incluindo a área de estudo deste trabalho. O macrobioclima Mediterrânico, caracterizado um verão quente e seco, com um período de secura estival igual ou superior a dois meses consecutivos e chuvas concentradas nos meses mais frios, tem em Portugal três bioclimas: Supramediterrânico, Mesomediterrânico, e Termomediterrânico. O bioclima Mesomediterrânico é o mais importante em superfície, cobrindo a zona central litoral e interior (Lousã 2004), incluindo o Maciço do Sicó.

A Classificação Bioclimática da Terra de Rivas-Martínez também subdivide o território de acordo com termotipos, ombrotipos e tipos de continentalidade (ver Tabela 1.3 para um resumo esquemático): termotipos refletem não só a temperatura média do ar, mas também as temperaturas dos meses mais frios; ombrotipos representam a humidade do território. Finalmente, os tipos de continentalidade classificam o território de acordo com a faixa anual de temperaturas médias.

O Maciço de Sicó, pela sua situação geográfica no centro litoral de Portugal, é fortemente influenciado pela acção conjunta do clima mediterrânico e das massas de ar atlânticas. Caracteriza-se genericamente por ter verões quentes, longos e secos, invernos muito pluviosos com temperaturas suaves e duas estações intermédias (outono e primavera) mais amenas e

variáveis. Os ventos predominantes de Oeste e Noroeste provocam um aumento da precipitação e nebulosidade, que se fazem sentir principalmente nos relevos mais ocidentais do maciço. Esta influência oceânica é acentuadamente menos marcada no interior, no sector oriental do maciço, essencialmente devido ao complexo orográfico, constituído por uma sucessão de relevos que alteram a circulação das massas de ar oceânicas.

Lopes (2001) adoptou a Classificação Bioclimática da Terra para fazer a caracterização bioclimática das Terras de Sicó. Como seria de esperar, concluiu que o Maciço de Sicó pertence ao Macrobioclima Mediterrânico, caracterizado por precipitações concentradas no período menos favorável para o desenvolvimento vegetal e por uma época estival superior a dois meses em que a precipitação média mensal, expressa em milímetros, é inferior a duas vezes o valor da temperatura média mensal, expressa em graus centígrados. Ao nível do Bioclima, Lopes (2001) considerou pertencer ao Mesomediterrânico Pluviestacional-oceânico ($Ic \leq 21$ e $I_o \geq 2$), havendo dois Termotipos: Mesomediterrânico inferior ($350 \geq I_t > 210$) e Termomediterrânico superior ($450 \geq I_t > 350$) e um Ombrotipo: Sub-húmido a Húmido ($11,0 \geq I_o > 5,5$).

1.2.4. Biogeografia

A Biogeografia é a ciência que estuda a distribuição das espécies, comunidades, habitats, biocenoses e ecossistemas na Terra, bem como as relações entre eles e as suas causas. Tem em conta as áreas de distribuição dos *taxa* e a corologia, associadas a informação de outras ciências naturais como a geografia, a botânica, a litologia, a bioclimatologia, a geologia, etc., e tem como principal objectivo o estabelecimento de um modelo tipológico hierárquico do território com expressão espacial. (Rivas-Martinez *et al.* 2014).

As principais categorias, divisões ou hierarquias da Biogeografia são: Reino, Região, Província, Sector, Distrito, Mosaico Tesselar e Tessela. Estas categorias são espaços geográficos de superfície contínua, com excepção da Tessela, e incluem todos os acidentes orográficos e variações litológicas que podem ocorrer na área. Esses territórios têm sempre uma flora, vegetação, litologia, geomorfologia, solos e paleo-história particulares (Costa *et al.* 1998). A tessela é a unidade biogeográfica elementar e é definida como um espaço geográfico com maior ou menor extensão, ecologicamente homogéneo, ou seja, que possui um tipo de vegetação natural potencial (climax) e uma única sequência de comunidades de substituição. (Rivas-Martinez *et al.* 2014).

Do ponto de vista biogeográfico, segundo a mais recente classificação de Rivas-Martinez *et al.* (2014) que volta a actualizar a classificação proposta por Costa *et al.* (1998), o Maciço de Sicó insere-se nas seguintes unidades biogeográficas:

Reino HOLÁRTICO

Região MEDITERRÂNICA

Subregião MEDITERRÂNICA OCIDENTAL

Província LUSITANA-ANDALUZA COSTEIRA

Subprovíncia DIVISÓRIO PORTUGUESA

Sector DIVISÓRIO PORTUGUÊS

Distrito ESTREMENHO PORTUGUÊS

O Distrito Estremenho Português insere-se num território predominantemente calcário, com algumas bolsas de arenitos. É constituído pelos maciços calcários de Sicó, Aire e Candeeiros, Montejunto e por pequenas colinas de relevo ondulado em zonas mais baixas e costeiras. Os 679 metros de altitude da Serra de Aire são o ponto mais alto deste território. Predominam as séries de vegetação dos carvalhais de carvalho cerquinho (*Arisaro-Quercetum broteroi* — > *Melico arrectae-Quercetum cocciferae* — > *Phlomido lychitidis-Brachypodietum phoenicoides* — > *Salvio sclaaeoidis-Ulicetum densi*) e dos sobreirais (*Asparago aphylli-Quercetum suberis* — > *Erico-Quercetum lusitanicae* — > *Lavandulo luisieri-Ulicetum jussiaei*). Possui uma outra série florestal original, mesomediterrânica sub-húmida que é encimada por bosques de azinheiras instaladas sobre solos derivados de calcários cársicos (*Lonicero implexae-Quercetum rotundifoliae* — > *Quercetum cocciferae-aiensis* — > *Teucrium capitatae-Thymetum sylvestris*).

1.2.5 Vegetação

A região onde o Maciço de Sicó-Alvaiázere está inserido serviu de via migratória para elementos florísticos de carácter atlântico no seu deslocamento para sul durante os períodos mais frios e húmidos do Quaternário (Costa *et al.* 1998). Este facto, associado às especificidades litológicas, à influência oceânica e à localização numa área de fronteira entre as regiões biogeográficas Mediterrânea e Eurosiberiana, conduziu à elevada riqueza da flora e da vegetação locais, que representa cerca de 11% da flora vascular ibérica (Lopes 2001). O

maciço possui um mosaico de vegetação onde predominam diversos tipos de matagais, que constituem as etapas de degradação de quatro diferentes etapas climax: os cercais de *Quercus faginea* Lam. subsp. *broteroi* (Cout.) A.Camus, os azinhais de *Quercus rotundifolia* Lam., os sobreirais de *Quercus suber* L. e os zambujais de *Olea europaea* L. var. *sylvestris* (Lopes 2001). De entre os bosques climáticos, os carvalhais e os azinhais são os bosques que apresentam melhor estado de conservação. É nestes bosques que vamos estudar as comunidades de macrofungos.

1.2.5.1 Carvalhais de *Quercus faginea* subsp. *broteroi*

As florestas de Carvalho-cerquinho ou Carvalho-português (conhecidas como cercais) são formações decíduas marcescentes que marcam a transição entre bioclimas temperados e bioclimas tipicamente mediterrânicos (Vila-Viçosa *et al.* 2012). A espécie *Quercus faginea* Lam. tem uma corologia essencialmente ibero-africana, mas também marca uma presença residual na região do *Midi* francês e na ilha de Maiorca. Está presente um pouco por toda a Península Ibérica embora em algumas regiões a sua presença seja apenas residual. A subespécie *broteroi* tem uma distribuição mais restrita, cingindo-se aos maciços calcários estremenhos (Sicó, Alvaiázere, Aire, Candeeiros, Montejunto) e às planícies margosas circundantes, aos vales do troço jusante do Mondego e a algumas matas das serras litorais alentejanas e algarvias (Bingre e Damasceno 2007), sempre em ambientes mesófilos. As características ecológicas do carvalho-português não lhe permitem resistir em áreas secas, com temperaturas extremas, e apesar de tolerar vários tipos de substrato tem preferência por solos básicos e profundos (Lopes 2001), que são os mais procurados para a agricultura. Têm por isso, sofrido ao longo dos anos fortes arroteamentos e sido substituídos por campos agrícolas. Estas restrições, associadas ao facto de o seu nicho ecológico coincidir com o de outras árvores são a razão de serem tão raros os bosques mais ou menos puros de *Q. faginea* subsp. *broteroi* (Blanco Castro *et al.* 2001).

No Maciço de Sicó-Alvaiázere encontram-se as maiores e mais bem conservadas áreas contínuas de carvalhais de *Quercus faginea* subsp. *broteroi* (ICN 2000). Embora não sejam um tipo de bosque raro em termos da vegetação natural potencial, são raros os bosques em bom estado de conservação, pelo que foram contempladas no anexo II da *Directiva Habitats* (92/43CEE), constituindo um habitat protegido, não prioritário (habitat 9240 - Carvalhais ibéricos de *Quercus faginea* e *Quercus canariensis*)(ALFA 2004).

Os cercais do Maciço de Sicó-Alvaiázere são os bosques dominantes em termos potenciais, devido à predominância dos solos básicos derivados de margas e calcários. São bosques fechados, normalmente com mais de 10 m de altura, com percentagens de cobertura acima dos 50%. No estrato arbóreo são frequentes espécies perenifólias como *Arbutus unedo*, *Phillyrea latifolia*, *P. angustifolia*, *Laurus nobilis* e *Olea sylvestris*. A existência pontual de calcários descarboxatados ou de substratos siliciosos do Cretácico sobre calcários duros, permite o aparecimento de exemplares isolados de *Quercus suber*. O sub-bosque arbustivo é normalmente denso e quase impenetrável, sendo dominado por espécies sempreverdes mediterrâneas como *Viburnum tinus*, *Rhamnus alaternus*, *Quercus coccifera*, *Ruscus aculeatus*, *Erica arborea*, *Genista tournefortii*. Estes bosques apresentam um estrato aéreo de lianas rico e muito denso, indiciando uma provável origem subtropical. As espécies trepadeiras mais frequentes são *Smilax aspera*, *Rubia peregrina*, *Tamus communis*, *Rubus ulmifolius*, *Lonicera etrusca*, *Hedera hibernica*. O estrato herbáceo é rico destacando-se *Paeonia broteroi*, *Urginea maritima*, *Arisarum simorrhinum*, *Iris foetidissima*, *Geranium purpureum*, *Hyacinthoides hispanica*, *Anemone palmata*, *Euphorbia characias* e algumas orquídeas.

1.2.5.2 Azinhais de *Quercus rotundifolia*

Nos territórios mais meridionais do Maciço de Sicó-Alvaiázere, aparece a série climatófila da azinheira, que prospera nos cumes, encostas e vertentes expostas aos quadrantes sul e oeste, sobre calcários duros. As florestas climáticas de azinheira não suportam encharcamentos pelo que tendem a desenvolver-se em áreas que não apresentam excesso de água. Potencialmente, atendendo apenas à componente climática, os azinhais do Maciço de Sicó-Alvaiázere estão inseridos numa área onde se poderiam desenvolver sobreirais. No entanto, por razões essencialmente edafológicas os sobreiros perdem competitividade face às azinheiras por serem uma espécie calcífuga (Blanco Castro *et al.* 2001). Apesar do ombroclima sub-húmido a húmido do maciço (1000 a 1200 mm), os azinhais conseguem prosperar devido aos substratos calcários duros, cársicos e muito permeáveis. Na mesma zona, com o mesmo substrato mas nos vales e encostas mais sóbrias, onde existe mais solo, os azinhais são substituídos pelos cercais de *Q. faginea subsp. broteroi*. Os valores de diversidade mais elevados e os taxa com maior interesse para conservação estão concentrados em clareiras onde há abertura do copado e em que estão presentes matos de substituição (Espírito-Santo *et al.* 2005).

O estrato arbóreo raramente regista grandes densidades e as azinheiras são por vezes acompanhadas de exemplares de *Q. faginea subsp. broteroi*, *Arbutus unedo* e *Olea sylvestris*. O

estrato arbustivo é geralmente denso e com um grande número de espécies, sendo características *Quercus coccifera*, *Daphne gnidium*, *Rubia peregrina*, *Rhamnus alaternus*, *Phillyrea angustifolia*, *Ruscus aculeatus*, *Asparagus aphyllus*, *Euphorbia characias*, *Viburnum tinus*, *Phillyrea latifolia*. No estrato lianóide ocorrem *Smilax aspera*, *Lonicera etrusca*, *Lonicera implexa*, *Lonicera peryclemon*, *Rubus ulmifolius*, *Hedera hibernica*. No estrato herbáceo *Arisarum simorrhinum*, *Hedera hibernica*, *Cephalanthera longifolia*, *Carex distachya*, *Epipactis tremolsii*, *Aristolochia paucinervis*, *Brachypodium hoenicoides*, *Geum sylvaticum*, *Calamintha nepeta*, *Salvia sclareoides*, *Origanum virens*, *Sanguisorba hybrida*.

É importante referir, que em muitos destes fragmentos, quer de cercais, quer de azinhais, os pinheiros bravos (*Pinus pinaster*) introduzidos intensamente em plantações florestais, disseminaram-se espontaneamente e é cada vez mais difícil encontrar bosques nativos completamente puros sem quaisquer exemplares de *Pinus*. No entanto quando se trata de carvalhais ou azinhais mais densos, estes mantêm a dominância sendo o aparecimento dos exemplares de *Pinus* muito esporádico.

2. Materiais e métodos

2.1. Localização das parcelas de estudo

Os locais de investigação situam-se no Maciço de Sicó-Alvaiázere e distribuem-se por 3 zonas diferentes do concelho de Ansião (Fig. 2.1). As parcelas de azinhal, localizadas nas imediações da localidade da Venda do Negro, encontram-se todas dentro do sítio PTCO045. As parcelas de cercal estão divididas por duas zonas diferentes, ambas fora da zona protegida. Duas parcelas (Qf1 e Qf2) estão localizadas no limite norte do concelho, perto da localidade de Ribeira de Alcalamouque e as outras duas perto de Aljazedo.

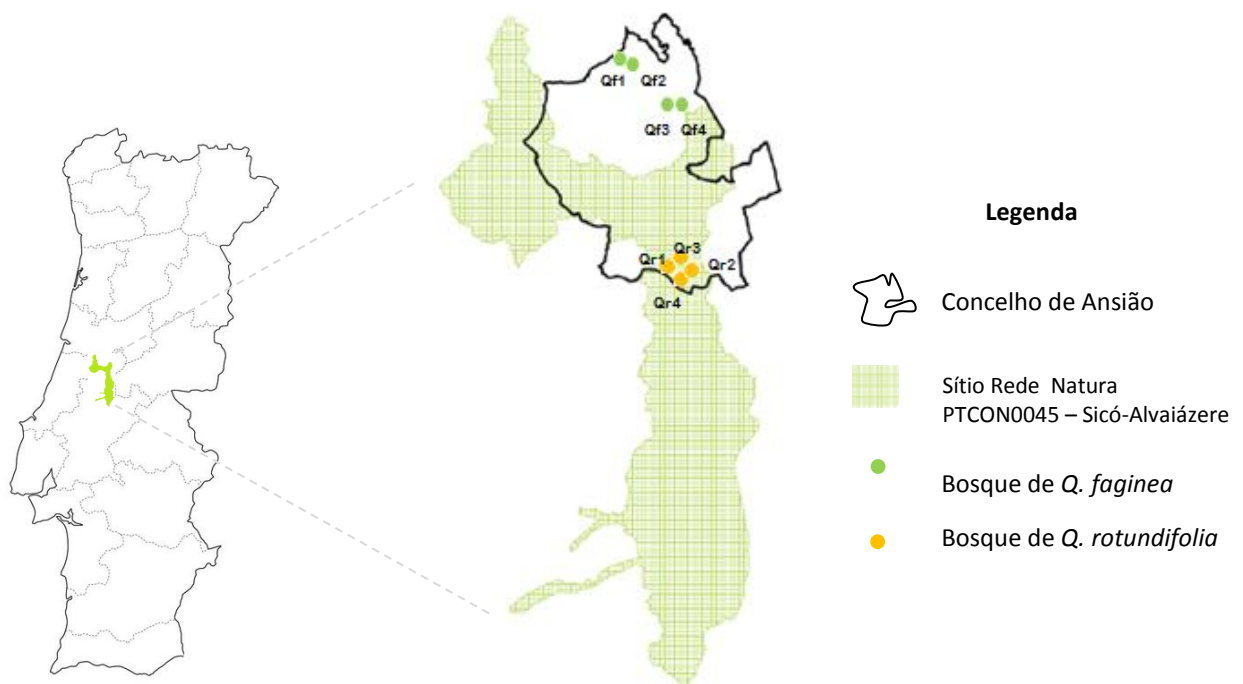


Figura 2.1 – Mapa de Portugal com a área de estudo

2.2. Selecção das parcelas de amostragem

O estudo foi conduzido em oito fragmentos de bosque (4 cercais de *Quercus faginea* subsp. *broteroi* e 4 azinhais de *Quercus rotundifolia*), que foram seleccionados com base nos seguintes critérios: facilidade de acesso; ter uma área aproximada de 1 ha de bosque contínuo; ser possível marcar um transepto linear de 100m; ser possível a circulação e a inventariação dos macrofungos (estratos lianóide e arbustivo não demasiado desenvolvidos); ter autorização do proprietário para realizar o estudo. Em cada fragmento foi marcado um transepto em linha recta de 100m de comprimento ao longo do qual foram marcadas 5 parcelas de 10x4m, com intervalos de 10 m entre parcelas. As parcelas foram marcadas no solo com bandeiras nos quatro cantos e sempre que possível com fitas penduradas nas árvores ou arbustos para

facilitar a visualização dos limites da parcela. Embora fosse desejável ter verdadeiras réplicas dos fragmentos de bosque, com base no trabalho de prospecção e no conhecimento anterior da área de estudo, pareceu-nos muito difícil, senão impossível, encontrar verdadeiras réplicas. Perante os constrangimentos relacionados com o tipo de vegetação, com elementos lianíferos e arbustivos espinhosos, associados à elevada densidade dos estratos arbóreos e arbustivo, a ser possível encontrar verdadeiras réplicas das parcelas, o período de tempo e investimento necessário à prospecção do número desejado de parcelas, iria muito além do âmbito e das possibilidades deste trabalho. Deste modo, as réplicas, quer dos fragmentos de bosque, quer das parcelas dentro de cada fragmento seriam consideradas pseudo-réplicas, seguindo o conceito de Hurlbert (1984).

Ao longo do trabalho, a expressão “fragmento de bosque” pressupõe que estão incluídos os dados obtidos nas cinco parcelas permanentes desse fragmento, ou seja, em $5 \times 40\text{m}^2 = 200\text{m}^2$ de área amostrada. A designação “bosques de carvalhos” ou “bosques de azinheiras” deve ser entendido que são utilizados os dados dos 4 fragmentos de bosque estudados nesse tipo de bosque, portanto corresponde a $4 \times 200\text{m}^2 = 800\text{m}^2$.

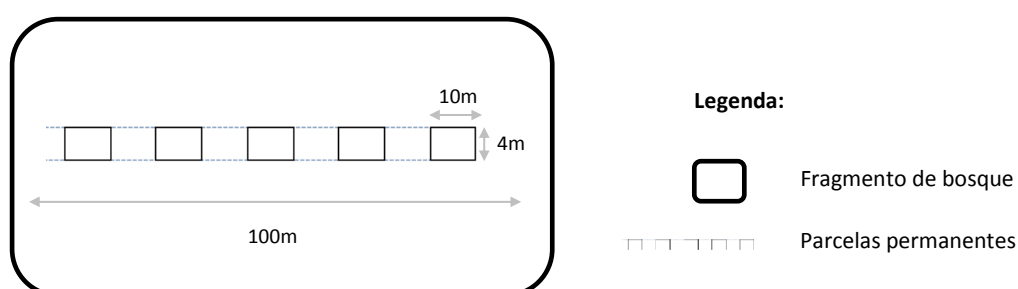


Figura 2.2 –Representação esquemática de um fragmento de bosque com o desenho do transepto e das cinco parcelas permanentes



Figura 2.3 –Marcação do transepto e parcelas permanentes

2.3. Amostragem de macrofungos

2.3.1. Desenho de amostragem

Cada fragmento de bosque foi visitado 10 vezes no período de maior frutificação de esporocarpos, entre Outubro de 2013 e Janeiro 2014, com um intervalo médio entre amostragens de cerca de 10 dias. Em cada visita foram sempre aplicados dois métodos de amostragem, o método oportunista e o método de parcelas permanentes, designados, respectivamente por “M0” e “M1” para facilitar a leitura. Para permitir comparações entre os resultados obtidos pelos dois métodos, estabeleceu-se o mesmo tempo de busca para cada um (25 minutos).

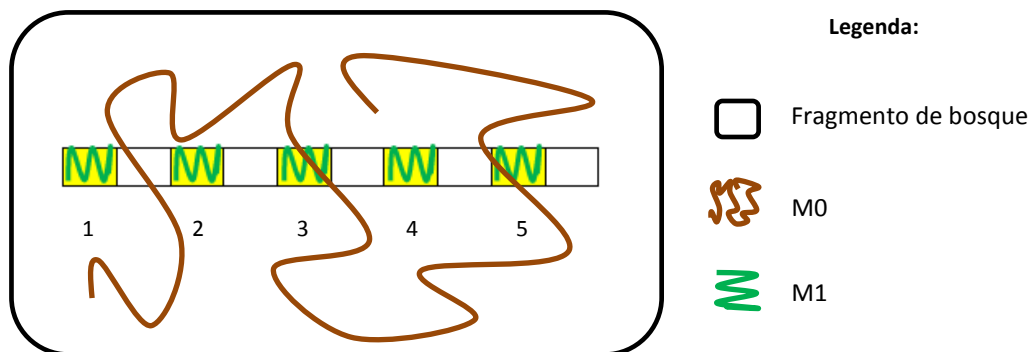


Figura 2.4 –Representação esquemática do desenho de amostragem

O M0 foi sempre aplicado primeiro. Como não havia nenhum transepto ou percurso pré-definido, os 25 minutos de amostragem foram utilizados livremente dentro do fragmento de bosque. O percurso variou oportunisticamente em função da percepção do amostrador e da visualização dos esporocarpos e a área amostrada podia, ou não, interceptar com as parcelas permanentes marcadas no transepto e utilizadas no M1. Sempre que foram encontrados carpóforos dentro das parcelas permanentes, os exemplares eram registados e contados mas só foram recolhidas depois de aplicado o M1.

No M1 as parcelas permanentes foram amostradas minuciosamente, sendo os 25 minutos de amostragem divididos pelas 5 parcelas (5 minutos em cada parcela).

Durante a amostragem sempre que era encontrado um cogumelo/grupo de cogumelos o cronómetro foi parado de forma a fazer anotações, tirar fotografias e proceder à recolha dos exemplares.

2.3.2. Colheita dos esporocarpos

Foram registados e contados todos os macrofungos epígeos observados nos substratos da área de estudo, ou seja, madeira morta, árvores vivas, solo e manta morta, com excepção de fungos corticioides ressupinados de difícil identificação. Foram incluídos Ascomycota e Basidiomycota com ou sem lâminas (polyporoides, clavarioides, hydnoïdes, stereoides). Foram colhidos exemplares de todas as espécies observadas, sempre que possível representando vários estádios de desenvolvimento dos esporocarpos. Exemplares demasiado imaturos para fornecer dados úteis ou em estado de desenvolvimento demasiado avançados foram deixados no terreno. Para evitar dupla contagem em ocasiões de amostragem subsequentes, os esporocarpos não colectados foram marcados com um palito de madeira. Quando a marcação não era prática (por exemplo espécies muito pequenas com elevada abundância), estes exemplares não foram recontados em visitas posteriores, a menos que a comparação com pesquisas anteriores mostrasse ter havido um aumento evidente na abundância de esporocarpos. Os esporocarpos foram separados do substrato escavando à volta da base do estipe, com o cuidado de colher o exemplar completo e de verificar a existência de volva, base radicante ou bolbosa, rizomorfos, ou a presença de esclerócios ou substratos enterrados (madeira, folhas, cones, frutos, musgos, outros fungos ou animais). O substrato a que o esporocarpo estava associado foi sempre identificado e registada a informação nas notas de campo.



Figura 2.5 –Amostragem de esporocarpos

2.3.3. Registos – fotografia e notas de campo

Todos os exemplares colhidos foram fotografados a cores (sempre que possível *in situ*). Este registo revelou-se de enorme valor para a caracterização macromorfológica e foi utilizado frequentemente na identificação.

As anotações de campo foram registadas inicialmente em fichas preparadas para o efeito mas, com o objectivo de maximizar o tempo no trabalho de campo os registos passaram a ser gravados em áudio e transcritos no laboratório. Os registos foram efectuados pelo número das fotografias dos exemplares, no caso de espécies não conhecidas ou com a identificação provisória (i.e., sujeita a confirmação em laboratório) quando as espécies eram conhecidas. Foram registados os seguintes dados: nº de colheita, (código da parcela + data + identificação provisória), microhabitat e caracteres efémeros do exemplar - estruturas frágeis e delicadas que se podem perder no transporte para o laboratório, como ornamentações com origem no véu universal ou parcial, o odor e alterações de cor ao toque, tipo de frutificação (solitário/gregário / cespitoso) e a abundância.

As diferentes espécies de macrofungos foram classificadas em quatro grupos tróficos com base no modo de obtenção dos nutrientes e no tipo de substrato colonizado, de acordo com a literatura (Newton & Haigh 1998; Ferris et al. 2000, Humphrey et al. 2000, O'Hanlon & Harrington 2012): 1. Ectomicorrízicos (Ect); 2. Saprófitas lenhícolas – sobre madeira morta em decomposição com mais de 7cm de diâmetro -(Sl); 3. Saprófitas detritícolas e humícolas, no húmus ou sobre detritos vegetais (Sdh); 4. Parasitas (P).

Os géneros e espécies com trofismo incerto foram considerados saprófitas (ou seja *Clavulinopsis*, *Entoloma*, *Hygrocybe*).

O número de esporocarpos foi contado até um máximo de 50. Quando o número de esporocarpos ultrapassou este valor foram registados 50 esporocarpos.

2.4. Identificação dos macrofungos

A identificação baseou-se nas observações: macromorfológicas dos corpos frutíferos, micromorfológicas dos corpos frutíferos e esporos; nos caracteres organolépticos (textura, odor, sabor); na ecologia (substrato, microhabitats); e em testes macroquímicos. Para obtenção da esporada foi cortado o estipe pelo ápice e colocados os píleos sobre uma folha de papel com o himenóforo voltado para baixo.

Cerca de um quarto das espécies encontradas foram identificadas no terreno, por serem espécies já conhecidas e estudadas anteriormente, bastando apenas uma confirmação

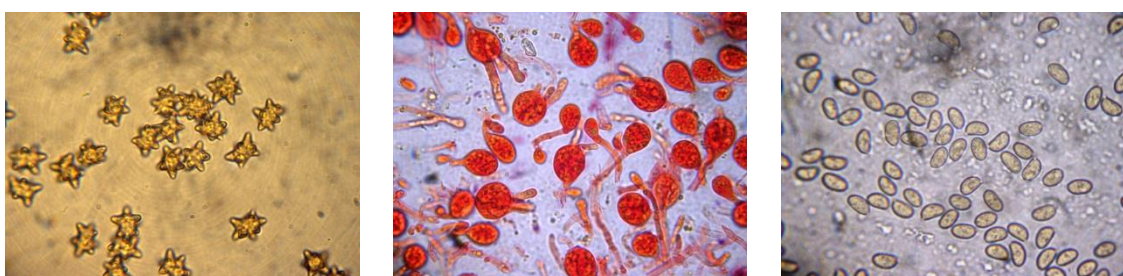
ulterior. Para as restantes espécies procedeu-se à caracterização microscópica dos esporos e consulta de chaves dicotómicas e de literatura especializada. Devido ao elevado número de exemplares colhidos e à falta de bibliografia especializada não foi possível identificar todos os *taxa* ao nível da espécie; nesses casos, após a identificação do género, cada morfoespécie foi designada pelo nome do género seguido de um número (e.g. *Boletus* 1, *Russula* 2). As morfoespécies serão, no entanto, consideradas ao longo do trabalho enquanto espécies.



Figura 2.6 –Identificação dos macrofungos

A análise macroscópica incidiu sobretudo na observação do píleo (tamanho, forma, cor, margem e revestimento (ornamentação, viscosidade, higrofanidade)); do himenóforo (tipo, cor, inserção no estipe, espaçamento, presença de latex, destacamento da cutícula); do estipe (presença de volva e/ou anel, tamanho, ornamentação, forma); da carne (cor -e alteração de-, sabor, odor, consistência); da esporada em massa (cor) e da ecologia (substrato, microhabitats).

Os esporocarpos foram secos a temperaturas entre 30 e 40º C, durante cerca de 72 h. Depois de concluídas as análises das espécies em falta, as colecções de *exsicata* serão depositadas no Herbário da Universidade de Coimbra (COI).



Inocybe asterospora

Tremella mesenterica

Inocybe cookei

Figura 2.7 –Exemplos de esporos

As observações microscópicas foram realizadas em microscópios Nykon S-ke e VWR BI383, com utilização do material previamente seco. A reidratação das *exsicata* foi feita com solução de Abel e GSM. Secções dos tecidos fúngicos foram montadas em água, hidróxido de potássio a 3%, solução de Melzer e Vermelho do Congo. Sulfovanilina foi utilizada para evidenciar

macrocístidios e incrustações de cístidios no género *Russula*. Solução de Melzer foi utilizada para analisar a amiloidia dos esporos.

Os esporos foram medidos com o software Piximètre versão 5.8.

Os testes macroquímicos foram realizados principalmente na identificação dos géneros *Cortinarius*, *Russula*, *Hygrophorus*, *Xerocomus* e *Ramaria*. Para o efeito foi colocada uma gota do reagente pretendido na cutícula, na carne do chapéu ou na base do pé, e registada a reacção (cor e intensidade). Os reagentes utilizados foram Melzer (para análise da amiloidia nas esporadas em massa), hidróxido de potássio a 20% (KOH), sulfato de ferro (FeSO₄), tintura de guayaco, amoníaco (NH₃), fenol (C₆H₅OH), ácido sulfúrico (H₂SO₄) e anilina (C₆H₅NH₂).

As espécies foram identificadas com recurso a obras generalistas de referência (Breitenbach e Kranzlin 1984-2005, Courtecuisse & Duhem 2005, Eysartier e Roux 2011, Moser 1983; Phillips, 2006) e textos especializados para os géneros *Lactarius* (Basso 1999), *Entoloma* (Noordeloos, 1992; 2005), *Boletus* (Muñoz 2005); *Hygrocybe* e *Hygrophorus* (Candusso 1997), *Inocybe* (Kuyper 1986), *Russula* (Monadero 2011) e *Mycena* (Robich 2007). A classificação seguida foi a de Kirk *et al.* (2008) e a nomenclatura baseada no Index Fungorum (<http://www.indexfungorum.org/Names/Names.asp>).

2.5. Caracterização das comunidades vegetais

Os inventários florísticos foram realizados de acordo com a etapa analítica do método de inventário fitossociológico, proposto por Braun-Blanquet (1979) e sistematizado em Capelo (2003). Em cada parcela (40 m²) foram inventariadas as espécies dominantes e companheiras, sendo atribuído um índice de abundância-dominância de Braun-Blanquet conforme descrito na tabela 1.

Tabela 1.1 - Índice de abundância-dominância de Braun-Blanquet (Capelo 2003)

r	Indivíduos raros ou isolados. Cobertura inferior a 0,1%.
+	Indivíduos pouco abundantes de débil cobertura. Cobertura de 0,1% a 1%.
1	Indivíduos bastante abundantes mas de débil cobertura. Cobertura de 1% a 10%.
2	Indivíduos muito abundantes que cobrem pelo menos 1/20 da superfície. Cobertura de 10% a 25%.
3	Indivíduos de número variável, cobrindo ¼ a ½ da superfície. Cobertura de 25% a 50%.
4	Indivíduos de número variável, cobrindo ½ a ¾ da superfície. Cobertura de 50% a 75%.
5	Indivíduos de número variável, cobrindo mais de ¾ da superfície. Cobertura de 75% a 100%.

A taxonomia fundamentou-se por ordem preferencial nos trabalhos de Castroviejo *et al.* (1986-2012), Coutinho (1939), Franco (1971-1984), Franco & Rocha-Afonso (1994-2003). A metodologia utilizada consistiu em:

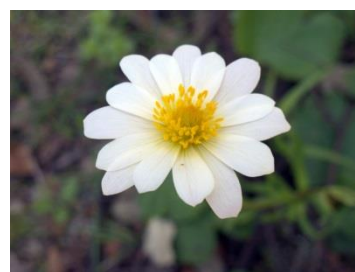
- (i) Trabalho de inventariação de campo, com três visitas a cada parcela de estudo, de Abril a Junho de 2014. Os dados obtidos referem-se à composição de espécies e ao grau de cobertura de cada espécie de acordo com a tabela 1.1.
- (ii) A identificação dos *taxa* foi feita no campo, quando possível (principalmente árvores e arbustos). Quando não foi possível, os exemplares foram fotografados e herborizados e identificados posteriormente.
- (iii) Elaboração dos inventários com base nos dados obtidos.



Anthyllis vulneraria L



Muscari comosum (L.) Mill.



Anemone palmata L.

Figura 2.8 –Plantas vasculares

2.6. Análises de solos

Realizaram-se análises de solo em todos os fragmentos de bosque, colhendo uma amostra compósitas por parcela, nas parcelas 1, 3 e 5. A recolha de amostras foi feita em Julho de 2014, segundo a metodologia utilizada por Chaparro *et al.* (2008). Em cada parcela amostrada foi definida uma área de 1 m² onde foram colhidas 4 porções de solo até 20 cm de profundidade, que se juntaram perfazendo uma amostra de cerca de 1 kg (Figura 2.9).



Figura 2.9 –Amostras de solo

As amostras de solo foram colocadas a secar em tabuleiros ao ar livre (temperatura ambiente), durante 5 dias. Depois de secas, as amostras foram esboroadas e crivadas com uma peneira

com malha nylon de 2mm para remover pedras, detritos vegetais e outras impurezas. Em seguida as fracções crivadas foram homogeneizadas e quarteadas para se dividir a amostra, sendo apenas utilizados para a análise do pH e condutividade eléctrica dois lados opostos do quarteamento. A restante amostra foi guardada.

Para a determinação de pH foi preparada uma suspensão com 60 g de amostra crivada de solo adicionada a 150 ml de água desmineralizada e agitada com uma vareta e deixada a repousar durante 24 h. A suspensão foi agitada num agitador durante 15 min. Foi utilizado um medidor de pH Hanna modelo pH21, depois de calibrado, e registado o valor da medição só depois de este estabilizar.

Para analisar a condutividade eléctrica foi feita com uma suspensão 30 g de amostra crivada de solo adicionada a 150 ml de água desmineralizada, depois foi agitada com uma vareta e deixada a repousar durante 24 h. Foi utilizado um medidor de condutividade eléctrica Hanna 8633.

As duas análises realizadas seguiram as metodologias propostas pela BCR – Community Bureau of Reference.

2.7. Dados meteorológicos

Os dados meteorológicos utilizados na análise foram obtidos a partir da Estação Meteorológica Automática (EMA) localizada em Abiul, concelho de Pombal e foram cedidos pela Direcção Regional de Agricultura e Pescas do Centro e referem-se ao período de 1 de Setembro de 2013 a 15 de Janeiro de 2014.

2.8. Análises estatísticas

Nas análises efectuadas, sempre que é referido um “fragmento de bosque” pressupõe-se que estão incluídos os dados obtidos em todo o fragmento (no caso da análise se referir a dados recolhidos pelo M0) ou a dados recolhidos nas cinco parcelas permanentes desse fragmento (dados do M1). Quando nos referimos a “Bosques de carvalhos” ou “Bosques de azinheiras” deve ser entendido que são utilizados os dados dos 4 fragmentos de bosque do respectivo habitat.

Foram elaboradas várias matrizes de dados, de modo a serem utilizadas para análises diferentes e para responder a questões diferentes. Será referida qual a matriz utilizada em cada tratamento estatístico:

- (i) Matriz de espécies por amostragem, observadas apenas com o método 1.
- (ii) Matriz de espécies por parcela ou fragmento observadas com o método 1.
- (iii) Matriz de espécies por amostragem observadas apenas com o método 0.
- (iv) Matriz de espécies por fragmento observadas com o método 0.
- (v) Matriz de espécies por fragmento, observadas com os dois métodos de amostragem.
- (vi) Matriz de variáveis ambientais por parcela.
- (vii) Matriz de variáveis espaciais por parcela.
- (viii) Matriz de dados de espécies de plantas por parcela/fragmento.
- (ix) Matriz de dados meteorológicos.

Com base nas matrizes de dados foram determinados vários parâmetros que serão utilizados em diferentes análises ao longo do deste trabalho:

Riqueza de espécies (S) é o número acumulado de espécies encontrado por parcela/fragmento/tipo de bosque em todo o período de amostragem.

Riqueza média de espécies (S_m) é o número acumulado de espécies de macrofungos encontradas num fragmento/tipo de bosque ao longo de todo o período de amostragem, dividido pelo número de visitas a esse fragmento/tipo de bosque.

Abundância (Abund) é o número de indivíduos (esporocarpos) registado por espécie.

Abundância relativa - proporção dos indivíduos (esporocarpos) de cada espécie em relação ao número total de indivíduos encontrados ($\times 100$).

Frequência (Fr) é definida para cada espécie pelo número de amostragens em que foi observada por parcela/fragmento/tipo de bosque.

Frequência de ocorrência por fragmento para as espécies dominantes foi determinada como a percentagem do número total de amostragens de fragmentos (8 fragmentos \times 10 amostragens = 80). Da mesma forma, frequência de ocorrência dentro de cada tipo de bosque foi determinada como uma percentagem do número total de amostras (4frag \times 10 amostragens = 40).

Foram calculados índices de diversidade que combinam os dados de riqueza e abundância relativa (equitabilidade): O índice α de Fisher (F) é uma medida de riqueza insensível ao tamanho da amostra e à abundância das espécies mais comuns; relaciona o número de

espécies (S) com o número de indivíduos (N) numa comunidade através da seguinte equação: $S = \alpha \ln(1 + N/\alpha)$. O índice de Shannon (H), apesar das críticas de que tem sido alvo (*e.g.* Magurran 2004), continua a ser dos mais utilizados, o que possibilita comparações dos resultados deste estudo com outros de habitats similares. É definido pela fórmula $H' = -\sum P_i \ln(P_i)$, onde P_i é a abundância proporcional da espécie i , isto é, o nº de indivíduos da espécie i dividido pelo número total de indivíduos da amostra (N_i/N). O índice de Simpson (D) mede a probabilidade de dois indivíduos seleccionados ao acaso pertencerem à mesma espécie. É baseado na proporção entre os indivíduos e é fortemente influenciado pela importância das espécies mais dominantes (Magurran 1988). É definido pela fórmula: $D = \sum P_i^2$. Como o seu valor é inverso à equitabilidade, para facilitar a interpretação da diversidade é aqui calculado o seu valor inverso ($1/D$).

Foram calculados índices de similaridade com base em dados de presença-ausência (índice de Sørensen) e de abundância relativa (Índice de Bray-Curtis). O Índice de Sørensen (Chao *et al.* 2005) é dado pela fórmula $I_S = \frac{2A}{2A+B+C}$, onde A é o número de espécies compartilhadas pelas duas comunidades e B e C são o número de espécies únicas para cada uma das duas comunidades. O Índice de Bray-Curtis (Magurran 2004) é dado pela fórmula $I_S = \frac{2iN}{(Na+Nb)}$, onde $2iN$ é a soma da mais baixa de duas abundâncias para espécies presentes nos dois locais; Na é o número total de indivíduos do local A e Nb é o número total de indivíduos do local B . A percentagem de complementaridade na composição de espécies entre bosques foi calculada utilizando o índice descrito por Colwell & Coddington (1994): $C_{jk} = U_{jk} / S_{jk}$, onde C_{jk} é a Complementaridade entre as locais, U_{jk} é o número total de *taxa* encontrados num único local e S_{jk} é a riqueza total dos dois locais combinados.

Todos os cálculos das curvas de acumulação de espécies, estimadores de riqueza de espécies, índices de diversidade e de similaridade foram feitos com recurso ao software EstimateS versão 9.1.0 (Colwell 2013).

As análises estatísticas especificamente utilizadas para dar resposta aos objectivos propostos nos capítulos 3 e 4 serão referidas e analisadas, respectivamente nas secções 3.3.2 e 4.3.2.

3. Amostragem oportunista Vs. Parcelas permanentes

3.1. Introdução

Apesar do interesse generalizado suscitado pelos macrofungos no seio de micólogos e naturalistas, a falta de protocolos definidos e sistematizados para guiar a sua colheita e registo constituiu, até há poucas décadas, uma das maiores limitações ao conhecimento integrado deste reino (Halme *et al.* 2012).

Numa tentativa de ultrapassar estas limitações e uniformizar a amostragem de macrofungos, Mueller *et al.* (2004) sugeriram uma série de directrizes e recomendações. Não obstante, assiste-se ainda a uma enorme variabilidade entre as metodologias utilizadas na literatura de macrofungos dificultando a comparação dos resultados mesmo entre habitats semelhantes (Halme *et al.* 2012).

A escolha do método para a amostragem de macrofungos é uma tarefa crucial. Cada método possui vantagens e limitações, devendo a sua escolha ser determinada pelos objectivos do estudo, pelos recursos disponíveis (i.e. humanos, temporais, logísticos) e pelos padrões de distribuição ou dispersão dos macrofungos (Schmit & Lodge 2005). Segundo Castellano *et al.* (2004) os métodos mais aconselhados para amostrar a riqueza e a estrutura das comunidades de macrofungos são o (i) método oportunista (método em que uma área é amostrada livremente durante um determinado intervalo de tempo, também denominado por transeptos sem parcelas), (ii) o método das parcelas ao longo de um transecto (no qual as parcelas estão localizadas ao longo de uma linha devendo representar uma elevada variedade de microhabitats) e os (iii) métodos das parcelas aleatórias - permanentes ou temporárias - nos quais as parcelas não seguem um transecto e cuja localização, dentro de uma determinada área, deve ter uma probabilidade igual de ser seleccionada.

Mueller *et al.* (2004) recomendam o uso combinado dos métodos oportunista, parcelas de tamanho fixo e amostragem de um determinado número de troncos caídos. Segundo estes autores o uso combinado destes métodos permite otimizar o número de espécies de macrofungos documentados para um determinado local permitindo, paralelamente, a obtenção de dados quantitativos facilmente comparáveis com dados de outros locais, bem como assegurar a amostragem de fungos inconspícuos através da amostragem dos troncos.

Neste trabalho, tendo em conta as limitações inerentes a um estudo com base numa temporada de frutificação, optou-se pela utilização combinada do método oportunista (M0) e do método das parcelas ao longo de um transecto (M1), de forma a permitir uma caracterização preliminar das comunidades de macrofungos associadas às áreas de estudo

seleccionadas, bem como, maximizar o número de espécies inventariadas. Por um lado, o método das parcelas ao longo de um transepto permite a quantificação do número de espécies por unidade de área e a obtenção de dados comparáveis, entre áreas distintas ou na mesma área ao longo do tempo, devido à uniformização (espacial e temporal) do esforço de amostragem. Além disso, a recolha de todos os esporocarpos ao longo de uma série de parcelas assegura que todos os *taxa*, que frutificam num determinado momento, sejam analisados reduzindo a probabilidade que as espécies crípticas sejam negligenciadas (O'Dell *et al.* 2004). Recomendações para a condução de estudos de macrofungos com base em parcelas estão disponíveis em Molina *et al.* (2001), Lodge *et al.* (2004) Mueller *et al.* (2004) e O'Dell *et al.* (2004). O método oportunista parece ser mais eficiente para determinar a diversidade de espécies de uma determinada área (Molina *et al.* 2001; Castellano *et al.* 2004; Lodge *et al.* 2004, Schmit & Lodge 2005), permitindo detectar um maior número de espécies comparativamente ao método das parcelas, especialmente espécies raras e conspícuas (Mueller *et al.* 2004). Claridge *et al.* (2000) aplicaram este método com uma restrição de tempo. Por outro lado, são referidas algumas desvantagens associadas a este método. Em primeiro lugar coloca restrições à comparação da diversidade e composição de espécies de macrofungos entre diferentes locais ou no mesmo local ao longo do tempo, pois o esforço de amostragem dificilmente é uniformizado (O'Dell *et al.* 2004, Mueller *et al.* 2004). Há também o risco de enviesamentos associados ao amostrador afectarem os resultados negligenciando alguns habitats ou *taxa*. Alguns amostradores dão preferência a esporocarpos grandes e/ou coloridos, ou favorecem determinados grupos porque desenvolveram imagens mentais em experiências anteriores (Schmit & Lodge 2005). Além disso, esporocarpos inconspícuos ou facilmente confundidos com espécies mais comuns são muitas vezes menosprezados (Lodge *et al.* 2004). Não obstante, este método constitui um importante complemento da amostragem em parcelas dado que não restringe de forma tão estrita a área amostrada, contemplando, assim, a distribuição desigual dos esporocarpos.

Tanto quanto temos conhecimento, este é o primeiro estudo que aplica os dois métodos em simultâneo na amostragem de macrofungos e estabelece comparações entre os resultados obtidos. De forma a possibilitar comparações entre os resultados dos dois métodos, o esforço foi padronizado relativamente ao tempo de amostragem.

3.2. Objectivos

Este capítulo tem como objectivo central comparar dois métodos de amostragem, i.e. amostragem oportunista (M0) e em parcelas ao longo de um transecto (M1). Pretende-se, concretamente, investigar diferenças entre os resultados obtidos no que se refere a:

- (i) Riqueza e diversidade de espécies,
- (ii) Distribuição de espécies por grupo trófico e substrato de frutificação,
- (iii) Raridade,
- (iv) Conspicuidade e,
- (v) Composição das comunidades observadas com cada um dos métodos.

Estes aspectos serão analisados para cada um dos habitats estudados, explorando as potencialidades e limitações de cada método.

3.3. Metodologia

3.3.1. Métodos de amostragem

Os métodos utilizados na amostragem dos macrofungos encontram-se descritos detalhadamente no capítulo 2.3.1. Dado que este capítulo visa a comparação dos resultados obtidos pelos dois métodos de amostragem, foi utilizada a totalidade dos dados.

3.3.2. Análise estatística

Para comparar a riqueza de espécies foram elaboradas curvas da acumulação de espécies obtidas por cada método. Utilizaram-se matrizes de Espécies/Amostragem com dados de abundância de esporocarpos para cada método e para cada tipo de bosque. Foram calculados o estimador de riqueza de espécies Chao 2, os índices de diversidade de Shannon, Fisher e Simpson e o índice de similaridade de Sorenson. Estes procedimentos foram realizados com o programa EstimateS versão 9.1.0 desenvolvido por Colwell (2013). Foi ainda calculada a percentagem de sobreposição e complementaridade de espécies de acordo com Colwell & Coddington (1994).

De forma a testar diferenças na conspicuidade das espécies encontradas através dos dois métodos, foi estabelecido o índice de conspicuidade de macrofungos. Este índice foi definido

recorrendo a três critérios centrais: (i) cor, (ii) tamanho (iii) e sociabilidade da frutificação. Para cada um destes critérios foi atribuído um valor de 0 a 2. O índice de conspicuidade de cada espécie de macrofungos (Tabela 3.1), corresponde à soma dos valores atribuídos em cada critério, podendo variar 0 (muito pouco conspícuo) a 6 (muito conspícuo).

Tabela 3.1 – Critérios para a determinação quantitativa do índice de conspicuidade de macrofungos

Critério	Categorias	Valor
Cor	Muito contrastante com o substrato (cores muito claras ou muito vivas)	2
	Algo contrastante com o substrato (cores escuras)	1
	Pouco ou nada contrastante com o substrato (cores neutras, castanhos, verdes)	0
Tamanho	Diâmetro do chapéu maior que 3 cm	2
	Diâmetro do chapéu entre 1 e 3 cm	1
	Diâmetro do chapéu menor que 1 cm	0
Sociabilidade	Gregário com mais de 5 esporocarpos	2
	Gregário até 5 esporocarpos	1
	Esporocarpos isolados	0

Testes de Chi-quadrado (χ^2) (Zar 2009) foram utilizados para testar as diferenças entre os resultados obtidos através dos dois métodos de amostragem, no que respeita a: (i) riqueza específica, (ii) distribuição das espécies por classes de raridade, (iii) nº de espécies raras, e distribuição de espécies por (iv) grupo trófico, (v) substrato de frutificação e (vi) classes de conspicuidade.

As classes de raridade foram definidas pelo número de fragmentos em que uma espécie foi observada pelo menos uma vez (8 classes, variando de 1 a 8 fragmentos). Foram consideradas espécies raras aquelas observadas apenas num fragmento de bosque. Em análises de tabelas de contingência 2x1 e 2x2 (i.e. quando existe apenas um grau de liberdade; por exemplo no teste entre a riqueza específica obtida em cada um dos métodos) foi utilizada a correcção de continuidade de Yates. Neste caso é subtraído 0,5 ao valor absoluto resultante da diferença entre o número observado de espécies e o número esperado (Zar 2009).

A hipótese de que existem diferenças na estrutura das comunidades observadas pelos dois métodos de amostragem foi testada através da análise multivariante permutacional de variância - PERMANOVA (Anderson 2001) com base no índice de Bray-Curtis calculado a partir da matriz de abundância de esporocarpos, transformada por logaritmização [$\log(x+1)$]. Todas as análises foram corridas com 999 permutações. Esta técnica analisa simultaneamente a

resposta de uma ou mais variáveis a um ou mais factores tendo como base similaridades ou distâncias usando permutações. Para todas as análises estabeleceu-se $p < 0.05$ como limite para valores significativos.

De forma perceber as principais dissimilaridades na composição das comunidades de macrofungos observadas em cada método de amostragem, foi realizada uma análise de percentagem de similaridade SIMPER (Similarity Percentage Breakdown). A análise SIMPER é uma análise de carácter exploratório que não envolve testes estatísticos. Utiliza o índice de similaridade de Bray-Curtis para discriminar a contribuição de cada espécie nas dissimilaridade média entre grupos de amostras (Clarke & Warwick 2001). Nesta análise utilizámos os valores de abundância de esporocarpos logaritmicados [$\log(x+1)$] e procurámos determinar a contribuição individual de cada *taxon* para as dissimilaridades encontradas entre os dois métodos e a para a similaridade dentro de cada método. Considerou-se o limiar de 90% como valor de corte, de forma a listar apenas as espécies com maior contribuição. As análises PERMANOVA e SIMPER foram elaboradas com o programa PERMANOVA+ para PRIMER, segundo Anderson *et al.* 2008).

3.4. Resultados e discussão

Na figura 3.1 estão representadas a abundância total de esporocarpos e a riqueza de espécies observada em cada método de amostragem. O número de esporocarpos encontrado pelo método oportunista foi bastante superior principalmente nos bosques de *Q. faginea* onde a diferença para os valores obtidos pelo método das parcelas permanentes é mais do dobro. Esta diferença deve-se também ao maior número de espécies observado com o método 0 mas principalmente devido à ocorrência de espécies de grande distribuição espacial com frutificação gregária, como *Armillaria mellea*, *Mycena alba*, *Mycena erubescens*, *Omphalotus olearius*, *Cantharellus subpruinus* e *Xylaria hypoxylon*.

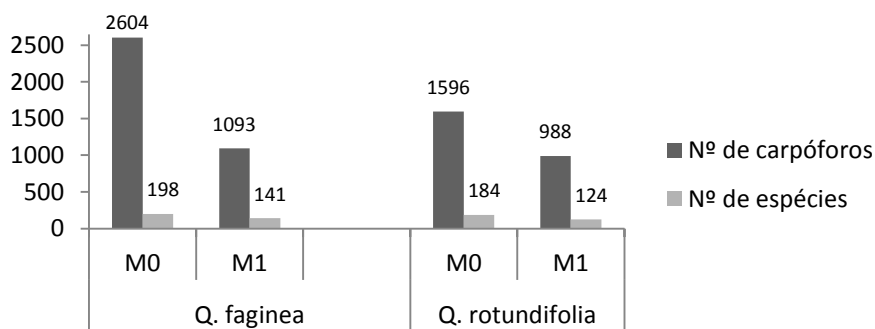


Figura 3.1 – Abundância de esporocarpos e riqueza de espécies em cada tipo de bosque obtidos com cada métodos de amostragem

As curvas de rarefacção (Fig. 3.2) apresentam-se muito semelhantes nos dois tipos de bosque estudados, não evidenciando uma aproximação à assíntota com nenhum dos métodos, o que está de acordo com as estimativas de riqueza de espécies de Chao 2.

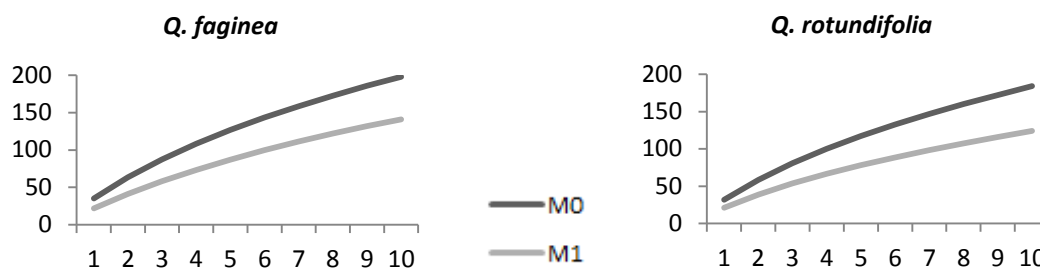


Figura 3.2 – Curvas de acumulação de espécies obtidas pelos dois métodos de amostragem nas 10 visitas realizadas em cada tipo de bosque.

Com base neste estimador as observações efectuadas são 53,8 e 54,4% da estimativa do total de espécies nos bosques de *Q.faginea* e, 49,3 e 41,1 nos bosques de *Q. rotundifolia*, respectivamente para os métodos 0 e 1. Também neste ponto não se verificam diferenças importantes entre os dois métodos de amostragem (Tabela 3.2)

Tabela 3.2 – Dados obtidos pelos dois métodos de amostragem para os bosques de *Q.faginea* e *Q. rotundifolia*. M – Método; N – nº de esporocarpos; S - Riqueza de espécies; S un – Espécies encontradas unicamente com 1 método; C – Complementaridade; Sor – índice de Sorenson; Chao 2 - estimador de riqueza total; % S(e) – Percentagem de espécies observada face à estimativa Chao 2; α - Índice α de Fisher; H' - Índice de Shannon; 1/D – Índice recíproco de Simpson

Hab	M	N	S	S un	C	Sor	Chao 2	% S(e)	α	H'	1/D
Q. f	M0	2604	198	109	0,64	0,53	368	53,8	49,82	4,37	39,85
	M1	1093	141	52			259	54,4	43,11	3,95	24,33
Q. r	M0	1596	184	106	0,66	0,51	373	49,3	53,76	4,46	57,03
	M1	988	124	46			302	41,1	37,48	3,83	20,39

A complementaridade da riqueza de espécies observada nos dois métodos é semelhante nos dois habitats, situando-se cerca dos 65%. O mesmo se sucede com o Índice de similaridade de Sorenson que regista cerca de 0,5 para os dois habitats.

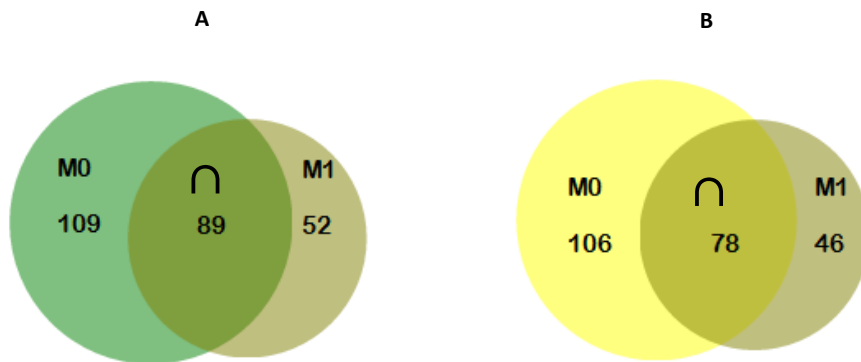


Figura 3.3 (A e B) Diagramas de Venn com a complementaridade. A- *Quercus faginea*; B – *Quercus rotundifolia*
 M0 - Número de espécies apenas encontradas com o método 0 ; M1- número de espécies apenas encontradas com o método 1; ∩ - Número de espécies comuns aos dois métodos

Foram calculados três índices de diversidade, o α de Fisher, Shannon (H) que é um índice de riqueza e equitabilidade e o Índice recíproco de Simpson (1/D) que é um índice de dominância. Tendo em conta que o primeiro é insensível ao tamanho da amostra, o segundo enfatiza as espécies raras e que, o terceiro enfatiza as comuns, podemos considerar que a diversidade amostrada pelo método oportunista é claramente maior. As diferenças entre os dois métodos são mais acentuadas nos bosques de *Q. rotundifolia*, e sobretudo se for tido em conta o Índice de Simpson, devido à elevada dominância das espécies mais abundantes observadas no método 1: nas parcelas permanentes as 5 espécies com frutificação mais abundante têm cerca de 40% do total dos esporocarpos observados, o dobro das cinco espécies com maior frutificação observada no método oportunista, que apenas têm cerca de 20 % do total. Como o valor de Shannon normalmente se encontra entre 1,5 e 3,5 e raramente ultrapassa 4 (Margalef, 1972 citado em Magurran, 2004) podemos considerar que a diversidade de macrofungos amostrada pelo método oportunista é bastante elevada.

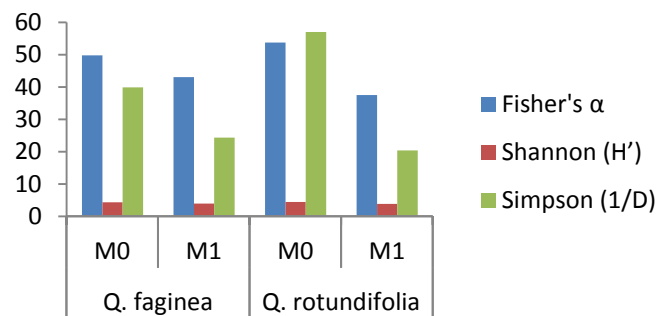


Figura 3.3 – índices da diversidade de macrofungos observada por cada método de amostragem nos dois tipos de bosque.

Foram encontradas diferenças significativas (Tabela 3.3) na riqueza de espécies observada entre os métodos de amostragem nos dois tipos de bosque estudados e para o total dos dados dos dois habitats combinados ($P=0,00006$).

Tabela 3.3 – Resultados das análises de Chi-quadrado. χ^2 – Valor de Chi-quadrado; GI- Graus de liberdade; P – Nível descritivo.

Parâmetro testado	χ^2	GI	P (2hab)
Riqueza total de espécies	16,03	1	0,00006*
Distribuição por classes de raridade	7,83	6	0,251
Riqueza de espécies raras	21,46	1	0,000004*
Distribuição de espécies pelos grupos tróficos	1,53	2	0,4644
Distribuição pelo tipos de substrato	9,04	3	0,040*
Distribuição pelas classes de conspicuidade	3,50	5	0,623

Quando são tidos em conta os resultados totais dos dois habitats, não se encontram diferenças significativas na distribuição das espécies pelas classes de raridade. Não obstante, da análise da figura 3.4 ressalta à vista que há uma grande diferença no número de espécies raras encontradas nos dois métodos, ou seja nas espécies presentes em apenas um dos 8 fragmentos estudados. Das 218 espécies raras registadas, 70,2% (153 espécies) foram registadas através do M0 e apenas 37,6% (82 espécies) no M1. Estas diferenças vão diminuindo para as classes menos raras: das 73 espécies encontradas em dois fragmentos, 91,8% (67 espécies) foram registadas através do M0 e 69,9% (51 espécies) no M1; das 93 espécies presentes em 3 ou mais fragmentos, 96,8% (90 espécies) foram registadas através do M0 e 91,4% (85 espécies) no M1.

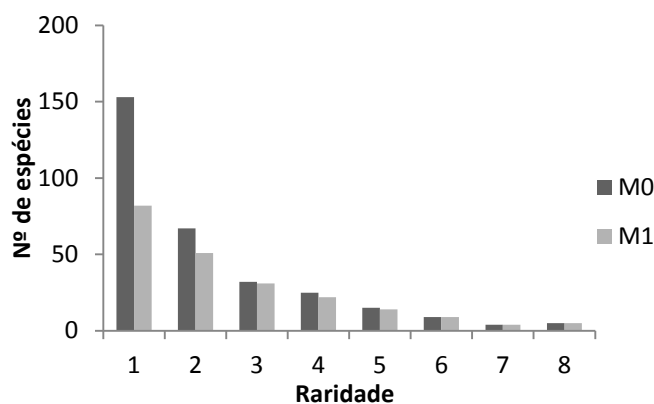


Figura 3.4 – Número de espécies por frequência nos fragmentos de bosque estudados

Relativamente aos grupos tróficos, é confirmada a hipótese nula de que a estrutura da distribuição das espécies pelos grupos tróficos é semelhante para os dados dos dois métodos de amostragem ($P=0,5$). No entanto, dentro de cada grupo trófico, as diferenças visíveis relativamente ao número de espécies micorrízicas (M) e ao número de saprófitas húmicas e detritícolas (Shd) entre os dois métodos (Fig.3.5), revelaram-se significativas, respectivamente com um valores P de 0,0003 e 0,03. Portanto, apesar de se observar um número significativamente maior de espécies com o M0 nos grupos tróficos M e Shd, a estrutura das duas comunidades observadas não difere significativamente quando utilizado um ou outro método de amostragem.

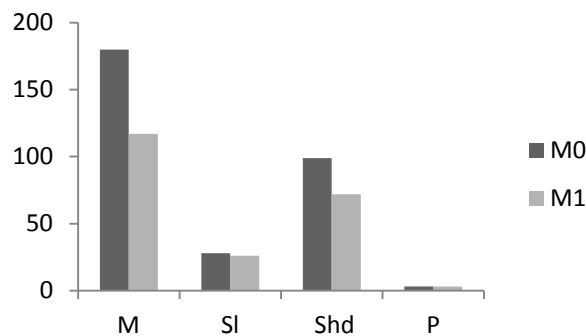


Figura 3.5 – Número de espécies por grupo trófico. M=Micorrízico; Shd=Saprófita húmica e detritícola; SI=Saprófita lenhícola; P=Parasita

Em termos do substrato de frutificação foram encontradas diferenças significativas ($P=0,04$) entre os dois métodos de amostragem na distribuição das espécies pelos diferentes substratos. Dentro de cada substrato apenas o número de espécies encontradas no solo regista diferenças significativas entre métodos de amostragem.

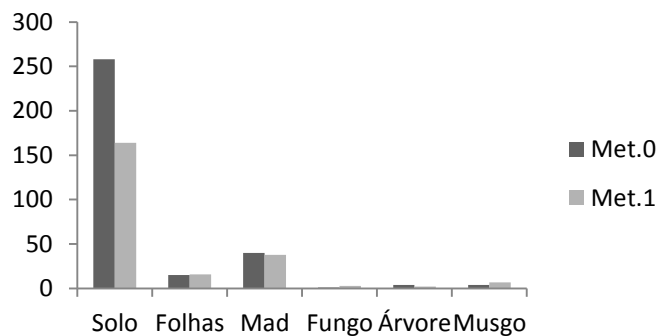


Figura 3.6 – Número de espécies por tipo de substrato

As análises da diferença de distribuição das espécies pelas classes de conspicuidade entre os dois métodos não revelaram ser significativas ($P=0,62$), no entanto, como seria de esperar,

verifica-se um ligeiro aumento do valor médio das classes de conspicuidade nas observações feitas com o método de amostragem oportunista (Tabela 3.4). Uma explicação para esta diferença pode ser a tendência de, no método oportunista, o amostrador reduzir os níveis de atenção quando são observados esporocarpos à distância (normalmente pertencentes a classes de conspicuidade elevada) e no trajecto desde o ponto onde está o observador até ao ponto onde se encontram os esporocarpos, eventualmente não serem amostrados outros esporocarpos menos conspícuos. Se os dados forem analisados tendo em conta o número de esporocarpos (e não o número de espécies), as diferenças entre métodos na distribuição pelas classes de conspicuidade são naturalmente mais acentuadas e estatisticamente significativas.

H	Mét	S	E
Qf	M0	3,67	3,89
	M1	3,37	3,32
Qr	M0	3,36	3,73
	M1	3,31	2,86
Total	M0	3,45	3,83
	M1	3,30	3,10

Tabela 3.4 – Valores médios das classes de conspicuidade.
S – análise por espécies; E – análise por esporocarpos

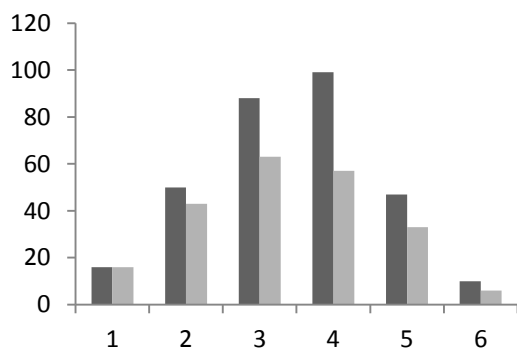


Figura 3.7 –número de espécies por classe de conspicuidade

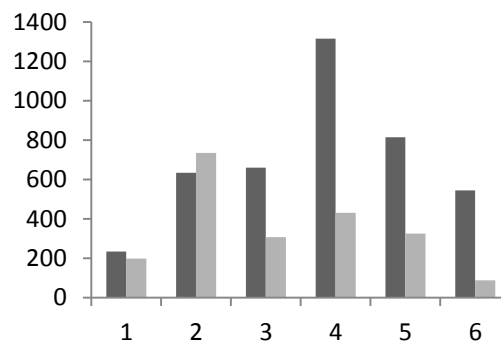


Figura 3.8 –número de esporocarpos por classe de conspicuidade

A análise de PERMANOVA aplicada não detectou diferenças significativas ($P > 0.05$) na composição das comunidades de macrofungos observadas nos dois métodos de amostragem, quer em termos de abundância de esporocarpos, quer com dados de presença/ausência (Tabela 3.5). As diferenças significativas verificadas na riqueza de espécies encontrada pelos dois métodos não se manifestam portanto, em termos das comunidades. Estes resultados

sugerem que grande parte das espécies que contribuem para essas diferenças são espécies raras, com baixas percentagens de contribuição.

Tabela 3.5 – Análise PERMANOVA da matriz de abundância para os dois tipos de bosque. gl – Graus de liberdade; SQ – Soma de quadrados; MS - Média da soma dos quadrados; P

	Origem da variação	gl	SQ	MQ	Pseudo- F	P	Permutações
Qf	Método	1	3262,1	3262,1	1,2757	0,202	35
	Residual	6	15343	2557,1			
	Total	7	18605				
Qr	Método	1	2571,8	2571,8	1,059	0,373	35
	Residual	6	14570	2428,4			
	Total	7	17142				

A análise SIMPER num primeiro plano indica-nos que em ambos os habitats estudados a composição das comunidades de macrofungos observadas pelo método oportunista apesar de terem uma maior riqueza de espécies são mais similares entre si (32,6 e 33,3%, respectivamente em *Q. broteroi* e *Q. faginea*), do que as comunidades presentes nas parcelas permanentes (25,1 e 27,9%). Possíveis explicações para estes dados são:

- (i) a disposição das parcelas ao longo de um transepto linear, não abrangeu a totalidade dos diferentes microhabitats existentes em cada fragmento podendo estes ter sido potencialmente abrangidos pelo método oportunista;
- (ii) quando o amostrador está sensibilizado para procurar macrofungos nos vários microhabitats e toma precauções para que a procura não seja enviesada pelas suas preferências pessoais, o método oportunista permite obter um maior número de registos e por isso uma amostragem mais representativa da diversidade de uma determinada área.

Tabela 3.6 - Análise SIMPER: Espécies de macrofungos que contribuem para a similaridade média das comunidades entre fragmentos observadas pelo Método 0 (espécies que contribuem para aprox. 50% da abundância). SC – Similaridade da comunidade; AbM – Abundância média; SimM- Similaridade média; Cont% - Contributo da espécie para a similaridade da comunidade; Cum%- Contributo acumulado

	SC	Espécies	AbM	SimM	Cont%	Cum%
Qf	32,64	<i>Mycena alba</i>	3,93	3,00	9,20	9,20
		<i>Mycena erubescens</i>	3,88	2,92	8,95	18,15
		<i>Stereum hirsutum</i>	2,45	1,60	4,90	23,05
		<i>Xerocomus subtomentosus</i>	2,18	1,42	4,35	27,40
		<i>Russula vinosobrunnea</i>	2,02	1,34	4,12	31,52

		<i>Hebeloma synapizans</i>	2,09	1,34	4,10	35,63
		<i>Boletus pseudoregius</i>	2,30	1,29	3,95	39,58
		<i>Omphalotus olearius</i>	2,82	1,26	3,88	43,45
		<i>Cortinarius cotoneus</i>	1,70	1,14	3,50	46,95
		<i>Inocybe bongardii</i>	2,21	1,09	3,34	50,30
		<i>Omphalotus olearius</i>	3,08	2,75	8,26	8,26
		<i>Lactarius atlanticus</i>	2,83	2,49	7,50	15,75
		<i>Pseudoclitocybe cyathiformis</i>	2,22	1,85	5,55	21,30
	33,25	<i>Inocybe geophylla</i>	2,37	1,77	5,31	26,61
	Qr	<i>Entoloma cf. sericeoides</i>	2,07	1,70	5,11	31,72
		<i>Lactarius decipiens</i>	1,89	1,42	4,26	35,99
		<i>Entoloma undatum</i>	2,19	1,39	4,17	40,16
		<i>Hebeloma synapizans</i>	2,06	1,28	3,85	44,00
		<i>Boletus queletii</i>	1,49	1,16	3,49	47,49
		<i>Inocybe griseolilacina</i>	1,80	1,04	3,13	50,62

Por outro lado, esta análise permitiu detectar os taxa que mais contribuíram para as similaridades na composição das comunidades de macrofungos observadas nos 4 fragmentos de cada tipo de bosque, com cada método de amostragem e para a dissimilaridades entre os dois métodos.

Mycena alba e *Mycena rubescens* são as duas espécies com uma maior contribuição para a similaridade entre fragmentos de *Q. faginea* nos dois métodos; a importância da frutificação destas duas espécies que frutificam nos troncos musgosos dos carvalhos vivos (principalmente no lado do tronco virado a norte) é devida essencialmente à sua distribuição pelos 4 fragmentos e ao elevado número de esporocarpos produzidos.

Tabela 3.7 - Análise SIMPER: Espécies de macrofungos que contribuem para a similaridade média das comunidades entre fragmentos observadas pelo Método 1 (espécies que contribuem para aprox. 50% da abundância). SC – Similaridade da comunidade; AbM – Abundância média; SimM- Similaridade média; Cont% - Contributo da espécie para a similaridade da comunidade; Cum%- Contributo acumulado

	SC	Espécies	AbM	SimM	Cont%	Cum%
		<i>Mycena alba</i>	3,52	4,84	19,33	19,33
		<i>Mycena erubescens</i>	2,50	3,08	12,29	31,61
	25,05	<i>Setulipes androsaceus</i>	2,22	1,96	7,81	39,42
		<i>Inocybe bongardii</i>	2,18	1,91	7,63	47,06
		<i>Collybia cookei</i>	1,88	1,61	6,41	53,47
		<i>Galerina sp.1</i>	2,62	3,43	12,28	12,28
	27,89	<i>Setulipes androsaceus</i>	3,01	2,90	10,40	22,68
		<i>Inocybe griseolilacina</i>	1,57	2,25	8,05	30,73
		<i>Tubaria cf. conspersa</i>	2,21	2,19	7,87	38,60
		<i>Lactarius atlanticus</i>	1,76	2,06	7,37	45,97
		<i>Omphalotus olearius</i>	1,88	1,68	6,03	52,00

No caso dos bosques de *Q. rotundifolia*, as espécies que mais contribuem para a similaridade entre fragmentos variam mais entre os dois métodos. No método 0, ligeiramente mais de 20% é explicada pelas espécies *Omphalotus olearius*, *Lactarius atlanticus* e *Pseudoclitocybe cyathiformis*, enquanto no método 1 uma percentagem semelhante é explicada pelas espécies saprófitas *Galerina* sp.1 associada a musgos e *Setulipes androsaceus*, decompositora de folhas e outros detritos de carvalho.

Tabela 3.8 - Análise SIMPER: Espécies de macrofungos que contribuem para a dissimilaridade média entre as comunidades observadas pelos Métodos 0 e 1 (espécies que contribuem para aprox. 10% da abundância).

DMC – Dissimilaridade média entre comunidades; AbM0 – Abundância média na comunidade de M0; AbM1 – Abundância média na comunidade de M1; DM- Dissimilaridade média; Cont% - Contributo da espécie para a dissimilaridade; Cum%- Contributo acumulado

	DMC	Espécies	AbM0	AbM1	DM	Cont%	Cum%
Qf	73,59	<i>Omphalotus olearius</i>	2,82	1,11	1,11	1,50	1,50
		<i>Armillaria mellea</i>	2,16	1,08	1,08	1,47	2,98
		<i>Boletus pseudoregius</i>	2,30	1,01	1,01	1,38	4,36
		<i>Russula vinosobrunnea</i>	2,02	1,01	1,01	1,37	5,72
		<i>Collybia cookei</i>	0,00	0,98	0,98	1,33	7,05
		<i>Setulipes androsaceus</i>	1,24	0,97	0,97	1,32	8,37
		<i>Cantharellus. subpruinosis</i>	1,86	0,91	0,91	1,24	9,61
		<i>Xylaria hypoxylon</i>	1,69	0,85	0,85	1,16	10,77
Qr	70,00	<i>Setulipes androsaceus</i>	1,06	3,01	1,54	2,20	2,20
		<i>Galerina</i> sp.1	1,52	2,62	1,09	1,55	3,75
		<i>Entoloma undatum</i>	2,19	0,95	1,08	1,55	5,30
		<i>Entoloma</i> cf. <i>sericeoides</i>	2,07	0,35	1,05	1,50	6,81
		<i>Clitocybe</i> cf. <i>decembris</i>	2,04	0,35	1,02	1,45	8,26
		<i>Tubaria</i> cf. <i>conspersa</i>	0,89	2,21	1,01	1,45	9,71
		<i>Inocybe bongardii</i>	1,72	1,19	0,89	1,27	10,97

A análise SIMPER permitiu, por outro lado, verificar que as dissimilaridades médias entre as comunidades amostradas pelos dois métodos são semelhantes em ambos os bosques, respectivamente 73,6 e 70,0% nos bosques de *Q. faginea* e *Q. rotundifolia*.

Embora estes resultados tenham possibilitado uma análise dos taxa realmente mais importantes na diferenciação das comunidades observadas pelos dois métodos de

amostragem, ficou evidenciado que nenhuma espécie contribuiu particularmente para as diferenças encontradas, uma vez que as percentagens de contribuição foram muito baixas (sempre inferiores a 1,5 e 2,2% para *Q. faginea* e *Q. rotundifolia* respectivamente). Ou seja, as diferenças resultam, sobretudo, do conjunto dos *taxa* encontrados nessas zonas e não de determinado *taxon* em particular.

3.5. Conclusões

O método oportunista revelou, como esperado, ser claramente mais eficaz quando o objectivo é amostrar o maior número possível de espécies, principalmente as espécies raras.

Os potenciais enviesamentos associados ao amostrador e documentados na literatura para o método oportunista, quer em relação à conspicuidade, quer em relação a grupos das suas preferências pessoais, não se reflectiram nos resultados.

A combinação dos resultados da análise Simper com as avaliações de contingência feitas com o chi-quadrado mostra que com os dados do Método 0 a comunidade de macrofungos não varia significativamente relativamente à comunidade das parcelas permanentes, apesar de ser considerado um número significativamente maior de espécies. Estes dados sugerem que o elevado número de espécies que a amostragem oportunista acrescenta aos dados das parcelas permanentes deverá ser utilizado como complemento ao método das parcelas permanentes, na caracterização da comunidade de macrofungos associada a cada um dos habitats estudados.

A progressão no meio florestal durante a amostragem foi feita de acordo com a distribuição da vegetação, nomeadamente do estrato arbóreo e arbustivo, evitando pisar, principalmente as zonas musgosas que recuperam mais lentamente e conservam durante anos os impactos do pisoteio. Apesar de haver poucas evidências de efeitos negativos da recolha de esporocarpos (Norvell e Roger, 1998; Egli et al. 2006) e de ter havido o cuidado de minimizar os impactos das visitas repetidas aos mesmos locais, pareceu-nos mais intrusivo o método das parcelas permanentes por estarmos reduzidos a um perímetro fixo. Este impacto foi mais evidente no caso das parcelas com elevada cobertura de musgos (em Qr2 e Qr4) onde nalguns casos foi impossível evitar totalmente os impactos. Nestes casos a estratégia foi pisar sempre nos mesmos locais para minimizar os impactos ao máximo não perdendo muita minúcia na procura dos macrofungos.

4. Análise das comunidades de macrofungos

4.1. Introdução e objectivos

Os macrofungos desempenham papéis fundamentais na natureza mas a sua diversidade ainda necessita ser melhor conhecida. O enorme atraso no conhecimento da diversidade de macrofungos dos ecossistemas mediterrânicos, relativamente aos ecossistemas do norte da Europa, tem vindo a diminuir nos últimos anos devido à maior atenção dada pela comunidade científica (Salerni *et al.* 2001, 2002, Laganà *et al.* 2002, Ortega & Linares, 2003, Richard *et al.* 2004, 2005, Ortega & Navarro, 2006, Ortega & Lorite, 2007, Ortega *et al.* 2011, Zervakis *et al.* 2004, Salerni & Perini 2007, Venturella 2009, Ambrosio *et al.* 2011, Polemis *et al.* 2011, Hernández Rodríguez *et al.* 2013, Zotti & Pautasso 2013, Zotti *et al.* 2013, Angelini *et al.* 2015, Pecoraro *et al.* 2014). Em Portugal, todavia, a investigação não tem acompanhado esta tendência e apesar do recente aumento de interesse por estes organismos, ainda se verifica um desconhecimento generalizado sobre as comunidades de macrofungos associadas aos diversos ecossistemas naturais.

É nos ecossistemas florestais que existe a maior riqueza de macrofungos e a degradação, a perda e a fragmentação dos habitats são consideradas consensualmente as maiores ameaças à conservação dos fungos (e.g. Arnolds 1992, Watling 2005, Minter 2011, Heilmann-Clausen *et al.* 2015). Na Europa Central foram realizados numerosos estudos que mostraram que o declínio das comunidades de fungos, especialmente no que diz respeito às espécies ectomicorrízicas, precedia em cerca de 5-10 anos a degradação da floresta (Salerni *et al.* 2001). Assume-se, portanto, que os estudos sobre a diversidade de espécies, abundância, frequência e percentagem de grupos tróficos podem ser úteis como bioindicadores da degradação das florestas submetidas a vários tipos de stress antropogénico. Fellner (1985, 1987, 1993) e Schlechte (1987, 1991, 1993) citados em Salerni *et al.* (2001) e Lagana *et al.* (2002a), mostraram que o rácio micorrízico (a percentagem de espécies micorrízicas relativamente ao total de espécies de macrofungos), pode constituir um parâmetro para medir o grau de maturidade e o nível de conservação das comunidades: 40-60 % indica um ecossistema florestal em bom estado de conservação; 20-40 % indica um estado de perturbação agudo e valores abaixo dos 20 % indicam uma perturbação letal.

As intenções de inclusão dos macrofungos nas estratégias de conservação não têm tido o sucesso desejado, no entanto, o interesse pelo estudo da sua diversidade, pelos padrões de distribuição e pela relação entre as micocenoses e as fitocenoses tem vindo a aumentar assinalavelmente nos últimos anos, assim como esforços têm sido feitos para compreender os factores causais que determinam a diversidade de fungos.

As medidas de diversidade mais comuns incluem a riqueza de espécies (número total de espécies), a equitabilidade (dominância relativa de taxa), a diversidade de espécies (índices que combinam a riqueza e equitabilidade), a diversidade funcional (a gama de características, nomeadamente tróficas, presentes na comunidade, que são muitas vezes responsáveis pelas funções do ecossistema), a diversidade filogenética (a amplitude evolutiva da comunidade) ou a composição da comunidade (Dornelas et al. 2013). É no entanto ao nível da diversidade de espécies que o conceito de “biodiversidade” é mais aplicado em ecologia e na biologia da conservação (Colwell 2009). A diversidade de espécies de uma comunidade ou habitat é considerada a diversidade α (alfa), a diferença na diversidade associada a diferenças no habitat ou a uma escala espacial é considerada diversidade β e a diversidade total numa região ou numa unidade espacial, a diversidade γ (Colwell 2009).

Para determinar a diversidade alfa de uma comunidade, a riqueza de espécies é a medida mais básica e natural (Gotelli & Chao 2013). Uma das formas mais comuns para a analisar são as curvas de acumulação de espécies, que representam graficamente o número acumulado de espécies observadas em função do esforço de amostragem empregue. Num cenário ideal de uma amostragem de macrofungos, a maioria das espécies seriam encontradas e a curva de acumulação evoluiria assintoticamente para o valor real da riqueza de espécies. Na prática, devido a restrições várias (elencadas em 1.1.2), poucas investigações sobre diversidade de macrofungos são extensas o suficiente para atingir a assíntota (Schmit & Lodge 2005); a riqueza de espécies observada, não passa de um estimador enviesado da riqueza real (Chazdon et al. 1998).

As estimativas da riqueza de espécies oferecem uma alternativa à rarefacção para comparações entre comunidades não totalmente inventariadas. Em vez de interpolar para amostras menores como a rarefacção, os estimadores de riqueza extrapolam além da riqueza observada para deduzir a assíntota de uma curva de acumulação de espécies (e.g. Schmit et al. 1999, Unterseher et al. 2008, Gange et al. 2011). Estes métodos são bastante úteis não só para avaliar o esforço de amostragem ainda a ser feito numa dada área de estudo, e para detectar diferenças entre amostras de uma forma estandardizada (Schmit & Lodge 2005, Colwell et al. 2004), mas também para extrapolar os dados obtidos e fornecer uma estimativa da riqueza da comunidade estudada (Colwell & Coddington 1994, Unterseher et al. 2008).

Vários métodos para estimar a riqueza de espécies foram concebidos por Anne Chao e a sua equipa de investigadores (Chao 1984, 1987, Chao et al. 2000), com base no conceito de que são os *taxa* raros que têm a maior parte da informação sobre as espécies que existem e não

foram amostradas. Taxa raros são aqueles encontrados em uma (“uniques”) ou duas (“duplicates”) amostragens, e quanto maior a sua proporção, maior será a estimativa de diversidade. Alguns dos métodos que têm vindo a ser utilizados em estudos de investigação da diversidade de macrofungos são Chao1, Chao2, ACE, ICE, Bootstrap e Jackknife (Schmit *et al.* 1999, Unterseher *et al.* 2008). Schmit *et al.* (1999) consideraram que todos os estimadores de riqueza de espécies eram excessivamente conservadores, isto é, enviesados por defeito, e que nenhum era robusto quando aplicado aos seus dados de riqueza de macrofungos; Unterseher *et al.* (2008) assinalaram o Chao2 como o estimador mais apropriado. O'Dell *et al.* (2004) apenas referem as vantagens dos estimadores Chao2 e o Jackknife, especialmente quando o número de amostras é pequeno e quando há uma preponderância da taxa raros, como é frequentemente o caso com macrofungos. Gotelli & Colwell (2011) referem que os estimadores de riqueza não paramétricos continuam a fornecer os melhores resultados nas comparações empíricas, além de serem simples, intuitivos e relativamente fáceis de usar. No entanto, em concordância com Magurran (2011), os resultados de todos estes estimadores deverão ser encarados como estimativas mínimas da riqueza de espécies.

As medidas de diversidade de espécies mais utilizadas em ecologia são os índices de diversidade que têm em conta tanto a riqueza de espécies como a equitabilidade. A principal conveniência destes índices é que resumem muita informação num único valor e permitem a obtenção de uma estimativa quantitativa da variabilidade biológica que pode ser utilizada para fazer comparações rápidas sujeitas a testes estatísticos entre a diversidade de diferentes habitats, ou do mesmo habitat ao longo do tempo. Apesar dos estimadores de riqueza de espécies serem geralmente por defeito em relação à riqueza real, como referido acima, o enviesamento cancela-se mutuamente nas comparações entre medidas de diversidade.

Para estimar a diversidade β entre duas comunidades, são normalmente utilizados índices de similaridade (Colwell 2009). Estes índices expressam a semelhança entre duas amostras em função das espécies exclusivas e partilhadas por cada amostra.

Uma das questões mais importantes em ecologia, além da avaliação da biodiversidade, é a implementação de estratégias de conservação e programas de monitorização apropriados que permitam de uma forma simples, rápida e com custos reduzidos, quantificar as alterações produzidas pelos impactos humanos (Gaston 2000, Landi 2015). O potencial de utilização das plantas vasculares como indicadores que possibilitem quantificar a diversidade de macrofungos tem vindo a ser objecto de investigação (Schmit *et al.* 2005, Chiarucci *et al.* 2005, Gabel & Gabel 2007, Gao *et al.* 2013), no entanto a disparidade entre os resultados não

permite conclusões definitivas. Nas zonas mediterrânicas, vários estudos confirmaram que os padrões de distribuição de macrofungos estão relacionados com a estrutura das comunidades de plantas, principalmente das plantas lenhosas (Perini et al. 1989, 1992, 1994, 1995, Salerni et al. 2001, 2002, Richard et al. 2004, Zotti & Pautasso 2013, Zotti et al. 2013 ; Angelini et al. 2014, 2015, Landi et al. 2015).

Uma substancial proporção da variação na riqueza de espécies pode ser explicada estatisticamente por algumas variáveis ambientais (Gaston, 2000). Vários estudos têm demonstrado ser a temperatura e a disponibilidade de água no solo os factores com maior influência na produção de esporocarpos de macrofungos (e.g. Wilkins & Harris 1946, Eveling et al. 1990, Salerni et al. 2002). Os resultados do recente estudo de Tedersoo et al. (2014) indicam que, à escala mundial, a precipitação média anual é o mais forte modelador da riqueza de fungos. No entanto, as propriedades do solo, nomeadamente o pH e a concentração de cálcio, também revelaram efeitos positivos assinaláveis. Num bosque de azinheiras no norte de Espanha, Ogaya & Penuelas (2005), demonstraram através de experiências de irrigação e seca induzida, que a exclusão parcial da pluviosidade (-30%) reduziu a produção de esporocarpos de macrofungos em cerca de 60%. Wiklund et al. (1995) registaram que os resultados da irrigação e seca, em bosques de coníferas na Suécia, têm efeitos quer na produção de esporocarpos quer na composição de espécies. Apesar destas evidências a relação entre os diferentes factores climáticos e a frutificação de macrofungos não é linear e reflecte uma complexidade de factores ainda por definir. Krebs et al. (2008) não encontraram correlação das temperaturas com a produção de esporocarpos mas descobriram que a precipitação ocorrida em maio do ano anterior estava correlacionada com a produção de esporocarpos. A hipótese colocada pelos autores envolve a acumulação e armazenamento de energia no ano anterior à amostragem, ou seja, em anos favoráveis os micélios expandiriam e hipoteticamente reservam energia para a produção de esporocarpos no ano seguinte. Straatsma et al. (2001) estudaram a produção de esporocarpos ao longo de 21 anos e concluíram que a produção anual se correlacionou com a precipitação acumulada de junho a outubro. O conhecimento dessas variações sazonais na produção de esporocarpos é de primordial importância para determinar dos factores causais que a frutificação global. Ao nível metodológico, um conhecimento preciso das épocas de frutificação é valioso para os micólogos que querem avaliar a riqueza de espécies de uma micocenose (Straatsma et al. 2001).

Neste capítulo pretendemos fazer uma análise preliminar das comunidades de macrofungos associadas aos bosques nativos de *Quercus faginea* subsp. *broteroi* e de *Quercus rotundifolia*

assentes em solos calcários da Serra de Sicó-Alvaiázere. A pertinência desta investigação, prende-se em nosso entender por duas razões fundamentais:

- (i) o conhecimento quase inexistente em Portugal sobre a diversidade de macrofungos em bosques de *Q. faginea*. Ortega *et al.* 2010, fizeram uma meta-análise onde compilaram dados da diversidade de espécies micorrízicas registadas em vários tipos de bosques esclerófilos e marcescentes de *Quercus sp.* na península ibérica. Em bosques de *Q. faginea* estavam registadas, até à data do estudo, 174 espécies de macrofungos micorrízicos. Desconhecemos registos posteriores. Em Portugal apenas há registo de 14 espécies observadas por Esteve-Raventós (2004) no Maciço Calcário Estremenho. Por outro lado, os bosques de *Q. rotundifolia*, por terem uma distribuição mais alargada, estão muito melhor estudados (De Dominicis & Barluzzi 1983, Galán *et al.* 1983, Perini *et al.* 1989, 1996, Salerni *et al.* 2001, Laganà 2002, Ortega & Navaro 2004, Richard & Selosse 2006, Zotti & Pautasso 2013). Em Portugal há registo de dois estudos de macrofungos em azinhal (Louro *et al.* 2009 e Santos-Silva *et al.* 2011), mas em solos calcários também ainda não foram estudadas em Portugal.
- (ii) o Maciço de Sicó-Alvaiázere, pela sua situação numa zona de transição entre o sul mediterrânico e o litoral norte atlântico, apresenta características climatológicas específicas que, associadas aos bosques nativos de quercíneas e aos solos calcários, conferem a esta região condições propícias ao estabelecimento de um micobiota único em Portugal, que deverá ser conhecido e preservado. Este estudo pretende ser uma contribuição para esse conhecimento.

Os objectivos que propomos para este estudo são:

1. Caracterizar as comunidades de macrofungos associadas aos cercais de *Quercus faginea* subsp. *broteroi* e aos azinhais de *Quercus rotundifolia* do Maciço calcário de Sicó.
2. Determinar a riqueza e a diversidade de espécies de macrofungos associada a cercais de *Quercus faginea* subsp. *broteroi* e azinhais de *Quercus rotundifolia*
3. Avaliar a correspondência entre as micocenoses e as fitocenoses.
4. Analisar a influência da precipitação e da temperatura na riqueza de espécies e na produção de carpóforos ao longo do estudo.
5. Verificar a influência de outras variáveis ambientais na composição das espécies das duas comunidades de macrofungos

4.2. Metodologia e análises estatísticas

4.2.1. Metodologia utilizada

Este capítulo é dividido em três partes que se distinguem pela utilização de dados diferentes. Na parte I, fazemos uma análise da composição e da estrutura funcional e taxonómica das comunidades de macrofungos dos dois tipos de bosque. Para esta análise utilizámos todos os dados disponíveis, ou seja, os dados colhidos com os dois métodos de amostragem aplicados (M0 + M1).

Na parte II, é feita uma análise da diversidade e riqueza de espécies de macrofungos em cada habitat (diversidade α), bem como da similaridade entre fragmentos de bosque e entre habitats (diversidade β). De modo a garantir uma maior homogeneidade na área amostrada entre fragmentos que permita comparações com outros trabalhos, foram apenas utilizados dados obtidos nas parcelas permanentes (M1).

Na parte III, com base na caracterização ambiental das parcelas permanentes (florística, edáfica e micológica) faz-se uma correspondência entre as micocenoses e fitocenoses e procura-se explicar a influência das variáveis ambientais na variabilidade dos dados da composição de espécies de macrofungos. Procura-se ainda compreender a influência das variáveis temperatura e precipitação na frutificação dos macrofungos.

4.2.2. Análises estatísticas dos dados

Riqueza de espécies

Para estabelecer a relação entre o número de espécies e intensidade de amostragem, foi utilizada a rarefacção para gerar curvas suavizadas de acumulação de espécies das amostras de referência, com intervalos de confiança incondicionais de 95% e usando as 10 amostragens como a base para a replicação.

Para determinar se a riqueza de espécies varia significativamente entre fragmentos de bosque do mesmo tipo e entre os dois tipos de bosque, foram comparadas as riquezas médias de espécies por visita através de ANOVA. Quando foram encontradas diferenças significativas entre fragmentos do mesmo tipo de bosque foi aplicado o teste t comparando os fragmentos dois a dois.

Utilizámos o estimador de riqueza de espécies Chao2 para estimar a riqueza total de espécies por fragmento e para o total dos dois tipos de bosque. Optámos por utilizar este estimador pelas referências feitas noutros trabalhos relativamente à sua utilização de estimadores com macrofungos (O'Dell *et al.* 2004 e Unterseher *et al.* 2008) e por se basear apenas em dados de presença-ausência das espécies. A utilização de estimadores de riqueza baseados na abundância de esporocarpos poderia ser menos convincente, quer pela dificuldade em quantificar com precisão a abundância de indivíduos (micélios), quer porque assumem um maior grau de homogeneidade entre as amostras, o que é difícil de assegurar dada a distribuição não aleatória das populações de macrofungos (Taylor 2002). O estimador Chao2 foi utilizado para calcular a % de espécies encontradas, face à previsão da estimativa da riqueza total, pela seguinte fórmula:

% espécies encontradas no bosque $x = S$ no local x / n° de espécies estimada para o local x

Em todas as curvas de acumulação de espécies, os dados foram computados aleatoriamente sem reposição, através de 500 permutações.

Diversidade alfa

A diversidade alfa de cada fragmento e de cada habitat foi avaliada pelo estudo (i) da riqueza de espécies, através do desenho e interpretação de curvas de acumulação de espécies, do cálculo do estimador Chao2 e da extrapolação; e (ii) da diversidade, pelo cálculo dos índices de Shannon, Simpson e Fisher.

Diversidade beta

A análise da diversidade beta das comunidades de macrofungos foi feita a partir da matriz de espécies por parcela observadas com o método 1. Desenhámos diagramas de Venn entre fragmentos e entre tipos de bosque, com representações esquemáticas das espécies únicas e partilhadas.

Correspondência entre micocenoses e fitocenoses

Estabeleceram-se correspondências entre micocenoses e fitocenoses por análise classificatória (Clustering), uma das técnicas exploratórias multivariadas mais utilizadas para identificar grupos nas comunidades de macrofungos (Schmit & Lodge 2005). Os fragmentos de bosque

foram agrupados com base na abundância das espécies de macrofungos e de plantas vasculares, utilizando o algoritmo de aglomeração Group Average Link e o Índice de Bray-Curtis como medida de similaridade. Estes dados foram processados através do software Biodiversity Pro.

Influência de variáveis ambientais na composição das espécies

Para determinar o quanto a distribuição das espécies está relacionada com factores ambientais ou espaciais, foi analisada a variabilidade da composição da comunidade de macrofungos nas 40 parcelas permanentes. Foi estimada a importância relativa dos factores ambientais e espaciais através de uma Análise de Partição de Variabilidade (Borcard *et al* 1992). Esta abordagem permite-nos, através de análises de correspondência canónica, decompor a variabilidade dos dados da comunidade de macrofungos, em função de conjuntos de preditores (variáveis explicativas), obtidos a partir das variáveis ambientais e de variáveis espaciais. Nesta análise, foram utilizadas três matrizes de dados (ii, v, vi):

(ii) Matriz de espécies observadas com o método 1, por parcela, com dados da frequência de parcela para cada espécie de macrofungos como variável de resposta.

(v) a matriz de variáveis ambientais por parcela, com um total de 14 variáveis ambientais explicativas, avaliadas para cada parcela de amostragem: Altitude, exposição, diversidade de plantas (índice Shannon H'), dominância de plantas (índice de Simpson), equitabilidade de plantas (índice de Shannon J'), árvore dominante, diâmetro médio do tronco das árvores medido à altura do peito (DAP), DAP máximo, cobertura de solo, cobertura do estrato arbóreo, cobertura do estrato arbustivo, cobertura de briófitas, pH do solo, condutividade eléctrica do solo.

(vi) a matriz das variáveis espaciais por parcela, elaborada a partir das coordenadas geográficas UTM (x e y) do ponto central de cada fragmento de bosque. Para modelar uma superfície do terreno tendencialmente ondulada, foram construídas mais sete variáveis geográficas, obtidas através de combinações cúbicas e quadráticas de x e y, como sugerido por Legendre (1990) e Borcard *et al.* (1992).

Antes da análise propriamente dita, as variáveis ambientais foram agrupadas de acordo com as suas especificidades. Formaram-se 5 grupos: Exposição/altitude, Diversidade de plantas, Essência florestal, Cobertura e Solo. Numa primeira fase, por forma a evitar o aumento artificial da variabilidade explicada por mero acaso, as diferentes variáveis de cada grupo foram seleccionadas manualmente pelo procedimento *forward selection* e a sua significância

estatística foi testada utilizando o teste de permutação de Monte Carlo (Ter Braak & Smilauer 1998). Na tabela 4.1, assinalam-se os grupos de variáveis com as variáveis que se revelaram significativas.

Tabela 4.1 – Variáveis seleccionadas por *Forward selection* que integram o modelo

Conjuntos de variáveis	Variável	Significância (P)
Ambientais		
	S	0.002
Exposição/ Altitude	W	0.002
	Alt	0.002
	NW	0.004
Diversidade de plantas	Diversidade (H')	0,002
Cobertura	Solo	0,002
	Musgo	0,016
Solo	pH	0,001
Espaciais		
	y	0.002
	X ³	0.002
	y ²	0.004
	X ²	0.008

Decidimos juntar as variáveis diversidade de plantas (H') com as de cobertura de solo e cobertura de musgo, para ficarem grupos mais homogêneos sem haver alteração das variáveis seleccionadas. No final deste processo ficou um grupo de variáveis espaciais, (Y, X3, Y2, X2) e 3 grupos de variáveis ambientais, Exposição/altitude (com as variáveis Sul, Oeste, Altitude e Noroeste), Diversidade e cobertura de plantas (com Shannon H', Cobertura de solo e Cobertura de musgo) e Solo (apenas com o pH). A análise de partição da variabilidade realizada para determinar o quanto a distribuição das espécies está relacionada com factores ambientais ou espaciais iniciou-se depois do processo de selecção das variáveis.

Numa segunda fase, pretendeu-se dividir a variabilidade dos dados das espécies de macrofungos pelo cálculo das contribuições únicas de cada conjunto de preditores, e comuns aos conjuntos de preditores (Figura 4.1), de acordo com Borcard *et al.* (1992): [A] a variabilidade explicada apenas pelas variáveis ambientais puras (independentemente da estrutura espacial); [B] a estrutura espacial dos dados das espécies que é compartilhada pelos dados ambientais; [C] os padrões espaciais puros dos dados das espécies (não compartilhados com os dados ambientais); [D] a fracção da variabilidade que não é explicada pelo modelo;

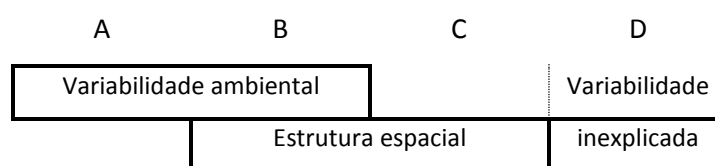


Figura 4.1 – Partição da Variabilidade (Adaptado de Borcard *et al.* 1992)

Para decidir o tipo de modelo de análise estatística a utilizar na partição da variabilidade, foi realizada uma análise DCA (Detrended Correspondence Analysis) usando apenas a matriz de dados das espécies. A análise DCA revelou que o hemi-comprimento de gradiente do eixo 1 é superior a 4 unidades de desvio padrão (tabela 4.2), pelo que confirmámos que os dados das espécies apresentam uma distribuição unimodal.

Tabela 4.2 – Comprimento de gradiente da análise DCA

Eixos	1	2	3	4
Comprimento de gradiente	8.832	5.960	4.152	3.782

A percentagem das contribuições dos conjuntos de preditores para a variabilidade dos dados foi analisada por Análises CCA (*Canonical Correspondence Analysis*). Para calcular as percentagens da variabilidade total dos dados explicada por cada conjunto de variáveis, dividiu-se a soma dos valores próprios canónicos pela inércia total e multiplicou-se por 100 (Borcard *et al.* 1992).

Numa terceira fase determinou-se a variabilidade explicada pelos diferentes grupos de variáveis ambientais pelo mesmo processo de partição da variabilidade. Testes de simulação de *Monte Carlo* foram aplicados para detectar as variáveis com significância, na segunda e terceira fase do processo de partição da variabilidade. Todas as análises de ordenação foram realizadas com o *software* estatístico CANOCO for Windows 4.56 (Ter Braak & Šmilauer 2003).

Influência da precipitação e da temperatura

Para identificar relações entre a frutificação de esporocarpos e os parâmetros meteorológicos utilizámos a matriz de espécies observadas apenas com o método 0, por amostragem para cada tipo de bosque. Foram consideradas as seguintes variáveis meteorológicas: temperatura diária (máxima, mínima e média) e precipitação diária acumulada, obtidas a partir da Estação Meteorológica Automática (EMA) da Direcção Regional de Agricultura e Pescas do Centro, localizada em Abiul, concelho de Pombal. Para cada tipo de bosque as variáveis de temperatura e precipitação foram correlacionadas com o número de espécies e a abundância de esporocarpos de cada grupo funcional (micorrízicos e saprófitos) e para o total das espécies encontradas. A correlação utilizada foi o coeficiente linear de Pearson. Os parâmetros de temperatura foram calculados para valores médios e a precipitação para valores acumulados de 10 e 30 dias anteriores à amostragem.

4.3. Resultados e discussão

Parte I - Comunidades de macrofungos

Estrutura taxonómica das comunidades de macrofungos

Durante a temporada de maior frutificação, de Outubro de 2013 a Janeiro de 2014, nas dez visitas a cada fragmento de bosque, foram registados um total de 6281 esporocarpos pertencentes a 384 *taxa* de macrofungos (371 Basidiomycota e 13 Ascomycota). Várias espécies representam os primeiros registos para Portugal e algumas espécies são consideradas raras, pertencendo a listas vermelhas de países europeus. Foram observadas 250 espécies em bosques de carvalho português e 230 em bosques de azinheira. Foram identificados um total de 96 géneros (74 nos bosques de *Q. faginea* e 71 nos bosques de *Q. rotundifolia*) e a 44 famílias (39 e 35, respectivamente). Destas, apenas 7 famílias pertencem ao filo Ascomycota: *Geoglossaceae* (com 3 géneros), *Helvellaceae* (1), *Leotiaceae* (1), *Pyronemataceae* (2), *Rutstroemiaceae* (1), *Sarcoscyphaceae* (1) e *Xylariaceae* (1). As restantes 36 famílias pertencem ao filo Basidiomycota. Na Figura 4.2 estão elencadas as famílias com maior riqueza de espécies em ambos os habitats. Verifica-se que as cinco famílias mais representativas coincidem para os dois tipos de bosque.

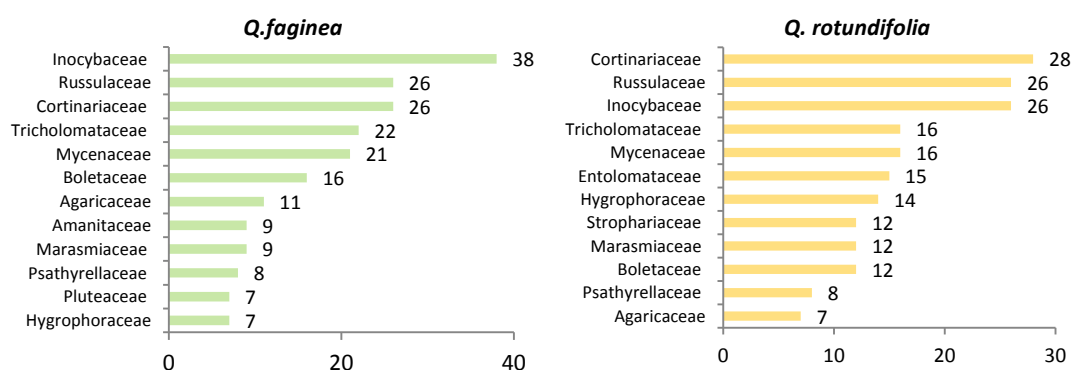


Figura 4.2 – Riqueza de espécies das famílias mais representativas em cada habitat

De acordo com os dados da Tabela 4.3, os géneros mais representativos nos bosques de *Q. faginea* são *Inocybe* com 33 espécies, *Cortinarius* com 26 espécies, *Mycena* com 20 espécies, *Russula* com 19 espécies, *Tricholoma* com 12 espécies e *Boletus* com 11 espécies. É de realçar que destes géneros apenas *Mycena* não é micorrízico. A única comparação possível com resultados de outros estudos pode ser feita com a meta-análise de Ortega *et al.* (2011), com a ressalva de que nesse trabalho está reunida toda a informação recolhida durante vários anos e

apenas se incluem géneros micorrízicos. Nesse estudo, os 7 géneros mais representativos coincidem com os 7 mais representativos nos nossos dados, com ligeiras diferenças na ordem de riqueza de espécies: são referidas 30 espécies de *Cortinarius*, 18 de *Inocybe*, *Amanita*, *Boletus* e *Lactarius*, 16 de *Tricholoma* e 12 de *Russula*.

Tabela 4.3 – Géneros com maior diversidade de espécies encontrados nos dois habitats através dos dois métodos de amostragem. Apenas estão apresentados os géneros com 10 ou mais espécies.

Géneros	Total de espécies	<i>Q.faginea</i>	<i>Q.rotundifolia</i>
<i>Cortinarius</i>	47	26	28
<i>Inocybe</i>	39	33	21
<i>Mycena</i>	29	20	15
<i>Russula</i>	29	19	18
<i>Entoloma</i>	15	5	13
<i>Tricholoma</i>	15	12	7
<i>Boletus</i>	14	11	9
<i>Amanita</i>	13	9	5
<i>Lactarius</i>	12	7	8
<i>Hygrocybe</i>	11	4	10
<i>Hebeloma</i>	10	4	8

Os quatro géneros com maior número de espécies nos bosques de *Q. rotundifolia* são os mesmos que nos bosques de *Q. faginea*. De realçar nos primeiros o maior número de espécies dos géneros *Entoloma* e *Hygrocybe* e um número bastante menor de espécies de *Inocybe* (apesar de ser o segundo género com maior riqueza de espécies). Comparativamente com outros estudos realizados em azinhal (Tabela 4.4), estes resultados confirmam o elevado número de espécies de *Cortinarius* associados a azinhais mas não acompanham os estudos de Perini *et al.* 1989, Richard *et al.* 2004 e Zotti & Pautasso 2013, que consistentemente registam o género *Russula* como o mais rico em número de espécies. Uma explicação para a menor proporção de espécies do género *Russula* poderá ser o facto de os azinhais do Sicó se encontrarem em substrato calcário, já que a acidez edáfica está altamente relacionada com a frutificação dos géneros *Russula* e *Lactarius* (Ortega & Lorite, 2007).

Tabela 4.4 – Géneros mais frequentes entre diferentes estudos da diversidade de macrofungos em bosques de *Q. rotundifolia* (S – Riqueza de espécies; 1-5 – Géneros com maior riqueza de espécies)

Estudo	Duração	S	1	2	3	4	5
Pereira <i>et al.</i> 2015	Outono	230	<i>Cortinarius</i>	<i>Inocybe</i>	<i>Russula</i>	<i>Mycena</i>	<i>Entoloma</i>
De Dominicis 1983	2 anos	181	<i>Cortinarius</i>	<i>Tricholoma</i>	<i>Boletus</i>	<i>Hygrophorus</i>	<i>Russula</i>
Perini <i>et al.</i> 1989	4 anos	309	<i>Russula</i>	<i>Cortinarius</i>	<i>Tricholoma</i>	<i>Lactarius/Amanita/Inocybe</i>	
Richard <i>et al.</i> 2004	3 anos	234	<i>Russula</i>	<i>Cortinarius</i>	<i>Inocybe</i>	<i>Tricholoma</i>	<i>Lactarius</i>
Zotti & Pautasso 2013	4 anos	246	<i>Russula</i>	<i>Cortinarius</i>	<i>Amanita</i>	<i>Tricholoma</i>	<i>Lactarius</i>

Maiores diferenças entre os dois tipos de bosque foram observadas na abundância relativa de cada género. Pela observação da Figura 4.4 verificamos que os bosques de *Q. faginea* se caracterizam por uma grande representatividade do género *Mycena*, sendo também de realçar a presença do género *Armillaria* a decompor cepos de *Pinus*. Apesar de serem exemplares isolados a frutificação é massiva, reflectindo-se na abundância relativa do género. São também frequentes os géneros *Inocybe*, *Russula*, *Boletus* e *Omphalotus*. Nos bosques de *Quercus rotundifolia* destaca-se o género *Inocybe*, além de *Mycena*, *Lactarius* e *Entoloma*, que é pouco abundante nos cercais.

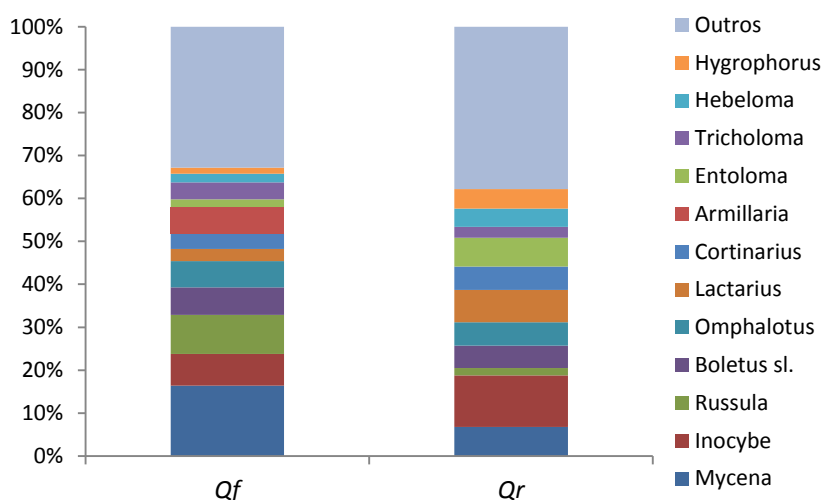


Figura 4.4 – Percentagem de esporocarpos pertencentes aos géneros mais representativos nos dois tipos de bosque

Composição das comunidades de macrofungos

A composição das espécies das duas comunidades de macrofungos é apresentada na Tabela 4.5, em função da presença-ausência nos oito fragmentos de bosque. As espécies com o mesmo número de presenças em diferentes fragmentos estão ordenadas pela frequência de ocorrência nas 10 visitas feitas a cada fragmento. Verificamos que, apesar do elevado número de espécies que só foram observadas uma vez, 36 espécies nos bosques de *Q. faginea* e 38 espécies nos bosques de *Q. rotundifolia* estão presentes em 75% dos respectivos fragmentos, o que prova que em ambos os ecossistemas existem comunidades específicas estabelecidas.

Observamos que apenas cinco espécies se encontraram em todos os fragmentos e quatro espécies em 7 dos 8 fragmentos estudados. Por outro lado 56,8% das espécies foram observadas em apenas um dos fragmentos.

Tabela 4.5 - Lista de taxa identificados. Grupo trófico, nome da espécie e frequência de taxa espécie por fragmento de bosque. M=Micorrizico; Shd=Saprófita húmica e detritícola; Sl=Saprófita lenhícola; P=Parasita.

Grupo trófico	Espécie	Qf	Qf	Qf	Qf	Qr	Qr	Qr	Qr
		1	2	3	4	1	2	3	4
Ectm	<i>Inocybe griseolilacina</i> J.E. Lange	1	1	3	1	3	6	4	2
Ectm	<i>Hebeloma synapizans</i> (Paulet) Gillet	2	2	1	2	2	4	1	5
SapHD	<i>Setulipes androsaceus</i> (L.) Antonín	1	1	2	2	1	1	1	3
Ectm	<i>Boletus queletii</i> Schulzer	1	1	1	2	1	1	2	2
Ectm	<i>Tricholoma sculpturatum</i> (Fr.) Qué!.	1	1	1	2	1	3	1	1
Ectm	<i>Inocybe bongardii</i> (Weinm.) Qué!.	3		6	5	1	7	2	1
SapLen	<i>Omphalotus olearius</i> (DC.) Singer	3	3	3		1	4	2	2
Ectm	<i>Lactarius acerrimus</i> Britzelm.	2	1	2		1	2	1	2
Ectm	<i>Hebeloma cf. quercetorum</i> Quadr.	1	1	2	3	1	1		1
Ectm	<i>Inocybe geophylla</i> (Bull.) P. Kumm.	1			5	3	3	1	6
SapLen	<i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers.	3	4	5	2		3	1	
Ectm	<i>Boletus satanas</i> Lenz	2		2	2		2	2	2
Ectm	<i>Cortinarius trivialis</i> J.E. Lange			1	1	5	2	1	1
Ectm	<i>Lactarius decipiens</i> Qué!.	2			1	3	3	1	1
SapHD	<i>Clitocybe metachroa</i> (Fr.) P. Kumm		2	1		1	3	1	2
Ectm	<i>Inocybe rimosa</i> (Bull.) P. Kumm.		1	1	1	3		1	1
SapHD	<i>Mycena acicula</i> (Schaeff.) P. Kumm.	3	1		1		1	1	1
SapLen	<i>Mycena erubescens</i> Höhn.	1	1	1	1	1	1		
Ectm	<i>Hygrophorus cossus</i> (Sowerby) Fr.	1		3	3	6			3
SapHD	<i>Tubaria conspersa</i> (Pers.) Fayod	2				6	4	1	3
SapLen	<i>Ganoderma lucidum</i> (Curtis) P. Karst	1	3	3	4		3		
SapHD	<i>Entoloma undatum</i> (Gillet) M.M. Moser	2		1		2		2	4
SapHD	<i>Entoloma lividoalbum</i> (Kühner & Romagn.) Kubička		3			1	1	3	1
SapHD	<i>Infundibulicybe mediterranea</i> Vizzini, Contu & Musumeci		2		2	2		1	2
SapHD	<i>Entoloma cf. sericeoides</i> (J.E. Lange) Noordel.			1		2	1	1	3
SapHD	<i>Pseudoclitocybe cyathiformis</i> (Bull.) Singer				1	2	2	1	2
Ectm	<i>Cortinarius cf. duracinus</i> Fr.		1	1	1	3			1
Ectm	<i>Lactarius zonarius</i> (Bull.) Fr.	1	2			1	1		2
Ectm	<i>Russula maculata</i> Qué!.	1	3	1	1	1			
Ectm	<i>Russula vinosobrunnea</i> (Bres.) Romagn.	1	2	1	1	2			
SapHD	<i>Mycena sp.13</i>	1	1			1	2		1
Ectm	<i>Inocybe cf. obsoleta</i> (Quadr. & Lunghini) Valade	1		1	1			1	1
SapLen	<i>Mycena alba</i> (Bres.) Kühner	1	1	1	1		1		
Ectm	<i>Lactarius atlanticus</i> Bom					3	5	2	3
Ectm	<i>Xerocomus subtomentosus</i> (L.) Qué!.	1	4	4	4				
SapHD	<i>Galerina sp.1</i>					2	5	1	4
Ectm	<i>Cortinarius cotoneus</i> Fr.	2	2	3	3				
Ectm	<i>Leccinum lepidum</i> (H. Bouchet ex Essette) Bon & Contu					2	1	1	6
Ectm	<i>Tricholoma sulphureum</i> (Bull.) P. Kumm.	2		1	2		4		
Ectm	<i>Inocybe cervicolor</i> (Pers.) Qué!.	1					2	3	2
SapLen	<i>Polyporus tuberaster</i> (Jacq. ex Pers.) Fr.					4	1	1	2
Ectm	<i>Boletus luridus</i> Schaeff.		1		2	3		1	
Ectm	<i>Boletus reticulatus</i> Schaeff.	2	1			1			3
SapHD	<i>Clitocybe odora</i> (Bull.) P. Kumm.	1		2	2		2		
Ectm	<i>Hydnum repandum</i> L.			1		2	1		3

SapHD	<i>Hygrocybe conica</i> (Schaeff.) P. Kumm.			1	1	1		4
SapHD	<i>Lepiota cf. clypeolaria</i> (Bull.) P. Kumm.			1	1	4		1
Ectm	<i>Russula foetens</i> Pers.	2	2			2	1	
Ectm	<i>Russula luteotacta</i> Rea	2	1	2	2			
SapHD	<i>Rickenella fibula</i> (Bull.) Raitelh.			1			1	1
Ectm	<i>Russula persicina</i> Krombh.	1	3		1		1	
Ectm	<i>Boletus impolitus</i> Fr.	2					1	1
Ectm	<i>Boletus lupinus</i> Fr.						1	1
Ectm	<i>Boletus pseudoregius</i> (Heinr. Huber) Estadès	2	1	1	1			
SapHD	<i>Setulipes quercophilus</i> (Pouzar) Antonín			1			1	1
SapHD	<i>Hygrocybe persistens</i> (Britzelm.) Singer				1	1	1	1
SapLen	<i>Pluteus romellii</i> (Britzelm.) Sacc.		1	1	1			1
Ectm	<i>Tricholoma orirubens</i> Quél.		1		1		1	1
Ectm	<i>Cantharellus subpruinosis</i> Eyssart. & Buyck	4	5			2		
SapHD	<i>Hygrocybe virginea</i> (Wulfen) P.D. Orton & Watling						3	3
Ectm	<i>Laccaria proxima</i> (Boud.) Pat.					1	2	5
Ectm	<i>Tricholoma quercetorum</i> Contu	3	3	2				
SapHD	<i>Echinoderma cf. calcicola</i> (Knudsen) Bon			4	2		1	
SapHD	<i>Hygrocybe mucronella</i> (Fr.) P. Karst.						3	2
Ectm	<i>Russula aurea</i> Pers.			3	3	1		
Ectm	<i>Tricholoma squarrulosum</i> Bres.				1	2		4
SapHD	<i>Pholiota highlandensis</i> (Peck) Quadr. & Lunghini			1		1		4
Ectm	<i>Hydnum rufescens</i> Pers.		2		2			1
SapHD	<i>Rhodocollybia butyracea</i> (Bull.) Lennox			1	2			2
Ectm	<i>Russula acrifolia</i> Romagn.			3	1	1		
Par	<i>Tremella aurantia</i> Schwein.			2		1		2
SapLen	<i>Xylaria hypoxylon</i> (L.) Grev.			1	2		2	
SapHD	<i>Clitopilus prunulus</i> (Scop.) P. Kumm.	1				2		1
SapHD	<i>Collybia cookei</i> (Bres.) J.D. Arnold	1		2	1			
Ectm	<i>Cortinarius cf. caroviolaceus</i> P.D. Orton		1			1		2
Ectm	<i>Cortinarius elatior</i> Fr.		1			2	1	
SapLen	<i>Hypholoma fasciculare</i> (Huds.) P. Kumm.		1		2	1		
Ectm	<i>Inocybe adaequata</i> (Britzelm.) Sacc.	1			1			2
Ectm	<i>Inocybe asterospora</i> Quél.	2	1				1	
Ectm	<i>Inocybe cf. quietiodor</i> Bon		2					1
Ectm	<i>Inocybe geophylla</i> var. <i>lilacina</i> (Peck) Gillet				1	1		2
Ectm	<i>Inocybe</i> sp.22		1				1	2
Ectm	<i>Inocybe</i> sp.4	1	2					1
SapHD	<i>Mycena rosea</i> Gramberg					1	2	1
Ectm	<i>Amanita sec. vaginata</i> 1			1		1		1
Ectm	<i>Cortinarius dionysae</i> Rob. Henry						1	1
Ectm	<i>Cortinarius</i> sp.11		1			1		1
Ectm	<i>Hydnellum concrescens</i> (Pers.) Banker					1	1	1
Ectm	<i>Inocybe cf. pyriodora</i> (Pers.) P. Kumm.	1				1		1
Ectm	<i>Inocybe</i> sp.10	1	1	1				
SapLen	<i>Pluteus cervinus</i> (Schaeff.) P. Kumm.	1	1		1			
Ectm	<i>Russula delica</i> Fr.	1			1			1
Ectm	<i>Tricholoma sejunctum</i> (Sowerby) Quél.		1	1	1			
SapLen	<i>Armillaria mellea</i> (Vahl) P. Kumm.			4	4			

Análise das comunidades de macrofungos

Ectm	<i>Boletus rhodopurpureus</i> Smotl.	2	3			
Ectm	<i>Cortinarius cf. infractus</i> (Pers.) Fr.				3	2
Ectm	<i>Cortinarius cf. xanthocephalus</i> P.D. Orton				4	1
SapHD	<i>Myxomphalia maura</i> (Fr.) Hora		2			3
Ectm	<i>Tricholoma ustaloides</i> Romagn.	1	4			
Ectm	<i>Amanita cf. vaginata</i> (Bull.) Lam.	1		3		
Ectm	<i>Amanita phalloides</i> (Vaill. ex Fr.) Link	3	1			
Ectm	<i>Cortinarius torvus</i> (Fr.) Fr.	2	2			
SapHD	<i>Mycena sp.21</i>	1			3	
Ectm	<i>Russula subfoetens</i> W.G. Sm.		2	2		
Ectm	<i>Amanita franchetii</i> (Boud.) Fayod	1	2			
SapLen	<i>Armillaria tabescens</i> (Scop.) Emel			2	1	
Ectm	<i>Boletus aereus</i> Bull.		2		1	
Ectm	<i>Cortinarius aleuriosmus</i> Maire				1	2
SapHD	<i>Gymnopus dryophilus</i> (Bull.) Murrill				1	2
SapHD	<i>Hygrocybe konradii</i> R. Haller Aar.					1 2
Ectm	<i>Inocybe cookei</i> Bres.		2	1		
Ectm	<i>Lactarius azonites</i> (Bull.) Fr.	1	2			
SapHD	<i>Marasmiellus omphaliiformis</i> (Kühner) Noordel.		2			1
SapLen	<i>Psathyrella sp.1</i>	2				1
Ectm	<i>Russula graveolens</i> Romell	2	1			
Ectm	<i>Scleroderma verrucosum</i> (Bull.) Pers.	1		2		
Ectm	<i>Xerocomus moravicus</i> (Vacek) Herink	2				1
Ectm	<i>Boletus fechtneri</i> Velen.					1 1
Ectm	<i>Boletus luteocupreus</i> Bertéa & Estadès	1		1		
Ectm	<i>Clavulina rugosa</i> (Bull.) J. Schröt.			1		1
SapHD	<i>Clavulinopsis corniculata</i> (Schaeff.) Corner				1	1
Ectm	<i>Cortinarius bulliardii</i> (Pers.) Fr.	1			1	
Ectm	<i>Cortinarius cf. castaneus</i> var. <i>erythrinus</i>				1	1
Ectm	<i>Cortinarius cf. decoloratus</i> (Fr.) Fr.				1	1
Ectm	<i>Cortinarius cf. diosmus</i> Kühner					1 1
Ectm	<i>Cortinarius cf. olidoamarus</i> A. Favre				1	1
Ectm	<i>Cortinarius sp.13</i>	1		1		
Ectm	<i>Cortinarius sp.28</i>				1	1
Ectm	<i>Cortinarius sp.30</i>				1	1
Ectm	<i>Cortinarius sp.37</i>				1	1
SapLen	<i>Crepidotus cesatii</i> (Rabenh.) Sacc.					1 1
SapHD	<i>Entoloma cf. exile</i> (Fr.) Hesler				1	1
SapHD	<i>Flammulaster cf. carpophiloides</i> (Kühner) Watling	1			1	
SapHD	<i>Gymnopus erythropus</i> (Pers.) Antonín, Halling & Noordel				1	1
Ectm	<i>Hebeloma cf. mesophaeum</i> (Pers.) Quéf.				1	1
Ectm	<i>Hebeloma</i> aff. <i>leucosarx</i> P.D. Orton	1	1			
Ectm	<i>Helvella crispa</i> (Scop.) Fr.	1		1		
Ectm	<i>Helvella lacunosa</i> Afzel.			1		1
SapHD	<i>Hohenbuehelia geogenia</i> (DC.) Singer		1	1		
SapHD	<i>Hygrocybe acutoconica</i> (Clem.) Singer	1			1	
Ectm	<i>Hygrophorus carpini</i> Gröger					1 1
Ectm	<i>Inocybe flocculosa</i> Sacc.				1	1
Ectm	<i>Inocybe maculata</i> Boud.				1	1

Ectm	<i>Inocybe cf. mixtilis</i> (Britzelm.) Sacc.			1		1
Ectm	<i>Inocybe geophylla</i> var. <i>fulva</i> (Pat.) Sacc.			1		1
Ectm	<i>Inocybe</i> sp.20	1		1		
Ectm	<i>Inocybe</i> sp.29	1		1		
Ectm	<i>Inocybe</i> sp.3			1	1	
Ectm	<i>Lactarius britannicus</i> f. <i>pseudofulvissimus</i> (Bon) Basso	1		1		
Ectm	<i>Lactarius cf. fulvissimus</i> Romagn.	1	1			
Ectm	<i>Lactarius cf. tesquorum</i> Malençon				1	1
SapHD	<i>Leotia lubrica</i> (Scop.) Pers.			1		1
SapHD	<i>Lycoperdon nigrescens</i> Pers.		1	1		
SapHD	<i>Lycoperdon perlatum</i> Pers.			1		1
SapHD	<i>Mycena cf. stylobates</i> (Pers.) P. Kumm.	1	1			
SapHD	<i>Conocybe brunnea</i> J.E. Lange & Kühner ex Watling	1				1
SapLen	<i>Pluteus thomsonii</i>		1	1		
SapHD	<i>Psathyrella</i> sp.6				1	1
SapHD	<i>Ramariopsis</i> sp.1					1
Ectm	<i>Russula cf. decipiens</i> (Singer) Bon	1		1		
Ectm	<i>ussula cyanoxantha</i> (Schaeff.) Fr		1			1
Ectm	<i>Russula sp.10</i>	1		1		
Ectm	<i>Russula sp.15</i>		1	1		
SapLen	<i>Sarcoscypha coccinea</i> (Gray) Boud		1	1		
SapLen	<i>Trametes versicolor</i> (L.) Lloyd			1		1
Ectm	<i>Xerocomus armeniacus</i> (Quél.) Quél.		1	1		
SapHD	<i>Coprinopsis cf. lagopus</i> (Fr.) Redhead, Vilgalys &	5				
SapHD	<i>Agaricus campestris</i> L.		3			
SapHD	<i>Bolbitius tibubans</i> (Bull.) Fr	3				
Ectm	<i>Craterellus cornucopioides</i> (L.) Pers.		3			
Ectm	<i>Hygrophorus persoonii</i> Arnolds				3	
Ectm	<i>Lactarius deliciosus</i> (L.) Gray				3	
Ectm	<i>Clitocybe nebularis</i> (Batsch) P. Kumm	2				
SapHD	<i>Clitocybe nebularis</i>		2			
SapHD	<i>Coltricia perennis</i> (L.) Murrill		2			
Ectm	<i>Cortinarius cf. nymphicolor</i> Reumaux					2
Ectm	<i>Cortinarius casimiri</i> (Velen.) Huijsman					2
Ectm	<i>Inocybe</i> sp.2		2			
Ectm	<i>Lactarius mairei</i> Malençon					2
SapHD	<i>Marasmius torquescens</i> Quél					2
SapHD	<i>Mycena cf. mucor</i> (Batsch) Quél		2			
SapHD	<i>Mycena</i> sp.1					2
SapLen	<i>sathyrella piluliformis</i> (Bull.) P.D. Orton	2				
Ectm	<i>Russula</i> sp.4		2			
SapLen	<i>Simocybe cf. haustellaris</i> (Fr.) Watling					2
Ectm	<i>Leucopaxillus compactus</i> (P. Karst.) Neuhoff			2		
Ectm	<i>Tricholoma album</i> (Schaeff.) P. Kumm.	2				
Ectm	<i>Tricholoma viridifucatum</i> Bon		2			
SapHD	<i>Tubaria cf. furfuracea</i> (Pers.) Gillet	2				
Ectm	<i>Amanita caesarea</i> (Scop.) Pers.	1				
Ectm	<i>Amanita ceciliae</i> (Berk. & Broome) Bas					1
Ectm	<i>Amanita cf. beckeri</i> Huijsman	1				

Análise das comunidades de macrofungos

Ectm	<i>Amanita cf. fulvoides</i> Neville & Poumarat			1
Ectm	<i>Amanita cf. malleata</i> (Piane ex Bon) Contu		1	
Ectm	<i>Amanita echinocephala</i> (Vittad.) Quéf.		1	
Ectm	<i>manita ovoidea</i> (Bull.) Link	1		
Ectm	<i>Amanita pantherina</i> (DC.) Krombh.			1
Ectm	<i>Boletus fragrans</i> Vittad	1		
Ectm	<i>Boletus radicans</i> Pers.		1	
Ectm	<i>Boletus rhodoxanthus</i> (Krombh.) Kallenb.	1		
SapLen	<i>Calocera cornea</i> (Batsch) Fr.		1	
SapHD	<i>Lycoperdon excipuliforme</i> (Scop.) Pers.		1	
Ectm	<i>Cantharellus lilacinopruinatus</i> Hermitte, Eyssart. &	1		
SapHD	<i>Clathrus ruber</i> P. Micheli ex Pers.	1		
SapHD	<i>Clavaria cf. fragilis</i> Holmsk			1
Ectm	<i>Clavulina cf. cinerea</i> (Bull.) J. Schröt.		1	
SapHD	<i>Clitocybe aff. phaeophthalma</i> (Pers.) Kuyper			1
SapHD	<i>Clitocybe cf. gallinacea</i> (Scop.) Gillet			1
SapHD	<i>Clitocybe cf. leucodiatreta</i> Bon		1	
SapHD	<i>Clitocybe cf. phyllophila</i> (Pers.) P. Kumm.	1		
SapLen	<i>Clitocybe cf. truncicola</i> (Peck) Sacc.			1
SapHD	<i>Coprinellus cf. deliquescens</i> (Bull.) P. Karst			1
SapHD	<i>Coprinus bellulus</i> Uljé	1		
Ectm	<i>Cortinarius aff. Hinnulei</i>	1		
Ectm	<i>Cortinarius balteatocumatilis</i> Rob. Henry ex P.D. Orton	1		
Ectm	<i>Cortinarius cf. cagei</i>		1	
Ectm	<i>Cortinarius cf. crystallinus</i> Fr.	1		
Ectm	<i>Cortinarius cf. flexipes</i> (Pers.) Fr.			1
Ectm	<i>Cortinarius nanceiensis</i> Maire		1	
Ectm	<i>Cortinarius aff. Talus</i> Fr.			1
Ectm	<i>Cortinarius cf. rigens</i> (Pers.) Fr.	1		
Ectm	<i>Cortinarius xanthophyllus</i> (Cooke) Rob. Henry	1		
Ectm	<i>Cortinarius mucifluoides</i> Rob. Henry		1	
Ectm	<i>Cortinarius rapaceoides</i> Bidaud, G. Rioussset & Rioussset	1		
Ectm	<i>Cortinarius sp.15</i>			1
Ectm	<i>Cortinarius sp.18</i>		1	
Ectm	<i>Cortinarius sp.27</i>	1		
Ectm	<i>Cortinarius sp.32</i>	1		
Ectm	<i>Cortinarius sp.36</i>		1	
Ectm	<i>Cortinarius sp.39</i>			1
Ectm	<i>Cortinarius sp.40</i>		1	
Ectm	<i>Cortinarius sp.44</i>			1
Ectm	<i>Cortinarius sp.45</i>			1
Ectm	<i>Cortinarius sp.47</i>			1
Ectm	<i>Cortinarius sp.5</i>		1	
Ectm	<i>Cortinarius ionochlorus</i> Maire	1		
Ectm	<i>Cortinarius sp.8</i>	1		
Ectm	<i>Cortinarius cedretorum</i> Maire	1		
Ectm	<i>Craterocolla cerasi</i> (Schumach.) Sacc.			1
Ectm	<i>Crinipellis cf. scabella</i> (Alb. & Schwein.) Murrill	1		
SapHD	<i>Crinipellis subtomentosa</i> (Peck) Singer	1		

SapHD	<i>Cystoderma amianthinum</i> (Scop.) Fayod		1	
SapHD	<i>Cystolepiota seminuda</i> (Lasch) Bon	1		
SapHD	<i>Entoloma aff. corvinum</i> (Kühner) Noordel.	1		
SapHD	<i>Entoloma aff. dichroum</i> (Pers.) P. Kumm.		1	
SapHD	<i>Entoloma cf. byssisedum</i> (Pers.) Donk	1		
SapHD	<i>Entoloma cf. sericatum</i> (Britzelm.) Sacc			1
SapHD	<i>Entoloma cf. turci</i> (Bres.) M.M. Moser		1	
SapHD	<i>Entoloma cf. xanthochroum</i> (P.D. Orton) Noordel.		1	
SapHD	<i>Entoloma sp.12</i>			1
SapHD	<i>Entoloma sp.13</i>		1	
SapHD	<i>Entoloma sp.15</i>			1
SapHD	<i>Entoloma sp.3</i>		1	
SapHD	<i>Entoloma sp.4</i>		1	
Par	<i>Fistulina hepatica</i> (Schaeff.) With.	1		
SapHD	<i>Flammulaster carpophilus</i> (Fr.) Earle ex Vellinga		1	
SapLen	<i>Galerina sp.2</i>		1	
SapHD	<i>Geoglossum sp.1</i>		1	
SapHD	<i>Geoglossum sp.2</i>		1	
SapHD	<i>Glutinoglossum glutinosum</i> (Pers.) Hustad, A.N. Mill,			1
Ectm	<i>Hebeloma cf. fragilipes</i> Romagn.		1	
Ectm	<i>Hebeloma cf. fusisporum</i> Gröger & Zschiesch.	1		
Ectm	<i>Hebeloma cf. laterinum</i> (Batsch) Vesterh		1	
Ectm	<i>Hebeloma cf. sordidum</i> Maire		1	
Ectm	<i>Hebeloma crustuliniforme</i> (Bull.) Quéf.			1
Ectm	<i>Hebeloma sp.10</i>		1	
SapLen	<i>Hemimycena tortuosa</i> (P.D. Orton) Redhead		1	
Ectm	<i>Humaria hemisphaerica</i> (F.H. Wigg.) Fuckel	1		
SapHD	<i>Hydropus scabripes</i> (Murrill) Singer			1
SapHD	<i>Cuphophyllus pratensis</i> (Fr.) Bon		1	
SapHD	<i>Hygrocybe cf. marchii</i> (Bres.) Singer		1	
SapHD	<i>Hygrocybe pseudoconica</i> J.E. Lange	1		
SapHD	<i>Hygrocybe russocoriacea</i> (Berk. & T.K. Mill.) P.D. Orton &			1
SapHD	<i>Hygrocybe sp.10</i>			1
Ectm	<i>Hygrophorus arbustivus</i> Fr.		1	
Ectm	<i>Hygrophorus arbustivus var. quercetorum</i> Bon &		1	
Ectm	<i>Hygrophorus cf. nemoreus</i> (Pers.) Fr.		1	
SapLen	<i>Hymenochaete rubigino Hymenochaete rubiginosa</i>	1		
SapHD	<i>Indeterminado nº1</i>		1	
SapHD	<i>Melanophyllum haematospermum</i> (Bull.) Kreisel			1
SapHD	<i>Camarophyllopsis foetens</i> (W. Phillips) Arnolds		1	
Ectm	<i>Inocybe corydalina</i> Quéf	1		
Ectm	<i>Inocybe cf. fuscidula</i> Velen.	1		
Ectm	<i>Inocybe pusio var. floccipes</i> Esteve-Rav. & Fouchier	1		
Ectm	<i>Inocybe sp.18</i>			1
Ectm	<i>Inocybe sp.25</i>	1		
Ectm	<i>Inocybe sp.26</i>	1		
Ectm	<i>Inocybe sp.28</i>	1		
Ectm	<i>Inocybe sp.32</i>	1		
Ectm	<i>Inocybe sp.33</i>		1	

Análise das comunidades de macrofungos

Ectm	<i>Inocybe sp.36</i>			1	
Ectm	<i>Inocybe sp.38</i>				1
Ectm	<i>Inocybe sp.40</i>	1			
Ectm	<i>Inocybe sp.41</i>		1		
Ectm	<i>Inocybe sp.42</i>				1
Ectm	<i>Inocybe sp.6</i>	1			
Ectm	<i>Inocybe tenebrosa</i> Quél.,	1			
Ectm	<i>Laccaria sp.2</i>		1		
Ectm	<i>Laccaria sp.3</i>				1
Ectm	<i>Lactarius chrysorrheus</i> Fr.			1	
Ectm	<i>Lactarius uvidus</i> (Fr.) Fr.				1
SapHD	<i>Lepiota cf. pilodes</i> Vellinga & Huijser		1		
SapHD	<i>Lepiota sp.1</i>			1	
SapHD	<i>Lepista flaccida</i> (Sowerby) Pat			1	
SapHD	<i>Lepista sp.1</i>				1
SapHD	<i>Lycoperdon mammiforme</i> Pers.	1			
SapHD	<i>Macrolepiota mastoidea</i> (Fr.) Singer				1
SapHD	<i>Marasmiellus candidus</i> (Fr.) Singer			1	
SapLen	<i>Gymnopus foetidus</i> (Sowerby) P.M. Kirk		1		
SapHD	<i>Marasmius sp. 4</i>				1
SapHD	<i>Marasmius sp.3</i>			1	
SapLen	<i>Lycoperdon pyriforme</i> Schaeff			1	
SapLen	<i>Mycena adscendens</i> Maas Geest	1			
SapLen	<i>Mycena cf. algeriensis</i> Maire		1		
SapHD	<i>Mycena cf. leptcephala</i> (Pers.) Gillet		1		
SapHD	<i>Mycena cf. roseoquercina</i> M. Villarreal & Esteve-Rav.				1
SapLen	<i>Mycena sp.10</i>				1
SapHD	<i>Mycena sp.12</i>			1	
SapHD	<i>Mycena pelianthina</i> (Fr.) Quél.		1		
SapHD	<i>Mycena sp.15</i>				1
SapHD	<i>Mycena sp.17</i>		1		
SapHD	<i>Mycena sp.18</i>				1
SapHD	<i>Mycena sp.19</i>	1			
SapHD	<i>Mycena sp.2</i>	1			
SapHD	<i>Mycena sp.20</i>		1		
SapHD	<i>Mycena sp.22</i>				1
SapHD	<i>Mycena sp.23</i>				1
SapHD	<i>Mycena sp.24</i>	1			
SapLen	<i>Mycena sp.26</i>	1			
SapHD	<i>Mycena sp.27</i>	1			
SapHD	<i>Mycena sp.29</i>				1
SapHD	<i>Mycena sp.4</i>		1		
SapHD	<i>Otidea cf. cochleata</i> (L.) Fuckel			1	
SapHD	<i>Otidea sp.2</i>		1		
SapHD	<i>Panaeolus cf. ater</i> (J.E. Lange) Kühner & Romagn. ex Bon	1			
SapHD	<i>Parasola sp.1</i>	1			
SapHD	<i>Phellodon niger</i> (Fr.) P. Karst.			1	
SapHD	<i>Pluteus cf. diettrichii</i> Bres.	1			
SapLen	<i>Pluteus cf. inquilinus</i> Romagn.	1			

SapLen	<i>Pluteus sp.2</i>	1		
SapLen	<i>Pluteus sp.6</i>		1	
SapLen	<i>Psathyrella aff. senex</i> (Peck) A.H. Sm.			1
SapHD	<i>Psathyrella aff. mpexa</i> (Romagn.) Bon			1
SapHD	<i>Psathyrella bipellis</i> (Quél.) A.H. Sm.			1
SapHD	<i>Psathyrella cf. conopilus</i> (Fr.) Örstadius & E. Larss.		1	
SapHD	<i>Psathyrella cf. spadiceogrisea</i> (Schaeff.) Maire			1
SapHD	<i>Psathyrella sp.3</i>		1	
SapHD	<i>Pseudoclitocybe cf. expallens</i> (Pers.) M.M. Moser			1
	<i>Ramaria sp.1</i>			1
Ectm	<i>Ramaria sp.2</i>			1
SapLen	<i>Resupinatus sp.1</i>	1		
SapHD	<i>Clitocella fallax</i> (Quél.) Kluting, T.J. Baroni & Bergemann		1	
SapHD	<i>Roridomyces roridus</i> (Fr.) Rexer		1	
Ectm	<i>Russula pseudoaeruginea</i> (Romagn.) Kuyper & Vuure	1		
Ectm	<i>Russula cf. galochroides</i> Sarnari	1		
Ectm	<i>Russula cf. helios</i> Malençon ex Sarnari			1
Ectm	<i>Russula cf. Russula ilicis</i> Romagn., Chevassut & Privat			1
Ectm	<i>Russula cyanoxantha f. peltereaui</i> Singer		1	
Ectm	<i>Russula sp.12</i>			1
Ectm	<i>Russula sp.16</i>		1	
Ectm	<i>Russula sp.18</i>		1	
Ectm	<i>Russula sp.19</i>			1
Ectm	<i>Russula sp.24</i>		1	
Ectm	<i>Russula sp.25</i>		1	
Ectm	<i>Russula sp.28</i>		1	
Ectm	<i>Russula sp.31</i>		1	
Ectm	<i>Russula Subsecção Griseinae</i>			1
SapLen	<i>Rutstroemia sp.1</i>	1		
Ectm	<i>Scleroderma sp.2</i>			1
SapLen	<i>Simocybe cf. centunculus</i> (Fr.) P. Karst.			1
Ectm	<i>Suillus bellinii</i> (Inzenga) Kuntze		1	
Par	<i>Tremella cf. globospora</i>		1	
Par	<i>Tremella foliacea</i> Pers.	1		
Par	<i>Tremella mesenterica</i> Retz.		1	
SapHD	<i>Trichoglossum sp.1</i>			1
Ectm	<i>Tricholoma cf. atosquamosum</i>		1	
Ectm	<i>Tricholoma cf. triste</i> (Scop.) Quél.			1
Ectm	<i>Tricholoma columbetta</i> (Fr.) P. Kumm.		1	
Ectm	<i>Tricholoma argyraceum</i> (Bull.) Gillet		1	
Ectm	<i>Tricholoma ramentaceum var. quercilicis</i> Bon, Narducci &			1
SapHD	<i>Tubaria aff. dispersa</i> (L.) Singer	1		
Ectm	<i>Xerocomus dryophilus</i> (Thiers) Singer	1		
Ectm	<i>Xerocomus ichnusanus</i> Alessio, Galli & Littini	1		
Ectm	<i>Xerocomus sp.6</i>			1

Foram encontrados vários *taxa* interessantes, com muitas espécies consideradas raras e presentes em várias listas vermelhas regionais e nacionais de países europeus. *Cortinarius*

ionochlorus e *Leucopaxillus compactus* pertencem ao grupo das 33 espécies consideradas ameaçadas a nível europeu e que foram propostas para incluir a Convenção de Berna. A primeira forma micorrizas com folhosas, sobretudo em florestas termófilas não perturbadas de folhagem persistente e de solos calcários. O habitat Rede Natura 2000 dado como mais comum é o 9340, florestas de *Quercus ilex* / *Quercus rotundifolia*, no entanto, neste caso foi encontrada em floresta de *Q. faginea* (Habitat 9240). Apenas um exemplar foi observado. A segunda também é característica de florestas de folhosas em solos calcários. É uma espécie igualmente presente na América do Norte e que integra as listas vermelhas de inúmeros países europeus e de listas regionais (ECCF 2001). Também apenas foi registado uma vez, É muito facilmente confundível com *Tricholoma acerbum*, uma espécie relativamente comum nos cercais do Maciço de Sicó e das planícies margosas limítrofes. Talvez por estas semelhanças macromorfológicas tenha passado despercebida anteriormente por falta de confirmação microscópica. Os esporos com verrugas amilóides distinguem facilmente estas espécies.

Tabela 4.6 – Espécies ameaçadas que integram Listas Vermelhas regionais e nacionais na Europa (exemplos de países mais próximos ou com características bioclimáticas semelhantes)

	Europa	Península Ibérica	Itália	Croácia	Servia e Montenegro	Grã-Bretanha (Boletales)	País Vasco	Andaluzia	Castilla-Leon	Franche – comté
<i>Amanita caesarea</i> (Scop. : Fr.) Pers				x	x					
<i>Amanita echinocephala</i> (Vitt.) Quel.					x		x			
<i>Amanita ovoidea</i> (Bull. : Fr.) Link										x
<i>Boletus fechtneri</i> Velen.		x		x		x	x		x	
<i>Boletus fragrans</i> Vittad.				x		x				
<i>Boletus impolitus</i> Fr.				x		x				
<i>Boletus pseudoregius</i> (Heinr. Huber) Estadès						x				
<i>Boletus queletii</i> Schulzer					x					
<i>Boletus rhodoxanthus</i> (Krombh.) Kallenb.					x					
<i>Boletus satanas</i> Lenz					x					
<i>Camarophyllopsis foetens</i> (W. Phillips) Arnolds										x
<i>Cantharellus subpruinus</i> Eyssart. & Buyck									x	
<i>Clathrus ruber</i> P. Micheli ex Pers.									x	
<i>Cortinarius ionochlorus</i> Maire	x			x			x			
<i>Glutinoglossum glutinosum</i> (Pers.) Hustad, A.N. Mill, Dentinger & P.F. Cannon										x
<i>Inocybe cervicolor</i> (Pers.) Quéf.									x	
<i>Lactarius tesquorum</i> Malençon				x						
<i>Lactarius zonarius</i> (Bull.) Fr.					x					
<i>Leucopaxillus compactus</i>	x									x
<i>Phellodon niger</i> (Fr.) P. Karst.									x	
<i>Russula aurea</i> Pers.							x			
<i>Tricholoma columbetta</i> (Fr.) P. Kumm.		x								
<i>Tricholoma viridifucatum</i> Bon								x	x	
<i>Xerocomus ichnusanus</i> Alessio, Galli & Littini			x					x		
<i>Xerocomus moravicus</i> (Vacek) Herink				x					x	

Três espécies constam da Lista Vermelha dos fungos ameaçados da Península Ibérica, elaborada pelo grupo Hispano-Luso para a conservação dos fungos: *Boletus fechteneri*, *Tricholoma columbetta* e *Melanophyllum haematospermum*. Várias outras espécies constam em listas regionais da Península Ibérica e em listas nacionais de outros países (Tabela 4.6).

Várias outras espécies que constam de diversas listas vermelhas de países Europeus são frequentes e relativamente abundantes nos bosques de *Q. faginea* e de *Q. rotundifolia* do Maciço de Sicó-Alvaiázere. Por exemplo *Cortinarius bulliardii*, *C. cotoneus*, *C. nanceiensis*, *Hebeloma sinapizans*, *Helvella crispa*, *Hygrophorus arbustivus*, *H. eburneus*, *Inocybe bongardii*, *Lycoperdon echinatum*, *Micromphale brassicolens*, *M. pelianthina*, *Tricholoma atroscamosum*, *T. orirubens*, *T. sulphureum*, *T. ustale*.

Muitos dos taxa observados são considerados ubiquistas, pois têm um largo espectro ecológico e frutificam em diferentes habitats, associadas a folhosas ou coníferas, sem requisitos especiais quanto ao tipo de solo. São exemplos *Amanita phalloides*, *Hydnum repandum*, *Inocybe geophylla*, *Laccaria proxima* e *Russula foetens*, *Lycoperdon perlatum*, *Cantharellus subpruinus*, de espécies micorrízicas, e *Clitocybe nebularis*, *Stereum hirsutum*, *Trametes versicolor*, *Rhodocollybia butyracea*, *Lepiota clypeolaria*, *Mycena pelianthina*, *M. rosea* e *Hypholoma fasciculare* entre as saprófitas. Por outro lado, foram registadas muitas espécies consideradas calcícolas, como por exemplo, *Russula maculata*, *R. delica*, *R. ilicis*, *Amanita ovoidea*, *A. echinocephala*, *Boletus lupinus*, *B. pseudoregius*, *Entoloma sinuatum*, *Inocybe bongardii*, *I. flocculosa*, *I. tenebrosa*, *Cortinarius cotoneus*, *C. balteatocumatilis*, *C. bulliardii*, *C. ionochlorus*, *C. aleuriosmus*, *C. dionysae*, *C. nymphicolor*, *Clitocybe costata*, *Echinoderma calcícola*, *Hygrophorus carpini*, *H. arbustivus*, *L. britannicus f. pseudofulvissimus*, (Breitenbach, Kränzlin 1981–2000, Laganà *et al.* 1999; Salerni *et al.* 2000, Ortega, Eyssartier & Roux 2011, Monadero 2011). Outras espécies são consideradas termófilas como por exemplo *Amanita caesarea*, *Boletus aereus*, *B. radicans*, *B. fragrans*, *B. luridus*, *B. satanas*, *Cortinarius bulliardii*, *Hebeloma sinapizans*, *T. squarulosum*, *T. album*, *Lactarius atlanticus* (Basso, 1999; Richard *et al.* 2004; Domínguez, 2007, Eyssartier 2011). Duas das espécies registadas, *Lactarius deliciosus* e *Suillus bellinii*, podem considerar-se espécies estranhas a estes ecossistemas. São exclusivamente associadas a *Pinus sp.*, e apenas estão presentes, ainda que muito raramente, devido à existência de alguns exemplares de *Pinus pinaster* que se disseminaram de plantações em áreas próximas. Outras duas espécies, *Myxomphalia maura* e *Pholiota highlandensis*, são espécies pirófilas que frutificam em locais onde foram queimados detritos lenhosos de excedentes de antigas acções de silvicultura.



Cortinarius ionochlorus



Cortinarius rapaceoides



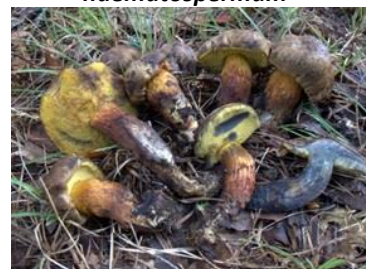
Melanophyllum haematospermum



Inocybe tenebrosa



Mycena pelianthina



Xerocomus ichnusanus



Lactarius atlanticus



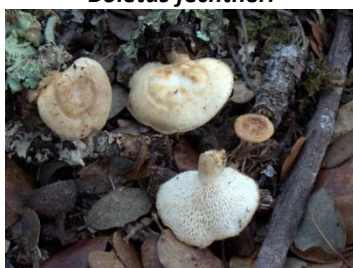
Boletus fechtneri



Roridomyces roridus



Sarcoscypha coccinea



Polyporus tuberaster



Tricholoma columbetta



Cortinarius balteatocumatilis



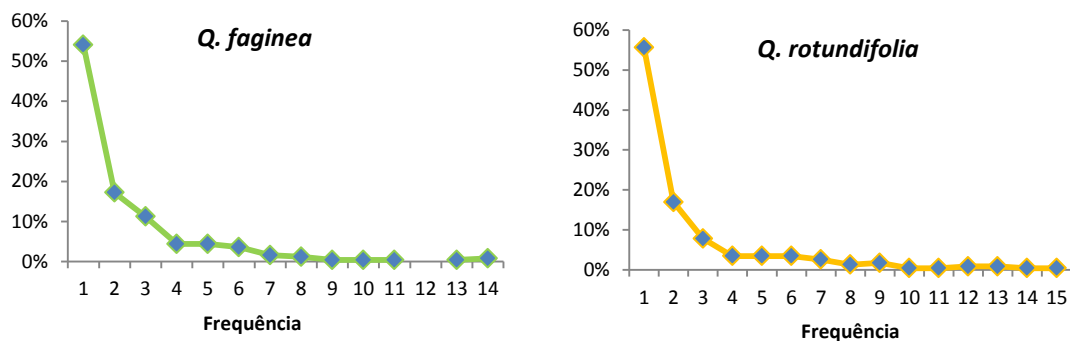
Amanita caesarea



Leotia lubrica

Em termos de frequência de ocorrência, nos bosques de *Q. faginea* as espécies mais frequentes foram *Inocybe bongardii*, *Stereum hirsutum*, *Xerocomus subtomentosus*, *Ganoderma lucidum* e *Cortinarius cotoneus*. É importante ter em conta que os esporocarpos de *Ganoderma lucidum* e de *Stereum hirsutum* têm uma durabilidade muito superior à grande maioria das espécies, podendo durar até vários meses. Por essa razão há uma maior

probabilidade de todos os exemplares que frutificaram serem contados. De notar também que *Xerocomus subtomentosus* e *Cortinarius cotoneus* são muito frequentes em bosques de *Q. faginea* mas estão ausentes nos azinhais. Outras espécies com ampla distribuição nos fragmentos de cercal e ausentes em azinhal são *Russula luteotacta*, *Boletus pseudoregius*, *Tricholoma ustale*, *Collybia cookei*, *Inocybe sp.10*, *Pluteus cervinus* e *Tricholoma sejuntum*. *Lactarius atlanticus* e *Galerina sp.1* são espécies muito frequentes nos bosques de *Q. rotundifolia*, com Fr respectivamente 32,5 e 30%, mas não tiveram registos nos fragmentos de *Q. faginea*. Outras espécies presentes em todos os fragmentos de *Q. rotundifolia* e ausentes nos bosques de *Q. faginea* foram *Polyporus tuberaster*, *Boletus lupinus* e *Leccinellum lepidum*. Esta última, no entanto, já a vimos a frutificar em *Quercus faginea* em anos anteriores. As duas comunidades de macrofungos apresentam uma estrutura muito semelhante em termos da frequência da frutificação de espécies raras, isto é, com Fr de 2,5%: constituem 53,2% das espécies da comunidade de macrofungos dos bosques de *Q. faginea* e 55,6% da comunidade de macrofungos dos bosques de *Q. rotundifolia* (Figura 4.7). Estes valores estão relativamente próximos dos valores encontrados por Richard *et al.* (2004), que num azinhal mediterrânico antigo verificou que 58,8% dos macrofungos saprófitas e 60,8% dos micorrízicos eram raros, produzindo menos de 1 esporocarpo por 1000 m².



Figuras 4.5 – Percentagem das espécies de macrofungos por classe frequência de ocorrência (número de presenças nas 10 visitas aos 4 fragmentos de cada tipo de bosque).

Estrutura trófica das comunidades de macrofungos

A maioria das espécies registadas são micorrízicas (55,5%), seguidas pelas saprófitas húmicas e detritólicas (33,8%), saprófitas lenhícolas (9,4%) e parasitas (1,3%). A elevada percentagem de espécies ectomicorrízicas atesta a importância dos macrofungos na ecologia dos bosques estudados. A comunidade ectomicorrízica é representada por 21 géneros de Basidiomycota e 2 de Ascomycota. Algumas espécies parasitas ou saprófitas lenhícolas facultativas foram consideradas saprófitas porque nunca foram vistas a parasitar árvores vivas, como *Armillaria*

mellea, *Armillaria tabescens* e *Ganoderma lucidum*. Assim, as espécies parasitas estão quase ausentes em ambos os tipos de bosques apresentando apenas quatro espécies nos bosques de carvalhos e duas nos bosques de azinheira.

A riqueza de espécies e a proporção relativa de macrofungos observada nos diferentes grupos funcionais varia ligeiramente entre parcelas do mesmo tipo de bosque (Tabela 4.7 e figura 4.6). No entanto, a percentagem registada de espécies micorrízicas é superior a 40% em todos os fragmentos de bosque, o que indica um bom estado de conservação geral dos ecossistemas.

Tabela 4.7 – Riqueza de espécies por grupo trófico em cada fragmento e tipo de bosque.
M= Ectomicorrízicos; SI= Saprófitas lenhícolas; Shd= Saprófita húmida e detritícola; P= Parasitas

nº sp./GT	M	SI	Shd	P	Total
Qf1	65	8	21	1	95
Qf2	70	16	24	1	111
Qf3	41	12	25	1	79
Qf4	65	15	27	1	108
Total Qf	144 (57,6%)	26 (10,4%)	76 (30,4%)	4 (1,6%)	250
Qr1	59	4	30	2	95
Qr2	43	15	37	0	95
Qr3	36	4	20	0	60
Qr4	70	6	46	1	123
Total Qr	124 (53,9%)	20 (8,7%)	84 (36,5%)	2 (0,9%)	230
Total geral	213 (55,5%)	36 (9,4%)	130 (33,8%)	5 (1,3%)	384

O rácio de fungos micorrízicos é ligeiramente inferior ao encontrado nos estudos realizados em bosques de azinheira por Richard *et al.* 2004 na Córsega (70,9%) e por Zotti & Pautasso 2013 em Itália (60%), e superior aos vários bosques estudados por Ortega & Lorite, 2007 na Andaluzia em Espanha, todos com rácios inferiores a 50%.

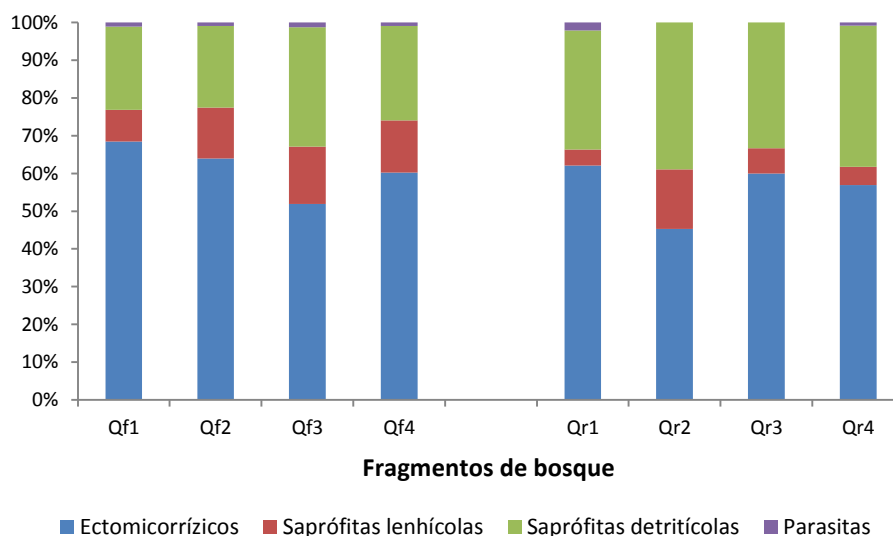


Figura 4.6. Proporção de espécies dos diferentes grupos tróficos nos fragmentos de *Q.faginea* e *Q.rotundifolia*

Para analisar as diferenças observadas na proporção do número de espécies por grupo trófico, entre fragmentos do mesmo tipo de bosque (Figura 4.6), foi aplicado o teste qui-quadrado. As espécies parasitas não foram incluídas nesta análise.

Os resultados (Tabela 4.8), mostram que nos quatro fragmentos de bosque de *Q. faginea* a proporção do número de espécies dos diferentes grupos tróficos não é significativamente diferente entre si, pelo que não poderá ser rejeitada a hipótese nula de que os fragmentos de bosque são homogéneos entre si. Observamos o mesmo resultado quando testadas as proporções de espécies dos diferentes grupo tróficos entre os dois tipos de bosque.

Tabela 4.8– Resultados das análises de Chi-quadrado. X^2 – Valor de Chi-quadrado; GI- Graus de liberdade; P – Nível descritivo.

Grupos testados	X^2	GI	P (2hab)
Fragmentos de <i>Q. faginea</i>	6,306	6	0,390
Fragmentos de <i>Q. rotundifolia</i>	14,462	6	0,025*
Entre os dois tipos de bosque	2,114	2	0,347

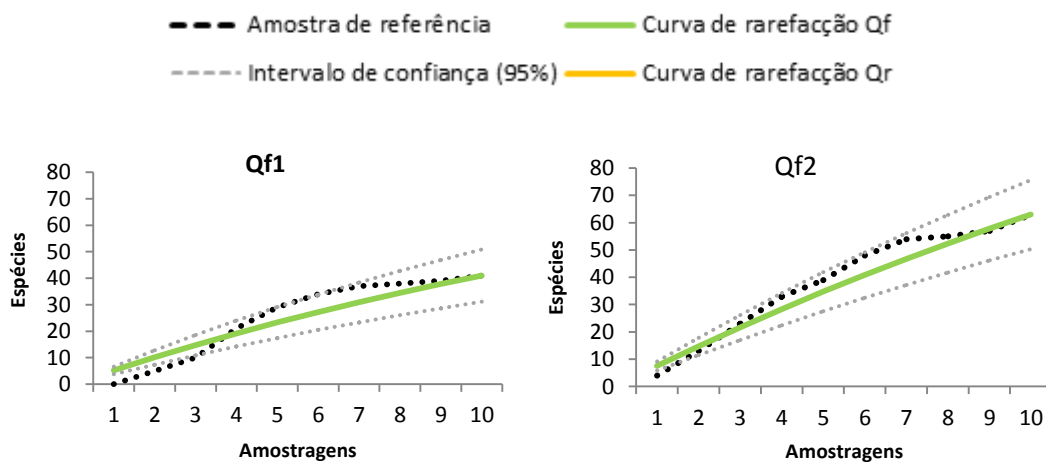
Relativamente aos fragmentos de *Q. rotundifolia*, a hipótese nula é rejeitada, verificando-se uma variação significativa ($P=0,02$) da proporção dos grupos tróficos entre os diferentes fragmentos. A variação é devida essencialmente às diferenças da estrutura trófica encontradas no fragmento Qr2, sendo o único que apresenta menos de 50% de espécies micorrízicas. Apesar de não ser o fragmento com menor quantidade de espécies micorrízicas, regista um elevado número de espécies saprófitas lenhícolas (sensivelmente o triplo dos restantes fragmentos) e saprófitas húmicas e detritícolas. O que nos parece explicar estes resultados é o facto deste fragmento ser o menos antropizado (apesar de não termos dados concretos, aparentemente foi alvo de intervenção florestal há mais tempo do que os restantes fragmentos), pois apresenta uma cobertura arbórea e muscícola mais densa. A maior cobertura arbórea providencia mais sombra e uma maior camada de manta morta, de musgos e de lianas (fornecendo habitats adicionais para a frutificação de espécies saprófitas detritícolas), mantendo mais a humidade no solo. Embora as chuvas breves possam penetrar mais facilmente as áreas de cobertura arbórea menos densa do que áreas com copas fechadas não desbastadas, o solo dos bosques abertos seca mais rapidamente quando regressa o sol e aumentam as temperaturas.

Parte II - Análise da diversidade de macrofungos

Diversidade α - Riqueza de espécies

Da análise das curvas de acumulação dos diferentes fragmentos de *Quercus faginea* (Fig. 4.7) constata-se o fragmento Qf3 é o que apresenta uma riqueza de espécies menor, com aumentos muito ligeiros de espécies novas a cada amostragem. Somente na 5ª amostragem há um aumento substancial de espécies novas relativamente às anteriores, voltando ao ritmo anterior a partir da sexta amostragem até ao final do estudo. Um padrão semelhante pode ser observado em Qf4, no entanto com um número superior de espécies novas a cada amostragem (curva com maior grau de abertura relativamente ao eixo do x), reflectido-se no final do estudo com um número de espécies superior (54, face às 32 de Qf3). Também se observa um padrão comum entre Qf1 e Qf2 mas relativo a uma ligeira estagnação no registo de espécies novas a partir da sétima visita, que apenas volta a aumentar na última amostragem realizada.

Relativamente aos fragmentos de *Q. rotundifolia* constatamos que Qr4 apresenta uma riqueza específica bem mais elevada que os restantes, com 61 espécies (Qr1, Qr2 e Qr3 registam respectivamente 44, 42 e 31 espécies). Enquanto que Qr2 e Qr3 apresentam uma curva mais ou menos constante mantendo-se próxima da curva de esperada (rarefacção), os fragmentos Qr1 e Qr4 apresentam aumentos acentuados no número de espécies novas nas amostragem 4 e no caso de Qr4 volta a ter outro “pico” na frutificação das especeis novas no final do estudo, na 9ª amostragem.



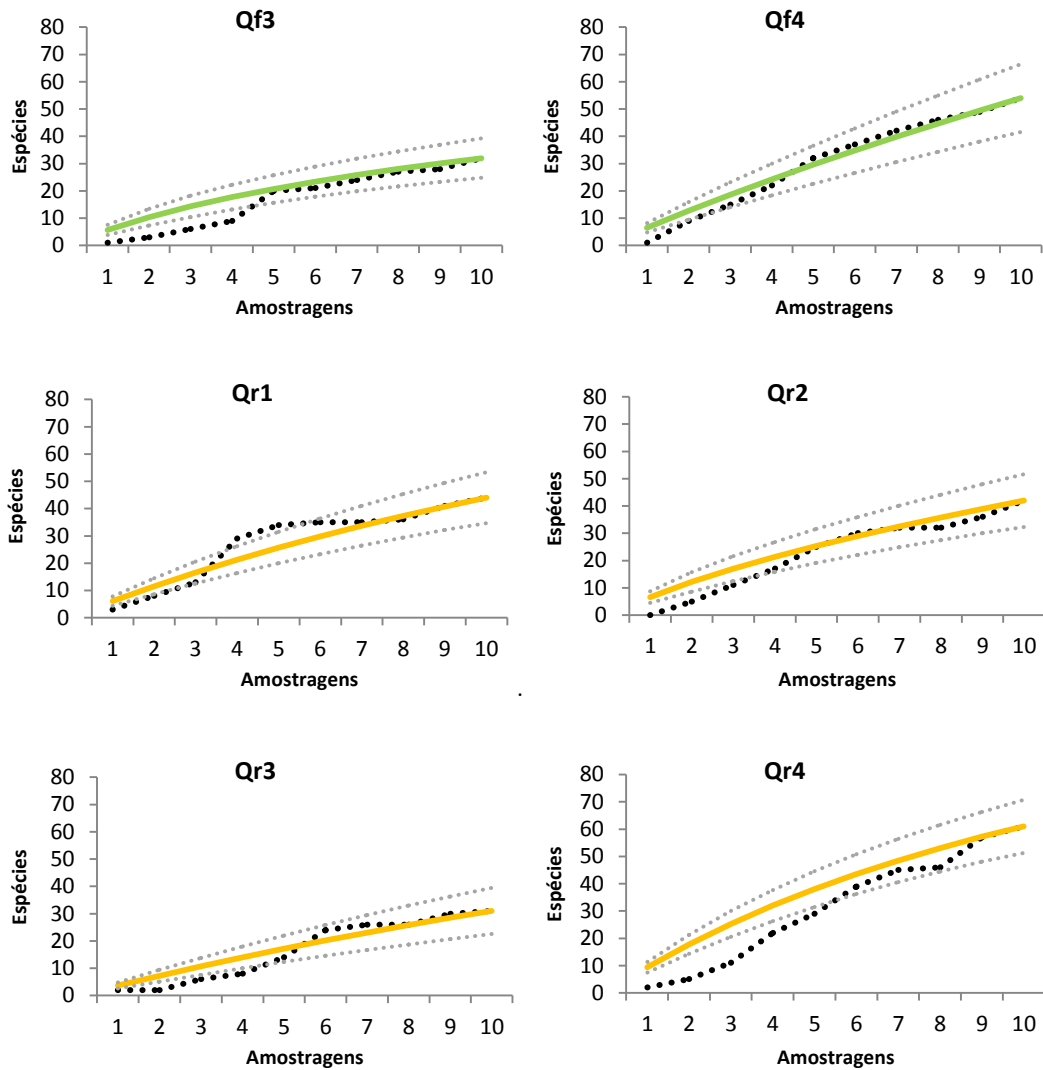


Figura 4.7 – Curvas de acumulação de espécies por amostragem (visita) nos fragmentos de bosque de *Quercus faginea* (verde) e de *Quercus rotundifolia* (laranja)

Na comparação dos dois tipos de bosque (Fig. 4.8) podemos observar que a diferença de 17 espécies registada no final do estudo já se verificava no final da 5ª amostragem, a meio da época de frutificação. Provavelmente a diferença da riqueza de espécies observada será devida a um início posterior da época de frutificação nos bosques de *Q. rotundifolia*, principalmente das espécies micorrízicas. Depois de duas amostragens aos quatro fragmentos apenas tinham sido observadas 5 espécies micorrízicas nos bosques de *Q. rotundifolia*, enquanto nos bosques de *Q. faginea* já tinham sido observadas 12. Apesar de inicialmente estar previsto, não nos foi possível obter dados meteorológicos distintos para os dois ecossistemas. No entanto, face à localização mais meridional e protegida das massas de ar húmido provenientes do Atlântico, a área onde estão assentes os azinhais certamente terá um menor nível de humidade disponível no solo, principalmente no início da temporada depois dos meses secos de verão. Este facto, além de ajudar a explicar a presença da série climatófila dos azinhais do *Lonicero implexae-*

Querceto rotundifoliae nesta zona (Lopes 2001), também poderá ter influência no atraso da frutificação das espécies micorrízicas relativamente aos carvalhais situados mais a norte e com maior influência oceânica. As espécies saprófitas iniciam a frutificação mais cedo por resposta mais rápida aos eventos climáticos (Richard & Selosse, 2006). Por outro lado, no final da temporada, a partir de meio de dezembro, verificámos um decréscimo acentuado na frutificação de novas espécies nos carvalhais. O mesmo não se verificou nos azinhais, onde se observou inclusivamente um “pico” de frutificação nas duas últimas amostragens, com cerca de 20 espécies a serem observadas pela primeira vez.

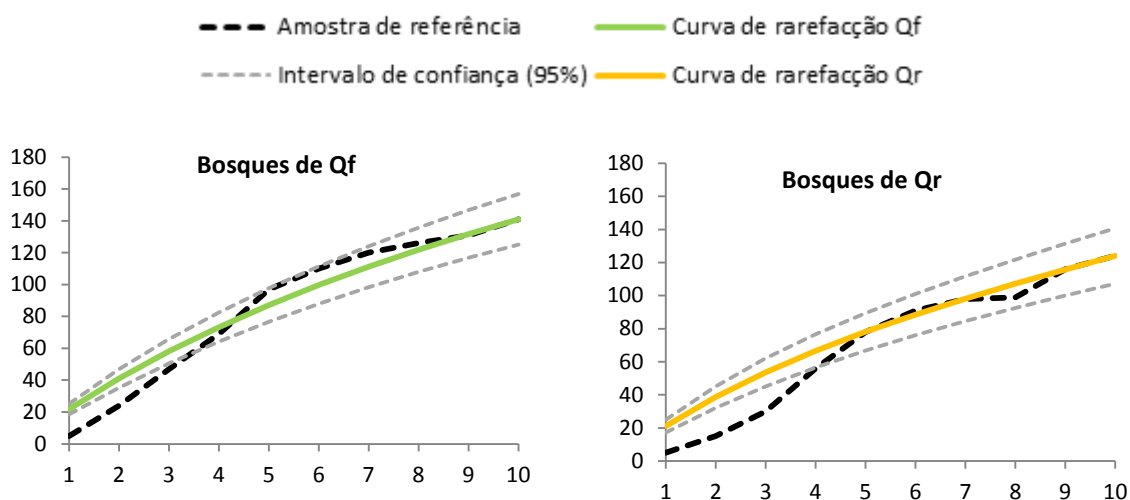


Figura 4.8 – Curvas de acumulação de espécies por amostragem (visita) nos bosques de *Q.faginea* e de *Q. rotundifolia*

Na tabela 4.9 são apresentados os resultados da análise da riqueza de espécies dos vários fragmentos e dos dois tipos de bosque e da previsão feita pelo estimador Chao2. São também apresentados o número de *uniques* e de *duplicates*, necessários aos cálculos deste estimador e que ajudam a explicar as estimativas feitas.

Tabela 4.9 – S – Riqueza de espécies, Sm – Riqueza média de espécies ± desvio padrão, Smax – número máximo de espécies por amostragem, *Uniques* e *Duplicates* – nº de espécies encontradas em apenas uma e duas amostragens, respectivamente, S Chao2 – estimativa de riqueza de espécies de acordo com o estimador Chao 2, % S obs – percentagem das espécies estimadas que foram encontradas, A – Área

Tipo de bosque	S	Sm	Smax	Uniques	Duplicates	S Chao 2	% S ob.	A
<i>Q.faginea</i>	141	21,9 (± 11,3)	42	92	31	259	54	800 m ²
Qf1	41	5,2 (± 4,2)	12	32	7	97	42	200m ²
Qf2	63	7,5 (± 3,9)	12	52	10	171	34	
Qf3	32	5,7 (± 3,4)	14	19	7	55	58	
Qf4	54	6,5 (± 2,8)	11	46	6	187	29	
<i>Q.rotundifolia</i>	124	21,1 (± 10,9)	34	82	17	302	43	800 m ²
Qr1	44	6,1 (± 4,5)	17	32	10	90	49	200m ²
Qr2	42	6,6 (± 3,1)	12	30	7	100	42	
Qr3	31	3,7 (± 3,3)	11	25	6	70	40	
Qr4	61	9,4 (± 4,7)	9	38	16	98	62	

A Análise de Variância (Tabela 4.10) não indicou diferenças significativas na riqueza média de espécies quando comparados os dois tipos de bosque nem entre fragmentos de *Q. faginea*, pelo que não se pode rejeitar a H_0 . Já para os bosques de *Q. rotundifolia*, foram encontradas diferenças significativas na riqueza média de espécies entre fragmentos, sendo rejeitada H_0 .

Tabela 4.10 – Riqueza médias comparadas por ANOVA

Comparação	Valor P	Resultado
Fragmentos de <i>Q. faginea</i>	0,52	
Fragmentos de <i>Q. rotundifolia</i>	0,026	Significativo
<i>Q. faginea</i> vs. <i>Q. rotundifolia</i>	0,87	

As diferenças evidenciadas entre a riqueza de média de espécies de Qr3 e Qr4 (3,7 e 9,4 espécies por amostragem) foram confirmadas com o teste t, comparando os fragmentos aos pares. Foi a única comparação que se revelou significativa (Tabela 4.11).

Tabela 4.11 – Teste T para significância das diferenças na riqueza média de espécies entre fragmentos de *Qr*

Comparações	Qr1 vs. Qr2	Qr1 vs. Qr3	Qr1 vs. Qr4	Qr2 vs. Qr3	Qr2 vs. Qr4	Qr3 vs. Qr4
Valor P	0,77	0,19	0,12	0,06	0,14	0,007
resultado						Significativo

Verifica-se uma grande amplitude das estimativas feitas pelo estimador Chao2 para os fragmentos de bosque de *Q. faginea*, variando de 55 em Qf3 a 187 em Qf4 (Fig. 4.9) Um dado interessante é o facto de Qf2, apesar de registar uma maior riqueza de espécies, apresentar estimativas inferiores a Qf4. Este facto é explicado pelo número relativamente mais elevado de *duplicates* em Qf2, que faz reduzir a estimativa. O fragmento Qf3, aquele com uma menor riqueza de espécies observadas, é o que regista a maior percentagem de espécies observadas em relação às estimadas (Tab. 4.7), 58%.

Nos fragmentos de *Q. rotundifolia* a amplitude das estimativas é menor. Outra diferença relativamente aos fragmentos de *Q. faginea*, é o facto de o fragmento onde foi registada a maior riqueza de espécies (Qr4) ser aquele onde a percentagem de espécies observadas em relação às estimadas também é maior, (62%). Apesar da riqueza de espécies observada ser superior nos bosques de *Q. faginea*, a estimativa de Chao2 é superior para os bosques de *Q. rotundifolia*.

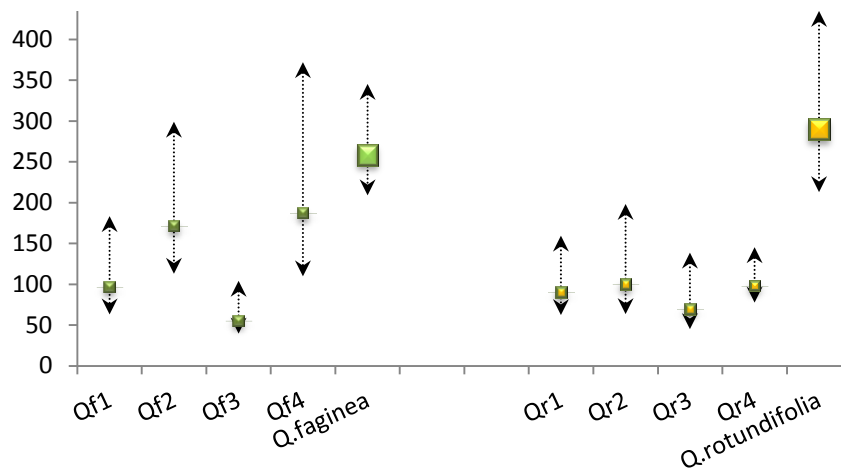


Figura 4.9 – Estimativas de Chao2 com intervalos de confiança incondicional a 95%.

Esta situação ocorre porque, quando analisados os fragmentos de *Q. faginea* isoladamente, registaram-se várias espécies que são *uniques* em precisamente dois fragmentos, pelo que quando se juntam os dados dos diferentes fragmentos para estimar a riqueza dos bosques de *Q. faginea*, essas espécies passam a *duplicates*, o que reduz substancialmente a estimativa de espécies. Nos bosques de *Q. rotundifolia*, por outro lado, os fragmentos apresentavam um número considerável de *duplicates* que deixarem de o ser quando analisado o conjunto dos fragmentos resultando num aumento das estimativas. Dos resultados obtidos conclui-se que nos fragmentos de *Q. faginea* foi registada uma maior percentagem da totalidade de espécies presentes nesses fragmentos de bosque (54%) do que nos bosques de *Q. rotundifolia*, onde 43% das espécies foram registadas.

Extrapolação da riqueza

Na figura 4.10 estão representadas extrapolações para o triplo do esforço de amostragem, a partir das amostras de referência.

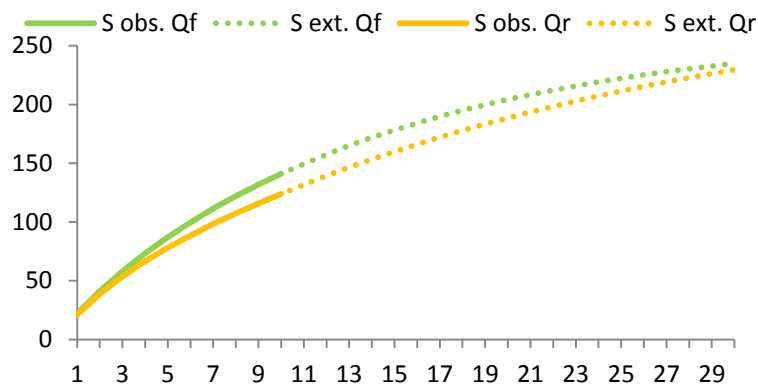


Figura 4.10 – Interpolação (rarefacção) das 10 amostragens de referência (linhas contínuas) e extrapolação para o triplo -30 amostragens- (linhas tracejadas).

A extrapolação para o triplo do esforço de amostragem estima 235 espécies para os bosques de *Q. faginea* e 230 espécies para os bosques de *Q. rotundifolia*. Apesar de não ser suficiente para determinar a riqueza total de espécies, denota-se uma clara aproximação à assíntota, principalmente no caso dos bosques de *Q. faginea*, o que está de acordo com o estimador por Chao2, que estima apenas mais 24 espécies para estes bosques (259).

Diversidade e equitabilidade

Tabela 4.12 – Índices de diversidade em cada fragmento de bosque e para o total dos quatro fragmentos dos dois habitats estudados. (abundância)

Tipo de bosque /fragmento	Nº de carpóforos	Riqueza de espécies	Fisher's α	Shannon (H')	Simpson (1/D)
<i>Q. faginea</i>	1093	141	43,09	3,94	23,82
Qf1	180	41	16,58	3,15	11,37
Qf2	294	63	24,6	3,54	22,39
Qf3	299	32	9,08	2,84	12,81
Qf4	320	54	18,62	3,16	12,35
<i>Q. rotundifolia</i>	988	124	37,47	3,83	20
Qr1	168	44	19,4	3,31	15,32
Qr2	363	42	12,28	2,83	9,43
Qr3	158	31	11,53	2,69	8,26
Qr4	299	61	23,18	3,56	20,86

Os 3 Índices de diversidade calculados (Tabela 4.12) coincidem na indicação dos fragmentos Qf2 e Qr4 como os fragmentos de maior diversidade de cada um dos bosques estudados. Verifica-se apenas uma ligeira discordância entre os índices, relativamente à sobrevalorização atribuída pelo índice de dominância de Simpson no fragmento Qf3, relativamente aos outros dois índices. Este valor traduz a dominância compartilhada por um grupo relativamente alargado de espécies na comunidade (*Armillaria mellea*, *Mycena alba*, *Inocybe bongardii*, *Collybia cookei*, *Omphalotus olearius*, *Russula acrifolia*, *Setulipes androsaceus* e *Armillaria tabescens*, por ordem de crescente de abundância). Os diferentes índices também são coincidentes a atribuir uma maior diversidade aos bosques de *Quercus faginea* do que aos de *Quercus rotundifolia*.

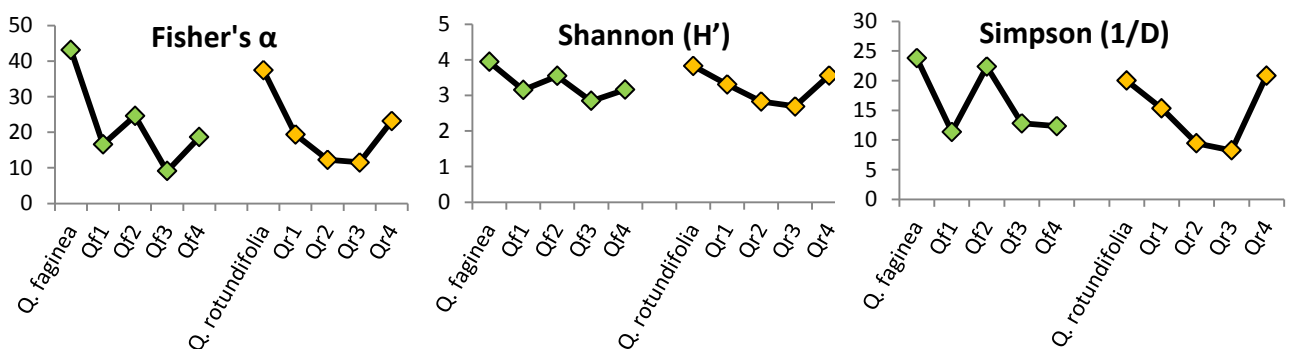


Figura 4.11 – Índices de diversidade por fragmento e por tipo de bosque

Diversidade β - Complementaridade e similaridade das comunidades de macrofungos

Nas parcelas permanentes dos bosques de *Q. faginea* foram registadas 141 espécies de macrofungos, das quais 105 foram encontradas exclusivamente em um fragmento de bosque, 25 são partilhadas por dois fragmentos, 9 são partilhadas por três fragmentos e apenas 2 são comuns a todos os fragmentos. (Fig.4.12)

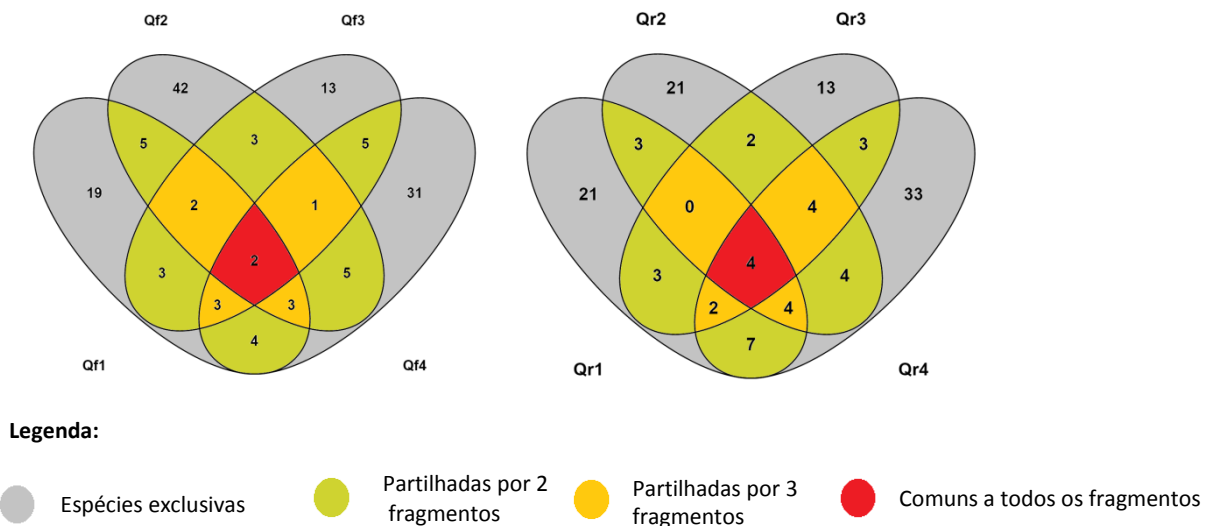


Fig. 4.12 - Diagramas de Venn com as espécies exclusivas e compartilhadas por cada fragmento nos dois tipos de bosque

A análise da diversidade β entre fragmentos é importante para verificar se existe uma grande variabilidade nos dados entre fragmentos de modo a procurar perceber as suas causas. Por outro lado, é a forma de tentar perceber se a quantidade de fragmentos amostrados é suficiente para uma determinação da diversidade presente nestes tipos de bosque ou se existem fragmentos redundantes para o objectivo do estudo. Nos bosques de *Q. rotundifolia* das 124 espécies registadas nas parcelas permanentes, 88 são exclusivas de um fragmento, 22 partilhadas por dois fragmentos, 10 partilhadas por três fragmentos e apenas 4 são partilhadas pelos quatro fragmentos estudados. Foi encontrada uma elevada percentagem de espécies exclusivas de apenas um fragmento (75 e 71%, respectivamente para os bosques de *Q. faginea* e *Q. rotundifolia*), o que poderá significar que o desenho de amostragem poderá não ser o mais indicado. Como estes bosques nativos apresentam uma grande variedade de microhabitats o estabelecimento de um maior número de parcelas com menor área poderia ser mais representativo da diversidade do fragmento de bosque mantendo a área total amostrada. Constatamos também que em todos os fragmentos de bosque foram encontradas espécies exclusivamente observadas aí, pelo que apesar de alguns apresentarem uma riqueza de espécies bastante inferior a outros, não podemos considerar que haja fragmentos

redundantes. Pelo contrário consideramos que seria necessário estudar um maior número de fragmentos para poermos determinar a real diversidade destes bosques.

Na Tabela 4.13 são apresentados os índices de similaridade de Sørensen, baseado na presença-ausência das espécies e de Bray-Curtis, baseado na abundância de esporocarpos.

Tabela 4.13 – Índices de similaridade de Sørensen e Bray-Curtis entre fragmentos o mesmo tipo de bosque (A – *Q. faginea*; B – *Q. rotundifolia*)

		A				B			
		Qf1	Qf2	Qf3	Qf4	Qf1	Qf2	Qf3	Qf4
Sørensen	Qf1		0,17	0,33	0,29		0,19	0,17	0,24
	Qf2	0,23		0,21	0,20	0,26		0,32	0,27
	Qf3	0,27	0,17		0,46	0,24	0,27		0,34
	Qf4	0,25	0,19	0,26		0,32	0,31	0,28	
		Bray-Curtis				Bray-Curtis			

Quando é tido em conta a incidência das espécies (Índice de Sørensen) os bosques de *Q. rotundifolia* são na generalidade mais similares entre si, já que 11,3% das espécies são partilhadas por mais que dois fragmentos. Nos bosques de *Q. faginea* são apenas 7,8%. Quando é tida em conta a abundância dos esporocarpos, a similaridade entre fragmentos já é mais equilibrada entre os dois habitats. Como o Índice de Bray-Curtis é menos influenciado pelas espécies raras, o elevado número de espécies encontradas nas parcelas de *Q. faginea* com apenas com um esporocarpo não têm tanta influência na dissemelhança entre fragmentos.

Na tabela 4.14 são apresentados os índices de similaridade entre os dois tipos de bosque.

Tabela 4.14– Índices de similaridade entre os dois tipos de bosque

	Riqueza sp.	Espécies partilhadas	Complementaridade	Sorensen	Bray-Curtis
<i>Q.faginea</i>	141	47	0,78	0,355	0,277
<i>Q.rotundifolia</i>	124				

A complementaridade entre as duas comunidades está cerca dos 80%, ou seja, apenas cerca de 1/5 das espécies encontradas é comum às duas comunidades (Figura 4.13).



Figuras 4.13 – Diagrama de Venn da complementaridade das comunidades de macrofungos dos bosques de *Q.faginea* (a verde) e de *Q.rotundifolia* (a amarelo). No centro, as espécies partilhadas pelas dois tipo de bosque

Parte III – Caracterização ambiental

Comunidades de plantas vasculares

Os oito fragmentos de bosque foram comparados utilizando as espécies de macrofungos e de plantas como variáveis. As análises classificativas (Fig. 4.14) permitiram verificar que as comunidades de macrofungos e de plantas vasculares associadas a cada tipo de bosque estão bem definidas e colocadas em clusters diferentes. As diferenças encontradas entre mico e fitocenoses referem-se ao grau de afinidade entre alguns fragmentos do mesmo tipo de bosque. As comunidades aparentam estar estruturadas pela presença da árvore dominante, na linha do que já se verificou em vários outros estudos (Zhou & Hyde 2001, Buee *et al.* 2011; Gómez-Hernández & Williams-Linera 2011; O’Hanlon & Harrington 2012a, 2012b, Angelini *et al.* 2014). Verificamos que as fitocenoses são bastante mais similares entre si do que as micocenoses. No entanto, tendo em conta que as estimativas de Chao2 indicam uma percentagem das espécies estimadas que foram encontradas de 54 % e 43 %, respectivamente para *Q.faginea* e *Q. rotundifolia*, *será de esperar uma* a eventual aproximação progressiva entre micocenoses, à medida que se forem acumulando anos de amostragem.

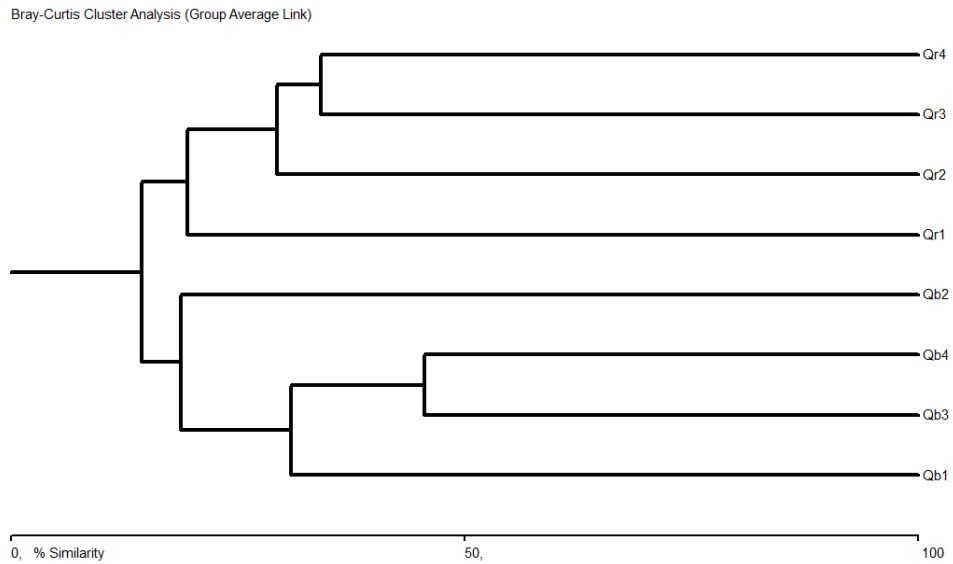


Figura 4.14 – Análise cluster das micocenoses

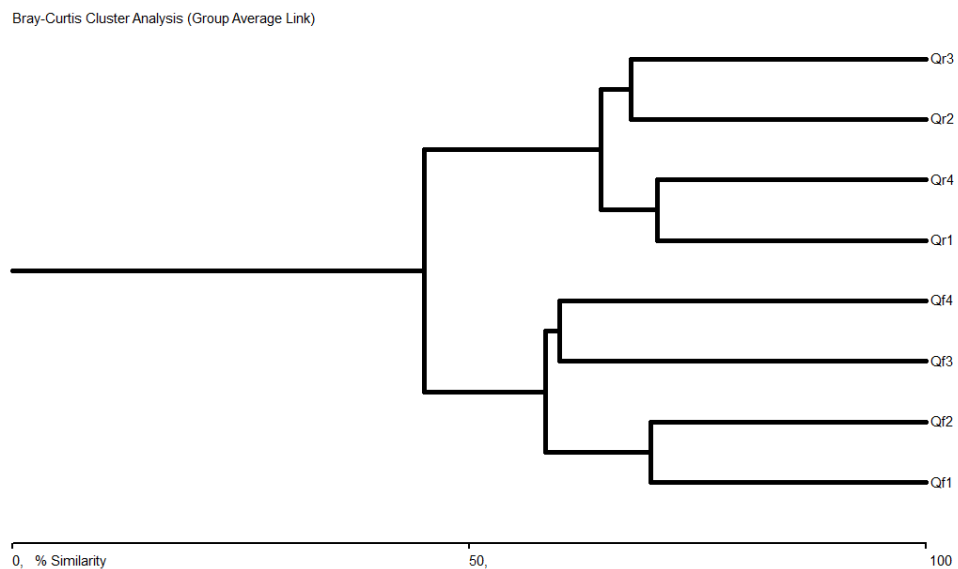


Figura 4.15 – Análise cluster das fitocenoses

Nas análises da influência da precipitação e da temperatura

Nos bosques de *Q. faginea* encontramos correlações significativas entre a precipitação acumulada de 30 dias e a produção de carpóforos, quer quando consideradas todas as espécies observadas que quando consideradas apenas as espécies saprófitas (Figura 4.16). As espécies micorrízicas não tiveram correlações significativas com nenhum dos parâmetros

considerados.

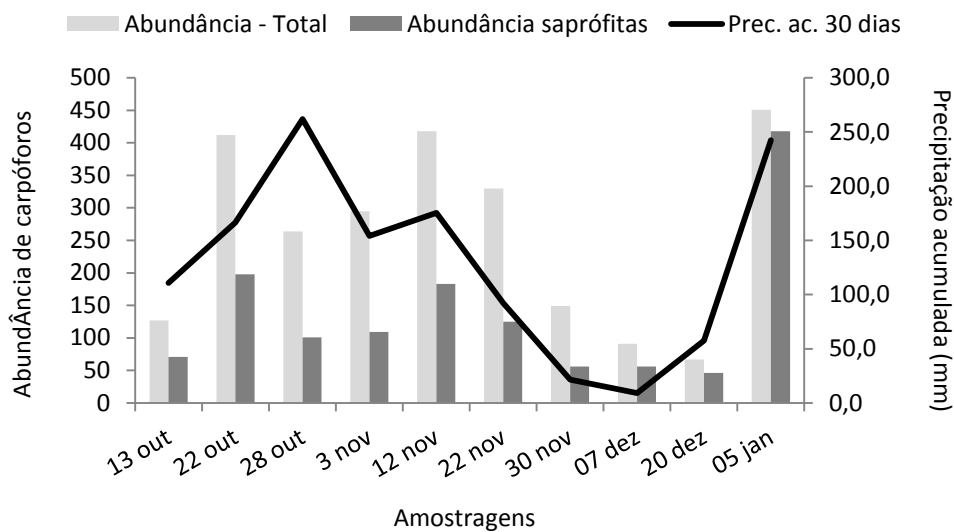


Figura 4.16 - Relação do número de esporocarpos de todas as espécies e apenas das espécies saprófitas, com a precipitação acumulada em 30 dias nos bosques de *Quercus faginea*

Nos bosques de *Q. rotundifolia* encontramos correlações entre as médias das temperaturas máximas de 10 e de 30 dias e a riqueza de espécies, quer considerando todos os grupos, quer apenas as espécies saprófitas (Figura 4.17). A precipitação acumulada de 30 dias também se correlacionou significativamente com a abundâncias de esporocarpos de espécies saprófitas.

Em ambos os habitats o mês de maior frutificação é o mês de novembro, o que está de acordo com outros estudos em áreas mediterrânicas (e.g. De Dominicis 1983, Perini *et al.* 1996). Também em ambos os tipos de bosque os macrofungos sapróbios apresentam quase sempre correlações superiores com os parâmetros estudados relativamente aos macrofungos micorrízicos. Em termos ecológicos, a irregularidade da frutificação das espécies saprófitas poderá reflectir uma resposta mais rápida destas espécies às variações de disponibilidade dos substratos favoráveis para o seu desenvolvimento (Vogt *et al.*, 1992). A colonização preferencial dos horizontes mais superficiais (ricos em matéria orgânica), pelas espécies saprófitas também poderá explicar a resposta mais rápida aos eventos climáticos, comparativamente as espécies micorrízicas (Richard & Selosse, 2006).

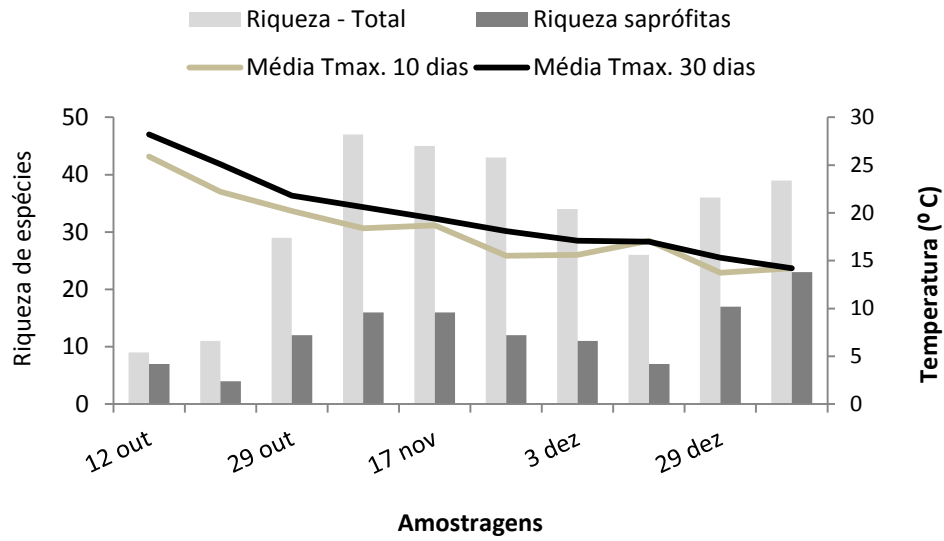


Figura 4.17 - Relação da riqueza de todas as espécies e das espécies saprófitas, com as médias da temperatura máxima de 10 dias e de 30 dias nos bosques de *Quercus rotundifolia*.

Caracterização ambiental das parcelas de estudo

A caracterização ambiental das parcelas permanentes é apresentada na tabela XX com base nos inventários florísticos, análises de solo e caracterização geográfica.

Tabela 4.15 – Caracterização ambiental das parcelas permanentes

	Parcelas de <i>Quercus faginea</i> subsp. <i>broteroi</i>																				
	Qf1.1	Qf1.2	Qf1.3	Qf1.4	Qf1.5	Qf2.1	Qf2.2	Qf2.3	Qf2.4	Qf2.5	Qf3.1	Qf3.2	Qf3.3	Qf3.4	Qf3.5	Qf4.1	Qf4.2	Qf4.3	Qf4.4	Qf4.5	
Altitude (m)	250	250	250	250	250	280	280	280	280	280	310	310	310	310	310	290	290	290	290	290	290
Orientação	NW	NW	NW	NW	NW	S	S	S	S	S	SW	SW	SW	SW	SW	N	N	N	N	N	N
Dominância (1/D)	71,18	51,08	31,52	86,26	89,48	29,40	115,1	36,12	26,10	73	43,05	15,69	15,73	17,75	14,58	17,33	32,5	14,33	14,67	20,68	
Diversidade (H')	3,28	3,18	2,99	3,38	3,10	2,92	3,02	2,88	2,74	2,91	2,63	2,41	2,43	2,52	2,37	2,56	2,65	2,47	2,45	2,76	
Equitabilidade (J')	0,92	0,88	0,87	0,89	0,87	0,87	0,87	0,86	0,86	0,87	0,83	0,79	0,83	0,83	0,819	0,82	0,85	0,79	0,80	0,82	
DAP médio	85,0	71,3	84,7	58,6	105,3	52,6	135,0	81,5	74,8	98,0	33,7	38,8	53,3	43,9	42,3	47,6	52,3	43,8	38,8	34,0	
DAP máximo	142	87	118	81	138	67	148	97	89	113	63	80	82	58	62	83	74	78	58	42	
C arb. (%)	65	75	50	75	50	80	80	90	80	80	20	60	85	85	90	80	80	90	90	50	
C arbs (%)	30	40	50	50	15	90	30	70	50	35	50	40	40	60	55	25	20	30	40	45	
C musc (%)	10	10	15	10	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	5	5	2,5	5	10	
Cob Solo (%)	100	70	85	85	95	100	90	100	100	100	80	90	80	90	80	100	90	95	90	90	
pH	6,4	6,2	6	6,2	6,5	6,2	6,4	6,7	6,6	6,5	7,3	7,5	7,6	7,5	7,5	6,9	7,1	7,2	7,5	7,9	
CE	47	52	58	52	47	30	46	62	61	61	96	96	97	96	96	56	80	104	127	150	

	Parcelas de <i>Quercus rotundifolia</i>																				
	Qr1.1	Qr1.2	Qr1.3	Qr1.4	Qr1.5	Qr2.1	Qr2.2	Qr2.3	Qr2.4	Qr2.5	Qr3.1	Qr3.2	Qr3.3	Qr3.4	Qr3.5	Qr4.1	Qr4.2	Qr4.3	Qr4.4	Qr4.5	
Altitude (m)	370	370	370	370	370	410	410	410	410	410	400	400	400	400	400	360	360	360	360	360	360
Orientação	W	W	W	W	W	NW	NW	NW	NW	NW	SW	SW	SW	SW	SW	W	W	W	W	W	W
Dominância (1/D)	77,6	171,0	41,1	108,8	250,1	24,2	23,7	19,3	33,4	43,8	56,2	120,0	111,5	181,1	522,9	52,9	42,5	309,2	51,7	162,2	
Diversidade (H')	3,2	3,1	3,0	3,0	3,1	2,9	2,8	2,7	3,1	3,1	3,0	3,1	3,2	3,1	3,3	3,2	3,0	3,1	3,0	3,2	
Equitabilidade (J')	0,89	0,88	0,87	0,89	0,90	0,85	0,89	0,86	0,86	0,86	0,85	0,88	0,88	0,90	0,89	0,89	0,87	0,91	0,88	0,89	
DAP médio	175,0	73,0	49,5	105,0	138,0	51,0	47,7	40,0	84,3	43,3	35,8	48,4	44,5	53,6	31,4	40,3	68,0	23,0	41,7	32	
DAP máximo	185	125	113	173	145	88	82	56	110	103	93	108	58	99	50	48	74	25	66	54	
C arb. (%)	70	15	60	75	45	80	90	75	85	95	50	50	60	50	20	95	55	30	80	75	
C arbs (%)	35	60	45	40	40	60	50	60	70	50	50	50	45	60	65	50	80	80	60	70	
C musc (%)	30	30	40	10	50	95	90	95	70	40	20	50	40	10	20	40	80	80	30	30	
Cob Solo (%)	95	70	60	75	45	75	80	80	80	60	45	45	40	60	50	70	85	70	60	50	
pH	6,5	6,6	6,6	6,6	6,6	6,9	7	7,1	6,6	6	6,6	6,6	6,5	6,6	6,7	6,4	6,5	6,6	6,7	6,9	
CE	55	45	35	47	59	135	105	75	55	36	44	48	52	41	30	114	78	43	52	60	

Influência de variáveis ambientais na composição das espécies

As análises CCA para cálculo das contribuições dos conjuntos de preditores para a variabilidade dos dados determinaram um valor de inércia total de 10.962 (Tabela 4.16)

Tabela 4.16 – Análise CCA da contribuição dos preditores ambientais e espaciais para o total da variabilidade da distribuição das espécies de macrofungos

Análise CCA	Soma dos valores próprios canónicos	Inércia total	% variabilidade explicada	P
Ambientais + Espaciais (A + B + C)	3,691		33,67%	0,002*
Ambientais puras - Espaciais como covariável (A)	1,967	10.962	17,94%	0,078
Total das ambientais (A + B)	2,876		26,24%	0,002*
Espaciais puras - Ambientais como covariável (C)	0,815		7,43%	0,29

Na primeira análise CCA determinou-se o total da variabilidade dos dados (33,67%) que é repartida por variáveis ambientais e/ou espaciais (A + B + C). Na segunda análise verificou-se que, 17,94% são explicados exclusivamente pelas variáveis ambientais puras (A). Na terceira análise foi determinada a variabilidade total que pode ser explicada pelas variáveis ambientais (A + B). Sabendo que A + B = 26,24% e que A = 17,94%, inferimos que a percentagem da variabilidade explicada pela estrutura espacial dos dados das espécies que é compartilhada pelos dados ambientais (B) = 8,3%. Sabendo que o total da variabilidade explicada pelo modelo (A + B + C) é 3,67% e que A + B = 26,24%, determinaram-se padrões espaciais puros dos dados das espécies (C = 7,43%). Na Fig.XX, o círculo grande representa a variabilidade total dos dados. Tota a variabilidade que está fora dos círculos A e B (66,33%) é a fracção da variabilidade que não é explicada pelo modelo (D). Nas última análise CCA, para confirmar a pouca variabilidade explicada pelas variáveis espaciais puras (7,43%), fez-se o mesmo tratamento usando as variáveis ambientais como covariáveis. Foi confirmado o resultado.



Fig.4.18 – Diagrama de Venn da contribuição dos preditores para a variabilidade dos dados de distribuição e frutificação das espécies de macrofungos

Os testes de *Monte Carlo* aplicados nas análises CCA, determinaram que a variabilidade total explicada pelo modelo (A + B + C), assim como a variabilidade total explicada pelas variáveis ambientais (A + B) são significativas. No entanto, quando analisadas as contribuições dos preditores ambientais e espaciais separadamente (A e C) ou apenas a variabilidade que é estruturada espacialmente, estas não se revelaram significativas.

Na última fase do processo de partição da variabilidade procurámos determinar quais os grupos de variáveis estabelecidos, que mais contribuíram para a variabilidade e qual foi a sua contribuição respectiva. A variabilidade explicada pelas variáveis ambientais (A + B) é significativa (26,24%), mas apesar da intercepção das variáveis espaciais (B) ser elevada (8,3%), decidiu-se não utilizar, nesta análise, as variáveis espaciais como covariável porque se revelaram não significativas. Procurámos, portanto, nesta última fase, determinar o peso de cada grupo para os 26,4% da variabilidade explicada pelas variáveis ambientais. A Tabela mostra os resultados das análises CCA, com a significância de cada preditor.

Tabela 4.17 – Análise CCA da contribuição dos grupos de variáveis ambientais para o total da variabilidade da distribuição das espécies de macrofungos

Análise CCA	Soma dos valores próprios canónicos	Inércia total	% variabilidade explicada	P
Exposição/Altitude (com covariáveis)	1,376	10.962	12,55%	0,002*
Diversidade e cobertura (com covariáveis)	0,848		7,74%	0,2
pH (com covariáveis)	0,257		2,34%	0,508
Diversidade e cobertura (com pH covariável)	1,111		10,14%	0,002*
pH (sem covariáveis)	0,389		3,55%	0,01*

As únicas variáveis cuja contribuição é significativa quando é retirado o efeito das restantes variáveis incluídas no modelo, são as de *Exposição e Altitude*, sendo responsáveis por cerca de metade da variabilidade dos dados que pode ser explicada pelas variáveis ambientais (12,55%). A contribuição do grupo *diversidade e cobertura de plantas* quando analisado com covariáveis, explica 7,74% mas só se torna significativa quando inclui o efeito do grupo *Exposição e Altitude*, explicando assim 10,14 da variabilidade. Já o pH apenas é significativo quando analisado sem covariáveis (3,55%), já que retirando o efeito da exposição/altitude e da diversidade/cobertura de plantas, apenas explica 2,34%. As contribuições dos diferentes preditores podem ser analisadas graficamente na Figura XX.

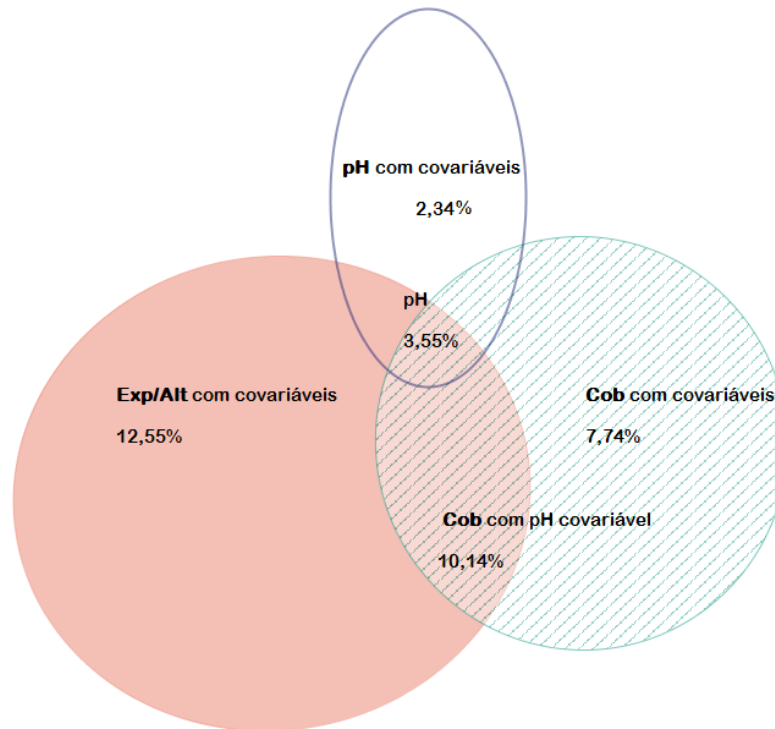


Figura 4.19 - Diagrama de Venn da contribuição dos grupos de variáveis ambientais para o total da variabilidade da distribuição e frutificação das espécies de macrofungos

Apesar da maior parte da variabilidade registada não ter sido significativamente explicada, a análise de partição revelou que o conjunto dos preditores ambientais e espaciais considerados explicam um terço de toda a variabilidade dos dados de distribuição e frequência da frutificação de esporocarpos. Verificou-se que as variáveis ambientais apresentaram maior importância na explicação da variabilidade do que as variáveis espaciais.

Outros factores não estudados terão contribuído de uma forma mais decisiva para a variabilidade dos dados, entre os quais, parâmetros micro-químicos do solo, eventuais diferenças meteorológicas entre os fragmentos de bosque, a história da intervenção florestal, a proximidade aos fragmentos mais próximos e interações biológicas com animais. Em virtude de não nos ter sido possível quantificar exactamente o tempo passado desde a última intervenção florestal, esta variável de elevada importância não foi tida em conta na análise da influência das variáveis ambientais.

5. Conclusões

Conclusões

Um estudo realizado em apenas uma época (incompleta) de frutificação não é suficiente para caracterizar as comunidades de macrofungos, nomeadamente em ecossistemas florestais. Há evidências de que períodos de cinco, ou até mais, podem não ser suficientes para uma caracterização completa das comunidades de macrofungos. Por isso, no âmbito e no período temporal da tese de mestrado, o objectivo do trabalho desenvolvido foi o de realizar uma caracterização preliminar das comunidades de macrofungos em ecossistemas nativos com elevado valor de conservação e cuja flora micológica é muito pouco conhecida. Pretendeu-se ainda estabelecer comparações entre os vários fragmentos de bosque escolhidos como locais de estudo e relacionar os resultados obtidos com os de outras comunidades equivalentes.

Os resultados do trabalho desenvolvido permitem elaborar algumas conclusões que consideramos fundamental assinalar:

(i) A elevada diversidade e riqueza de espécies com interesse conservacionista confirma a importância dos ecossistemas florestais mediterrânicos nativos do ponto de vista micológico;

(ii) os carvalhais e azinhais nativos do maciço de Sicó-Alvaiázere têm uma micodiversidade única no contexto português, que deverá ser melhor estudada e preservada;

(iii) a riqueza específica encontrada num estudo de apenas 3 meses, comparativamente aos estudos realizados noutros ecossistemas florestais em Portugal acentua a urgência da criação de condições para que as comunidades fúngicas sejam melhor estudadas pela comunidade científica.

(iv) Os resultados obtidos mostram que, embora bastante fragmentados, os bosques nativos do maciço de Sicó-Alvaiázere são importantes também para a conservação dos macrofungos na medida em que fornecem habitats raros e sustentam comunidades fúngicas características;

(v) A forte congruência nos padrões de similaridade entre as comunidades de plantas e macrofungos acentua a importância de unir esforços para que a conservação dos macrofungos deva ser dirigida para a protecção de uma rede complementar de habitats,

Bibliografia

Bibliografia

- ALFA, 2004. Fichas dos habitats do Plano Sectorial da Rede Natura 2000. ICN, Lisboa.
- Ambrosio E, Salerni E, D'Aguanno M, Leonardi P, Pecoraro L, Perini C, 2011. Studio delle comunità macromicetiche associate a querceti vetusti nel Parco del Cilento e Vallo di Diano: primi risultati. *Micologia Italiana* anno XL, n. 3, dicembre 2011
- Anderson MJ, 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* (2001) 26, 32–46
- Anderson, MJ et al. 2011. Navigating the multiple meanings of beta diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters* 14: 19-28.
- Angelini P, Bistocchi G, Arcangeli A, Bricchi E and Venanzoni R, 2015. Diversity and Ecological Distribution of Macrofungi in a Site of Community Importance of Umbria (Central Italy). *The Open Ecology Journal*, 2015, 8, 1-8
- Anónimo, 1999. Listagem Preliminar dos Fungos Agaricoides de Portugal. Centro de Micologia da Universidade de Lisboa. Não publicado.
- Arnolds E, Jansen E, 1992. New evidence for changes in the macromycete flora of the Netherlands. *Nova Hedwigia* 55: 325e351.
- Arnolds E, 1992. The analysis and classification of fungal communities with special reference to macrofungi. Pp. 7–47. In W. Winterhoff (ed.), *Fungi in Vegetation Science*. Kluwer Academic, Dordrecht, The Netherlands.
- Ayer F, Zingg A, Peter M, Egli S, 2006. Effets de la densité des tiges des pessières de substitution sur la diversité et la productivité des 86 S. Egli macromycètes d'une forêt du Plateau suisse. *Rev for fr* LVIII 5:433–448
- Azul AM, Castro P, Sousa JP, 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* L. - a case study from South Portugal. *Canadian Journal of Forest Research*. 39, 12, 2404-2417.
- Baptista P, 2007. Macrofungos associados à cultura de castanheiro: aspectos da sua biodiversidade e da interação de *Pisolithus tinctorius* e *Hypholoma fasciculare* com raízes de *Castanea sativa* Mill. Tese de Doutoramento – Ciências. Escola de Ciências, Departamento de Biologia. Universidade do Minho

Bibliografia

- Baptista P, Martins A, Tavares RM & Lino-Neto T, 2010. Diversity and fruiting pattern of macrofungi associated with chestnut (*Castanea sativa*) in the Trás-os-Montes region (northeast Portugal). *Fungal Ecology*, 3: 9-19.
- Barrento MJ, Ramos AP, Azevedo Gomes A, Machado H, 2013. Recursos micológicos do montado de sobro. 7^o Congresso Florestal Nacional “Florestas – Conhecimento e Inovação”.
- Basso MT, 1999. *Lactarius Pers. Fungi Europaei*, vol. 7. – 845 p. Alassio.
- Bingre P, Damasceno P, 2007. Biologia e ecologia das florestas de Carvalho-português. In *Árvores e Florestas de Portugal. Os Carvalhais – Um património a conservar*. Ed. Público
- Blanco Castro E et al. (19 autores), 2005. *Los bosques ibéricos: Una interpretación geobotánica*. 4^a ed. rev. Barcelona: Planeta, 2005.
- Borcard D, Legendre, P & Drapeau P, 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. – *Ecology* 73: 1045-1055.
- Branco S, 2003. *Macrofungos no Parque natural de Montesinho. Estudo preliminar de inventariação e caracterização*. Instituto da Conservação da Natureza.
- Breitenbach J & Kränzlin F, 1981–2000. *Champignon de Suisse/Fungi of Switzerland 1-5*. Mykologia, Lucerne.
- Buee M, Maurice JP, Zeller B, Andrianarisoa S, Ranger J, Courtecuisse R, Marçais B & Le Tacon F, 2011. Influence of tree species on richness and diversity of epigeous fungal communities in a French temperate forest stand. *Fungal Ecology*, 4, 22-31.
- Calado M, Louro R, Santos-Silva C, 2009. Influence of diferente management practices in the macrofungal communities of a cork oak stand after an extended drought period, in southern Portugal. *Bol Soc Micol Madrid* 33:237–253
- Callegari-jacques, SM. *Bioestatística: princípios e aplicações*. Porto Alegre:Artemed, 2003. 255p.
- Candusso M. 1997. *Fungi Europaei*. 6. *Hygrophorus s.l.* Libreria Basso, Alassio.
- Capelo J, 2003. *Conceitos e métodos da Fitossociologia. Formulação contemporânea e métodos numéricos de análise da vegetação*. Estação Florestal Nacional, Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais, Oeiras.

- Castro EB, González MAC, Tenório MC, Bombín RE, Antón MG, Fuster MG, Manzanque AG, Manzanque FG, Saiz AM, Juaristi M, Pajares P R & Ollero HS, 2005. Los Bosques Ibéricos. Uma interpretação geobotânica. Editorial Planeta, S.A. Barcelona (Espana).
- Castroviejo S (coord. gen.), 1986-2012. Flora iberica 1-8, 10-15, 17-18, 21. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid. <http://www.floraiberica.org/>. Acedido pela última vez em 22 de Outubro de 2014.
- Castellano MA, Cázares E, Fondrick B, and Dreisbach T, 2003. Handbook to additional Fungal Species of Special Concern in the Northwest Forest Plan United States Department Of Agriculture Forest Service Pacific Northwest Research Station General Technical Report PNW-GTR-572 (2003). pps M11-13.
- Chao A, 2005. Species richness estimation, Pages 7909-7916 in N. Balakrishnan, C. B. Read, and B. Vidakovic, eds. Encyclopedia of Statistical Sciences. New York, Wiley.
- Chazdon RL, Colwell RK, Denslow JS, & Guariguata MR, 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of NE Costa Rica. Pp. 285-309 in F. Dallmeier and J. A. Comiskey, eds. Forest biodiversity research, monitoring and modeling: Conceptual background and Old World case studies. Parthenon Publishing, Paris.
- Claridge AW, Cork SJ and Trappe JM, 2000. Diversity and habitat relationships of hypogeous fungi. I. Study design, sampling techniques and general survey results. Biodiversity and Conservation 9:151–173.
- Clarke, KR, Warwick RM, 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth, 172pp.
- Colwell RK, Coddington JA, 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Philosophical Transactions: Biological Sciences of the Royal Society London, B 345:101–118.
- Colwell RK, 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Costa JC, Aguiar C, Capelo J, Lousã M, Neto C, 1998. Biogeografia de Portugal Continental. Quercetea. p. 5-56, vol.0. Associação Lusitana de Fitossociologia (ALFA). Bragança
- COSTA JC, ESPÍRITO-SANTO MD, LOUSÃ M, RODRIGUEZ GONZÁLEZ P, CAPELO J & ARSÉNIO P (2002) - Flora e Vegetação do Divisório Português. Excursão Geobotânica ao Costeiro Português, Olissiponense e Sintrano. Actas do VIII Simpósio da Associação Ibero-Macaronésica de Jardins Botânicos. "Jardins Botânicos: que perspectiva para o futuro?": 249-340.

- Courtecuisse R, Duhem B. 1994. Guide des champignons de France et d'Europe. Delachaux and Niestlé, Lausanne.
- Coutinho AXP, 1939. Flora de Portugal (Plantas Vasculares). 2ª Edição. Bertrand (Irmãos) Lda, Lisboa, 519pp.
- Crabtree CD, Keller HW, Ely JS, 2010. Macrofungi associated with vegetation and soils at Ha Ha Tonka State Park, Missouri. *Mycologia*, 102(6): 1229-1239.
- Cunha L, 2003. "Maciço de Sicó. Valorização dos recursos naturais e criação de emprego a nível local". In CAETANO, Lucília (coord.) – Territórios, do global ao local e trajetórias de desenvolvimento. CEGC, Coimbra, pp. 185-198.
- Cunha L, Dimuccio L, e Aubry T, 2014. Património cársico no Centro de Portugal. O caso do Maciço de Sicó. Actas do I Encontro luso-brasileiro de Património Geomorfológico e Geoconservação, Coimbra, pp. 27-34.
- Dahlberg A, Genney DR, Heilmann-Clausen J, 2010. Developing a comprehensive strategy for fungal conservation in Europe: current status and future needs. *Fungal Ecology* 3: 50e64.
- Dahlberg A, Mueller GM, 2011. Applying IUCN red-listing criteria for assessing and reporting on the conservation status of fungal species. *Fungal Ecology* 4: 147e162.
- Dighton J, White JF, Oudemans P, 2005. *The Fungal Community Its Organization and Role in the Ecosystem*, Third Edition Edited by, CRC Press
- Dornelas M, Magurran AE, Buckland ST, Chao A, Chazdon RL, Colwell RK, Curtis T, Gaston KJ, Gotelli NJ, Kosnik MA, McGill B, McCune JL, Morlon H, Mumby PJ, Ovreås L, Stoeny A, Vellend M, 2013. Quantifying temporal change in biodiversity: challenges and opportunities. *Proc. R. Soc. B* 2013 280 20121931; DOI: 10.1098/rspb.2012.1931.
- Durall D, Jones M & Lewis K, 2005. Effects of Forest Management on Fungal Communities. In *The Fungal Community Its Organization and Role in the Ecosystem*, Third Edition Edited by John Dighton, James F. White, and Peter Oudemans. CRC Press 2005
- Edman M, Gustafsson M, Stenlid J & Ericson L, 2004. Abundance and viability of fungal spores along a forestry gradient - responses to habitat loss and isolation? *Oikos* 104: 35–42.
- Egli S, Peter M, Buser C, Stahel W, Ayer F, 2006. Mushroom picking does not impair future harvests—results of a long-term study in Switzerland. *Biol. Conserv.* 129 (2), 271–276.

- Espírito-Santo D, Lousã M, Ribeiro S, Castro Antunes J, Aguiar C, Costa JC e Rego F, 2005. Diversidade das Formações de *Quercus rotundifolia* em Portugal. "5º Congresso Florestal Nacional - A floresta e as gentes". Viseu, Portugal.
 - Eveling DW, Wilson RN, Gillespie ES, Bataille A, 1990. Environmental effects on sporocarp counts over fourteen years in a forest area. *Mycol. Res.* 94: 998–1002.
 - Feest A, 1999. A practical methodology for surveying the macrofungus flora (Agarics, Boletes and Gasteromycetes) of a site for conservation. *J Pract Ecol Conserv* 3:23–32
 - FÉRNANDEZ-TOIRAN LM, AGREDA T, OLANO JM, 2006. Stand age and sampling year effect on the fungal fruit body community in *Pinus pinaster* forests in central Spain. – *Canadian Journal of Botany* 84: 1249–1258.
 - Ferrer A, Gilbert GS, 2003. Effect of tree host species on fungal community composition in a tropical rain forest in Panama. *Divers. Distrib.* 9(6): 455–468. doi:10.1046/j.1472-4642.
 - Ferris R, Peace AJ, Newton AC, 2000. Macro fungal communities of low land Scots pine and Norway spruce plantations in England: relationships with site factors and stand structure. *Forest Ecology and Management* 131: 255e267.
 - Frutuoso A, 2007. Diversidade de Macrofungos em Sobreiral serrano do sul de Portugal: sua relação com a gestão florestal. Tese de Mestrado em Gestão e Conservação da Natureza. Faculdade de Ciências do Mar e Ambiente – Universidade do Algarve
 - Gabel AC, Gabel ML, 2007. Comparison of diversity of macrofungi and vascular plants at seven sites in the Black Hills of South Dakota. *Am Midl Nat* 157:258–296
- Gama A, 2004. Quantificação da diversidade de macrofungos em alguns habitats da Serra do Açor – Relatório Preliminar.
- Gange AC, Gange EG, Mohammed AB, Boddy L, 2011. Host shifts in fungi caused by climate change? *Fungal Ecology* 4: 184e190.
 - Gómez-Hernández M, Williams-Linera G. 2011. Diversity of macromycetes determined by tree species, vegetation structure, and microenvironment in tropical cloud forests in Veracruz, Mexico. *Botany* 89: 203–216.
 - Gómez-Hernández M, Williams-Linera G, Guevara R, Lodge DJ, 2012. Patterns of macromycete community assemblage along an elevation gradient: options for fungal gradient and metacommunity analyses. *Biodivers Conserv* (2012)

- Gotelli NJ and Colwell RK, 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379–391.
- Gotelli Nicholas J, Chao Anne, 2013. Measuring and Estimating Species Richness, Species Diversity, and Biotic Similarity from Sampling Data. In: Levin S.A. (ed.) *Encyclopedia of Biodiversity*, second edition, Volume 5, pp. 195-211. Waltham, MA: Academic Press.
- Hallenberg N , Küffer N, 2001. Long-distance spore dispersal in wood-inhabiting Basidiomycetes. *Nordic Journal of Botany* 21: 431–436.
- Halme P, Kotiaho JS, 2012. The importance of timing and number of surveys in fungal biodiversity research. *Biodiversity and Conservation* 21: 205e219.
- Halme P, Heilmann-Clausen J, Rämä T, Kosonen T, Kunttu P, 2012. Monitoring fungal biodiversity e towards an integrated approach, *Fungal Ecology*, Volume 5, Issue 6
- Hawksworth DL, 1991. The fungal dimension of biodiversity: magnitude, significance, and conservation. *Mycol Res* 95: 641–655.
- Hawksworth DL, 2001. The magnitude of fungal diversity: the 1.5 million species estimate revisited. *Mycological Research*, 105, 1422–1432..
- Hawksworth DL, Mueller GM 2005. Fungal Communities: Their Diversity and Distribution. In *The Fungal Community Its Organization and Role in the Ecosystem*, Third Edition Edited by John Dighton , James F . White , and Peter Oudemans CRC Press 2005
- Heilmann-Clausen J, Barron ES, Boddy L, Dahlberg A, Griffith GW, Nordén J, Ovaskainen O, Perini C, Senn-Irlet B, Halme P, 2015. A fungal perspective on conservation biology. *Conservation Biology* 29: 61-68.
- Heilmann-Clausen J, Vesterholt J, 2008. Conservation: selection criteria and approaches. In: Boddy L, Frankland JC, van West P (eds), *Ecology of Saprotrophic Basidiomycetes*. Elsevier, Amsterdam, pp. 325e347.
- Henle K, Davies K, Kleyer M, Margules C, Settele J, 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207–251, 2004.
- Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54:187-211
- ICNF, 2000. Ficha do Sítio Sicó-Alvaiázere, Código PTCO45. Plano Sectorial da Rede Natura 2000.

- ICNF, 2013. IFN6 – Áreas dos usos do solo e das espécies florestais de Portugal continental. Resultados preliminares. [pdf], 34 pp, Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. Lisboa.
- ICNF, 2013b. Espécies arbóreas indígenas em Portugal continental – Guia de utilização. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, I. P.
- Index Fungorum <http://www.indexfungorum.org/Names/Names.asp>
- Kirk, P., P. Cannon, D. Minter, and J. Stalpers. 2008. Ainsworth and Bisby's Dictionary of the Fungi, 10th edition. CABI, Wallingford, UK.
- Krebs CJ, Carrier P, Boutin S, Boonstra R, Hofer E, 2008. Mushroom crops in relation to weather in the southwestern Yukon. *Botany* 86: 1497e1502.
- Kuyper TW, 1983. A revision of the genus *Inocybe* in Europe. I. Subgenus *inosperma* and the smooth spored species of subgenus *Inocybe*. Rijksherbarium, Leiden.
- Lagana A, Salerni E, Barluzzi C, Perini C, De-Dominicis V, 1999. Mycocoenological studies in Mediterranean forest ecosystems: Calcicolous deciduous oak woods of central-southern Tuscany Italy. *Czech Mycology* 52(1): 1-16
- Lagana` A, Loppi S, De Dominicis V, 1999b. Relationship between environmental factors and the proportions of fungal trophic groups in forest ecosystems of the central Mediterranean area. *Forest Ecology and Management* 124: 145e151.
- Lagana A, Angiolini C, Loppi S, Salerni E, Perini C, Barluzzi C, De Dominicis V, 2002a. Periodicity, fluctuations and successions of macrofungi in fir forests (*Abies alba* Miller) in Tuscany, Italy. *Forest Ecology and Management* 169: 187e202.
- Laganà A, Salerni E ; Barluzzi C, de Dominicis V & Perini C, 2002b. Fungi (Macromycetes) in various types of Mediterranean forests ecosystems (Tuscany, Italy). - *Polish Bot. J.* 47(2): 143–165.
- Legendre P, Borcard D, Peres-Neto PR. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, vol. 75, p. 435-450. <http://dx.doi.org/10.1890/05-0549>
- Largent D, Johnson D, Watling R, 1977. How to identify mushrooms to genus III: Microscopic Features. Mad River Press Inc., Eureka.

- Lodge DJ, Cantrell S, 1995. Diversity of litter agarics at Cuyabeno, Ecuador: calibrating sampling efforts in tropical rainforest. *Mycologist* 9:149–151.
- Lodge DJ, Ammirati JF, O’Dell TE, Mueller GM, 2004. Collecting and describing macrofungi. In *Biodiversity of Fungi, Inventory and Monitoring*, G.M.Mueller, G.F Bills and M.S. Foster, editors. Elsevier Academic Press, London
- Lopes C, 2001. A Flora e a Vegetação das Terras de Sicó. Tese de Doutoramento em Engenharia Agronómica. Instituto Superior de Agronomia . Universidade Técnica de Lisboa.
- 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, 2004. *Measuring Biological Diversity*. Wiley Publishing, Oxford.
- Magurran AE, McGill BJ, 2011. *Biological Diversity_ Frontiers in Measurement and Assessment* - Oxford University Press, USA (2011)
- Mao, C X, Colwell RK, Chang J, 2005. Estimating species accumulation curves using mixtures. *Biometrics* 61:433–441.
- Mesquita, SCPF, 2005. *Modelação Bioclimática de Portugal Continental*. Tese de Mestrado em Sistemas de Informação Geográfica. Instituto Superior Técnico - Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa
- Miller RM, Lodge DJ, 1997. Fungal response to disturbance: agriculture and forestry. In: Wicklow DT, Söderström BE (eds) *The mycota IV environmental and microbial relationships*. Springer, Berlin, pp 47-68
- Minter D. 2011. Fungal conservation needs help from botanists. *Plant Biosyst* 145(4): 945–949.
- Molina R, Pilz D, Smith J, Dunham S, Dreisbach T, O’Dell T, Castellano M, 2001. Conservation and management of forest fungi in the Pacific Northwestern United States: an integrated ecosystem approach. In *Fungal Conservation, Issues and Solutions*, Moore, D., Nauta, M.N., Evans, S.E., Rotheroe, M., Eds. Cambridge, Cambridge University Press, U.K., pp. 19–63.
- MOLINA R, 2008. Protecting rare, little known, old-growth forest-associated fungi in the Pacific Northwest USA: a case study in fungal conservation. – *Mycological Research* 112: 613–638.
- Moreau PA, 2002. *Analyse écologique et patrimoniale des champignons supérieurs dans les tourbières des Alpes du Nord*. Tese de Doutoramento – Université de Savoie
- Moser, M. 1978. *Keys to Agarics and Boleti*. Gustav Fischer Verlag

- Mueller GM, Foster M, Bills GF (eds), 2004. Biodiversity of Fungi - Inventory and Monitoring Methods. Academic Press, Burlington.
- Mueller G, Schmit J, 2007. Fungal biodiversity: what do we know? What can we predict? Biodiversity and Conservation, Vol.16(1), pp.1-5
- Mueller GM, Schmit JP, Huhndorf SM, Ryvarden L, O'Dell TE, Lodge JE, Leacock PR, Mata M, Umaña L, Wu Q, Czederpiltz DL, 2004. Recommended protocols for sampling macrofungi. In: Mueller GM, Bills GF, Foster MS (eds), Biodiversity of Fungi: inventory and monitoring methods. Elsevier Academic Press, San Diego, CA, pp. 168e172
- Muñoz AJ, 2005. Boletus s. l. Fungi Europaei, vol. 2. – 952 p. Alassio.
- Norvell LL, Roger J, 1998. The Oregon Cantharellus study project: pacific golden chanterelle, preliminary observations and productivity data (1986–1997). Inoculum 49:40.
- O'Brien H, Parrent J, Jackson J, Moncalvo J, & Vilgalys R, 2005. Fungal community analysis by large-scale sequencing of environmental samples. Applied and Environmental Microbiology 71:5544–5550.
- O'Dell TE, Lodge JE, Mueller GM, 2004. Approaches to sampling macrofungi. In: Mueller GM, Bills GF, Foster MS (eds), Biodiversity of Fungi: inventory and monitoring methods. Elsevier Academic Press, San Diego, CA, pp. 163e168.
- O'Hanlon R, Harrington TJ, 2011. Similar taxonomic richness but different communities of ectomycorrhizas in native forests and non-native plantation forests. Mycorrhiza, in press. doi:10.1007/s00572-011-0412-0.
- O'Hanlon R, Harrington TJ, 2011. The macrofungal component of biodiversity in Irish Sitka spruce forests. Irish Forestry 68: 40-53
- O'Hanlon R & Harrington TJ, 2012. The macrofungal diversity and community of Atlantic oak (*Quercus petraea* and *Q. robur*) forests in Ireland. Anales Jard. Bot. Madrid 69(1): 107-117.
- Ohenoja E, 1988. Effect of forest management procedures on fungal fruit body production in Finland. Acta Bot Fenn 136:81–84
- ORTEGA A & LORITE J, 2007. Macrofungi diversity in cork-oak and holm-oak forests in Andalucía (southern Spain); an efficient parameter for establishing priorities for its evaluation and conservation. - Cen. Eur. J. Biol. 2(2): 276–296.

- Ortega A, Lorite J & Valle F, 2011. Mycorrhizal macrofungi diversity (Agaricomycetes) from Mediterranean Quercus forests; a compilation for the Iberian Peninsula (Spain and Portugal). *Nova Hedwigia* Vol. 91 issue 1–2, 1–31
- Pecoraro L, Angelini P, Arcangeli A, Bistocchi G, Gargano ML, La Rosa A, Lunghini D, Polemis E, Rubini A, Saitta A, Venanzoni R & Zervakis G, 2014. Macrofungi in Mediterranean maquis along seashore and altitudinal transects, *Plant Biosystems*. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology: Official Journal of the Societa Botanica Italiana*
- Perini C, Barluzzi C, De Dominicis V, 1989. Mycocoenological research on evergreen Oak woods in the hills of the Maremma coastline (NW of Grosseto, Italy). – *Phytocoenologia* 17: 289–306.
- Perini C, Barluzzi C. & De Dominicis V, 1996. Seasonal fruit body production of macrofungi in Mediterranean vegetation. - *Bocconea* 5: 359-373.
- Perini C & Laganá A, 2004. Conservation and value of fungal diversity in the Mediterranean area: an overview of Tuscan experience. *Mycologia Balcanica* 1: 25–29
- Perini P, Leonardi P, Pecoraro L & Salerni E, 2011. The Important Plant Areas program from a mycological point of view: the regional experience in an European context. *Fitosociologia* vol. 48 (2) suppl. 1: 155-161, 2011
- Pinho-Almeida F, Baptista-Ferreira JL, 1997. Macromicetos da Herdade da Ribeira Abaixo (Grândola). *Portugalia Acta Biologica, Sér. B, Sist.* 17: 155–183.
- Pinho-Almeida F, Baptista-Ferreira JL, 2005. Cogumelos da Barrosinha (Alcácer do Sal) Inventariação de macrofungos em áreas seleccionadas. Centro de Micologia da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Pinho-Almeida F, Melo I, Cardoso J, Basílio MC & Baptista-Ferreira, JL, 1999. Caracterização da Flora e da Fauna do Montado da Herdade da Ribeira Abaixo (Grândola-Baixo Alentejo). Eds. M. Santos-Reis & A.I. Correia, Centro de Biologia Ambiental, Lisboa. Pp 9-34.
- Pilz D, Molina R, Mayo J, 2006. Effects of thinning young forests on chanterelle mushroom production, *J. For.* 104 9–14.
- Polemis E, Dimou DM, Pountzas L, Tzanoudakis D & Zervakis GI, 2011. Mycodiversity studies in selected ecosystems of Greece: 5. Basidiomycetes from woods dominated by *Castanea sativa* (Nafpactia Mts., central Greece). *Mycotaxon* 115, 535

- Power RC, Salazar-García DC, Straus LG, González Morales MR, Henry AG, 2015. Microremains from El Mirón Cave human dental calculus suggest a mixed plant-animal subsistence economy during the Magdalenian in Northern Iberia, *Journal of Archaeological Science*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jas.2015.04.003>

- Richard F, Moreau P-A, Selosse M-A, Gardes M, 2004. Diversity and fruiting patterns of ectomycorrhizal and saprobic fungi in an old-growth Mediterranean forest dominated by *Quercus ilex*. *L. Canadian Journal of Botany* 82: 1711e1729.

- Richard F, Millot S, Gardes M, Selosse MA, 2005. Diversity and specificity of ectomycorrhizal fungi retrieved from an old-growth Mediterranean forest dominated by *Quercus ilex*. – *New Phytologist* 166: 1011–1023.

- Rivas-Martínez S, 2008. *Global Bioclimatics (Clasificación Bioclimática de la Tierra)*. December 1. http://www.globalbioclimatics.org/BOOK/bioc/global_bioclimatics-2008_00.htm

- Rivas-Martínez, S., S. Rivas Sáenz & Á. Penas. 2011. Worldwide bioclimatic classification system. *Global Geobotany* 1: 1–634.

- Rivas-Martínez S, Penas A, Díaz-gonzález TE, Del Río S, Cantó P, Herrero L, Pinto Gomes C, Costa JC, 2014. Biogeography of Spain and Portugal. Preliminary typological synopsis. *International Journal of Geobotanical Research*, Vol. nº 4. pp. 1-64

- Rodríguez-Ramírez ECh, Moreno CE, 2010. Bolete diversity in two relict forests of the Mexican beech (*Fagus grandifolia* var. *mexicana*; Fagaceae). *Am J Bot* 97: 893–898

- Rodriguez J, Serrano J, Fernández JL, Burton B, Suárez M, 2004. *Los Hongos. Manual y Guía Didáctica de Micología*. Irma, S.L.

- Salerni E, Laganà A, Perini C, Loppi S, De Domonicis V, 2002. Effects of temperature and rainfall on fruiting of macrofungi in oak forests of the Mediterranean area. *Israel Journal of Plant Sciences*, Vol. 50 2002. pp. 189–198

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

- Schmit, JP, Murphy JF, Mueller GM, 1999. Macrofungal diversity in a temperate oak forest: a test of species richness estimators. *Canadian Journal of Botany* 77:1014–1027.

- Schmit JP & Lodge DJ, 2005. Classical Methods and Modern Analysis for Studying Fungal Diversity. In *The Fungal Community Its Organization and Role in the Ecosystem*, Third Edition Edited by John Dighton , James F . White , and Peter Oudemans CRC Press 2005
- Schmit J & Mueller G, 2007. An estimate of the lower limit of global fungal diversity. *Biodiversity and Conservation*, Vol.16(1), pp.99-111
- Senn-Irlet B, Heilmann-Clausen J, Genney DR, Dahlberg A, 2007. Guidance for Conservation of Macrofungi in Europe. Report, ECCF, Strasbourg, France.
- Silva C, 2011. Sicó. A dimensão cultural das paisagens – Um estudo de Turismo nas suas vertentes Cultural e de Natureza. Tese de Doutoramento em Turismo, Lazer e Cultura – Ramo Património e Cultura. Faculdade de Letras. Universidade de Coimbra
- Siniscalco et al., 2013. Storia della micologia italiana e primo contributo alla nomenclatura corretta dei funghi. ISPRA, Manuali e Linee Guida n. 104/2013: 512 pp.
- Straatsma G, Krisai-Greilhuber I, 2003. Assemblage structure, species richness, abundance, and distribution of fungal fruiting bodies in a seven year plot based survey near Vienna. *Mycological Research* 107: 632e640.
- Straatsma G, Ayer F, Egli S, 2001. Species richness, abundance and phylogeny of fungal fruit bodies over 21 years in a Swiss forest plot. *Mycological Research* 105: 512e523.
- Taylor AFS, 2002. Fungal diversity in ectomycorrhizal communities: sampling effort and species detection. *Plant Soil* 244:19–28
- Tedersoo L et al. 2014. *Science* 346. DOI: 10.1126/science.1256688
- Ter Braak CJF & Šmilauer P, 2002. CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, 500 pp. Ithaca, NY
- Tóth B, & Barta Z, 2010. Ecological studies of ectomycorrhizal fungi: an analysis of survey methods. *Fungal Diversity* (2010) 45:3–19
- Tóth BB, Feest A, 2007. A simple method to assess macrofungal sporocarp biomass for investigating ecological change. *Can J Bot* 85:652–658

- Unterseher M, Schnittler M, Dormann C and Sickert A, 2008. Application of species richness estimators for the assessment of fungal diversity. *FEMS Microbiology Letters*, 282: 205–213.
- Unterseher M, Jumpponen A, Opik M, Tedersoo L, Moora M, Dormann CF, Schnittler M, 2011. Species abundance distributions and richness estimations in fungal metagenomics—lessons learned from community ecology. *Mol Ecol* 20:275–285
- Venturella G, Altobelli , E. Bernicchia , A. Di Piazza , S. Donnini , D. Gargano , M. L. Gorjòn , S. P. Granito , V. M. Lantieri , A. Lunghini , D. Montemartini , A. Padovan , F. Pavarino , M. Pecoraro , L. Perini , C. Rana , G. Ripa , C. Salerni , E. Savino , E. Tomei , P. E. Vizzini , A. Zambonelli , A.& Zotti, M. 2011. Fungal biodiversity and in situ conservation in Italy, *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology: Official Journal of the Societa Botanica Italiana*, 145:4, 950-957
- Watling R. 2005. Fungal conservation: some impressions – A personal view. pp. 881–896. In: Dighton J, White JF, Oudemans P, editors. *The fungal community. Its organization and role in the ecosystem*. 3rd ed. *Mycology*. Vol. 23, p.936.
- Wiklund K, Nilsson L-O, Jacobsson S, 1995. Effect of irrigation, fertilization, and artificial drought on basidioma production in a Norway spruce stand. *Can J Bot* 73:200–208
- Wilkins WH & Harris GCM, 1946. The ecology of the larger fungi V. An investigation into the influence of rainfall and temperature on the seasonal production of fungi in a beechwood and a pinewood. *Ann. Appl. Biol.* 33: 179-188.
- Zak JC, Willig MR, 2004. Analysis and interpretation of fungal biodiversity patterns. In: Mueller GM, Bills GF, Foster MS, eds. *Biodiversity of Fungi: inventory and monitoring methods*. Burlington, Massachusetts: Elsevier Academic Press. p 59–76
- Zar, J.H. 2010. *Biostatistical Analysis*. Fifth Edition, Pearson.
- Zervakis GI, Polemis E and Dimou DM, 2002. “Mycodiversity studies in selected ecosystems of Greece: III. Macrofungi recorded in Quercus forests from Southern Peloponnese”, *Mycotaxon*, Vol. 84, pp. 141–162.
- Zotti M, Pautasso M, 2013. Macrofungi in Mediterranean Quercus ilex woodlands: relations to vegetation structure, ecological gradients and higher-taxon approach. – *Czech Mycol.* 65(2): 193–218
- Zotti M, Persiani AM, Ambrosi E, Vizzini A, Venturella G, Donnini D, Angelini P, Di Piazza S, Pavarino M, Lunghini D, Venanzoni R, Polemis E, Granito VM, Maggi O, Gargano ML & Zervakis GI, 2013.

Bibliografia

Macrofungi as ecosystem resources: conservation versus exploitation. *Plant Biosystems* 147, 219-225.

- Zotti M, Di Piazza S, Ambrosio E, Mariotti G, Roccotiello E & Vizzini A, 2013. Macrofungal diversity in *Pinus nigra* plantations in Northwest Italy (Liguria). – *Sydowia* 65 (2): 223–243.

Anexos

Anexo 1 - Teste Qui-quadrado para testar se a proporção de espécies dos grupos tróficos varia significativamente entre os diferentes fragmentos de cada tipo de bosque (Parcelas permanentes)

Observados		SapLen				SapHum	Paras	total	Esperados		chi	chi			
fragmento	Ectm	5	11	16	9	0	41	23,82723	6,439791	10,30366	0,429319	8,771503			
Qb1	25	5	11	16	0	0	41	36,61257	9,895288	15,83246	0,659686	0,05772392	0,321904397	0,04705923	0,429319
Qb2	35	12	16	9	1	33	19,17801	5,183246	8,293194	0,34555	13,9846891	2,810518801	0,0071023903	0,44768891	0,659686
Qb3	14	9	9	12	1	54	31,3822	8,481675	13,57068	0,565445	10,9665743	2,368095446	0,060239172	0,81791739	1,29848192
Qb4	37	4	12	1	1	1	1	0,58116132	0,57088063	0,251608901	0,010471204	1	0,333963545	0,1866842	
Qr1	26	3	14	1	44	22,49438	4,449438	16,80899	0,247191	0,546330074	0,472165475	10,46217	0,292045657	2,292045657	13,50763
Qr2	20	9	13	0	42	21,47191	4,247191	16,04494	0,235955	0,10990017	5,318616583	0,677856985	0,239595056	0,239595056	0,239595056
Qr3	17	2	12	0	31	15,84831	3,134831	11,8427	0,174157	0,053692162	0,41817124	0,002089419	0,174157303	0,174157303	P
Qr4	28	4	29	0	61	31,18539	6,168539	23,30337	0,342697	0,325368038	0,765246248	1,392570401	0,342696629	0,342696629	0,10649
Q. broteroi rotundiflo	82	19	40	2	143	78,19476	17,13858	46,05993	1,606742	0,18577093	0,202189436	0,797280781	0,096255063	0,096255063	P
	64	13	46	1	124	67,80524	14,86142	39,94007	1,393258	0,218551002	0,233147011	0,91444749	0,11000382	0,11000382	0,279323
	0,546816479	0,19850187	0,3220974	0,017239595	1										

Anexo 2 - Teste Qui-quadrado para testar se a proporção de espécies dos grupos tróficos varia significativamente entre os diferentes fragmentos de cada tipo de bosque (dados dos 2 métodos)

Observados		SapLen				SapHum	Paras	total	Esperados		chi	chi			
fragmento	Ectm	8	21	24	25 <th>27</th> <th>107</th> <th>58,47815</th> <th>12,08226</th> <th>23,43959</th> <th>0</th> <th>6,231098</th>	27	107	58,47815	12,08226	23,43959	0	6,231098			
Qb1	65	8	21	24	25	27	107	68,43188	14,13882	27,42931	0	0,272357822	137,9285487	0,253192005	#DIV/0!
Qb2	71	15	24	25	78	48,52442	10,02571	19,44987	0	0,066376882	0,624653844	0,428745898	0,428745898	0,428745898	#DIV/0!
Qb3	41	12	25	27	107	66,56555	13,75321	26,68123	0	1,86717868	0,389783864	1,93759914	1,93759914	1,93759914	P
Qb4	65	15	27	0	1					0,0338820174	0,119226452	0,0338806382	0,0338806382	0,0338806382	0,397807
Qr1	59	5	30	94	52,70081	7,601078	33,69811	0	0,752826056	0,890085259	0,405839971	13,34194	0,405839971	0,405839971	#DIV/0!
Qr2	43	15	37	95	53,26146	7,681941	34,0566	0	19,7699863	6,97140385	0,254387707	0,254387707	0,254387707	0,254387707	#DIV/0!
Qr3	36	4	20	60	33,63881	4,851752	21,50943	0	0,85737093	0,149529799	0,11692519	0,11692519	0,11692519	0,11692519	P
Qr4	70	6	46	122	68,39892	9,865229	43,73585	0	0,034773949	1,514404938	0,117212301	0,117212301	0,117212301	0,117212301	0,0379916
Q. broteroi rotundiflo	144	26	76	246	138,7958	24,34105	82,86316	0	0,95154213	0,119364394	0,568442448	1,81836	0,568442448	0,568442448	#DIV/0!
	124	21	84	229	129,2042	22,65895	77,13684	0	0,2009620169	0,1457821	0,61644232	0,61644232	0,61644232	0,61644232	P
	0,564210526	0,098947268	0,3368421	0	1										

Anexo 5 - Riquezas médias comparadas por ANOVA

Entre Fragmentos de Qr

Grupos	Contagem	Soma	Média	Variância
Qr1	10	61	6,1	20,1
Qr2	10	86	8,6	9,4
Qr3	10	37	3,7	11,1
Qr4	10	50	5	8,2

ANOVA						
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor P	F crítico
Entre grupos	129,7	3	43,23	3,54	0,024	2,87
Dentro de grupos	439,4	36	12,21			
Total	569,1	39				

Anexo 6 - Teste t

	Qr1	Qr2	Qr1	Qr3	Qr1	Qr4	Qr2	Qr4	Qr3	Qr2	Qr4	Qr3	Qr4
Média	6,1	6,6	6,1	3,7	6,1	9,4	6,6	9,4	3,7	6,6	9,4	3,7	9,4
Variância	20,1	9,377778	20,1	11,12222	20,1	22,71111	9,377778	22,71111	11,12222	9,377778	11,12222	11,12222	22,71111
Observações	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Hipótese de diferença de média	0		0		0		0		0		0		0
gl	16		17		18		15		18		16		16
Stat t	-0,29122		1,358249		-1,59491		-1,56308		2,025448		-3,09886		
P(T<=t) uni-caudal	0,387312		0,096069		0,06407		0,069441		0,028955		0,003448		
t crítico uni-caudal	1,745884		1,739607		1,734064		1,75305		1,734064		1,745884		
P(T<=t) bi-caudal	0,774624		0,192138		0,12814		0,138882		0,05791		0,006896		
t crítico bi-caudal	2,119905		2,109816		2,100922		2,13145		2,100922		2,119905		

Anexo 7 - Riquezas médias por tipo de bosque comparadas por ANOVA

Grupos	Contagem	Soma	Média	Variância
<i>Q.faginea</i>	10	219	21,9	126,99
<i>Q.rotundifolia</i>	10	211	21,1	118,54

ANOVA						
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor P	F crítico
Entre grupos	3,2	1	3,2	0,03	0,87	4,41
Dentro de grupos	2209,8	18	122,77			
Total	2213	19				

Anexo 8 – Inventário florístico por fragmento de bosque (com base nos inventários parcelares)

	Qf 1	Qf 2	Qf 3	Qf 4	Qr 1	Qr 2	Qr 3	Qr 4
<i>Agrostis cf. truncatula</i> Parl.	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Agrostis sp. 1</i>	1	0	0	1	0	0	1	0
<i>Allium roseum</i> L.	0	0	0	0	2	0	1	0
<i>Anemone palmata</i> L.	0	0	0	0	1	0	0	2
<i>Anthyllis vulneraria</i> L.	0	0	0	2	1	0	1	3
<i>Arbutus unedo</i> L.	0	0	2	2	2	2	2	1
<i>Arisarum simorrhinum</i> Durieu	1	0	0	0	2	1	2	2
<i>Aristolochia paucinervis</i> Pomel	1	0	0	0	2	2	2	2
<i>Asparagus aphyllus</i> L.	1	2	2	2	1	1	2	2
<i>Asphodelus macrocarpus</i> Parl.	1	1	2	0	1	0	0	0
<i>Asplenium trichomanes</i> L. subsp. <i>quadrivalens</i> D.E.Mey.	1	0	0	0	0	1	1	0
<i>Avena cf. barbata</i> Link subsp. <i>lusitanica</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Bellis sylvestris</i> Cirillo	1	0	0	1	3	0	1	3
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds.	2	2	0	0	0	0	1	0
<i>Brachypodium phoenicoides</i> (L.) Roem. & Schult.	2	3	2	2	0	2	2	2
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P.Beauv.	2	3	2	0	2	2	0	2
<i>Briza cf. maxima</i> L.	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Calamintha nepeta</i> (L.) Savi subsp. <i>nepeta</i>	2	2	0	2	2	2	2	2
<i>Carex distachya</i> Desf.	2	2	2	0	0	1	2	1
<i>Carex flacca</i> Schreb.	2	2	0	1	0	1	0	0
<i>Cephalanthera longifolia</i> (L.) Fritsch	1	0	2	2	2	2	2	2
<i>Ceterach officinarum</i> Willd	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Cistus crispus</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Cistus monspeliensis</i> L.	0	0	0	0	2	0	2	2
<i>Cistus salviifolius</i> L.	2	1	3	2	2	2	2	2
<i>Cistus × incanus</i> L.	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Clinopodium vulgare</i> L.	2	2	0	2	2	1	1	2
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	2	2	2	2	3	2	2	3
<i>Crepis cf. capillaris</i> (L.) Wallr.	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crepis vesicaria</i> L. subsp. <i>taraxacifolia</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cynara humilis</i> L.	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Dactylis glomerata</i> subsp. <i>hispanica</i> (Roth) Nyman	1	0	0	1	0	2	2	1
<i>Dahfne gnidium</i> L.	0	1	1	0	2	1	2	2
<i>Digitalis purpurea</i> L.	2	1	0	0	0	0	0	0
<i>Echium tuberculatum</i> Hoffmanns. & Link	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Epipactis cf. tremolsii</i> Pau	0	0	0	0	2	1	2	2
<i>Erica scoparia</i> L. subsp. <i>scoparia</i>	0	0	0	0	1	1	1	2
<i>Eryngium campestre</i> L.	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Euphorbia cf. segetalis</i> L.	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Euphorbia characias</i> L.	1	1	1	0	2	2	2	2

	Qf 1	Qf 2	Qf 3	Qf 4	Qr 1	Qr 2	Qr 3	Qr 4
<i>Euphorbia helioscopia</i> L. subsp. <i>helioscopia</i>	0	0	0	0	2	0	0	1
<i>Genista tournefortii</i> Spach subsp. <i>tournefortii</i>	2	0	2	1	0	0	0	0
<i>Geranium purpureum</i> Vill.	2	1	1	0	0	2	2	2
<i>Geranium</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Geum sylvaticum</i> Pourr.	3	1	0	2	3	2	2	2
<i>Hedera hibernica</i> (G.Kirchn.) Bean	2	2	1	3	2	3	0	0
<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Holcus</i> cf. <i>mollis</i> L.	0	0	0	0	0	2	0	2
<i>Holcus lanatus</i> L.	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Homalothecium</i> sp.	0	0	0	0	0	3	3	2
<i>Hyacinthoides hispanica</i> (Mill.) Rothm.	0	0	0	0	2	1	2	2
<i>Hypericum perforatum</i> L.	1	1	0	1	1	0	1	1
<i>Iris foetidissima</i> L.	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Jasminum fruticans</i> L.	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Lathyrus aphaca</i> L.	2	2	0	2	0	0	0	0
<i>Lathyrus</i> cf. <i>sylvestris</i> L.	1	0	1	0	0	0	2	0
<i>Lathyrus</i> cf. <i>sphaericus</i> Retz.	2	2	1	2	0	1	0	0
<i>Laurus nobilis</i> L.	1	0	0	1	0	0	0	1
<i>Linaria supina</i> (L.) Chaz.	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Lonicera etrusca</i> Santi	0	0	0	0	1	0	2	0
<i>Lonicera periclymenum</i> subsp. <i>hispanica</i>	2	1	2	2	1	3	2	2
<i>Luzula forsteri</i> subsp. <i>baetica</i> P. Monts	2	2	2	0	0	2	0	0
<i>Medicago</i> cf. <i>polymorpha</i> L.	2	0	1	0	0	0	0	0
<i>Melica minuta</i> L.	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill.	2	0	0	0	1	0	1	1
<i>Olea europaea</i> L.	1	0	1	0	2	2	2	3
<i>Ophrys scolopax</i> Cav.	0	0	0	0	0	0	2	1
<i>Orchis italica</i> Poir.	0	0	0	0	1	0	2	2
<i>Orchis mascula</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ophrys scolopax</i> Cav.	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Origanum vulgare</i> L. subsp. <i>virens</i> (Hoffmanns. & Link) Bonnier & Layens	2	0	0	0	2	1	0	1
<i>Orobanche</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Osyris alba</i> L.	3	0	2	1	0	0	0	0
<i>Paeonia broteri</i> Boiss. & Reut.	0	0	0	0	2	2	2	0
<i>Phagnalon saxatile</i> (L.) Cass.	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Phillyrea angustifolia</i> L.	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Pinus pinaster</i> Aiton	0	0	1	2	0	0	0	0
<i>Plantago lanceolata</i> L.	1	2	0	0	1	0	0	1
<i>Polypodium cambricum</i> L.	2	2	2	0	1	2	2	2
<i>Prunus spinosa</i> subsp. <i>insititoides</i> (Ficalho & Cout.) Franco	0	0	0	0	0	2	1	1
<i>Prunus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0

	Qf 1	Qf 2	Qf 3	Qf 4	Qr 1	Qr 2	Qr 3	Qr 4
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	2	0	1	0	2	2	0	1
<i>Quercus coccifera</i> L. subsp. <i>coccifera</i>	2	1	2	2	0	0	1	0
<i>Quercus faginea</i> Lam. subsp. <i>broteroi</i> (Cout.) A.Camus	4	4	4	5	3	0	0	2
<i>Quercus rotundifolia</i> Lam.	0	0	0	0	3	6	4	4
<i>Quercus suber</i> L.	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Quercus x coutinhoi</i> Samp.	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	2	2	0	0	0	0	0	0
<i>Rhagadiolus edulis</i> Gaertn.	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Rhamnus alaternus</i> L.	2	1	2	2	1	3	2	1
<i>Rosa sempervirens</i> L.	2	2	0	2	0	0	0	0
<i>Rubia peregrina</i> L.	2	3	2	4	2	3	3	3
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott var. <i>ulmifolius</i>	1	2	1	2	1	3	0	1
<i>Ruscus aculeatus</i> L.	2	3	2	2	1	2	1	1
<i>Salvia sclareoides</i> Brot.	0	0	0	0	2	0	2	0
<i>Sanguisorba hybrida</i> (L.) Font Quer	1	2	0	1	0	0	1	0
<i>Sanguisorba minor</i> Scop. subsp. <i>balearica</i> (Bourg. ex Nyman) Muñoz Garm. & C.Navarro	0	0	0	2	2	2	2	2
<i>Sedum album</i> L.	0	0	0	0	0	2	2	0
<i>Sedum fosterianum</i> Sm.	2	2	0	0	2	3	2	2
<i>Selaginella denticulata</i> (L.) Spring	0	0	0	0	0	3	2	2
<i>Sherardia arvensis</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Smilax aspera</i> L.	2	2	3	2	1	2	0	2
<i>Smyrniium perfoliatum</i> L.	2	0	0	0	2	0	0	1
<i>Sonchus</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tamus communis</i> L.	2	1	2	2	2	2	2	1
<i>Thapsia villosa</i> L.	0	0	0	0	2	0	1	2
<i>Trifolium repens</i> L.	3	3	0	0	0	0	0	0
<i>Ulex airensis</i> Esp.Santo, Cubas, Lousã, C.Pardo & J.C.Costa	2	3	1	0	0	0	0	0
<i>Ulex europaeus</i> subsp. <i>latebracteatus</i> (Mariz) Rothm.	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Umbilicus rupestris</i> (Salisubsp.) Dandy	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Urginea maritima</i> (L.) Baker	2	2	2	2	2	2	2	2
<i>Vicia</i> cf. <i>sativa</i> L.	2	2	2	2	2	1	2	2
<i>Vicia lutea</i> L.	2	0	0	0	0	0	1	0
<i>Viola riviniana</i> Rchb.	0	0	1	2	0	0	0	0

Anexo 9 – Inventários florísticos parcelares (por fragmento de bosque)

Código do transepto	Q. faginea 1				
	Código da parcela	Qf 1.1	Qf 1.2	Qf 1.3	Qf 1.4
% da cobertura de solo	100%	70%	85%	80%	95%
<i>Agrostis cf. truncatula</i>	1				
<i>Agrostis sp.</i>	1				
<i>Arisarum simorrhinum</i>				1	
<i>Aristolochia paucinervis</i>				1	
<i>Asparagus aphyllus</i>		+			
<i>Asphodelus macrocarpus</i>				+	+
<i>Asplenium trichomanes</i>					+
<i>Bellis sylvestris</i>				+	+
<i>Blackstonia perfoliata</i>	1	2	2	1	
<i>Brachypodium phoenicoides</i>	2	+	2	+	
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	+		1	1	
<i>Calamintha nepeta</i>	+	+		+	
<i>Carex distachya</i>		+		2	
<i>Carex flacca</i>	2	+	2	+	+
<i>Cephalanthera longifolia</i>	+	+			
<i>Cistus salviifolius</i>	+	+	+		+
<i>Cistus × incanus</i>					
<i>Clinopodium vulgare</i>	+	+	+	+	+
<i>Crataegus monogyna</i>	1	+		+	
<i>Crepis cf. capillaris</i>		+			
<i>Dactylis glomerata</i> subsp. <i>hispanica</i>				1	
<i>Digitalis purpurea</i>		1		+	+
<i>Euphorbia characias</i>			+	+	
<i>Genista tournefortii</i>	+	+	+	+	+
<i>Geranium purpureum</i>	+	1	+	1	
<i>Geranium sp.</i>					
<i>Geum sylvaticum</i>	2	1	2	2	+
<i>Hedera hibernica</i>	1		+	+	+
<i>Hypericum perforatum</i>					+
<i>Iris foetidissima</i>	+				
<i>Jasminum fruticans</i>		+		+	
<i>Lathyrus aphaca</i>	1	2	2	1	1
<i>Lathyrus cf. sylvestris</i>			+		
<i>Lathyrus cf. sphaericus</i>	1	+	+	+	+
<i>Laurus nobilis</i>			+		
<i>Lonicera periclymenum</i> subsp. <i>hispanica</i>	1	1	1	+	
<i>Luzula forsteri</i> subsp. <i>baetica</i>	1	1	1	2	1
<i>Medicago cf. polymorpha</i>	+	1			
<i>Muscari comosum</i>			+	+	+
<i>Olea europaea</i>		+			
<i>Origanum vulgare</i> subsp. <i>virens</i>			+	+	+
<i>Osyris alba</i>	1	1	3	1	1
<i>Plantago lanceolata</i>					+

<i>Polypodium cambricum</i>	+	+	+		
<i>Pteridium aquilinum</i>				+	1
<i>Quercus coccifera</i> L. subsp. <i>coccifera</i>	1	+		+	
<i>Quercus faginea</i> subsp. <i>broteroi</i>	3 (+fr)	3 (1fr)	4 (1fr)	3 (1fr)	2 (+fr)
<i>Quercus suber</i>					2
<i>Ranunculus bulbosus</i>	+			1	1
<i>Rhagadiolus edulis</i>		+		+	
<i>Rhamnus alaternus</i>	1		1	+	
<i>Rosa sempervirens</i>	1	+		1	1
<i>Rubia peregrina</i>	1	1	+	1	1
<i>Rubus ulmifolius</i>				+	+
<i>Ruscus aculeatus</i>	1	1	1	+	+
<i>Sanguisorba</i> cf. <i>hybrida</i>				+	+
<i>Sedum fosterianum</i>	+	+		1	+
<i>Smilax aspera</i>	2	+	1		+
<i>Smyrniium perfoliatum</i>		1		+	+
<i>Sonchus</i> sp.			+		
<i>Tamus communis</i>	+		1	+	+
<i>Trifolium repens</i>	2	2	2	+	2
<i>Ulex airensis</i>					2
<i>Umbilicus rupestris</i>				+	
<i>Urginia maritima</i>		1		2	
<i>Vicia</i> cf. <i>sativa</i>	1	3	1	1	+
<i>Vicia lutea</i>	+	1	+		+

Código do transepto	<i>Q. faginea</i> 2				
Código da parcela	Qf 2.1	Qf 2.2	Qf 2.3	Qf 2.4	Qf 2.5
% da cobertura de solo	100%	90%	100%	100%	100%
<i>Asparagus aphyllus</i>		+	+		+
<i>Asphodelus macrocarpus</i>				+	+
<i>Blackstonia perfoliata</i>		1			+
<i>Brachypodium phoenicoides</i>	1	1	2	+	1
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	1	+	1	2	+
<i>Calamintha nepeta</i>	+	+	+	1	+
<i>Carex distachya</i>	+	+	2	1	
<i>Carex flacca</i>		1	1	2	1
<i>Cistus salviifolius</i>	+				
<i>Clinopodium vulgare</i>	+	+	+		+
<i>Crataegus monogyna</i>	+		1		+
<i>Dahfne gnidium</i>				+	
<i>Digitalis purpurea</i>	+	+			
<i>Euphorbia characias</i>	+	+			
<i>Geranium purpureum</i>		+			+

Anexos

<i>Geum sylvaticum</i>					+
<i>Hedera hibernica</i>	1	+	2	1	
<i>Holcus lanatus</i>	1				
<i>Hypericum perforatum</i>		+			+
<i>Iris foetidissima</i>		+	+		
<i>Lathyrus aphaca</i>	+	+	+		+
<i>Lathyrus sphaericus</i>		+			
<i>Lonicera periclymenum</i> sb. <i>hispanica</i>				+	
<i>Luzula forsteri</i> subsp. <i>baetica</i>	1	1	1	1	1
<i>Plantago lanceolata</i>	+	+		+	
<i>Polypodium cambricum</i>	+	+	+	+	+
<i>Quercus coccifera</i> L. subsp. <i>coccifera</i>	+	+			
<i>Quercus faginea</i> Lam. subsp. <i>broteroi</i>	4 (1fr)	2 (+fr)	3 (1fr)	3 (2fr)	3 (2fr)
<i>Quercus xcouthoi</i>		+			
<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	1	1	+	+	1
<i>Rhamnus alaternus</i>			+		
<i>Rosa sempervirens</i> L.	2	+		2	1
<i>Rubia peregrina</i>	2	+	2	3	1
<i>Rubus ulmifolius</i>	+	1	+	1	+
<i>Ruscus aculeatus</i>	1	2	2	2	1
<i>Sanguisorba hybrida</i>	1	+	+	+	+
<i>Sedum fosterianum</i>	1				+
<i>Smilax aspera</i>	1	+	1	+	+
<i>Tamus communis</i>			+		
<i>Trifolium repens</i>	2	2	1	2	1
<i>Ulex airensis</i>	3	+	1	+	+
<i>Ulex europaeus</i> subsp. <i>latebracteatus</i>		+			
<i>Urginia maritima</i>	+	+	+	+	1
<i>Vicia</i> cf. <i>sativa</i> L.	+	+	+	+	+

Código do transepto	Q. faginea 3				
Código da parcela	Qf 3.1	Qf 3.2	Qf 3.3	Qf 3.4	Qf 3.5
% da cobertura de solo	80%	90%	80%	90%	80%
<i>Arbutus unedo</i>	+	+	1 (1fr)	+	+
<i>Asparagus aphyllus</i>	+	+	+	+	+
<i>Asphodelus macrocarpus</i>	+			+	1
<i>Brachypodium phoenicoides</i>		+		+	+
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	+	+	+	1	
<i>Carex distachya</i>			1	+	
<i>Cephalanthera longifolia</i>		+	1	+	
<i>Cistus salviifolius</i>	2	3	+	1	2

<i>Crataegus monogyna</i>	+		1	1	+
<i>Dahfne gnidium</i>	+				
<i>Euphorbia characias</i>		+			+
<i>Genista tournefortii</i>	+	+	+		+
<i>Geranium purpureum</i>	+				
<i>Hedera hibernica</i>			+		
<i>Lathyrus aphaca</i>	+				
<i>Lathyrus cf. sylvestris</i>	+				
<i>Lonicera periclymenum sb. hispanica</i>	+	1		2	1
<i>Luzula forsteri subsp. baetica</i>		1	+		
<i>Medicago sp.</i>	+	+			
<i>Olea europaea</i>				+	
<i>Osyris alba</i>	1				
<i>Pinus pinaster</i>				+(fr)	+(fr)
<i>Polypodium cambricum</i>	+		+	+	
<i>Pteridium aquilinum</i>		+			
<i>Quercus coccifera subsp. coccifera</i>	2	+	1	1 (2fr)	1 (2fr)
<i>Quercus faginea subsp. broteroi</i>	2 (1fr)	3 (2fr)	4(2fr)	4 (2fr)	4 (2fr)
<i>Rhagadiolus edulis</i>	+	+			
<i>Rhamnus alaternus</i>			+	+	+
<i>Rubia peregrina</i>	1	1	1	2	1
<i>Rubus ulmifolius</i>	+				+
<i>Ruscus aculeatus</i>			+	1	1
<i>Smilax aspera</i>	+	2	1	2	2
<i>Tamus communis</i>	+		+		
<i>Ulex airensis</i>		+			
<i>Urginia maritima</i>	+	+	+	+	+
<i>Vicia cf. sativa</i>	+	+		+	
<i>Viola riviniana</i>		+			

Código do transepto	Q. faginea 4				
Código da parcela	Qf 4.1	Qf 4.2	Qf 4.3	Qf 4.4	Qf 4.5
% da cobertura de solo	100%	90%	95%	90%	90%
<i>Agrostis sp.</i>				+	
<i>Anthyllis vulneraria</i>					1
<i>Arbutus unedo</i>	+	1	+		+
<i>Asparagus aphyllus</i>	+	+	+	+	1
<i>Bellis sylvestris</i>	+				
<i>Brachypodium phoenicoides</i>	1	+	+		
<i>Briza cf. maxima</i>		+			
<i>Calamintha nepeta</i>			+	+	+

Anexos

<i>Carex flacca</i>	1	1			
<i>Cephalanthera longifolia</i>	+	1	2		1
<i>Cistus salviifolius</i>	+		+	+	+
<i>Cistus × incanus</i>					+
<i>Clinopodium vulgare</i>		+	+	+	+
<i>Crataegus monogyna</i>	+	+	+	1	+
<i>Dactylis glomerata subsp. hispanica</i>		+			+
<i>Genista tournefortii</i>	+				+
<i>Geum sylvaticum</i>	2				1
<i>Hedera hibernica</i>	+		2	2	+
<i>Hypericum perforatum</i>	+				
<i>Lathyrus aphaca</i>		+		+	+
<i>Laurus nobilis</i>					+
<i>Lonicera periclymenum sb. hispanica</i>	2	1	1	2	1
<i>Osyris alba</i>	+	+			
<i>Pinus pinaster</i>	+	+(fr)	+(fr)	+(fr)	+(fr)
<i>Plantago lanceolata</i>	+				
<i>Prunus spinosa subsp. insititoides</i>					
<i>Quercus coccifera. subsp. coccifera</i>	2	1	1	1	1
<i>Quercus faginea subsp. broteroi</i>	4 (2fr)	3 (1fr)	4 (2fr)	4 (1fr)	4 (2fr)
<i>Rhamnus alaternus</i>	2		+		
<i>Rosa sempervirens</i>			+		+
<i>Rubia peregrina</i>	3	2	3	3	3
<i>Rubus ulmifolius</i>		1	+	+	+
<i>Ruscus aculeatus</i>		+	+	+	+
<i>Salvia sclareoides</i>					
<i>Sanguisorba cf. hybrida</i>					+
<i>Sanguisorba minor</i>				+	+
<i>Smilax aspera</i>	1	+	1	1	1
<i>Tamus communis</i>		+	+	+	
<i>Urginia maritima</i>	+	+	+	+	+
<i>Vicia sativa</i>	+	+	+		
<i>Viola riviniana</i>				1	+

Código do transepto	<i>Q.rotundifolia 1</i>				
Código da parcela	Qr 1.1	Qr 1.2	Qr 1.3	Qr 1.4	Qr 1.5
% da cobertura de solo	95%	70%	60%	75%	45%
<i>Allium roseum</i>	+	+	+		
<i>Anemone palmata</i>	+	+			
<i>Anthyllis vulneraria</i>			+		1
<i>Arbutus unedo</i>		+			+
<i>Arisarum simorrhinum</i>		+	+		
<i>Aristolochia paucinervis</i>	1	1	+	1	1

<i>Asparagus aphyllus</i>		+	+	+	
<i>Asphodelus macrocarpus</i>			+	+	
<i>Avena cf. barbata subsp. lusitanica</i>		+			
<i>Bellis sylvestris</i>	2	1	1	2	1
<i>Brachypodium distachyon</i>		+			
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	1		+	+	
<i>Briza cf. maxima</i>	2	2	1	1	1
<i>Calamintha nepeta</i>	+	+	+	+	+
<i>Cephalanthera longifolia</i>		+	1	+	+
<i>Cistus crispus</i>		+			
<i>Cistus monspeliensis</i>	+	+		+	+
<i>Cistus salviifolius</i>	1	1	1	1	1
<i>Clinopodium vulgare</i>	1	+	1	+	1
<i>Crataegus monogyna</i>	1	2	2	2	1
<i>Crepis vesicaria subsp. taraxacifolia</i>	+	+			
<i>Dactylis glomerata</i>	+				
<i>Dahfne gnidium</i>	1	1	+	1	+
<i>Epipactis tremolsii</i>	+	+	+	+	+
<i>Erica scoparia</i>				+	+
<i>Eryngium campestre</i>	+				
<i>Euphorbia cf. segetalis</i>	+		+		
<i>Euphorbia characias</i>	1	+		1	+
<i>Euphorbia helioscopia subsp. helioscopia</i>	+				
<i>Euphorbia segetalis</i>	+				
<i>Geranium purpureum</i>			+	+	+
<i>Geum sylvaticum</i>	2	2	1	1	2
<i>Hedera hibernica</i>	1	+	+	+	
<i>Helichrysum stoechas</i>		+		+	
<i>Hyacinthoides hispanica</i>	1		+	2	1
<i>Hypericum perforatum</i>	+	+	+	+	+
<i>Lathyrus cf. sphaericus</i>	+				+
<i>Lavandula stoechas</i>	+				
<i>Linaria supina</i>					+
<i>Lonicera etrusca</i>		+	+		
<i>Lonicera implexa</i>			+		
<i>Lonicera periclymenum sb. hispanica</i>		+		+	+
<i>Muscari comosum</i>	+	+	+	+	
<i>Olea europaea</i>	1		1	1	1
<i>Orchis italica</i>		+			+
<i>Orchis scolopax</i>			+		
<i>Origanum vulgare subsp. virens</i>			+	+	+
<i>Orobanche sp.</i>		+			
<i>Paeonia broteri</i>	+	+	+	1	+
<i>Phagnalon saxatile</i>				+	
<i>Phillyrea angustifolia</i>		+			
<i>Plantago lanceolata</i>	1	+	+		
<i>Polypodium cambricum</i>			+		+
<i>Pteridium aquilinum</i>	+		+		1
<i>Quercus coccifera subsp. coccifera</i>					
<i>Quercus faginea subsp. broteroi</i>	+ fr	2fr	3fr	1fr	2fr

Anexos

<i>Quercus rotundifolia</i>	3 (1fr)	1 (2fr)	3(1fr)	2 (1fr)	1 (1fr)
<i>Rhamnus alaternus</i>	+			+	
<i>Rosa sempervirens</i>	+				
<i>Rubia peregrina</i>	+	1	1	1	+
<i>Rubus ulmifolius</i>	+				+
<i>Ruscus aculeatus</i>	+				
<i>Salvia sclareoides</i>	+	+	+	+	+
<i>Sanguisorba minor</i>	1	+	1	+	+
<i>Sedum fosterianum</i>	+	+	1	+	1
<i>Smilax aspera</i>		+		+	
<i>Smyrniium perfoliatum</i>	+	+			+
<i>Tamus communis</i>	+		+	+	+
<i>Thapsia villosa</i>	1	1	1	1	1
<i>Urginia maritima</i>			1		
<i>Vicia cf. sativa</i>	+	1	+	+	+
<i>Vicia lutea</i>			+		+
<i>Cynara humilis L.</i>		+			

Código do transepto	Q. rotundifolia 2				
Código da parcela	Qr 2.1	Qr 2.2	Qr 2.3	Qr 2.4	Qr 2.5
% da cobertura de solo	75%	80%	80%	80%	60%
<i>Arbutus unedo</i>	+	1			
<i>Arisarum simorrhinum</i>			+		+
<i>Aristolochia paucinervis</i>	1		+	1	+
<i>Asparagus aphyllus</i>	+				
<i>Asplenium trichomanes subsp. quadrivalens</i>				+	+
<i>Brachypodium phoenicoides</i>	+		+	+	+
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	1	+	+	+	+
<i>Calamintha nepeta</i>	+			+	+
<i>Carex distachya</i>			+	+	
<i>Carex flacca</i>		+			
<i>Cephalanthera longifolia</i>	1	1	+	+	1
<i>Cistus salviifolius</i>	1	1	1	+	+
<i>Clinopodium vulgare</i>	+			+	
<i>Crataegus monogyna</i>	+	1	1		+
<i>Dactylis glomerata</i>	1		+	+	+
<i>Dahfne gnidium</i>				+	+
<i>Epipactis tremolsii</i>		+			+
<i>Erica scoparia</i>				+	
<i>Euphorbia characias</i>			+	1	+
<i>Geranium purpureum</i>	+		1	+	+
<i>Geum sylvaticum</i>	2	1		1	+
<i>Hedera hibernica</i>	+	1	+	2	1
<i>Holcus mollis</i>			1	1	+
<i>Homalothecium sp.</i>	3	3	3	2	1

<i>Hyacinthoides hispanica</i>	+	+			
<i>Lathyrus cf. sphaericus</i>				+	
<i>Lonicera periclymenum sb. hispanica</i>	2	2	2	2	1
<i>Luzula forsteri subsp. baetica</i>	+	+	1	2	1
<i>Olea europaea</i>	1	1		1	+
<i>Origanum vulgare subsp. virens</i>				+	+
<i>Paeonia broteri</i>	+	+		1	+
<i>Polypodium cambricum</i>	+	+	+	+	+
<i>Prunus spinosa subsp. insititioides</i>			3		
<i>Pteridium aquilinum</i>				+	1
<i>Quercus rotundifolia</i>	5 (2fr)	5 (2fr)	5 (2fr)	4 (1fr)	4 (2fr)
<i>Rhamnus alaternus</i>	3	2	1	1	+
<i>Rubia peregrina</i>	2	2	2	2	1
<i>Rubus ulmifolius</i>	1	1	1	3	1
<i>Ruscus aculeatus</i>					1
<i>Sanguisorba minor</i>	1				
<i>Sedum album L.</i>				+	1
<i>Sedum fosterianum</i>	3	2	2	2	1
<i>Selaginella denticulata</i>	3	3	3	2	1
<i>Smilax aspera</i>	2	1			
<i>Tamus communis</i>	+	1			+
<i>Umbilicus rupestris</i>					+
<i>Urginia maritima</i>	+	1	1	1	+
<i>Vicia cf. sativa L.</i>	+			+	

Código do transepto	Q.rotundifolia 3				
Código da parcela	Qr 3.1	Qr 3.2	Qr 3.3	Qr 3.4	Qr 3.5
% da cobertura de solo	45%	45%	40%	60%	50%
<i>Agrostis sp.</i>					+
<i>Allium roseum</i>		+			
<i>Anthyllis vulneraria</i>					+
<i>Arbutus unedo</i>		+	+		+
<i>Arisarum simorrhinum</i>	+	+	+		1
<i>Aristolochia paucinervis</i>	+	+	+	+	
<i>Asparagus aphyllus</i>	+	+	+	1	+
<i>Asplenium trichomanes subsp. quadrivalens</i>		+	+		
<i>Bellis sylvestris</i>	+				+
<i>Blackstonia perfoliata</i>			+		+
<i>Brachypodium phoenicoides</i>	1	+	1		+
<i>Briza cf. Maxima</i>					
<i>Calamintha nepeta</i>	+		+	1	+
<i>Carex distachya</i>			1	+	
<i>Cephalanthera longifolia</i>	+	+		+	
<i>Ceterach officinarum</i>	+	+			
<i>Cistus monspeliensis</i>		+	+	+	1

Anexos

<i>Cistus salviifolius</i>			+	+	1	+
<i>Clinopodium vulgare</i>				+		
<i>Crataegus monogyna</i>	+	+		1	+	
<i>Dactylis glomerata subsp. hispanica</i> (Roth) Nyman				+	+	+
<i>Dahfne gnidium</i>	+	+	+	+	+	1
<i>Epipactis tremolsii</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Erica scoparia</i>						+
<i>Euphorbia characias</i>	+	1	1	1	+	
<i>Geranium purpureum</i>	+	+	+	+	+	
<i>Geum sylvaticum</i>	1	+	+	1	1	1
<i>Homalothecium sp.</i>	2		2	1	1	1
<i>Hyacinthoides hispanica</i>				+	+	+
<i>Hypericum perforatum</i>					+	
<i>Jasminum fruticans</i>	+				+	
<i>Lathyrus cf. sylvestris</i>	+	+	1	1	1	+
<i>Lonicera etrusca</i>	+	+				+
<i>Lonicera periclymenum sb. Hispanica</i>	+	1	+	+	+	+
<i>Melica minuta</i>		+				+
<i>Muscari comosum</i>						+
<i>Olea europaea</i>		1	1	1	1	1
<i>Ophrys scolopax</i>				+		+
<i>Orchis italica</i>	+	1				+
<i>Paeonia broteri</i>	+		+	1		
<i>Phillyrea angustifolia</i>					+	
<i>Polypodium cambricum</i>	+	+	+			+
<i>Prunus</i>	+					
<i>Quercus coccifera L. subsp. coccifera</i>				+		+
<i>Quercus rotundifolia</i>	3 (3fr)	3(1fr)	3(2fr)	2 (2fr)	2 (1fr)	
<i>Rhamnus alaternus</i>	1	1	+			1
<i>Rubia peregrina</i>	1	+	1	1		2
<i>Ruscus aculeatus</i>				+		+
<i>Salvia sclareoides Brot.</i>	+	1	+	+		1
<i>Sanguisorba hybrida</i>					+	
<i>Sanguisorba minor</i>		+	1	+		1
<i>Sedum album</i>	1	1	1	1		+
<i>Sedum fosterianum</i>	1	1	1			+
<i>Selaginella denticulata</i>	2		2	1		1
<i>Smilax aspera</i>	+					
<i>Tamus communis</i>		+	+	+		+
<i>Thapsia villosa</i>						+
<i>Urginia maritima</i>	+		1	+		+
<i>Vicia cf. sativa</i>	+	+	+	+		+
<i>Vicia lutea</i>		+				

Código do transepto	Q.rotundifolia 4				
	Código da parcela	Qr 4.1	Qr 4.2	Qr 4.3	Qr 4.4
% da cobertura de solo	70%	85%	70%	60%	50%
<i>Anemone palmata</i>		+	+	+	
<i>Anthyllis vulneraria</i> subsp. <i>maura</i>			+	2	2
<i>Arbutus unedo</i>	+		+		
<i>Arisarum simorrhinum</i>	1				+
<i>Aristolochia paucinervis</i>	1	1	+	1	+
<i>Asparagus aphyllus</i>	+		+	1	+
<i>Bellis sylvestris</i>	1	2	2	2	1
<i>Brachypodium phoenicoides</i>					1
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	1	+			
<i>Calamintha nepeta</i>	+	+	+	+	+
<i>Carex distachya</i>				+	
<i>Cephalanthera longifolia</i>	1	+	+	1	
<i>Ceterach officinarum</i>	+				
<i>Cistus crispus</i>			1		
<i>Cistus monspeliensis</i>		+	1	+	+
<i>Cistus salviifolius</i>	1	1	1	+	1
<i>Clinopodium vulgare</i>	+	+			+
<i>Crataegus monogyna</i>	3	2	1	1	
<i>Dactylis glomerata</i> subsp. <i>hispanica</i>					+
<i>Dahfne gnidium</i>		+	+	+	+
<i>Echium tuberculatum</i>				+	
<i>Epipactis tremolsii</i>	1	+		+	+
<i>Erica scoparia</i>	1	1	+	2	+
<i>Euphorbia characias</i>	1	1	1	+	+
<i>Euphorbia helioscopia</i> subsp. <i>helioscopia</i>			+		
<i>Euphorbia cf. segetalis</i>					+
<i>Geranium purpureum</i>	+	+			
<i>Geranium sp.</i>	+				
<i>Geum sylvaticum</i>	1	1	1	1	1
<i>Holcus mollis</i>	+	1	1	1	1
<i>Homalothecium.</i>	1	3	1	1	1
<i>Hyacinthoides hispanica</i>	2		+		
<i>Hypericum perforatum</i>				+	
<i>Laurus nobilis</i>	+				
<i>Linaria supina.</i>					+
<i>Lonicera etrusca</i>					
<i>Lonicera periclymenum</i> subsp. <i>hispanica</i>	1	+		+	+
<i>Muscari comosum</i>					+
<i>Olea europaea</i>	2	2	1	1	1
<i>Ophrys scolopax</i>					+

Anexos

<i>Orchis italica</i>			+	+	+
<i>Orchis mascula</i>					+
<i>Origanum vulgare</i> subsp. <i>virens</i>			+		
<i>Plantago lanceolata</i>		+			
<i>Polypodium cambricum</i>	+			+	+
<i>Prunus spinosa</i> subsp. <i>insititoides</i>		+			
<i>Pteridium aquilinum</i>		+			
<i>Quercus faginea</i> subsp. <i>broteroi</i>	2 (fr)				
<i>Quercus coccifera</i> subsp. <i>coccifera</i>					
<i>Quercus rotundifolia</i>	3 (1fr)	2 (1fr)	2	3	2 (1fr)
<i>Rhamnus alaternus</i>	+				
<i>Rubia peregrina</i>	2	1	1	1	1
<i>Rubus ulmifolius</i>			+		+
<i>Ruscus aculeatus</i>	+				
<i>Salvia sclareoides</i>			2		
<i>Sanguisorba minor</i>	+	1	1	+	1
<i>Sedum fosterianum</i>	+	+	1	+	2
<i>Selaginella denticulata</i>	1	3	1	1	1
<i>Sherardia arvensis</i>			+		
<i>Smilax aspera</i>	+	+		+	
<i>Smyrniium perfoliatum</i>	+				
<i>Tamus communis</i>	+				
<i>Thapsia villosa</i>			1	1	1
<i>Urginia maritima</i>	1	+	+		1
<i>Vicia cf. sativa</i>	+	+	+	+	+
