

UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Efeitos da gestão na diversidade taxonómica e funcional das  
comunidades de plantas e do banco de sementes dos olivais  
do Baixo Alentejo**

Rui Manuel de Sousa Saraiva

**Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental**

Dissertação orientada por:  
Doutora Maria Adelaide dos Santos Clemente  
Prof<sup>a</sup>. Doutora Ana Isabel de Vasconcelos Dias Correia

2022

## AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, Doutora Adelaide Clemente pela ajuda na recolha dos dados, na análise e na discussão dos resultados, pela sua disponibilidade, paciência e boa disposição no esclarecimento de qualquer dúvida, pela revisão cuidadosa do trabalho escrito e pelos comentários e correções que tanto enriqueceram este trabalho.

À minha orientadora, Professora Ana Isabel Correia, por ter aceitado orientar-me, pelos comentários ao delineamento do plano de trabalho e pela revisão do trabalho escrito.

À Ana Júlia Pereira pela proposta do tema de trabalho, pela disponibilidade para discutir alguns resultados, pela ajuda no delineamento do esquema experimental e na sua montagem, pelo auxílio na recolha de dados e acompanhamento na área de estudo, que ela tão bem conhece e pela qual nutre um fascínio inspirador, pela disponibilização dos seus dados, pelo apoio e pela revisão do trabalho escrito.

À Professora Otilia Correia pelo apoio, incentivo, pela revisão e comentários ao plano de trabalho e ao trabalho escrito.

Ao Miguel Porto pela ajuda incomensurável na análise de dados, que enriqueceu profundamente os meus conhecimentos de R, pela disponibilidade e paciência para esclarecer algumas dúvidas ‘existenciais’ dos métodos estatísticos, e ainda por disponibilizar parte do seu tempo para a revisão do trabalho escrito, com sugestões pertinentes que muito o enriqueceram.

Às minhas colegas e amigas, Filipa e Maria, pelo companheirismo, boa disposição, apoio constante e pelas sessões de contemplação – ou seria consternação? – no Zoom ao longo deste processo.

Aos restantes amigos por perceberem que nem sempre podia estar tão presente quanto queria.

À minha família por tudo...

## RESUMO

Os olivais tradicionais são um sistema agrícola extensivo com grande diversidade de plantas, incluindo espécies ameaçadas, mantidas pelas práticas tradicionais de gestão. Estes sistemas encontram-se em declínio devido à expansão da agricultura intensiva e, em menor grau, ao abandono.

Neste estudo foram avaliados os efeitos de três modelos de gestão de olivais no Baixo Alentejo - tradicional (sequeiro, com lavra), abandono (sem gestão) e intensiva (com regadio) - na diversidade taxonômica e funcional das comunidades de plantas e banco de sementes. Foi ainda avaliado o potencial do banco de semente para recuperar as comunidades. A gestão tradicional foi usada como referência.

A gestão intensiva provocou uma redução da riqueza específica e da redundância funcional das comunidades de plantas e do banco de semente, favorecendo a ocorrência de espécies mais ruderais, com maior altura máxima e floração mais prolongada, incluindo espécies alóctones. O banco de sementes apresentou elevada dissimilaridade com o banco de sementes dos olivais tradicionais. Os resultados indicam um depauperamento do banco de sementes num período muito curto, particularmente das espécies ameaçadas, e alterações profundas na sua composição que irão perdurar mesmo após eventual conversão.

O abandono dos olivais não afetou a riqueza específica, no entanto conduziu a um aumento da divergência funcional e favoreceu a ocorrência de espécies com maior peso da semente e floração mais tardia. Além disso, observou-se a colonização por espécies perenes, algumas ameaçadas, mas, simultaneamente, uma redução da abundância de algumas espécies arvenses ameaçadas. Contudo, estas últimas estão presentes no banco de sementes, podendo regenerar se o solo for mobilizado novamente.

Neste estudo evidenciou-se a importância da gestão tradicional para a conservação das comunidades de plantas arvenses associadas aos olivais de sequeiro, incluindo várias espécies ameaçadas. A maior redundância funcional nestes olivais sugere alguma resiliência a alterações ambientais que, contudo, não permite superar os efeitos da gestão intensiva. Deste estudo resultaram informações relevantes para a conservação destas comunidades de plantas e um catálogo fotográfico de plântulas de 217 espécies inventariadas.

**Palavras-chave:** plantas arvenses, agroecossistemas; agricultura intensiva; abandono agrícola conservação.

## **ABSTRACT**

Traditional olive groves are rainfed extensive agroecosystems that support a species-rich plant community and are the main habitat for several threatened arable species. These unique plant communities, shaped by centuries-old cultivation practices, are currently declining mainly due to the expansion of intensive agriculture and, to a lesser extent, abandonment.

This study assessed the effects of three olive grove management practices in Baixo Alentejo, Portugal - traditional (rain-fed, ploughed), abandoned (no management) and intensive (irrigated) - on the taxonomic and functional diversity of aboveground flora and seed bank. The potential for community recovery from seed banks was also assessed. Traditional olive groves were taken as a reference.

Intensive management decreased species richness and functional redundancy of aboveground flora and seed bank, favouring ruderal plant species (including exotic species) with longer flowering duration and higher plant height. Dissimilarity between seed banks of intensive and traditional olive groves was the highest. The results indicate an impoverishment of the seed bank over a short period, especially in threatened species, and changes in composition that will last after an eventual conversion.

Olive grove abandonment did not affect species richness but increased functional divergence and favoured species traits with higher seed weight and late flowering onset. Abandonment also allowed for colonization by perennials, including threatened species, but simultaneously reduced the abundance of some threatened arable species. However, the latter were present in the seed bank and can regenerate if ploughing practices are restored.

The importance of traditional management for the conservation of arable plant communities and several threatened species was highlighted. The highest functional redundancy indicates resilience to disturbances and environmental changes which, however, is not able to overcome the effects of agriculture intensification. This work also provided relevant knowledge for the conservation of arable plant communities occurring in traditional olive groves and a seedling photographic catalogue of the 217 plant species recorded in the study region.

**Keywords:** arable plants; agroecosystems; intensive agriculture; abandoned crop field; conservation.

# ÍNDICE

<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>VII</b>
<b>LISTA DE TABELAS .....</b>	<b>IX</b>
<b>LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS .....</b>	<b>X</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
1.1 A AGRICULTURA COMO MODELADOR DA BIODIVERSIDADE.....	1
1.2 O ABANDONO DOS SISTEMAS AGRÍCOLAS .....	2
1.3 A INTENSIFICAÇÃO DOS SISTEMAS AGRÍCOLAS .....	3
1.4 O BANCO DE SEMENTES COMO RESERVATÓRIO DA DIVERSIDADE .....	4
1.5 OS SISTEMAS AGRÍCOLAS DE SEQUEIRO MEDITERRÂNICOS .....	6
1.6 OS OLIVAIS TRADICIONAIS DO BAIXO ALENTEJO.....	6
1.7 OBJETIVOS .....	8
<b>2. MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>9</b>
2.1 ÁREA DE ESTUDO .....	9
2.2 AMOSTRAGEM DE CAMPO .....	10
2.2.1 Seleção dos olivais .....	10
2.2.2 Amostragem do banco de sementes .....	12
2.2.3 Amostragem da comunidade de plantas.....	13
2.3 GERMINAÇÃO DAS SEMENTES DAS AMOSTRAS DE SOLO .....	14
2.4 CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS DAS ESPÉCIES .....	16
2.5 VARIÁVEIS EXPLICATIVAS .....	17
2.6 ANÁLISE E TRATAMENTO DE DADOS .....	18
2.6.1 Diversidade taxonómica.....	18
2.6.2 Dissimilaridade na composição específica.....	19
2.6.2.1 Dissimilaridade entre modelos de gestão .....	19
2.6.2.2 Dissimilaridade entre bancos de sementes e entre banco de sementes e vegetação	19
2.6.3 Espécies indicadoras .....	20
2.6.4 Índices de diversidade funcional .....	20
2.6.5 Modelos para avaliar os fatores que influenciam a diversidade.....	21
<b>3. RESULTADOS.....</b>	<b>23</b>
3.1 PADRÕES GERAIS DE RIQUEZA E COMPOSIÇÃO ESPECÍFICA.....	23
3.2 EFEITOS DA GESTÃO NA DIVERSIDADE DA VEGETAÇÃO E DO BANCO DE SEMENTES .....	26
3.2.1 Efeitos da gestão na diversidade taxonómica.....	26
3.2.2 Espécies indicadoras .....	30

3.2.3	Efeitos da gestão na diversidade funcional .....	33
3.2.3.1	Médias ponderadas pela comunidade (CWM) .....	33
3.2.3.2	Índices de diversidade funcional .....	36
3.3	POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO A PARTIR DOS BANCOS DE SEMENTES.....	39
<b>4.</b>	<b>DISCUSSÃO.....</b>	<b>41</b>
4.1	EFEITOS DA GESTÃO NA DIVERSIDADE TAXONÓMICA DAS COMUNIDADES.....	41
4.2	EFEITOS DA GESTÃO NA DIVERSIDADE FUNCIONAL .....	43
4.3	POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO A PARTIR DO BANCO DE SEMENTES .....	46
4.4	IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO .....	48
4.5	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	49
<b>5.</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>51</b>
<b>6.</b>	<b>ANEXOS .....</b>	<b>63</b>
	ANEXO I – TEMPERATURA E HUMIDADE RELATIVA NA ESTUFA DA FCUL .....	64
	ANEXO II – LISTA DE TAXA E CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS .....	65
	ANEXO III – CARACTERÍSTICAS DO SOLO .....	76
	ANEXO IV – PRESENÇA DAS ESPÉCIES POR MODELO DE GESTÃO.....	79
	ANEXO V – CATÁLOGO FOTOGRÁFICO DE PLÂNTULAS DOS OLIVAIS DO BAIXO ALENTEJO.....	85

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 2.1** – Localização da área de estudo em Portugal Continental (A) e dos olivais amostrados de acordo com o modelo de gestão - tradicional, abandono e intensiva (B). ..... 9
- Figura 2.2** – Exemplos de olivais amostrados durante a primavera (à esquerda) e durante o outono (à direita). As letras indicam o modelo de gestão, T - olivais tradicionais, A - olivais abandonados e I - olivais intensivos. .... 12
- Figura 2.3** – Esquema simplificado da parcela de amostragem do banco de sementes num olival. Os quadrados sólidos representam os pontos de amostragem e distam aproximadamente 10 metros entre si. .... 13
- Figura 2.4** – Recolha e acondicionamento das amostras de solo durante a amostragem do banco de sementes (A e B) e unidade de amostragem da vegetação (C). .... 14
- Figura 2.5** – Aspeto geral da germinação das amostras de solo na estufa (à esquerda) e pormenor das plântulas (à direita)..... 15
- Figura 3.1** – Famílias dominantes na área de estudo em número de espécies. Os valores representam o total de espécies da família identificadas na vegetação e no banco de sementes. Na classe “Outras” estão incluídas 32 famílias e 88 espécies. .... 23
- Figura 3.2** – Boxplot (mediana, quartis, mínimo e máximo) da frequência relativa de espécies com estatuto de ameaça na Lista Vermelha (soma das frequências das oito espécies com estatuto de ameaça/frequência de todas as espécies), por olival e por modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva). n = 10 olivais por modelo de gestão. O símbolo + indica a média. .... 24
- Figura 3.3** – Boxplot (mediana, quartis, mínimo e máximo) do número de plântulas germinadas por tabuleiro (n = 450), por modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva). n = 10 olivais por modelo de gestão. O símbolo + indica a média. .... 25
- Figura 3.4** – Boxplot (mediana, quartis, mínimo e máximo) dos números de Hill para a vegetação, por modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva). n = 10 olivais por modelo de gestão. .... 27
- Figura 3.5** – Boxplot (mediana, quartis, mínimo e máximo) dos números de Hill para o banco de sementes, por modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva). n = 10 olivais por modelo de gestão. .... 27
- Figura 3.6** – Resultado do escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) da composição das comunidades através da dissimilaridade Bray-Curtis para a vegetação (ajuste não métrico  $R^2$  : 0.968). Olivais tradicionais delimitados pelo polígono azul, olivais abandonados pelo polígono laranja e olivais intensivos pelo polígono violeta. n = 10 olivais por modelo de gestão. .... 28
- Figura 3.7** – Resultado do escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) da composição das comunidades através da dissimilaridade Bray-Curtis para o banco de sementes (ajuste não métrico  $R^2$  : 0.981). Olivais tradicionais delimitados pelo polígono azul, olivais abandonados pelo polígono laranja e olivais intensivos pelo polígono violeta. n = 10 olivais por modelo de gestão. .... 29
- Figura 3.8** – Boxplot (mediana, quartis, mínimo e máximo) das médias ponderadas pela comunidade das características funcionais peso da semente, altura máxima, início da floração e duração da floração para a vegetação, por modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva). n = 10 olivais por modelo de gestão. O símbolo + indica a média. .... 34
- Figura 3.9** – Boxplot (mediana, quartis, mínimo e máximo) das médias ponderadas pela comunidade das características funcionais peso da semente, altura máxima, início da floração e duração da floração

para o banco de sementes, por modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva). n = 10 olivais por modelo de gestão. O símbolo + indica a média. .... 34

**Figura 3.10** – Boxplot (mediana, quartis, mínimo e máximo) dos índices de riqueza funcional, equitabilidade funcional e divergência funcional para a vegetação, por modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva). n = 10 olivais por modelo de gestão. O símbolo + indica a média. .... 37

**Figura 3.11** – Boxplot (mediana, quartis, mínimo e máximo) dos índices de riqueza funcional, equitabilidade funcional e divergência funcional para o banco de sementes, por modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva). n = 10 olivais por modelo de gestão. O símbolo + indica a média. .... 37

**Figura 3.12** – Boxplot (mediana, quartis, mínimo e máximo) da dissimilaridade Bray-Curtis na composição específica do banco de sementes entre pares de modelos de gestão representadas pelas respectivas iniciais: T – tradicional; A – abandono e I – Intensiva. O símbolo + indica a média. .... 39

**Figura 3.13** – Boxplot (mediana, quartis, mínimo e máximo) da dissimilaridade Bray-Curtis entre a vegetação e o banco de sementes de cada olival, por modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva). n = 10 olivais por modelo de gestão. O símbolo + indica a média. .... 40

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 2.1:</b> Características funcionais utilizadas na análise da diversidade funcional, tipo de dados (categóricos ou contínuos), níveis (para características categóricas) ou unidades (para características contínuas) e número de espécies para as quais se obteve informação e respetiva fonte.....	17
<b>Tabela 2.2:</b> Índices de diversidade funcional utilizados, a sua descrição e métodos de cálculo. Adaptado de (Laliberté & Legendre, 2010; Villéger et al., 2008).....	21
<b>Tabela 3.1:</b> Resultados dos modelos GLM para testar o efeito da gestão nos números de Hill, para a vegetação e para o banco de sementes. <b>Est:</b> coeficientes, <b>e.p.:</b> erro padrão dos coeficientes, <b>t:</b> estatística do teste t, <b>p:</b> valor de significância. Valores significativos abaixo de 0.05 realçados a negrito. ....	26
<b>Tabela 3.2:</b> Resultados dos testes de Mantel entre as matrizes de dissimilaridade na composição específica da vegetação e do banco de sementes (pares de gestão) - <b>Diss.comunidade;</b> e a matriz de distância binária da gestão. Teste do efeito da gestão na dissimilaridade observada no nMDS. <b>Mantel r:</b> correlação entre as entradas das duas matrizes e <b>p:</b> valor de significância.....	30
<b>Tabela 3.3:</b> Coeficientes e valores de significância ( <b>p</b> ) da <i>multiple regression on distance matrices</i> (MRM) para testar o efeito das variáveis explicativas na composição da vegetação e do banco de sementes dos olivais. Análise realizada entre a dissimilaridade na composição específica e o conjunto das variáveis explicativas: gestão, localização (determinada a partir das coordenadas) e parâmetros físicos e químicos do solo, A MRM para a vegetação tem um $R^2 = 0.39$ e a MRM para o banco de sementes tem um $R^2 = 0.44$ .....	30
<b>Tabela 3.4:</b> Espécies indicadoras de cada modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva) para a vegetação. <b>A</b> - Probabilidade de o local amostrado estar sob o modelo de gestão dado que a espécie foi aí encontrada (exclusividade); <b>B</b> - Probabilidade de encontrar a espécie em locais sob o modelo de gestão (fidelidade); <b>IndVal</b> – valor de associação e <b>p:</b> valor de significância dessa associação. Espécies assinaladas com * estão classificadas na Lista Vermelha (Carapeto et al., 2020). ....	31
<b>Tabela 3.5:</b> Espécies indicadoras de cada modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva) para o banco de sementes. <b>A</b> - Probabilidade de o local amostrado estar sob o modelo de gestão dado que a espécie foi aí encontrada (exclusividade); <b>B</b> - Probabilidade de encontrar a espécie em locais sob o modelo de gestão (fidelidade); <b>IndVal</b> – valor de associação e <b>p:</b> valor de significância dessa associação. Espécies assinaladas com * estão classificadas na Lista Vermelha (Carapeto et al., 2020). ....	32
<b>Tabela 3.6:</b> Resultados dos modelos GLM para testar o efeito da gestão nas médias ponderadas pela comunidade (CWM) para as características funcionais peso da semente, altura máxima, início da floração e duração da floração, na vegetação e no banco de sementes. <b>Est:</b> coeficientes; <b>e.p.:</b> erro padrão dos coeficientes; <b>t:</b> estatística do teste t; <b>p:</b> valor de significância; <b>Pi:</b> percentil dos coeficientes significativos na distribuição obtida pelo modelo nulo. Valores significativos abaixo de 0.05 realçados a negrito.....	35
<b>Tabela 3.7:</b> Resultados dos modelos GLM para avaliar o efeito da gestão nos índices de riqueza funcional ( <b>FRic</b> ), equitabilidade funcional ( <b>FEve</b> ) e divergência funcional ( <b>FDiv</b> ), na vegetação e no banco de sementes. <b>Est:</b> coeficientes; <b>e.p.:</b> erro padrão dos coeficientes; <b>t:</b> estatística do teste t, <b>p:</b> valor de significância; <b>Pi:</b> percentil dos coeficientes significativos na distribuição obtida pelo modelo nulo. Valores significativos abaixo de 0.05 realçados a negrito. ....	38
<b>Tabela 3.8:</b> Resultados do modelo GLM para avaliar o efeito da gestão na dissimilaridade entre banco de sementes e vegetação para o mesmo olival. <b>Est:</b> coeficientes, <b>e.p.:</b> erro padrão dos coeficientes, <b>t:</b> estatística do teste t, <b>p:</b> valor de significância. Valores significativos abaixo de 0.05 realçados a negrito. ....	40

## **LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS**

CWM – Community-Weighted Means

FCUL – Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa

FDiv – Divergência Funcional

FEve – Equitabilidade Funcional

FRic – Riqueza Funcional

GLM – Generalized Linear Models

IndVAL – Indicator Value index

MRM – Multiple Regression on distance Matrices

nMDS – non-Metric Multidimensional Scaling

PAC – Política Agrícola Comum

PCoA – Análise de Coordenadas Principais

# 1. INTRODUÇÃO

## 1.1 A agricultura como modelador da biodiversidade

As paisagens europeias são hoje o resultado da longa ocupação humana do continente e dos padrões de pastoreio e cultivo praticados ao longo dos séculos (Bignal & McCracken, 2000; Pausas, 1999). Os sistemas agrícolas europeus evoluíram a partir de sistemas sustentáveis de baixa produção que suportavam uma elevada diversidade de plantas, mantendo algumas espécies da flora que antes ocupavam os espaços naturais (Bignal & McCracken, 2000). Simultaneamente, constituíram uma pressão seletiva que levou à adaptação das espécies em paralelo com o desenvolvimento da agricultura (Vigueira *et al.*, 2013). As migrações humanas e a expansão da agricultura contribuíram para a expansão de algumas espécies, cujas sementes estavam misturadas com as sementes utilizadas para o cultivo, dando origem aos arqueófitos agrícolas – plantas direta ou indiretamente introduzidas pelo homem até ao século XV e que estabeleceram populações naturais (Bergmeier & Strid, 2014).

Em várias áreas da Europa, a manutenção da biodiversidade está muito dependente de práticas tradicionais associada à agricultura extensiva (Meyer, 2020; Meyer & Bergmeier, 2020; Recasens *et al.*, 2020). Estes sistemas agrícolas tradicionais caracterizam-se por apresentarem uma elevada diversidade taxonómica de plantas, sendo, por isso, considerados um dos habitats com maior importância para a conservação (Meyer, 2020; Tschardtke *et al.*, 2005). Estes sistemas são geralmente dominados por culturas anuais, pelo que os solos são mobilizados pelo menos uma vez por ano (Storkey, 2020). A resposta das espécies de plantas a esta perturbação regular – a lavra – constitui um processo determinante na composição das comunidades e na sua elevada riqueza específica (Torra *et al.*, 2018). Assim, a flora associada aos sistemas agrícolas, a denominada flora arvense, é constituída por espécies adaptadas a perturbações regulares como a lavra, essencialmente plantas anuais, por espécies especialistas, restritas ou quase restritas a este tipo de ambientes que evoluíram rapidamente pela pressão seletiva imposta pela agricultura, e por espécies generalistas com elevada plasticidade fenotípica, essencialmente plantas ruderais (Bergmeier & Strid, 2014; Storkey, 2020; Vigueira *et al.*, 2013).

Na Europa Central, estima-se que cerca de 150 espécies sejam consideradas especialistas de locais cultivados tornando-se quase inteiramente dependentes deste tipo de sistemas (Meyer, 2020). Na região do Mediterrâneo, apesar da ausência de inventários regionais, estima-se que o número de espécies dependentes dos sistemas tradicionais seja superior devido à maior riqueza da flora, às suas diferentes origens biogeográficas e ao número elevado de endemismos (Meyer & Bergmeier, 2020; Recasens *et al.*, 2020). Por exemplo, apenas na Grécia, cerca de 138 espécies de plantas aparentam ser dependentes da agricultura tradicional (Bergmeier & Strid, 2014). Embora a maioria das plantas associadas a estes sistemas agrícolas tenham um ciclo de vida anual, no Mediterrâneo ocorre também uma percentagem elevada de geófitos que toleram as mobilizações tradicionais do solo, característica distintiva das comunidades arvenses mediterrânicas (Bergmeier & Strid, 2014; Meyer & Bergmeier, 2020). Apesar de existir pouca informação acerca do número de espécies dependentes de habitats agrícolas na Península Ibérica, estima-se um número igualmente elevado tendo em conta os valores totais de riqueza específica registados nestes sistemas: 306 espécies em searas (Solé-Senan *et al.*, 2014) e 435 nas orlas de campos agrícolas (Pallavicini *et al.*, 2020) em Espanha e 264 espécies em searas (Ramôa *et al.*, 2017) e 273 espécies em olivais extensivos (A.J. Pereira, comunicação pessoal) no Alentejo.

Os estudos recentes da diversidade de plantas e dos seus padrões utilizam simultaneamente várias componentes da diversidade - taxonómica, funcional e filogenética - como forma de melhor caracterizar e compreender os processos ecológicos que ocorrem nas comunidades (Kondratyeva *et al.*, 2019; Mammola *et al.*, 2021; Pavoine & Bonsall, 2011; Tucker *et al.*, 2017). Esta análise conjunta mostra-se importante porque perturbações ambientais ou antropogénicas podem conduzir a uma comunidade totalmente distinta sem, contudo, haver alterações significativas na riqueza específica

(Mouillot *et al.*, 2013). Estas alterações nas comunidades têm o potencial de alterar o funcionamento do ecossistema e podem constituir um alerta antecipado da sua reestruturação (Daly *et al.*, 2018). O uso simultâneo de diferentes componentes da diversidade permite ainda estimar os impactos das perturbações nas funções e nos serviços dos ecossistemas e avaliar a sua resiliência (Biggs *et al.*, 2020; Elmqvist *et al.*, 2003; Garbach *et al.*, 2014). Uma comunidade resiliente tem a capacidade de recuperar as suas funções iniciais no ecossistema após uma perturbação (Elmqvist *et al.*, 2003) pelo que comunidades com elevada redundância funcional são, em teoria, mais resilientes do que comunidades com baixa redundância funcional (Biggs *et al.*, 2020). Isto deve-se à existência de um maior número de espécies a contribuir para a mesma função e, em caso de perda de espécies, essa função poder ser assegurada pelas restantes espécies funcionalmente semelhantes (Biggs *et al.*, 2020; Elmqvist *et al.*, 2003). Contudo, a resiliência das comunidades depende da forma como as espécies funcionalmente semelhantes respondem à mesma perturbação (Elmqvist *et al.*, 2003). As espécies raras e especialistas são geralmente aquelas que sofrem os maiores impactos de perturbações ou alterações ambientais (Carmona *et al.*, 2020; Tarifa *et al.*, 2021) cuja contribuição para a diversidade funcional é inversamente proporcional à sua abundância (Bourgeois *et al.*, 2019; Elmqvist *et al.*, 2003). Assim, esta abordagem multifacetada é essencial para compreender os efeitos das modificações que a agricultura tradicional tem vindo a sofrer desde meados do século XX nas comunidades arvenses.

## 1.2 O abandono dos sistemas agrícolas

O abandono de áreas cultivadas é um fenómeno comum em toda a Europa, mas especialmente na Bacia do Mediterrâneo, com as culturas tradicionais de sequeiro (e.g. cereais, olivais e amendoais) a apresentar maior suscetibilidade ao abandono devido à sua baixa competitividade (Nainggolan *et al.*, 2012; Terres *et al.*, 2015). As causas que levam ao abandono são variadas e incluem fatores demográficos como o envelhecimento das populações, o êxodo rural verificado durante o século XX e fatores económicos como a diminuição dos rendimentos provocada pela redução dos preços de mercado resultante da intensificação da agricultura em locais mais produtivos (Pereira & Martinho, 2017; Terres *et al.*, 2015).

O abandono das práticas agrícolas conduz a alterações nas comunidades de plantas que entram num processo de sucessão ecológica devido à ausência de perturbações regulares (Bonet, 2004; Plieninger *et al.*, 2014; Tzanopoulos *et al.*, 2007). Este processo é geralmente lento uma vez que as atividades agrícolas eliminaram ou reduziram muito a representatividade das espécies dos estádios de sucessão mais avançados nas comunidades, pelo que o seu estabelecimento está muito dependente da colonização a partir de áreas adjacentes (Pausas, 1999; Verdú & García-Fayos, 1996). O padrão de alteração das comunidades é complexo e depende de diversos fatores como a estrutura da paisagem, o uso do solo anterior, a presença de pastoreio, o clima e o tipo de solo (Pausas, 1999; Plieninger *et al.*, 2014; Tzanopoulos *et al.*, 2007). Em sistemas mediterrânicos como searas e olivais, geralmente a riqueza específica das comunidades aumenta durante os primeiros anos após o abandono devido à colonização gradual por espécies de áreas adjacentes e ao aumento da heterogeneidade espacial (Plieninger *et al.*, 2014), e diminui em estádios mais avançados da sucessão devido ao aumento das relações de competição que excluem as espécies menos adaptadas (Bonet, 2004; Bonet & Pausas, 2004; Plieninger *et al.*, 2014). Existem evidências de que o abandono pode conduzir ao declínio das espécies mais especialistas, designadas como estritamente arvenses (A.J. Pereira, comunicação pessoal), apesar de estas poderem persistir no banco de sementes (Kohler *et al.*, 2011; Rotchés-Ribalta *et al.*, 2020). Contudo, existe ainda pouca informação acerca da persistência de muitas espécies no banco de sementes, uma informação relevante para prever a sua manutenção nas comunidades a longo-prazo (Torra *et al.*, 2018).

Os estudos em paisagens agrícolas abandonadas têm-se focado essencialmente na compreensão da sucessão ecológica desencadeada pelo abandono (Bonet, 2004; Maccherini *et al.*, 2013; Navarro-Rosales & Bell, 2022; Tzanopoulos *et al.*, 2007) pelo que os efeitos do abandono na diversidade funcional das comunidades permanecem relativamente menos estudados. Contudo, existem evidências de que o abandono das práticas agrícolas leva a alterações nas características funcionais das espécies semelhantes às observadas após a cessação do pastoreio, nomeadamente, uma diminuição da área foliar específica, um aumento da altura das plantas e do peso da semente e uma maior duração do ciclo de vida (Peco *et al.*, 2012, 2005; Solé-Senan *et al.*, 2018). Bonet & Pausas (2004), verificaram ainda que ocorriam alterações nas estratégias de dispersão das sementes após o abandono agrícola, com a diminuição da dispersão pelo vento e um aumento da dispersão por animais. Assim, com base nestes estudos e em modelos teóricos, espera-se que o abandono conduza ao aumento da riqueza e divergência funcionais das comunidades (Pakeman, 2011), dado que a competição constitui o principal modelador das comunidades quando estas não estão sujeitas a perturbações (Grime, 1973).

### 1.3 A intensificação dos sistemas agrícolas

Na Europa, estima-se que a riqueza específica de plantas vasculares associadas à agricultura tenha atingido o seu máximo durante o século XIX (Bignal & McCracken, 2000). Desde meados do século XX, após a Segunda Guerra Mundial, a agricultura sofreu alterações profundas devido à descoberta da síntese de fertilizantes e pesticidas químicos, à mecanização e a mudanças mais profundas do uso do solo, constituindo aquilo a que se chama Revolução Verde (Recasens *et al.*, 2020). As maiores alterações poderão ter ocorrido com a concretização das reformas associadas à Política Agrícola Comum (PAC), implementada em 1962 e cuja influência aumentou com a adesão de novos países à União Europeia (Hristov *et al.*, 2020; Pereira & Martinho, 2017). A PAC teve como objetivo aumentar a produção agrícola através da atribuição de subsídios para a produção, regulação dos preços de mercado e regulamentação das importações e exportações (van Zanten *et al.*, 2014). Em consequência, durante as décadas de 1980 e 1990, verificou-se na Europa um grande aumento da produção agrícola que teve por base a intensificação do uso do solo através da conversão de áreas naturais ou de áreas de agricultura extensiva (Pereira & Martinho, 2017; van Zanten *et al.*, 2014). Estas alterações do uso do solo provocaram impactos na biodiversidade que são há muito motivo de preocupação (Bignal & McCracken, 2000).

Diversos estudos demonstraram que a intensificação agrícola conduz a alterações significativas na riqueza específica (Fonderflick *et al.*, 2020; Storkey *et al.*, 2012; Tarifa *et al.*, 2021), na composição das comunidades de plantas (Andreasen *et al.*, 2018; Carpio *et al.*, 2020; Solé-Senan *et al.*, 2014) e diversidade funcional (Flynn *et al.*, 2009; Laliberté *et al.*, 2010) das paisagens agrícolas. A intensificação agrícola reduz a riqueza específica ao atuar como um filtro sobre as comunidades, restringindo as espécies cuja ecologia e características funcionais não conferem adaptação ao regime de perturbações ou às alterações dos parâmetros ambientais (Garnier & Navas, 2012; Solé-Senan *et al.*, 2018). Reduz igualmente a diversidade funcional e leva a uma homogeneização da composição das comunidades (Flynn *et al.*, 2009; Pakeman, 2011; Rotchés-Ribalta *et al.*, 2020) devido à exclusão de espécies raras e/ou especialistas (Carmona *et al.*, 2020; Chamorro *et al.*, 2016; Tarifa *et al.*, 2021). Isto é especialmente relevante uma vez que existem evidências de que as espécies raras e/ou especialistas contribuem desproporcionalmente para a diversidade funcional e para o provisionamento de serviços de ecossistema importantes como controlo de pragas e polinização em paisagem agrícolas (Bourgeois *et al.*, 2019; Elmqvist *et al.*, 2003; Tarifa *et al.*, 2021). Em consequência, a resiliência das comunidades pode diminuir devido a uma redundância funcional mais baixa (Laliberté *et al.*, 2010).

Os efeitos da intensificação agrícola nas comunidades devem-se a um conjunto de fatores que atuam tanto à escala local como à escala da paisagem (Tschardtke *et al.*, 2005). Espera-se que em comunidades de plantas, os fatores que atuem à escala local sejam os mais importantes uma vez que estes produzem efeitos diretamente sobre os indivíduos (Pallavicini *et al.*, 2020; Tschardtke *et al.*, 2005). Exemplos de fatores locais incluem: i) o aumento do uso de fertilizantes que conduz a modificações nas propriedades químicas do solo, como a aumento da acidez e salinidade (Horswill *et al.*, 2008) e a alteração das relações de competição entre as plantas (Basto *et al.*, 2015; Ochoa-Hueso & Manrique, 2010); ii) o uso de herbicidas que elimina a maioria das espécies arvenses e, simultaneamente, beneficia aquelas que desenvolveram tolerância ou resistência (Fonderflick *et al.*, 2020; Vigueira *et al.*, 2013), e iii) o cultivo permanente do solo que elimina os ciclos de anos favoráveis associados às rotações e pousios (Recasens *et al.*, 2020; Rotchés-Ribalta *et al.*, 2015). À escala da paisagem, os efeitos negativos da intensificação agrícola são essencialmente indiretos e advêm da homogeneização da paisagem (Carmona *et al.*, 2020; Rey *et al.*, 2019; Solé-Senan *et al.*, 2014; Tarifa *et al.*, 2021), da diminuição do efeito de orla (Carpio *et al.*, 2020; José-María *et al.*, 2010; Recasens *et al.*, 2020) e da degradação e fragmentação dos habitats naturais (Cursach *et al.*, 2020; Hermosin *et al.*, 2013) que diminuem a conectividade entre parcelas e reduzem o *pool* regional de espécies devido a um menor número de nichos (Tschardtke *et al.*, 2005).

Como resultado de fortes alterações dos usos do solo e da intensificação agrícola, os sistemas agrícolas tradicionais encontram-se em declínio em toda a Europa, bem como as suas comunidades de plantas, atualmente também em forte declínio, com várias espécies incluídas nas Listas Vermelhas de diversos países europeus (Meyer, 2020).

#### 1.4 O banco de sementes como reservatório da diversidade

O banco de sementes é constituído por todas as sementes viáveis produzidas pelas plantas que se foram acumulando ao longo do tempo, estejam elas incorporadas na matriz do solo ou depositadas na sua superfície (Csontos, 2007; Saatkamp *et al.*, 2014) e é considerado um elemento essencial para a manutenção da estabilidade dos ecossistemas por constituir um reservatório da diversidade taxonómica, genética e funcional das comunidades (Saatkamp *et al.*, 2014).

A germinação das sementes ocorre apenas quando se verificam condições de luminosidade, temperatura e potencial hídrico do solo adequadas à espécie (Baskin & Baskin, 2004). Assim, os fatores ambientais fornecem sinais que garantem que a emergência da radícula só ocorre no período mais favorável, quando as plântulas terão maior probabilidade de sobrevivência e de completar o seu ciclo de vida (Baskin & Baskin, 2004; Jiménez-Alfaro *et al.*, 2016). Algumas espécies não germinam mesmo quando todas as condições ambientais parecem adequadas devido a mecanismos de dormência (Baskin & Baskin, 2004). A dormência pode dever-se a: i) presença de substâncias inibidoras na semente e fraco potencial do embrião para transpor as estruturas que o revestem durante a germinação – dormência fisiológica; ii) presença de tegumento impermeável – dormência física e/ ou iii) embrião subdesenvolvido aquando da maturação, ocorrendo a germinação apenas após o completo desenvolvimento do embrião - dormência morfológica - ou após um fator ambiental desencadear o seu desenvolvimento - dormência morfofisiológica (Baskin & Baskin, 2004).

As sementes presentes no solo são classificadas quanto à duração da sua permanência no banco de sementes em transientes e persistentes (Bakker *et al.*, 1996). As sementes transientes apenas permanecem no banco de sementes por um período inferior a um ano durante a época desfavorável à germinação e crescimento das plantas (Bakker *et al.*, 1996; Saatkamp *et al.*, 2014). As sementes persistentes mantêm-se por um período superior a um ano e podem passar várias estações de crescimento sem germinar (Bakker *et al.*, 1996; Saatkamp *et al.*, 2014). As sementes persistentes geralmente

possuem um conjunto de características que lhes permitem manter-se no banco de sementes, seja por possuírem mecanismos de dormência quebrados por condições ambientais específicas, ou por características morfológicas que garantem uma maior permanência no solo (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2016; Saatkamp *et al.*, 2019). O peso e tamanho da semente, a espessura e permeabilidade do tegumento, a tolerância à dissecação e a presença de reservas são exemplos de características morfológicas que têm sido associadas à persistência no banco de sementes (Saatkamp *et al.*, 2019; Thompson *et al.*, 1993).

O banco de sementes é particularmente importante em comunidade de plantas anuais de climas que apresentam uma elevada sazonalidade (Cohen, 1966), como o clima mediterrânico. Para as plantas anuais, a regeneração da comunidade depende, todos os anos, da germinação a partir do banco de sementes uma vez que este constitui o único elo entre duas gerações. Assim, o investimento na produção de um banco de sementes permite aumentar o sucesso no recrutamento distribuindo a germinação das sementes ao longo dos anos e atenuando quebras demográficas resultantes de anos em que as condições ambientais não permitiram ou reduziram o sucesso reprodutor (Cohen, 1966; Philippi, 1993). O banco de sementes é também muito importante na recuperação das comunidades após uma perturbação, garantindo a resiliência do ecossistema (DeMalach *et al.*, 2021; Harper, 1977; Plue *et al.*, 2021). O potencial para recuperar as comunidades de plantas depende da magnitude e da duração da perturbação, existindo evidências de que perturbações prolongadas no tempo ou muito frequentes levam a uma diminuição progressiva do número de sementes no solo (Levassor *et al.*, 1990; Plue *et al.*, 2021). Esta diminuição ocorre devido a efeitos diretos na reprodução e, conseqüentemente, no reabastecimento do banco de sementes (Ball, 1992), ou indiretamente, através de alterações nos parâmetros ambientais (e.g. temperatura ou humidade do solo) que podem induzir a germinação em períodos desfavoráveis ao desenvolvimento da planta (Plue *et al.*, 2021).

Assim, o estudo do banco de sementes é fundamental na compreensão de diversos processos que têm efeitos na ecologia das comunidades, como perturbações (DeMalach *et al.*, 2021; Levassor *et al.*, 1990), sucessão ecológica (Bossuyt & Hermy, 2004; Török *et al.*, 2018), restauro ecológico (Bakker *et al.*, 1996; Bossuyt & Honnay, 2008; Lang *et al.*, 2018) e alterações do uso do solo (Albrecht, 2005; Andreasen *et al.*, 2018; Légère *et al.*, 2011; Rotchés-Ribalta *et al.*, 2017). Em sistemas agrícolas, analisar o banco de sementes permite uma melhor avaliação dos efeitos das práticas de gestão utilizadas, uma vez que este refletirá os seus impactos cumulativos a longo prazo (Albrecht, 2005; Ball, 1992) e apresenta taxas de alteração mais lentas do que a comunidade de plantas (DeMalach *et al.*, 2021).

Entre as práticas agrícolas tradicionais, a lavra afeta a longevidade das sementes no solo ao incorporá-las a uma profundidade onde estas não estão expostas aos estímulos de germinação, promovendo assim a sua acumulação (Saatkamp *et al.*, 2014; Torra *et al.*, 2018). Simultaneamente, as mobilizações do solo redistribuem as sementes no espaço (Lang *et al.*, 2018) e estimulam a germinação através da exposição a estímulos ambientais (Froud-Williams *et al.*, 1984; Torra *et al.*, 2018). Assim, apesar de as espécies dentro da mesma comunidade poderem responder de maneiras contrastantes à lavra (Légère *et al.*, 2011; Torra *et al.*, 2018; A.J. Pereira, comunicação pessoal), em locais sujeitos a mobilizações do solo não muito intensas, a riqueza específica e o número de sementes do banco de sementes são, geralmente, elevados (Dölle & Schmidt, 2009; Levassor *et al.*, 1990). O abandono desta prática pode conduzir a alterações na composição do banco de sementes que acompanham a sucessão ecológica, tal como observado em pastagens mediterrânicas (Levassor *et al.*, 1990). Contudo, outros estudos mostram um padrão oposto, com a composição do banco de sementes a manter-se dominada por plantas dos estádios iniciais de sucessão durante um longo período após o abandono de áreas cultivadas (Buisson *et al.*, 2006; Dölle & Schmidt, 2009), pois estas produzem um elevado número de sementes persistentes (Baker, 1974; Bakker *et al.*, 1996).

Existem diversos estudos que abordam o efeitos da intensificação agrícola no banco de sementes das comunidades de plantas arvenses, estando bem estabelecido que estes sofrem uma redução no número de sementes, uma alteração na composição e uma redução do número de espécies semelhante à

observada na comunidade de plantas (Andreasen *et al.*, 2018; Carpio *et al.*, 2020), embora a um ritmo mais lento (Akinola *et al.*, 1998; DeMalach *et al.*, 2021). Ainda que o banco de sementes possa atuar como tampão à alteração da composição das comunidades de plantas (DeMalach *et al.*, 2021; Plue *et al.*, 2021), atenuando alguns dos impactos negativos da intensificação, ao exercer essa função na presença de uma pressão contínua sofre um processo de declínio continuado devido a práticas que impedem ou limitam a produção de sementes pelas plantas (Ball, 1992; Plue *et al.*, 2021).

## 1.5 Os sistemas agrícolas de sequeiro mediterrânicos

A região do Mediterrâneo é a área da Europa onde os sistemas de agricultura tradicional ainda apresentam uma elevada representatividade na paisagem (Keenleyside *et al.*, 2014; Recasens *et al.*, 2020). Nesta região, os sistemas agrícolas tradicionais mais representativos incluem as culturas de sequeiro anuais, como os cereais, e as culturas de sequeiro permanentes, como a oliveira (*Olea europaea* L.), a amendoeira (*Prunus dulcis* (Mill.) D.A. Webb) e a alfarrobeira (*Ceratonia siliqua* L.) (Keenleyside *et al.*, 2014). Tradicionalmente, as áreas dedicadas ao cultivo de cereais não eram cultivadas todos os anos, sendo deixadas em pousio por algum tempo para manter a fertilidade dos solos, estimando-se que, anualmente, 30% a 80% destas áreas ficariam em pousio (Bignal & McCracken, 2000; Keenleyside *et al.*, 2014). Estas práticas agrícolas extensivas, que têm uma longa história nesta região, promoveram comunidades de plantas arvenses com elevada diversidade específica (Recasens *et al.*, 2020). Apesar disso, as espécies arvenses foram geralmente ignoradas pelos investigadores até recentemente, especialmente na Península Ibérica (Recasens *et al.*, 2020). A mudança de atitude deu-se quando começaram a surgir evidências de que estas espécies se encontravam em declínio acentuado devido à intensificação agrícola e a outras alterações dos usos do solo (Rotchés-Ribalta *et al.*, 2017; Rotchés-Ribalta *et al.*, 2015; Solé-Senan *et al.*, 2014) e que estas seriam dependentes de sistemas tradicionais (Meyer & Bergmeier, 2020; Recasens *et al.*, 2020), como as searas e olivais tradicionais de sequeiro.

Os olivais de sequeiro são um dos sistemas de cultivo mais importantes do Mediterrâneo devido ao seu valor económico, histórico, cultural e ambiental (Loumou & Giourga, 2003). Estes sistemas caracterizam-se por pouca ou nenhuma aplicação de fertilizantes, devido à baixa densidade de árvores que evita carências nutricionais (Reis, 2014; Russo *et al.*, 2016). Normalmente, as únicas atividades mecanizadas são as mobilizações do solo, realizadas geralmente duas vezes por ano, no final da primavera e no início do outono. Uma vez que esta tem como objetivo controlar a vegetação espontânea, geralmente não são utilizados herbicidas (Reis, 2014). Estes sistemas ocupam genericamente áreas pouco extensas o que possibilita a sua inserção num mosaico paisagístico complexo constituído por zonas naturais, pastagens e cultivos (Pinto-Correia, 2021; Silveira *et al.*, 2018).

## 1.6 Os olivais tradicionais do Baixo Alentejo

Nos olivais tradicionais do Alentejo ocorrem comunidades de herbáceas com uma elevada diversidade taxonómica, albergando cerca de 280 espécies (A.J. Pereira, comunicação pessoal). Algumas destas plantas são endémicas da região e/ou ocorrem quase exclusivamente neste tipo de sistemas agrícolas. De acordo com a Lista Vermelha da Flora Vasculare de Portugal Continental (Carapeto *et al.*, 2020), entre as espécies que ocorrem em olivais tradicionais do Baixo Alentejo, 21 estão classificadas com estatuto de ameaça (duas *Criticamente em Perigo*, sete *Em Perigo* e 12 com estatuto *Vulnerável*). Uma parte destas espécies ocorre principalmente em olivais tradicionais abandonados ou em áreas pouco cultivadas do mosaico agrícola (e.g. margens dos campos de cultivo, orla das oliveiras, bermas de caminho) uma vez que não toleram mobilizações do solo muito frequentes

(A.J. Pereira, comunicação pessoal). A intensificação dos usos do solo na região foi identificada como sendo a principal ameaça para a conservação das espécies incluídas atualmente na Lista Vermelha da Flora Vascular de Portugal Continental (Carapeto *et al.*, 2020).

Após a construção da Barragem de Alqueva em 2002, a intensificação agrícola na região do Alentejo apresentou um crescimento muito expressivo que assentou principalmente na instalação em larga escala de olivais em regime intensivo ou superintensivo, que ocupam, na atualidade, mais de metade dos 120000 hectares abrangidos pelo perímetro de rega de Alqueva (EDIA, 2022). Na última década, a área ocupada por olivais no perímetro de rega de Alqueva sofreu um aumento de 423%, passando de aproximadamente 13400 hectares em 2012 para mais de 70200 hectares em 2021 (EDIA, 2022). A instalação destes olivais fez-se sobretudo em áreas outrora ocupadas por áreas extensivas de sequeiro, como pastagens e searas, mas também por olivais tradicionais (EDIA, 2022; Morgado *et al.*, 2022). Simultaneamente, ainda que pareça contraditório, a região do Alentejo é uma das regiões europeias que apresenta maior risco de abandono agrícola (Terres *et al.*, 2015). Verifica-se, portanto, que os sistemas agrícolas tradicionais portugueses estão sujeitos às mesmas ameaças identificadas para os congéneres europeus. Assim, a conversão ou a perda destes sistemas agrícolas tradicionais é especialmente séria por serem o habitat de comunidades que albergam uma particular riqueza florística.

A avaliação dos efeitos das práticas de gestão na composição das comunidades plantas e no seu banco de sementes permite uma melhor compreensão dos processos ecológicos que atuam sobre as comunidades e fornece informação relevante para a conservação destas comunidades e da sua flora ameaçada. Por outro lado, o estudo do banco de sementes é importante para inferir o potencial de recuperação das comunidades em modelos de gestão cujas práticas, atualmente, poderão não ser adequadas à permanência das espécies arvenses que ocorrem estritamente associadas aos sistemas de sequeiro tradicionais. O desenvolvimento de estratégias de conservação dirigidas a estas comunidades permite não só a preservação do património genético, mas também assegurar a manutenção de serviços de ecossistemas providenciados por estas, como a polinização e o controlo de pragas através de inimigos naturais, essenciais para agroecossistemas que se pretendem sustentáveis (Garbach *et al.*, 2014).

## 1.7 Objetivos

A análise dos padrões da biodiversidade em paisagens agrícolas é uma temática bem estudada na Europa, nomeadamente no que diz respeito aos efeitos da intensificação agrícola. Contudo, a maioria dos estudos avalia apenas os efeitos nas comunidades de plantas (Carmona *et al.*, 2020; Fonderflick *et al.*, 2020; Tarifa *et al.*, 2021) ou no banco de sementes (Rotchés-Ribalta *et al.*, 2017; Rotchés-Ribalta *et al.*, 2020) e só alguns avaliam os efeitos da gestão nas duas componentes simultaneamente (Andreasen *et al.*, 2018; Carpio *et al.*, 2020). Em Portugal, os efeitos de diferentes modelos de gestão nas comunidades de plantas de paisagens agrícolas encontram-se relativamente pouco estudadas, com exceção de algumas culturas tradicionais como os cereais e vinha (Castro *et al.*, 2016; Monteiro *et al.*, 2012; Ramôa *et al.*, 2017). As comunidades de plantas dos olivais tradicionais do Baixo Alentejo estão a ser estudadas por A.J. Pereira (comunicação pessoal), mas, tanto quanto sabemos, em Portugal não existem estudos comparativos de banco de sementes em olivais e, mesmo em outras paisagens agrícolas, estes estudos são escassos (Caixinhas *et al.*, 1998; Sousa *et al.*, 2003). Verifica-se, portanto, que existem lacunas importante na caracterização dos efeitos da alteração das práticas agrícolas nas comunidades de plantas dos olivais, especialmente nos bancos de sementes. Neste estudo pretende-se contribuir para colmatar esta lacuna numa análise comparativa de três modelos de gestão: olivais tradicionais de sequeiro (lavrados anualmente), olivais tradicionais de sequeiro abandonados (não geridos) e olivais intensivos (irrigados artificialmente, com aplicação de herbicidas e fertilizantes).

O objetivo geral deste estudo foi avaliar os efeitos de diferentes modelos de gestão de olivais na diversidade das comunidades de plantas e no banco de sementes presente no solo, tomando como referencial a gestão tradicional e comparando-a com sistemas sem gestão e sistemas em gestão intensiva. Concretamente, pretendeu-se:

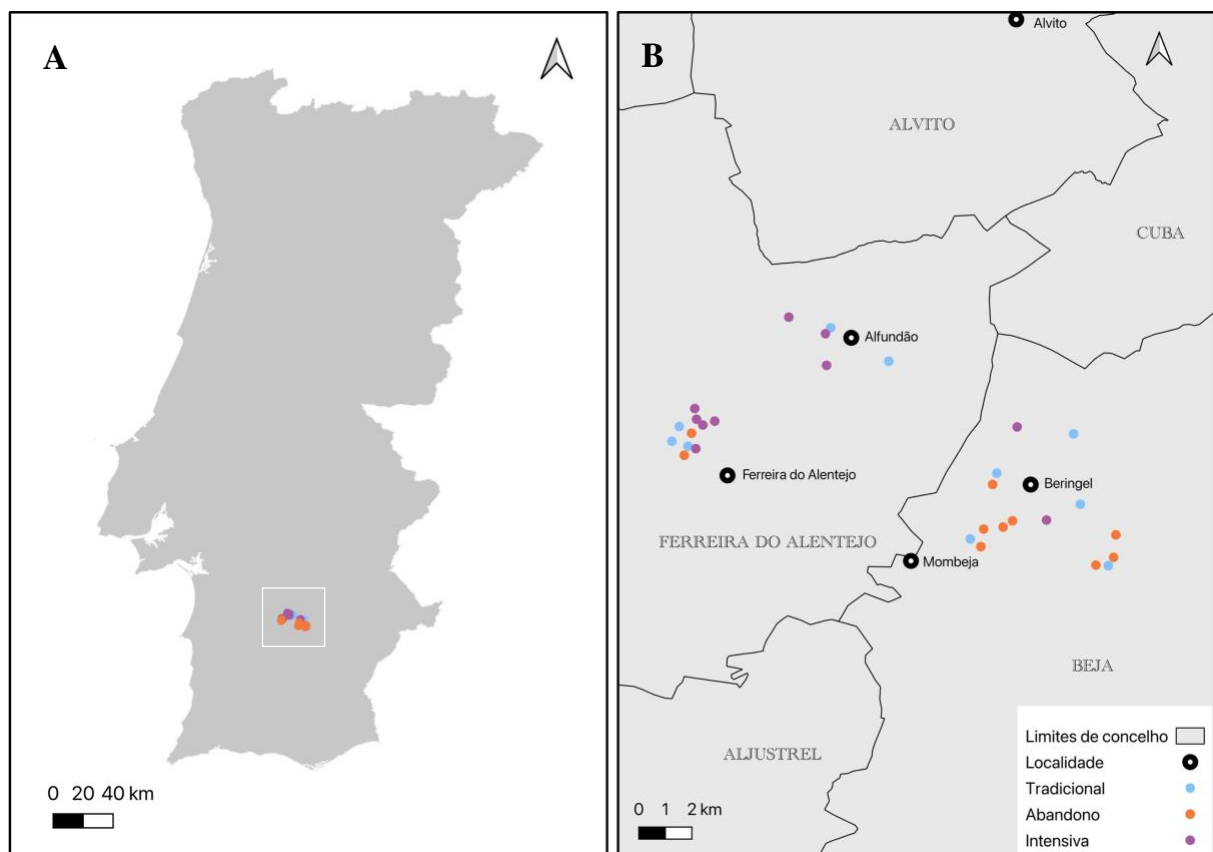
- i) Comparar o efeito das práticas de gestão - tradicional, abandono e intensiva - na diversidade taxonómica e funcional das comunidades de plantas e do seu banco de sementes;
- ii) Analisar o potencial dos bancos de sementes para recuperar a comunidade de plantas arvenses tendo como referência o banco de sementes dos olivais tradicionais e avaliar as suas implicações para a conservação destas comunidades.

Como forma de responder aos objetivos, foram selecionados 30 olivais no Baixo Alentejo (n = 10 olivais por modelo de gestão) e analisada a composição da comunidade de plantas e do seu banco de sementes, usando uma abordagem baseada na diversidade taxonómica e na diversidade funcional de forma a melhor compreender os efeitos sobre as comunidades e os processos ecológicos que possam estar a ocorrer.

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

A área de estudo localiza-se no Sul de Portugal (38°04'N, 8°02'W), entre os concelhos de Beja e Ferreira do Alentejo, numa área de aproximadamente 300 km<sup>2</sup> (Figura 2.1). O clima da região é tipicamente mediterrânico, com verões quentes e secos. A temperatura média anual é de 16.9°C, variando entre uma temperatura média mensal de 24.8°C em agosto e de 9.7°C em janeiro (IPMA, 2022a; Normal Climatológica para Beja 1981-2010). Os valores mais elevados de temperatura máxima média registam-se em julho (33.3°C) e os valores mais baixos de temperatura mínima média registam-se em janeiro (5.4°C). A precipitação média anual para a estação de Beja é de 555 mm, concentrada essencialmente entre outubro e maio.



**Figura 2.1** – Localização da área de estudo em Portugal Continental (A) e dos olivais amostrados de acordo com o modelo de gestão - tradicional, abandono e intensiva (B).

Geologicamente a área de estudo caracteriza-se pela presença de rochas do tipo gabro, formações relativamente raras em Portugal (Soares, 2012). Os gabros são rochas plutónicas constituídas sobretudo por plagioclase cálcica e pobres em sílica, pelo que apresentam um pH básico (Soares, 2012). Através da meteorização destas rochas originam-se solos argilosos, básicos e não calcários designados de forma geral por “Barros de Beja”, que ocupam grande parte da área de estudo (Soares, 2012).

A paisagem é caracterizada por um mosaico altamente alterado pelo homem, constituído por montados de azinho, matos xerofíticos, pastagens, culturas forrageiras, culturas anuais e, com maior

representatividade na paisagem, culturas permanentes como a oliveira, a videira e a amendoeira. As áreas agrícolas podem ser de sequeiro ou de regadio e apresentam-se sob diferentes modelos de gestão, incluindo abandonadas (EDIA, 2022; Morgado *et al.*, 2022). Esta região apresenta uma das maiores concentrações de plantas ameaçadas em Portugal Continental, com 26 espécies classificadas com estatuto de ameaça na Lista Vermelha da Flora Vascular de Portugal Continental (Carapeto *et al.*, 2020).

Os olivais tradicionais são uma cultura de sequeiro caracterizada pela baixa densidade de oliveiras (*Olea europaea* L.), menos de 150 árvores por hectare, pouca mecanização e práticas de gestão extensivas (Russo *et al.*, 2016; Tous *et al.*, 2014). Caracterizam-se ainda pelo fraco uso de fertilizantes e por não serem aplicados herbicidas uma vez que o controlo de herbáceas é realizado essencialmente através de duas lavras, uma no final da primavera e outra no outono (Russo *et al.*, 2016). Geralmente esta lavra é pouco profunda, sendo realizada com recurso a grade de discos, cuja profundidade máxima oscila entre 10 e 15 cm (Gómez *et al.*, 2018). Apesar de o principal rendimento extraído destes sistemas ser a azeitona, em alguns olivais tradicionais pode também ocorrer o cultivo de outros produtos agrícolas como cereais, leguminosas ou girassol (A.J. Pereira, comunicação pessoal; Silveira *et al.*, 2018). Estes olivais aproximam-se a um habitat seminatural e destacam-se pela presença de uma comunidade de herbáceas com elevada riqueza específica, estando registadas cerca de 273 espécies, algumas das quais ocorrendo quase exclusivamente neste tipo de sistemas (A.J. Pereira, comunicação pessoal).

Os olivais abandonados são olivais tradicionais que deixaram de ser alvo de práticas agrícolas devido a diferentes fatores (e.g. baixos rendimentos, heranças indivisas, desinteresse dos herdeiros ou idade avançada do proprietário; Pinto-Correia, 2021). Nos olivais abandonados e, por vezes também nos tradicionais, ocorre pastoreio de percurso com ovelhas (A.J. Pereira, comunicação pessoal). Estes fatores provocam alterações na dinâmica das comunidades, favorecendo espécies perenes em detrimento das espécies estritamente arvenses dos olivais tradicionais (A.J. Pereira, comunicação pessoal).

Os olivais intensivos são caracterizados pela quase total mecanização do processo de cultivo e por uma elevada densidade de oliveiras (Russo *et al.*, 2016). Neste trabalho adotaram-se as designações genéricas “olivais intensivos” e “gestão intensiva”, contudo podem distinguir-se dentro deste modelo de gestão duas subcategorias: olivais intensivos e olivais superintensivos em sebe. Os olivais intensivos caracterizam-se por apresentarem 450 a 800 árvores por hectare, enquanto nos olivais superintensivos a densidade é muito superior e varia entre 1600 e 2500 árvores por hectare, dependendo do compasso entre as árvores (Russo *et al.*, 2016; Tous *et al.*, 2014). Devido à elevada densidade de árvores, estes sistemas não são geralmente lavrados e, de forma a obter uma produção elevada de azeitona, estes olivais dispõem de sistema de rega e da aplicação de agroquímicos, nomeadamente herbicidas para controlo de herbáceas e de fertilizantes para evitar carências nutricionais (Russo *et al.*, 2016). A comunidade de plantas neste modelo de gestão apresenta geralmente um menor número de espécies, estando registadas para a área de estudo cerca de 123 espécies em olivais intensivos (Pacheco, 2009). Ressalva-se, no entanto, que o esforço de amostragem varia entre estudos, impedindo comparações diretas com os sistemas tradicionais.

## 2.2 Amostragem de campo

### 2.2.1 Seleção dos olivais

Foram selecionados provisoriamente 12 olivais de cada modelo de gestão - tradicional, abandono e intensiva - a partir de imagens de satélite. De forma a garantir que à data da amostragem cada olival era representativo do modelo de gestão, foram apenas escolhidos olivais onde essa gestão ocorria há pelo menos cinco anos, usando para o efeito as imagens históricas do *software* Google Earth (Google Earth Pro, 2022) e inquéritos previamente realizados a alguns proprietários (A.J. Pereira,

comunicação pessoal). Na gestão intensiva só foram selecionados olivais que foram instalados num local onde antes se encontravam olivais tradicionais, de forma a permitir comparações válidas entre modelos de gestão. A seleção dos olivais foi realizada tentando uniformizar a distribuição dos diferentes modelos de gestão no espaço de forma a minimizar a autocorrelação espacial, contudo, não foi possível obter uma distribuição totalmente uniforme devido à predominância de um modelo de gestão em determinados sectores da área de estudo. Também foi feito um esforço para diminuir a variabilidade associada a outros fatores como o tipo de solo, selecionando os olivais com base nas características geológicas da área de estudo e no tipo de rocha-mãe.

O modelo de gestão de cada olival foi posteriormente confirmado no campo e foram selecionados para amostragem 10 dos 12 olivais iniciais de cada modelo de gestão (Figura 2.2), excluindo-se os restantes devido a diversos constrangimentos como alterações da gestão imediatamente antes da amostragem, dificuldades de acesso ou área reduzida dos olivais que não permitia controlar o efeito de orla. No caso da gestão intensiva, foram amostrados dois olivais intensivos com idades compreendidas entre 10 - 15 anos e oito olivais superintensivos em sebe com idades entre 5 - 10 anos. Nos olivais abandonados estimou-se que oito teriam sido abandonados há 10 - 15 anos e dois há 5 - 10 anos. A idade aproximada dos olivais sob os modelos de gestão selecionados foi estimada com recurso a imagens históricas do Google Earth (Google Earth Pro, 2022). É de notar que, enquanto nos olivais intensivos a idade das árvores corresponde à acima descrita para o modelo de gestão, nos olivais abandonados e tradicionais as árvores são consideravelmente mais velhas com, no mínimo, 50 anos e de maior porte (A.J. Pereira, comunicação pessoal). As práticas de gestão nos olivais selecionados (e.g. densidade das árvores, rega, frequência da lavra) enquadram-se na descrição acima (subcapítulo 2.1). Não foram observados indícios de pastoreio ou de cultivo nos olivais amostrados.

Em cada olival foi determinado o seu centroide para definir a posição da parcela de amostragem, de 30 × 50 metros. No caso dos olivais tradicionais e abandonados, que ocupam áreas relativamente pequenas, o centroide foi determinado a partir do polígono definido pelo olival e, no caso dos olivais intensivos, a partir do polígono definido pelo olival tradicional que se encontrava no local antes da implantação do olival intensivo.



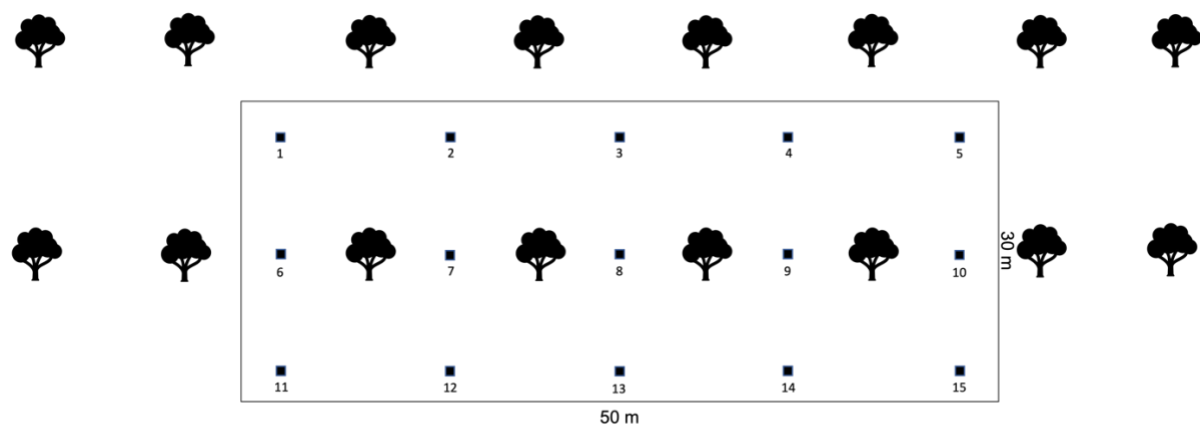
**Figura 2.2** – Exemplos de olivais amostrados durante a primavera (à esquerda) e durante o outono (à direita). As letras indicam o modelo de gestão, T - olivais tradicionais, A - olivais abandonados e I - olivais intensivos.

### 2.2.2 Amostragem do banco de sementes

O trabalho de campo destinado à recolha de amostras de solo para caracterizar a composição do banco de sementes decorreu entre 15 e 24 de setembro de 2021. A amostragem durante o final do verão justifica-se por ser nesta época que o banco de sementes se encontra no seu máximo, devido não só à entrada das sementes produzidas durante o último período de crescimento das plantas, mas também por ainda não ter ocorrido germinação de sementes associada às primeiras chuvas outonais (Csontos, 2007).

Em cada parcela de amostragem foram delineados três transectos de 50 metros de comprimento para a recolha das amostras de solo, sendo um transecto na linha das oliveiras e dois transectos na

entrelinha. Em cada transecto foram recolhidas cinco amostras de solo, distando aproximadamente 10 metros entre si, num total de 15 amostras por olival (Figura 2.3). As amostras foram recolhidas numa área de  $10 \times 10$  cm e a uma profundidade de 10 cm - volume de aproximadamente 1 L (Figura 2.4). Esta profundidade representa a profundidade máxima utilizada por diversos autores, uma vez que abaixo desta profundidade as sementes dificilmente conseguem germinar e atingir a superfície (Csontos, 2007). As amostras de solo do transecto na linha das oliveiras foram recolhidas fora da influência das copas nos olivais tradicionais e abandonados, o que não foi possível nos olivais intensivos devido à maior densidade das árvores. Cada amostra de solo ( $n = 450$ ) foi armazenada num saco de plástico etiquetado (Figura 2.4). Seguidamente, as amostras de solo foram transportadas para o laboratório e colocadas a secar à temperatura ambiente até que o solo estivesse seco ao toque.



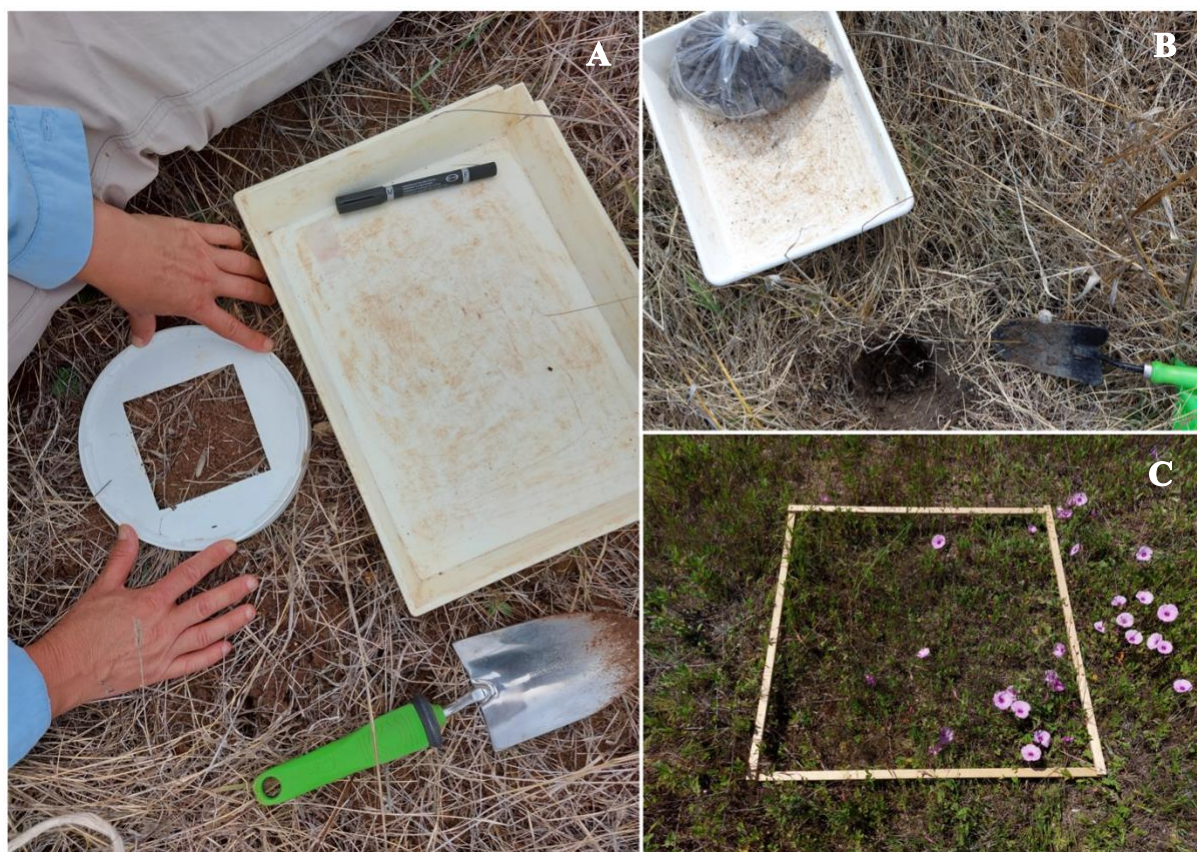
**Figura 2.3** – Esquema simplificado da parcela de amostragem do banco de sementes num olival. Os quadrados sólidos representam os pontos de amostragem e distam aproximadamente 10 metros entre si.

### 2.2.3 Amostragem da comunidade de plantas

O trabalho de campo direcionado à amostragem da comunidade de plantas, adiante designada “vegetação” para simplificação da terminologia, ocorreu durante a primavera de 2022, entre 26 e 29 de abril. A amostragem decorreu durante este período de forma a anteceder a lavra dos olivais tradicionais que iria eliminar as plantas e por estas se encontrarem num estado fenológico que permite a identificação da espécie. Salienta-se ainda que o ano hidrológico de 2021/2022 destacou-se por ter sido extremamente seco, com valores de precipitação acumulada correspondentes a 55% do total (IPMA, 2022b).

A amostragem seguiu um esquema metodológico semelhante ao utilizado para a amostragem do banco de sementes: em cada parcela foram delineados três transectos de 40 metros de comprimento, sendo um transecto na linha das oliveiras e dois transectos na entrelinha (Figura 2.3). Em cada transecto foram estabelecidas quatro unidades de amostragem de  $1 \times 1$  m (Figura 2.4), distando aproximadamente 10 metros entre si, num total de 12 unidades de amostragem por olival; os pontos de amostragem 5, 10 e 15 representados na Figura 2.3 não foram amostrados. Em cada uma das unidades de amostragem ( $n = 360$ ) foram identificadas todas as espécies da flora. Quando a identificação até à espécie não era possível em campo, o material foi colhido para posterior identificação no laboratório.

A taxonomia e a nomenclatura utilizada seguem a proposta na Checklist da Flora de Portugal (Continental, Açores e Madeira) (Sequeira *et al.*, 2011).



**Figura 2.4** – Recolha e acondicionamento das amostras de solo durante a amostragem do banco de sementes (A e B) e unidade de amostragem da vegetação (C).

### 2.3 Germinação das sementes das amostras de solo

Para caracterizar a composição do banco de sementes do solo existem dois métodos: contagem de sementes<sup>1</sup> e germinação (Mahé *et al.*, 2021). Neste estudo optou-se pelo método de germinação que consiste em maximizar a germinação das amostras de solo em condições ambientais ótimas. A germinação das sementes é monitorizada ao longo do tempo, identificando e contando as plântulas obtidas. Este método é aquele que melhor caracteriza o conjunto de sementes presente no solo uma vez que apenas as sementes viáveis germinarão e as sementes inviáveis não serão consideradas. Apesar das vantagens do método, é difícil obter a germinação de todas as sementes viáveis nas amostras de solo devido a diversos fatores, nomeadamente a dormência de algumas sementes ou condições climáticas subótimas para determinadas espécies no ambiente em que a germinação ocorre (Mahé *et al.*, 2021).

Após a secagem, cada amostra de solo foi desagregada e remexida de forma a homogeneizar o solo. Detritos vegetais e pedras de maiores dimensões foram removidos e, de cada amostra, foi retirado um volume de 400 mL para caracterizar composição do banco de sementes. Esta abordagem mostrou-se necessária devido a constrangimentos de espaço para utilização do volume total de cada amostra, bem como para standardizar o volume de solo usado. As subamostras de solo foram depois sujeitas a estratificação fria, no escuro, durante um período de 56 dias a 5°C em câmaras de germinação LMS 250 (LMS Ltd, Reino Unido), para quebrar a dormência de algumas espécies (Baskin & Baskin, 2004).

As subamostras de solo (n = 450), após estratificação, foram colocadas em tabuleiros de alumínio de 198 × 87 × 48 mm (comprimento × largura × profundidade) numa estufa da FCUL, em

<sup>1</sup> Foi adotado o termo genérico “semente”, que em alguns casos é usado para designar frutos ou diásporos.

ambiente não controlado e com fotoperíodo natural. Cada tabuleiro foi furado e o fundo revestido com 100 mL de vermiculite de forma a melhorar a drenagem. Para evitar a mistura entre vermiculite e solo foi usado um retângulo de tecido de tule como meio de separação dos dois substratos. Os tabuleiros foram duplamente identificados pelo código da amostra na sua lateral e numa etiqueta de plástico. Foram ainda colocados 6 tabuleiros controlo, contendo apenas solo esterilizado sobre vermiculite, de forma a identificar a germinação de potenciais sementes provenientes do exterior.

Os tabuleiros foram colocados aleatoriamente sobre bancadas e regados regularmente quando a camada superior do solo estava seca ao toque, geralmente uma vez por semana durante o inverno e diariamente durante a primavera. A rega foi realizada usando nebulizadores de forma a evitar a formação de salpicos que poderiam arrastar solo entre tabuleiros. A posição dos tabuleiros foi alterada regularmente e de forma aleatória ao longo da experiência de forma a diminuir eventuais diferenças de luminosidade ou de rega associadas à posição na estufa. A germinação das plântulas foi acompanhada ao longo de aproximadamente seis meses, de 2 de dezembro de 2021 a 18 de maio de 2022 (Figura 2.5). Ao fim de 63 dias, quando já não se verificava a germinação de novas plântulas, a rega foi interrompida temporariamente para revolver o solo e estimular a germinação de sementes nas camadas mais profundas. A rega e a monitorização da germinação foram retomadas após 22 dias.

Semanalmente as plântulas foram identificadas, contadas e removidas. As plântulas foram identificadas até à espécie quando apresentavam as primeiras folhas totalmente desenvolvidas, recorrendo a um catálogo fotográfico previamente elaborado no decurso deste estudo (Anexo V – Catálogo fotográfico de plântulas dos olivais do Baixo Alentejo). Quando a identificação até à espécie não era possível recorrendo a este catálogo, as plântulas eram transplantadas para vasos individuais até ser possível a sua identificação consultando a Flora Iberica (Castroviejo *et al.* 1986-2012) e a Nova Flora de Portugal (Franco 1971, 1984; Franco & Rocha Afonso 1994, 1998, 2003). No caso dos géneros *Galium* e *Centaurium* não foi possível distinguir com rigor todas as plântulas de algumas espécies, nomeadamente *G. parisiense* e *G. viscosum* e *C. erythraea* e *C. pulchellum*, respetivamente.

A temperatura e a humidade relativa da estufa foram registadas a cada hora através de um *data logger* Hobo U12-013 (Onset, Estados Unidos da América) e os dados analisados usando o *software* HOBOWare (Onset Computer Corporation, 2021). A temperatura e humidade médias na estufa variaram entre 13.4°C e 82% no período de dezembro a fevereiro e 16.7°C e 71% entre março e maio (Anexo I – Temperatura e humidade relativa na estufa da FCUL).



**Figura 2.5** – Aspeto geral da germinação das amostras de solo na estufa (à esquerda) e pormenor das plântulas (à direita).

## 2.4 Características funcionais das espécies

Foram consideradas sete características funcionais para avaliar alterações na diversidade funcional das comunidades como consequência dos diferentes modelos de gestão. As características funcionais foram classificadas em características de efeito para aquelas associadas a uma função ou efeito das plantas no funcionamento dos ecossistemas e em características de resposta para aquelas associadas à resposta das plantas a fatores ambientais e a perturbações (*sensu* Lavorel & Garnier, 2002). Assim, para a análise da diversidade funcional foram compiladas cinco características funcionais de resposta: tipo biológico, ciclo de vida, altura máxima, peso da semente e início da floração e duas de efeito: síndrome de polinização e duração da floração (Tabela 2.1). Ainda que a mesma característica funcional possa ser simultaneamente de efeito e de resposta (Lavorel & Garnier, 2002) esta classificação foi feita de acordo com os fatores ambientais em análise neste trabalho. Assim, as características funcionais de resposta foram selecionadas por estarem associadas à resistência a perturbações, ao tempo até à maturação da planta, regeneração e sucesso no recrutamento (Cornelissen *et al.*, 2003; Thompson *et al.*, 1993). As características funcionais de efeito por seu lado estão associadas à abundância e disponibilidade de recursos para polinizadores (Albor *et al.*, 2020; Cornelissen *et al.*, 2003). Foram recolhidos dados para 232 espécies com recurso a bases de dados, bibliografia ou por determinação no decurso deste estudo. A lista de espécies e respetivas características funcionais encontram-se no Anexo II – Lista de taxa e características funcionais.

As características tipo biológico, ciclo de vida e síndrome de polinização foram expressas através de atributos categóricos. As características funcionais altura máxima, peso da semente, início e duração da floração foram expressas numa escala numérica contínua. No ciclo de vida, para as espécies classificadas na bibliografia em mais de uma categoria, procurou encontrar-se a maior concordância entre Floras tendo simultaneamente em consideração as características ambientais da área de estudo. No caso das espécies bienais, e uma vez que o seu número era diminuto, foram integradas na categoria “anual”. Para a síndrome de polinização só se conseguiu informação para 158 espécies através da consulta de bases de dados pelo que, para as restantes espécies, a categoria foi inferida a partir das estratégias de polinização do género ou da família (Anexo II – Lista de taxa e características funcionais). A característica funcional peso da semente foi calculada através da média dos valores de diferentes bases de dados (SID, LEDA e BROT) e de valores obtidos pela equipa na qual se insere esta dissertação (A.J. Pereira, comunicação pessoal). O início da floração foi determinado a partir dos dados inseridos na plataforma Flora-On (Flora-On, 2022), pela determinação do quantil de 5% da distribuição empírica dos dias de floração, tomando como referencial (dia zero) a data de 15 de setembro. A duração da floração foi calculada como a diferença, em dias, entre o quantil de 95% e o quantil de 5% da mesma distribuição, correspondendo assim ao número de dias em que ocorrem 90% dos registos de floração. As espécies com floração muito tardia ou prolongada, i.e., cuja floração termina após 15 de setembro, foram corrigidas através da adição de 365 dias aos registos posteriores à data de referência. Os dados utilizados para estes cálculos foram restringidos à latitude máxima de 38°50' N de forma a evitar grandes amplitudes climáticas que podem interferir na fenologia. Devido a um número de registos inferior a 10, não se obtiveram dados de início e duração da floração para cinco espécies.

**Tabela 2.1:** Características funcionais utilizadas na análise da diversidade funcional, tipo de dados (categóricos ou contínuos), níveis (para características categóricas) ou unidades (para características contínuas) e número de espécies para as quais se obteve informação e respetiva fonte.

<b>Característica funcional</b>	<b>Tipo</b>	<b>Níveis (unidades)</b>	<b>Nº spp</b>	<b>Fonte</b>
Tipo biológico	categórico	Caméfito Geófito Hemicriptófito Terófito	232	Nova Flora de Portugal (Franco 1971, 1984; Franco & Rocha Afonso 1994, 1998, 2003) Flora Iberica (Castroviejo <i>et al.</i> 1986-2012)
Síndrome de polinização	categórico	Entomofilia Anemofilia Autogamia	158	TRY (Kattge <i>et al.</i> , 2020)
Ciclo de vida	categórico	Anual Perene	232	Nova Flora de Portugal (Franco 1971, 1984; Franco & Rocha Afonso 1994, 1998, 2003) Flora Iberica (Castroviejo <i>et al.</i> 1986-2012)
Altura máxima	contínuo	(cm)	232	Nova Flora de Portugal (Franco 1971, 1984; Franco & Rocha Afonso 1994, 1998, 2003) Flora Iberica (Castroviejo <i>et al.</i> 1986-2012)
Peso da semente	contínuo	(g) 1000 sementes	226	SID (Royal Botanic Gardens Kew, 2022) LEDA (Kleyer <i>et al.</i> , 2008) BROT (Tavşanoğlu & Pausas, 2018) (A.J. Pereira, comun. pess.)
Início da floração	contínuo	(dias)	227	(Flora-On, 2022)
Duração da floração	contínuo	(dias)	227	(Flora-On, 2022)

## 2.5 Variáveis explicativas

As variáveis explicativas passíveis de influenciar a composição do banco de sementes e da vegetação consideradas neste estudo foram a gestão, a localização (latitude e longitude) e as propriedades físicas e químicas do solo. Cada olival foi classificado de acordo com o modelo de gestão praticado em tradicional, abandonado e intensivo. As coordenadas geográficas de cada olival (latitude e longitude) foram recolhidas utilizando ferramentas básicas do *software* QGIS versão 3.16.2 (QGIS Development Team, 2022). As propriedades físicas e químicas do solo de cada olival - análise granulométrica, pH, matéria orgânica, fósforo e potássio, azoto total e azoto mineral, carbonatos totais e complexo de troca - foram determinadas em análises convencionais pelo Laboratório de Solos e

Plantas, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, Portugal. Para esta determinação foram usadas 500 g de solo de cada olival, após combinação do remanescente das 15 amostras recolhidas para caracterização do banco de sementes, previamente combinadas numa amostra composta. Os resultados das análises laboratoriais encontram-se disponíveis no Anexo III – Características do solo.

## 2.6 Análise e tratamento de dados

Os dados recolhidos foram organizados em quatro matrizes designadas da seguinte forma: 1) espécies x banco de sementes (frequência absoluta de cada espécie em cada subamostra de solo), 2) espécies x vegetação (presença/ ausência de cada espécie em cada unidade de amostragem), 3) espécies x características funcionais (matriz das espécies e respetivo atributo numérico ou categórico de cada característica funcional) e 4) olivais x variáveis explicativas (matriz dos olivais amostrados, respetivo modelo de gestão, coordenadas geográficas e parâmetros físicos e químicos do solo). Os dados brutos das matrizes espécies x banco de sementes e espécies x vegetação foram transformados para representar a frequência de cada espécie em cada olival, i.e, número de tabuleiros (banco de sementes) ou pontos de amostragem (vegetação) nos quais a espécie ocorreu, por olival.

### 2.6.1 Diversidade taxonómica

Para analisar as diferenças de diversidade taxonómica entre os diferentes modelos de gestão, foi utilizada uma abordagem baseada nos números de Hill. Os números de Hill são um dos diversos métodos utilizados para caracterizar a diversidade taxonómica. São índices de diversidade que diferem entre si pela maior ou menor sensibilidade à abundância relativa das espécies, medida através do parâmetro  $q$ . Os números de Hill apresentam a vantagem de serem todos expressos em unidades de espécies pelo que tornam a interpretação dos valores mais intuitiva e permitem uma comparação direta dos resultados, ao contrário do que acontece com outros índices como o de Simpson ou de Shannon-Wiener (*vide* Chao *et al.*, 2014). Os números de Hill são calculados através da expressão

$${}^qD = \left( \sum_{i=1}^s p_i^q \right)^{1/(1-q)}, \quad q \geq 0, \quad q \neq 1 \quad (2.1)$$

em que  $p_i$  é a abundância relativa das espécies e  $q$  o parâmetro que mede a sensibilidade para a abundância relativa das espécies. Quando  $q = 0$ , a abundância relativa das espécies não é tida em consideração e todas as espécies têm o mesmo peso, obtendo-se a riqueza específica. Quando  $q = 1$ , a função (2.1) não está definida sendo o valor calculado pelo limite da função quando  $q$  tende para 1. O peso das espécies é proporcional à sua abundância relativa, sendo o resultado equivalente ao exponencial do índice de Shannon clássico. Quando  $q = 2$  as espécies comuns são desproporcionalmente favorecidas, obtendo-se um valor equivalente ao inverso do índice de Simpson (Chao *et al.*, 2014). Uma vez que os resultados são todos expressos nas mesmas unidades, a representação gráfica de  ${}^0D$ ,  ${}^1D$  e  ${}^2D$  permite inferir a equitabilidade duma comunidade através do declive da curva, quanto maior for o declive menos equitativa é a comunidade (Chao *et al.*, 2014).

Para o cálculo dos números de Hill para cada olival foi utilizada a função “*renyi*” da biblioteca de funções “*vegan*” (Oksanen *et al.*, 2019) em *software* R (versão 4.0.3, R Core Team, 2020) tendo por base as matrizes espécies x banco de sementes e espécies x vegetação.

## 2.6.2 Dissimilaridade na composição específica

De forma a determinar se a composição específica se alterava entre modelos de gestão optou-se por uma análise da dissimilaridade entre pares de olivais. As matrizes de dissimilaridade foram calculados entre todos os pares de olivais utilizando as matrizes espécies x banco de sementes e espécies x vegetação. Foi usado o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957) por ser aquele que mostra maior robustez na detecção de gradientes ecológicos (Minchin, 1987), sendo calculado através da fórmula

$$\beta_{BC} = \frac{\sum_{j=1}^S |y_{Uj} - y_{Vj}|}{\sum_{j=1}^S (y_{Uj} + y_{Vj})} \quad (2.2)$$

em que  $S$  representa todas as espécies encontradas nos locais  $U$  e  $V$ ,  $y_{Uj}$  representa a abundância da espécie  $j$  no local  $U$  e  $y_{Vj}$  representa a abundância da espécie  $j$  no local  $V$ . O resultado deste índice varia entre 0 e 1 e o seu valor é apontado como sendo a proporção das abundâncias totais em que as duas parcelas diferem (Legendre & Legendre, 2012). Valores de 0 indicam duas parcelas com exatamente a mesma composição de espécies e as mesmas abundâncias, enquanto valores de 1 indicam que as parcelas não partilham nenhuma espécie, independentemente das suas abundâncias (Minchin, 1987).

Para visualizar as diferenças na composição específica dos olivais foi realizada uma ordenação através de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS). O nMDS é um método de ordenação dos dados a partir de uma matriz de dissimilaridade num conjunto pré-definido de eixos que permite uma representação intuitiva da distribuição dos dados e dos seus padrões (Dexter *et al.*, 2018). As espécies para as quais não se conseguiu obter uma identificação segura (*Galium parisiense*, *G. viscosum* e *Centaureium* sp.) foram removidas da análise e, para evitar resultados enviesados por espécies muito localizadas, espécies encontradas apenas em um olival também foram removidas. A análise de ordenação foi realizada a duas dimensões tanto para o banco de sementes como para a vegetação. O cálculo da dissimilaridade entre olivais foi realizado usando a função “*vegdist*” e a ordenação através da função “*metaMDS*”, ambas funções da biblioteca “*vegan*” (Oksanen *et al.*, 2019) do *software* R.

### 2.6.2.1 Dissimilaridade entre modelos de gestão

A influência do modelo de gestão na dissimilaridade entre os olivais, para a vegetação e para o banco de sementes, foi determinada através de testes de Mantel. Os testes de Mantel permitem testar a correlação entre duas matrizes de dissimilaridade através da permutação das linhas da primeira matriz (Legendre & Legendre, 2012). Os testes foram realizados usando a correlação de Pearson primeiramente entre a matriz de dissimilaridade com os três modelos de gestão simultaneamente e a matriz de distâncias binárias entre modelos de gestão (olivais com a mesma gestão com uma distância 0 e olivais com gestão diferente com distância 1). Seguidamente, para obter maior detalhe sobre a influência da gestão, foram realizados testes de Mantel entre pares de modelos de gestão (tradicional x abandono; intensiva x tradicional; abandono x intensiva) e a matriz de distâncias binárias entre pares de gestão (0, 1). Com esta análise pretendeu-se testar a semelhança na composição da vegetação e do banco de sementes entre cada par de gestão. Todos os testes de Mantel foram realizados utilizando a função “*mantel*” da biblioteca de funções “*vegan*” no *software* R.

### 2.6.2.2 Dissimilaridade entre bancos de sementes e entre banco de sementes e vegetação

Com o objetivo de avaliar o potencial dos bancos de sementes do solo para recuperar a comunidade de plantas arvenses foi usado como referência o banco de semente dos olivais tradicionais, uma vez que estes olivais concentram o maior número de espécies ameaçadas que urge conservar.

Assim, determinou-se a dissimilaridade na composição específica do banco de sementes entre os olivais abandonados e intensivos e os olivais tradicionais usando uma análise da dissimilaridade Bray-Curtis entre os pares de modelos de gestão (tradicional x abandono e tradicional x intensivo) como descrito acima para o cálculo das matrizes de dissimilaridade (Métodos - 2.6.2).

Como complemento à informação anterior e com o objetivo de comparar uma comunidade potencialmente recuperada a partir do banco de sementes de cada modelo de gestão com a comunidade de plantas atual, representada pela comunidade de plantas amostrada neste estudo, foi calculada a dissimilaridade Bray-Curtis entre a composição específica do banco de sementes e da vegetação para cada olival. Todas as análises foram realizadas usando a biblioteca de funções “*vegan*” do *software* R. Para testar o efeito da gestão na dissimilaridade na composição específica do banco de sementes e da vegetação foi ajustado um modelo GLM usando a gestão como variável explicativa e a dissimilaridade como variável resposta.

### 2.6.3 Espécies indicadoras

De forma a melhor compreender as diferenças na composição específica que poderiam influenciar a dissimilaridade observada entre modelos de gestão, foram identificadas as espécies indicadoras para cada modelo de gestão. A análise das espécies indicadoras foi efetuada com base nas matrizes espécies x banco de sementes e espécies x vegetação utilizando o método *indicator value index* (IndVal). As espécies indicadoras podem não ser as espécies mais abundantes uma vez que o algoritmo mede individualmente, para cada espécie, a associação ao modelo de gestão com base em duas características da espécie: exclusividade (quão exclusivamente a espécie ocorre num modelo de gestão) e fidelidade (frequência da espécie num determinado modelo de gestão). O IndVal varia entre 0 e 1 e é calculado através da raiz quadrada do produto entre a exclusividade e a fidelidade, sendo a espécie atribuída à gestão onde se verifica um maior valor de associação (IndVal), permitindo assim avaliar o seu valor como indicador do modelo de gestão (Cáceres & Legendre, 2009; Dufrêne & Legendre, 1997). Um valor de 1 indica que a espécie ocorre em todos os olivais com determinada gestão e só é encontrada em olivais sob esse modelo de gestão. Os valores de associação foram testados através de 9999 permutações para calcular o valor de significância. Nesta análise foi utilizada a função “*multipatt*” da biblioteca de funções “*indicspecies*” (Cáceres & Legendre, 2009) do *software* R.

### 2.6.4 Índices de diversidade funcional

Para caracterizar a diversidade funcional do banco de sementes e da vegetação foram calculados os índices de i) riqueza funcional, ii) equitabilidade funcional e iii) divergência funcional (Mason *et al.*, 2005; Villéger *et al.*, 2008). Para o cálculo dos índices de diversidade funcional, e na presença de características funcionais categóricas, a matriz espécies x características funcionais é transformada numa matriz de distância de Gower e seguidamente transformada numa matriz numérica através de uma análise de coordenadas principais (PCoA) (Laliberté & Legendre, 2010; Villéger *et al.*, 2008). O cálculo destes índices de diversidade funcional tem assim por base a projeção dos eixos da PCoA num espaço multidimensional formado pelos seus *n* eixos (Laliberté & Legendre, 2010). As espécies com valores mais extremos são usadas como vértices na delimitação do invólucro convexo que engloba todas as espécies da comunidade. O volume do invólucro convexo, o padrão de ocupação desse invólucro e a quantidade de espaço ocupado pelas espécies da comunidade correspondem aos valores dos índices de diversidade funcional (Mammola *et al.*, 2021; Villéger *et al.*, 2008). Na Tabela 2.2 encontra-se uma descrição dos índices calculados neste estudo e dos respetivos métodos de cálculo.

Como forma de complementar a caracterização da diversidade funcional foi ainda usada uma abordagem baseada nas médias ponderadas da comunidade (*community weighted means* - CWM). As CWM representam o valor médio de cada característica funcional dentro de uma comunidade ponderada pela abundância relativa de cada espécie (Garnier *et al.*, 2007). As CWM representam assim o valor da característica funcional esperado numa espécie tirada ao acaso da comunidade e o seu valor é muito influenciado pelas espécies dominantes (Lavorel *et al.*, 2007). Este valor pode ser entendido como o valor dominante na comunidade, estando relacionado com a formulação de Grime, (1998) quando propôs que o funcionamento das comunidades está principalmente ligado às características funcionais das espécies dominantes.

Os índices de diversidade funcional e as CWM foram calculados utilizando as matrizes espécies x banco de sementes, espécies x vegetação e espécies x características funcionais através da biblioteca de funções “FD” (Laliberté *et al.*, 2014) do *software* R.

**Tabela 2.2:** Índices de diversidade funcional utilizados, a sua descrição e métodos de cálculo. Adaptado de (Laliberté & Legendre, 2010; Villéger *et al.*, 2008).

<b>Índice</b>	<b>Descrição</b>	<b>Cálculo</b>
<b>Riqueza funcional (FRic)</b>	Extensão do espaço funcional ocupado pelas espécies de uma comunidade.	Volume do invólucro complexo ( <i>convex hull</i> ) de todas as espécies no espaço funcional.
<b>Equitabilidade funcional (FEve)</b>	Regularidade da distribuição das espécies no espaço funcional	Quantifica a regularidade com que as abundâncias das espécies estão distribuídas ao longo da Minimum Spanning Tree (MST) que liga todas as espécies no espaço funcional.
<b>Divergência funcional (FDiv)</b>	Divergência na distribuição das características no espaço funcional	Distância média de todas as espécies, ponderada pela respetiva abundância, ao centro de massa do espaço funcional da comunidade.

## 2.6.5 Modelos para avaliar os fatores que influenciam a diversidade

O efeito da gestão (tradicional, abandono e intensiva) na diversidade taxonómica e funcional do banco de sementes e da vegetação foi testado usando modelos lineares generalizados (GLMs) com distribuição gaussiana. Nestes modelos, a gestão e as coordenadas geográficas (latitude, longitude e o termo de interação entre as coordenadas) foram utilizadas como variáveis explicativas. As variáveis resposta foram os números de Hill para a diversidade taxonómica e os índices de diversidade funcional e as CWM para a diversidade funcional. Com a inclusão das coordenadas e do termo de interação entre as coordenadas nos modelos GLM pretendeu-se controlar um possível efeito espacial resultante da distribuição não homogénea dos modelos de gestão no espaço geográfico da área de estudo, por exemplo, relacionado com gradientes climáticos.

De forma a validar os resultados obtidos nos modelos para a diversidade funcional foi criado um modelo nulo para determinar a probabilidade de os resultados obtidos, mesmo que significativos no modelo, constituírem um artefacto resultante da escolha das características funcionais e da forma como foram discretizadas em categorias. Os modelos nulos são uma parte importante dos estudos ecológicos pois permitem comparar os resultados obtidos a partir dos dados reais com os resultados obtidos através da aleatorização dos mesmos. Estes modelos utilizam um algoritmo matemático para determinar a probabilidade de o padrão observado poder ocorrer na ausência do processo ecológico em estudo e ser fruto do acaso (Götzenberger *et al.*, 2012). Em análises de diversidade funcional são especialmente

importantes uma vez que a escolha das características funcionais e/ ou a sua categorização em classes podem ser subjetivas. Assim, o resultado da modelação da resposta de uma característica em função de uma variável pode estar a ser inflacionado apenas pelo agrupamento das espécies em classes, independentemente das espécies que pertencem a cada classe (Wright *et al.*, 2006). Se isso acontecer, os resultados da modelação não têm nenhum significado ecológico funcional uma vez que não têm um poder explicativo maior do que os modelos realizados com base em classificações obtidas aleatoriamente (Götzenberger *et al.*, 2012; Wright *et al.*, 2006).

O modelo nulo foi construído a partir da aleatorização dos dados da matriz espécies x características funcionais através da permutação das linhas da matriz, mantendo constantes as combinações de características funcionais, sendo apenas atribuídas a uma espécie diferente. Esta forma de aleatorização garante que não são criadas novas espécies do ponto de vista funcional, o que constituiria um modelo demasiado nulo, inflacionando os resultados significativos. Com a matriz de características funcionais aleatorizada calcularam-se os índices de diversidade funcional e CWM. Com estes resultados foram ajustados os mesmos modelos GLM, indicados acima, utilizando a gestão e as coordenadas geográficas como variáveis explicativas e os índices e CWM das comunidades funcionalmente aleatórias como variável resposta. Seguidamente, foram extraídos os coeficientes de cada modelo GLM, dos termos de interesse (gestão). O processo anterior foi repetido 1000 vezes de forma a obter uma distribuição nula dos valores dos coeficientes (i.e., os valores dos coeficientes esperados na ausência de um processo ecológico) e calculado o percentil dos coeficientes do modelo real na distribuição nula. Se os coeficientes reais se localizarem no percentil superior da distribuição nula então a classificação utilizada tem um maior poder explicativo que classificações aleatórias.

A influência das variáveis explicativas na composição da vegetação e do banco de sementes foi avaliada através de *multiple regression on distance matrices* (MRM; vide Lichstein, 2007) com as respetivas matrizes de dissimilaridade Bray-Curtis e todas as variáveis explicativas: gestão, localização e composição física e química do solo. A matriz de distâncias entre modelos de gestão corresponde a uma matriz binária (olivais com a mesma gestão com uma distância 0 e olivais com gestão diferente com distância 1). Com as coordenadas geográficas (localização) calculou-se a distância euclidiana entre todos os pares de olivais, obtendo-se uma matriz de distância das coordenadas. Para os parâmetros de composição física e química do solo, primeiro foi realizada uma análise da correlação de Pearson entre todos parâmetros e removidos das análises subsequentes aqueles que apresentaram um valor de correlação superior a 0.70. A matriz de parâmetros do solo foi posteriormente estandardizada de forma a centrar a média no zero e fixar a variância em um, como forma de dar o mesmo peso a todas os parâmetros. Seguidamente, foi calculada a distância euclidiana entre todos os pares de olivais. Assim, a análise foi efetuada inicialmente englobando todas as variáveis explicativas. A MRM foi realizada entre as matrizes de dissimilaridade do banco de sementes e da vegetação (composição específica), a matriz de distância entre modelos de gestão, a matriz de distância das coordenadas (localização) e a matriz de distância euclidiana entre os parâmetros do solo dos olivais. Adicionalmente, foi realizada uma MRM entre as matrizes de dissimilaridade do banco de sementes e da vegetação e a matriz de distância de cada parâmetro do solo individualmente para determinar a influência de cada parâmetro físico ou químico na composição específica (análise não apresentada; nenhum dos parâmetros registou efeito significativo na composição específica). Para esta análise foi usada a função “MRM” da biblioteca de funções “*ecodist*” (Goslee & Urban, 2007) do *software* R.

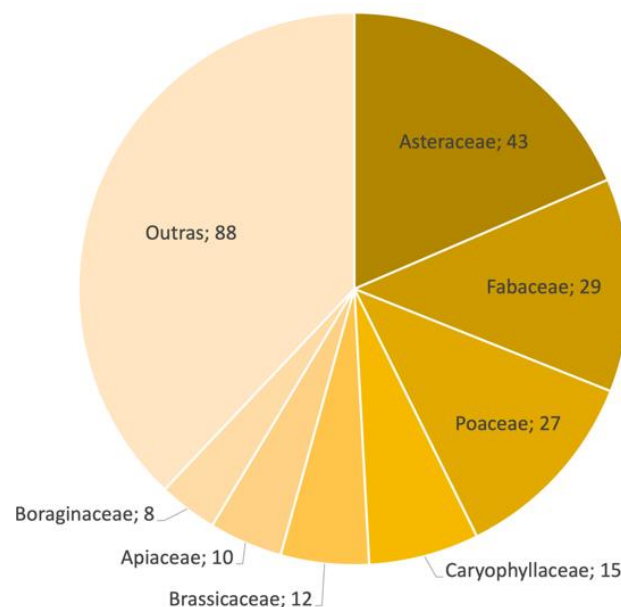
### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Padrões gerais de riqueza e composição específica

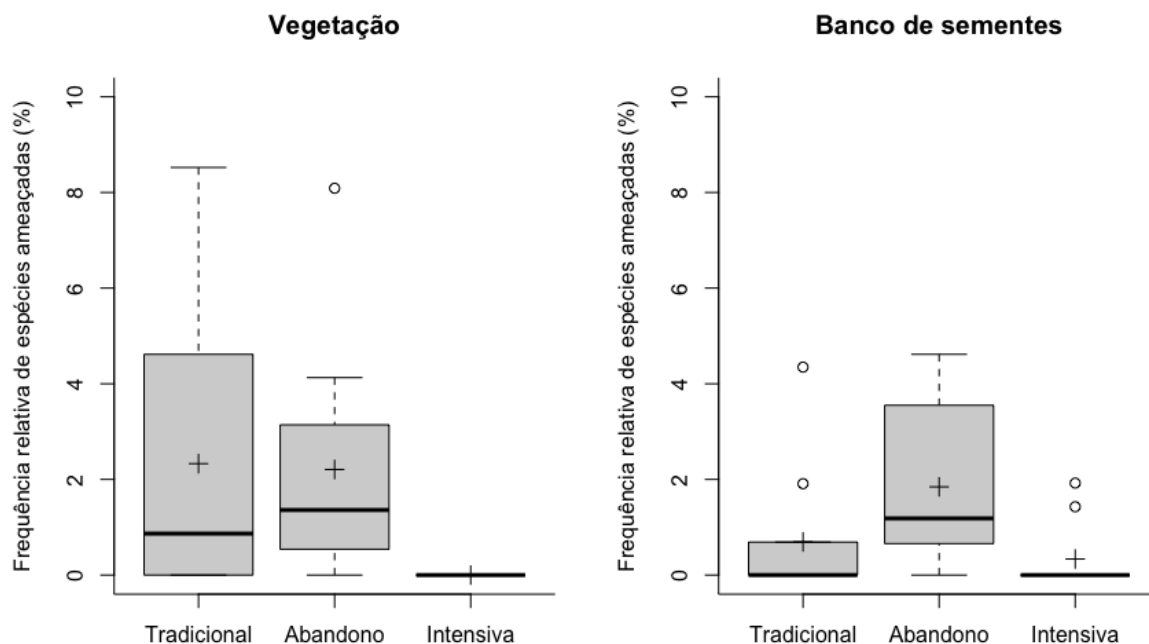
Do conjunto da amostragem da vegetação e do banco de sementes resultou a identificação de 232 espécies pertencentes a 39 famílias (Anexo II – Lista de taxa e características funcionais), o que corresponde a aproximadamente 7% da flora vascular de Portugal Continental (Sequeira *et al.*, 2011). As famílias dominantes em número de espécies foram Asteraceae, Fabaceae, Poaceae e Caryophyllaceae que, no seu conjunto, representam aproximadamente metade do total de espécies identificadas (Figura 3.1). Na vegetação foram identificadas 204 espécies de 38 famílias enquanto no banco de sementes este número foi inferior, com 177 espécies de 31 famílias. As famílias dominantes em número presenças foram, tanto para a vegetação como para o banco de sementes, as famílias Asteraceae, Poaceae e Apiaceae.

Foram registadas oito espécies com estatuto de ameaça na Lista Vermelha da Flora Vascular de Portugal Continental (Carapeto *et al.*, 2020), quatro partilhadas entre banco de sementes e vegetação: *Adonis annua* (Vulnerável), *Echium boissieri* (Vulnerável), *Galium viscosum* (Vulnerável) e *Linaria ricardoii* (Em Perigo); duas encontradas apenas no banco de sementes: *Linaria micrantha* (Vulnerável) e *Vaccaria hispanica* (Vulnerável); e duas encontradas apenas na vegetação: *Anchusa puechii* (Criticamente em Perigo) e *Biarum mendax* (Em Perigo).

Na vegetação não foram identificadas espécies ameaçadas em olivais intensivos e a frequência relativa média destas espécies em olivais tradicionais e abandonados foi semelhante, cerca de 2%, com uma maior dispersão dos valores em olivais tradicionais (Figura 3.2). No banco de sementes foram registadas espécies ameaçadas em todos os modelos de gestão, sendo a sua frequência relativa mais elevada em olivais abandonados e mais baixa em olivais intensivos (Figura 3.2).



**Figura 3.1** – Famílias dominantes na área de estudo em número de espécies. Os valores representam o total de espécies da família identificadas na vegetação e no banco de sementes. Na classe “Outras” estão incluídas 32 famílias e 88 espécies.

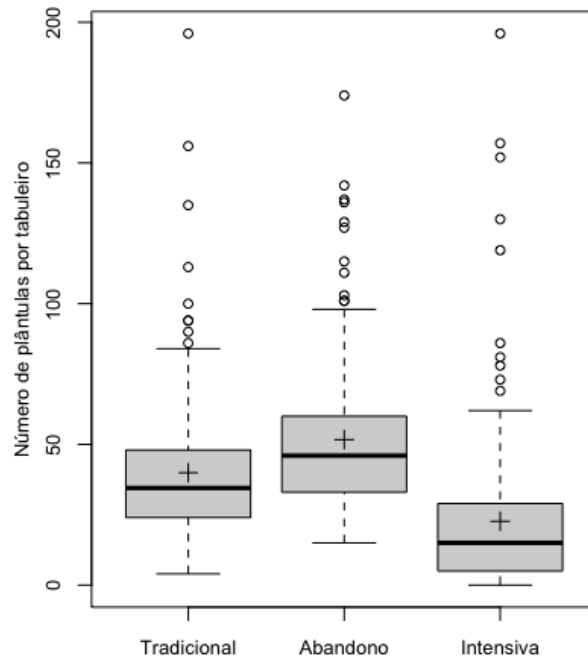


**Figura 3.2** – Boxplot (mediana, quartis, mínimo e máximo) da frequência relativa de espécies com estatuto de ameaça na Lista Vermelha (soma das frequências das oito espécies com estatuto de ameaça/ frequência de todas as espécies), por olival e por modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva). n = 10 olivais por modelo de gestão. O símbolo + indica a média.

Na vegetação as espécies mais frequentes foram *Anagallis arvensis* (196 presenças), *Sherardia arvensis* (177 presenças) e *Avena sterilis* (175 presenças). As três espécies dominantes na vegetação dos olivais tradicionais são, como seria de esperar, espécies arvenses generalistas adaptadas a locais sujeitos a perturbações (*Calendula arvensis*, *A. arvensis* e *S. arvensis*; Valdés *et al.*, 1987) enquanto nos olivais abandonados as espécies dominantes são espécies de habitats secos como pastagens (*Brachypodium distachyon*, *A. sterilis* e *Linum strictum*; Valdés *et al.*, 1987). Os olivais intensivos partilham uma espécie dominante (*S. arvensis*) com os olivais tradicionais e as restantes espécies dominantes na vegetação são espécies generalistas e ruderais (*Sonchus oleraceus* e *Cynodon dactylon*; Valdés *et al.*, 1987).

No banco de sementes as famílias com maior número de plântulas foram Campanulaceae, Poaceae e Gentianaceae, em parte devido às espécies para as quais se obteve um maior número de plântulas na germinação: *Campanula erinus* (2571), *Centaurium* sp. (2099) e *B. distachyon* (1207). No banco de sementes a espécie mais frequente foi, tal como na vegetação, *A. arvensis* (302 amostras) seguida de *C. erinus* (252 amostras) e *Centaurium* sp. (178 amostras) que são espécies generalistas (Valdés *et al.*, 1987), sendo dominantes no banco de sementes de praticamente todos os modelos de gestão exceto nos olivais intensivos, onde a espécie dominante foi *Conyza sumatrensis*, uma espécie ruderal exótica em Portugal (Almeida & Freitas, 2006). Observou-se ainda que existem 45 espécies partilhadas entre todos os modelos de gestão, o que corresponde a 25% do número total de espécies identificadas no banco de sementes.

No banco de sementes foram identificadas 17141 plântulas, variando o número total de plântulas germinadas por tabuleiro entre 0 e 196 (média de  $38.00 \pm 30.94$ ). A média de plântulas por tabuleiro e por modelo de gestão foi de 39.90 plântulas nos olivais tradicionais, 51.67 nos olivais abandonados e 22.66 plântulas nos olivais intensivos (Figura 3.3).



**Figura 3.3** – Boxplot (mediana, quartis, mínimo e máximo) do número de plântulas germinadas por tabuleiro ( $n = 450$ ), por modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva).  $n = 10$  olivais por modelo de gestão. O símbolo + indica a média.

## 3.2 Efeitos da gestão na diversidade da vegetação e do banco de sementes

### 3.2.1 Efeitos da gestão na diversidade taxonómica

Os valores de tendência central e medidas de dispersão dos números de Hill para o conjunto dos olivais ( $n = 30$ ) encontram-se representados na Figura 3.4 para a vegetação e na Figura 3.5 para o banco de sementes. Os valores obtidos para a vegetação e banco de sementes mostram um padrão semelhante, contudo, foi observado para a generalidade dos olivais um maior número de espécies na vegetação do que no banco de sementes. A riqueza específica variou entre 23 e 67 espécies por olival (média  $44.93 \pm 12.24$ ) na vegetação e entre 20 e 51 espécies por olival (média  $36.70 \pm 9.06$ ) no banco de sementes.

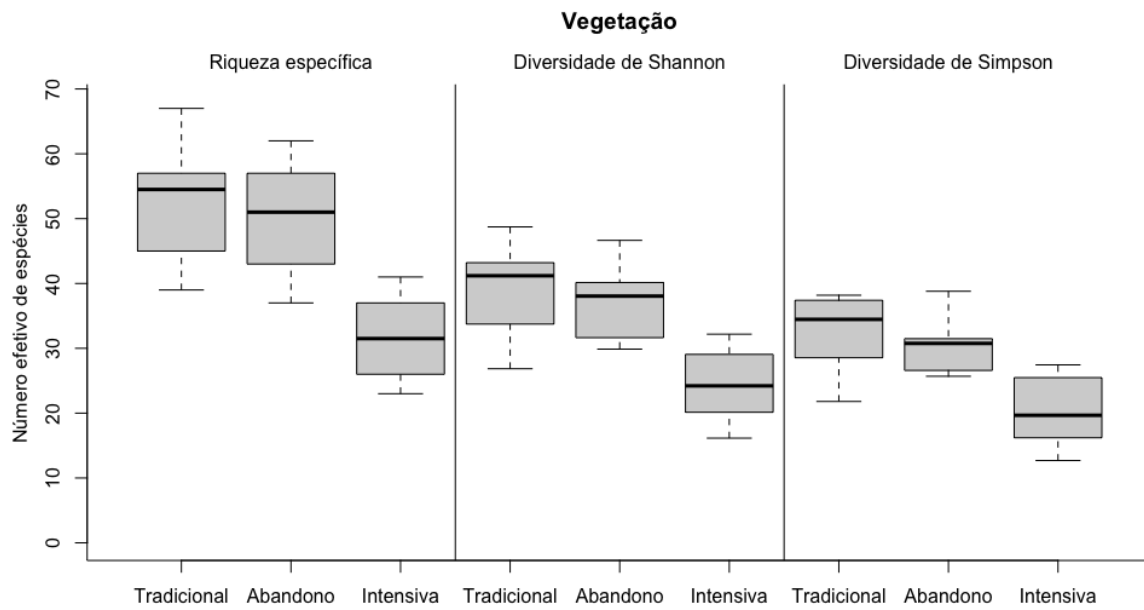
A gestão teve um efeito significativo nos três números de Hill calculados (riqueza específica, índice de Shannon e índice inverso de Simpson), na vegetação e no banco de sementes, com os olivais intensivos a apresentarem valores significativamente mais baixos que a gestão tradicional (Tabela 3.1). As coordenadas geográficas não mostraram ter efeito significativo em nenhum parâmetro (Tabela 3.1).

A riqueza específica em olivais intensivos teve um valor médio de  $31.60 \pm 6.04$  espécies na vegetação e  $25.80 \pm 3.73$  espécies no banco de sementes. Em olivais tradicionais apresentou um valor médio de  $52.70 \pm 8.65$  espécies na vegetação e  $43.00 \pm 4.29$  espécies no banco de sementes. Os olivais abandonados apresentaram valores muito semelhantes aos olivais tradicionais em todos os parâmetros.

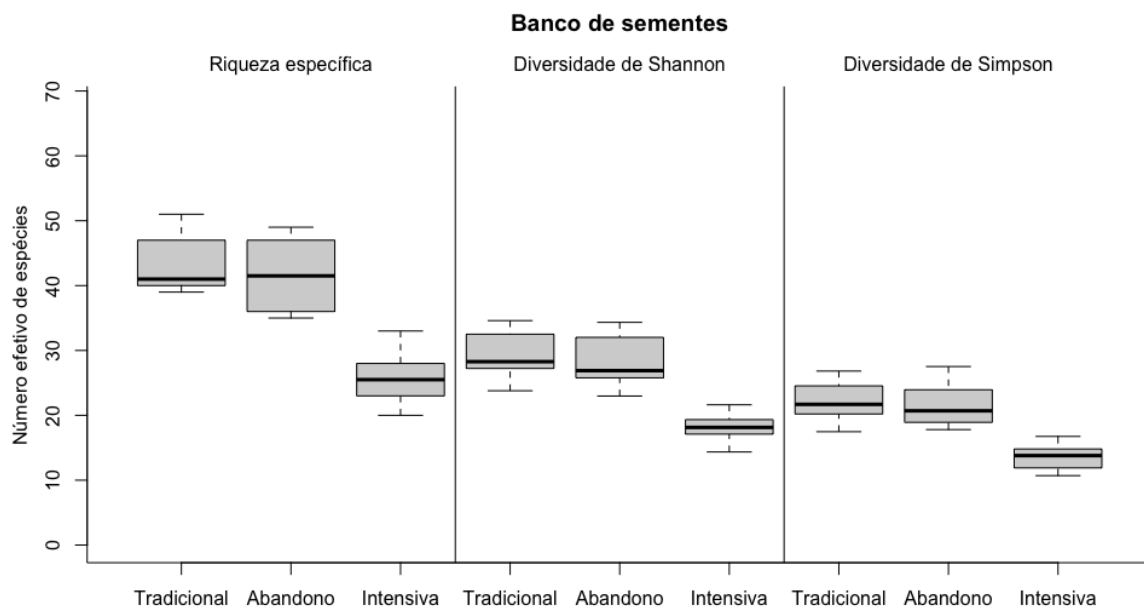
Os números de Hill de ordem 1 (índice de Shannon) e de ordem 2 (índice inverso de Simpson) mostram o mesmo padrão observado na riqueza específica, com os valores mais baixos a serem registados nos olivais intensivos e os valores mais elevados nos olivais tradicionais. Os números de Hill decrescem sensivelmente na mesma proporção a partir da riqueza específica em todos os modelos de gestão. O declive deste decréscimo sugere que as comunidades apresentam desigualdades na distribuição das frequências relativas pelas espécies, independentemente da gestão.

**Tabela 3.1:** Resultados dos modelos GLM para testar o efeito da gestão nos números de Hill, para a vegetação e para o banco de sementes. **Est:** coeficientes, **e.p.:** erro padrão dos coeficientes, **t:** estatística do teste t, **p:** valor de significância. Valores significativos abaixo de 0.05 realçados a negrito.

Variável resposta	Preditor	Vegetação				Banco de sementes			
		Est	e.p.	t	p	Est	e.p.	t	p
Riqueza específica	Intercept	54.337	2.801	19.397	< <b>0.001</b>	42.163	1.596	26.420	< <b>0.001</b>
	Abandono	-0.289	3.805	-0.076	0.940	-0.410	2.168	-0.189	0.851
	Intensiva	-20.184	3.693	-5.465	< <b>0.001</b>	-19.112	2.104	-9.083	< <b>0.001</b>
	Latitude	1.767	2.205	0.801	0.431	1.445	1.256	1.151	0.261
	Longitude	2.774	1.886	1.471	0.154	-1.558	1.074	-1.451	0.160
	Lat x Long	4.195	2.858	1.468	0.155	-1.698	1.628	-1.043	0.307
	R <sup>2</sup>	0.68				0.81			
Shannon	Intercept	40.299	2.207	18.261	< <b>0.001</b>	29.081	1.132	25.703	< <b>0.001</b>
	Abandono	-0.526	2.998	-0.175	0.862	0.308	1.537	0.200	0.843
	Intensiva	-14.191	2.910	-4.877	< <b>0.001</b>	-12.743	1.492	-8.542	< <b>0.001</b>
	Latitude	1.119	1.737	0.644	0.525	1.411	0.891	1.585	0.126
	Longitude	1.844	1.485	1.241	0.226	-0.7223	0.762	-0.949	0.352
	Lat x Long	2.400	2.252	1.066	0.297	-0.581	1.155	-0.503	0.619
	R <sup>2</sup>	0.62				0.79			
Inverso de Simpson	Intercept	33.077	1.911	17.306	< <b>0.001</b>	21.969	1.011	21.731	< <b>0.001</b>
	Abandono	-1.006	2.596	-0.388	0.702	0.284	1.373	0.207	0.838
	Intensiva	-11.712	2.520	-4.648	< <b>0.001</b>	-9.797	1.333	-7.350	< <b>0.001</b>
	Latitude	0.924	2.505	0.614	0.545	1.056	0.796	1.327	0.197
	Longitude	1.527	1.287	1.187	0.247	-0.650	0.680	-0.955	0.349
	Lat x Long	1.265	0.649	0.649	0.523	-0.692	1.032	-0.671	0.509
	R <sup>2</sup>	0.58				0.74			

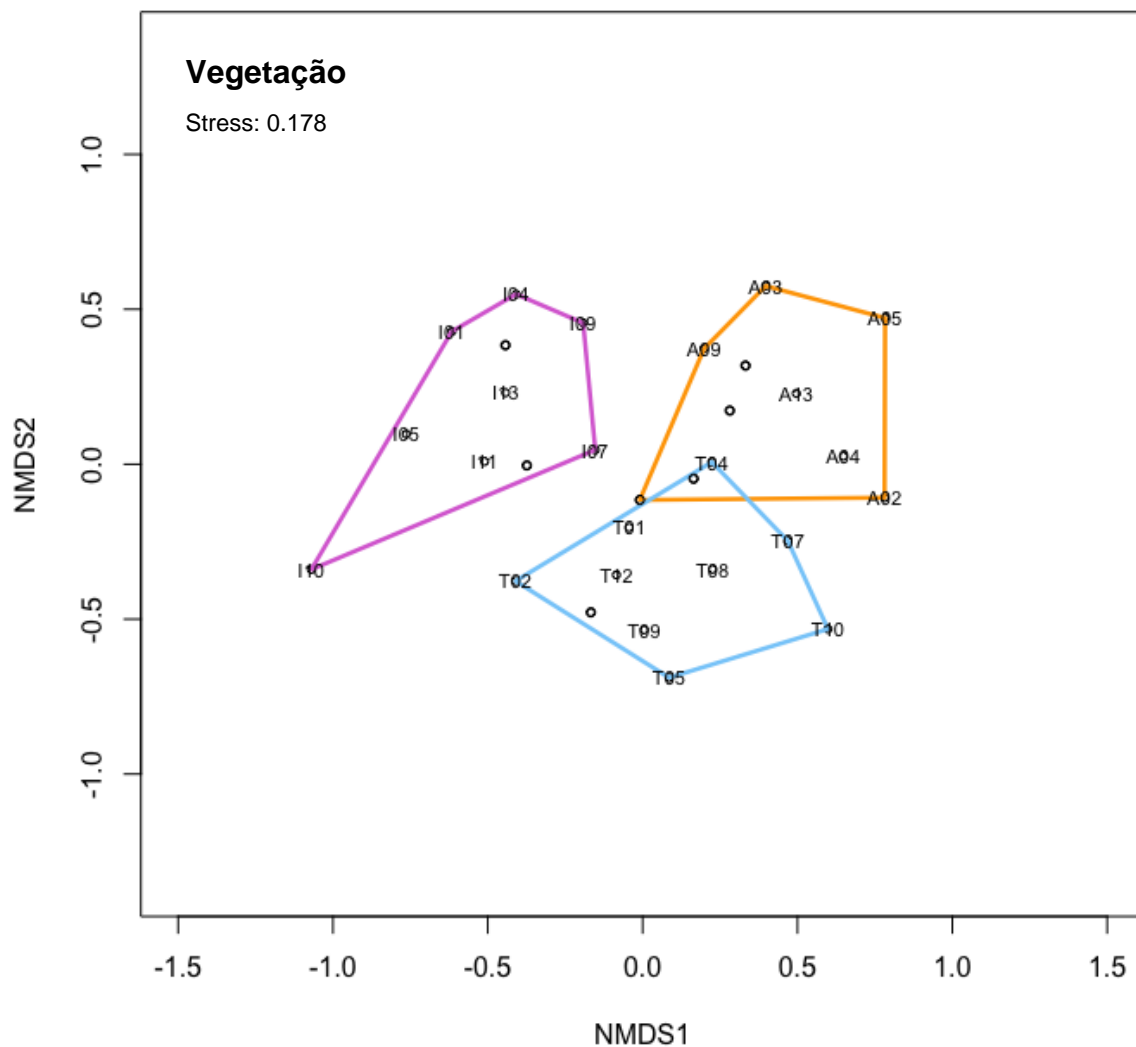


**Figura 3.4** – Boxplot (mediana, quartis, mínimo e máximo) dos números de Hill para a vegetação, por modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva). n = 10 olivais por modelo de gestão.

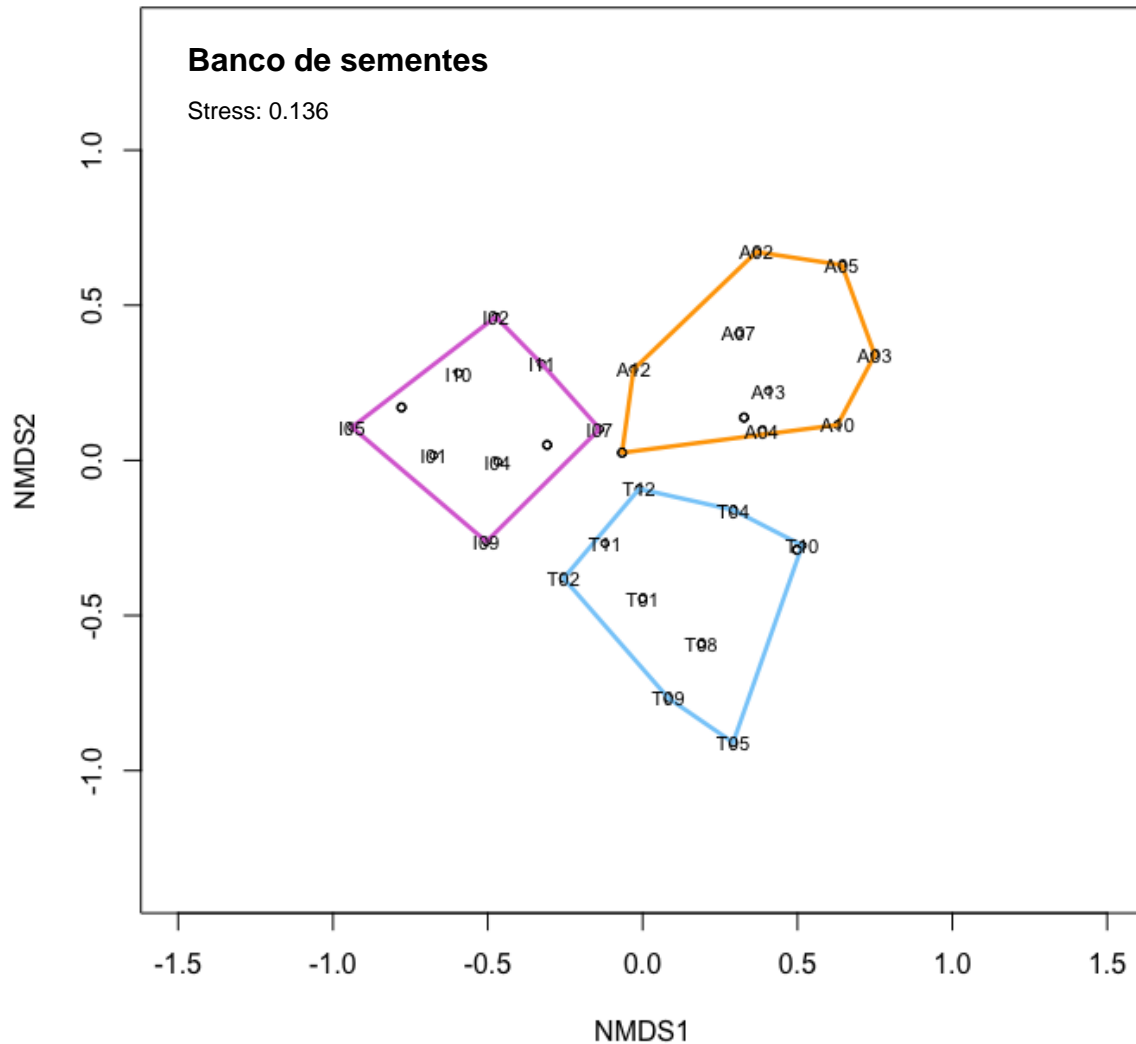


**Figura 3.5** – Boxplot (mediana, quartis, mínimo e máximo) dos números de Hill para o banco de sementes, por modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva). n = 10 olivais por modelo de gestão.

O escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) a duas dimensões das matrizes de dissimilaridade de Bray-Curtis, da vegetação e do banco de sementes, permitem observar três grupos de olivais concordantes com o modelo de gestão (Figura 3.6 e Figura 3.7). Este resultado da análise de ordenação sugere que as comunidades de plantas diferem entre modelos de gestão e que olivais com o mesmo modelo de gestão apresentam comunidades mais semelhantes entre si do que quando comparados com olivais sob outro modelo de gestão. A ordenação dos olivais no nMDS da vegetação a duas dimensões apresentou, ao contrário do banco de sementes, uma sobreposição parcial entre os olivais tradicionais e abandonados (Figura 3.6), indicando que a composição destas comunidades é mais semelhante entre si do que quando comparada com a composição das comunidades dos olivais da gestão intensiva.



**Figura 3.6** – Resultado do escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) da composição das comunidades através da dissimilaridade Bray-Curtis para a vegetação (ajuste não métrico  $R^2$ : 0.968). Olivais tradicionais delimitados pelo polígono azul, olivais abandonados pelo polígono laranja e olivais intensivos pelo polígono violeta.  $n = 10$  olivais por modelo de gestão.



**Figura 3.7** – Resultado do escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) da composição das comunidades através da dissimilaridade Bray-Curtis para o banco de sementes (ajuste não métrico  $R^2$ : 0.981). Olivais tradicionais delimitados pelo polígono azul, olivais abandonados pelo polígono laranja e olivais intensivos pelo polígono violeta.  $n = 10$  olivais por modelo de gestão.

A análise da dissimilaridade Bray-Curtis das comunidades dos olivais observada no nMDS indica que existem diferenças na composição das comunidades associadas ao modelo de gestão. A correlação entre a matriz de dissimilaridade das comunidades e a matriz de dissimilaridade da gestão indica uma associação entre diferenças nas comunidades e diferenças na gestão. Este resultado foi significativo tanto para a vegetação (teste de Mantel;  $r = 0.547$ ,  $p = 0.001$ ) como para o banco de sementes (teste de Mantel;  $r = 0.577$ ,  $p = 0.001$ ). Os testes de Mantel subsequentes realizados entre pares de gestão mostram valores de correlação entre as matrizes de dissimilaridade relativamente mais elevados entre os olivais intensivos e os outros dois modelos de gestão, tanto para o banco de sementes como para a vegetação, sugerindo que as comunidades presentes nos olivais intensivos apresentam uma composição mais diferente da observada nos restantes modelos de gestão (Tabela 3.2). Os maiores valores de correlação (entre a matriz de dissimilaridade das comunidades e a matriz da dissimilaridade na gestão) foram observados entre a gestão intensiva e o abandono, sugerindo que estas duas comunidades são aquelas que apresentam composições específicas mais díspares. As comunidades mais semelhantes foram observadas entre os olivais tradicionais e abandonados, mostrando uma correlação relativamente menor entre dissimilaridades na composição das comunidades e dissimilaridades no modelo de gestão.

**Tabela 3.2:** Resultados dos testes de Mantel entre as matrizes de dissimilaridade na composição específica da vegetação e do banco de sementes (pares de gestão) - **Diss.comunidade**; e a matriz de distância binária da gestão. **Mantel r**: correlação entre as entradas das duas matrizes e **p**: valor de significância.

Diss.comunidade	Vegetação		Banco de sementes	
	Mantel r	p	Mantel r	p
Tradicional x Abandono	0.453	0.002	0.445	0.001
Tradicional x Intensiva	0.638	0.001	0.639	0.001
Abandono x Intensiva	0.645	0.001	0.707	0.001

Do conjunto de todas as variáveis explicativas, a gestão é aquela que explica uma maior proporção da variação na composição específica dos olivais (MRM; Tabela 3.3). A gestão explica 34.5% da variação das comunidades na vegetação e 39% no banco de sementes. A localização mostra também um peso importante na variação da composição da vegetação e do banco de sementes, explicando 33.2% e 30.9% dessa variação, respetivamente, enquanto os parâmetros físicos e químicos do solo mostraram ter uma influência negligenciável, explicando um máximo de 1.5% da variação observada no banco de sementes (Tabela 3.3).

**Tabela 3.3:** Coeficientes e valores de significância (**p**) da *multiple regression on distance matrices* (MRM) para testar o efeito das variáveis explicativas na composição da vegetação e do banco de sementes dos olivais. Análise realizada entre a dissimilaridade na composição específica e o conjunto das variáveis explicativas: gestão, localização (determinada a partir das coordenadas) e parâmetros físicos e químicos do solo, A MRM para a vegetação tem um  $R^2 = 0.39$  e a MRM para o banco de sementes tem um  $R^2 = 0.44$ .

Preditor	Vegetação		Banco de sementes	
	Coefficiente	p	Coefficiente	p
Intercept	0.286	1.000	0.235	1.000
Gestão	0.345	0.001	0.390	0.001
Localização	0.332	0.001	0.309	0.001
Solo	0.013	0.014	0.015	0.002

### 3.2.2 Espécies indicadoras

O resultado da análise das espécies indicadoras de cada modelo de gestão para a vegetação permitiu identificar 17 espécies associadas à gestão tradicional, 19 associadas ao abandono e seis espécies associadas à gestão intensiva (Tabela 3.4). Para o banco de sementes o número de espécies foi inferior para todos os modelos de gestão com 14 espécies associadas a olivais tradicionais, 14 espécies associadas a olivais abandonados e quatro espécies associadas a olivais intensivos (Tabela 3.5).

Na gestão intensiva, três espécies indicadoras (*Aster squamatus*, *Conyza sumatrensis* e *Verbascum sinuatum*) são comuns ao banco de sementes e à vegetação, sendo as duas primeiras alóctones em Portugal (Almeida & Freitas, 2006) e apresentando valores muito elevados de exclusividade neste modelo de gestão, principalmente *A. squamatus* que é exclusivo dos olivais intensivos. *Calendula arvensis* foi a espécie que apresentou o maior valor de associação com a gestão tradicional tanto no banco de sementes como na vegetação. Verifica-se ainda que entre o banco de sementes e a vegetação dos olivais tradicionais apenas são compartilhadas três espécies indicadoras (*C. arvensis*, *Cichorium endivia* e *Silene rubella*). Destaca-se *Linaria ricardoi*, espécie classificada como “Vulnerável” na Lista Vermelha da Flora Vasculare de Portugal Continental (Carapeto *et al.*, 2020), como indicadora deste modelo de gestão na vegetação. No abandono verifica-se a partilha de seis espécies indicadoras entre o banco de sementes e a vegetação (*Brachypodium distachyon*, *Daucus*

*carota*, *Linum strictum*, *Pallenis spinosa*, *Phalaris coeruleascens* e *Torilis japonica*). Destaca-se na vegetação a presença de *Echium boissieri* e *Galium viscosum*, classificados na categoria “Vulnerável” na Lista Vermelha da Flora Vascular de Portugal Continental (Carapeto *et al.*, 2020), ocorrendo *E. boissieri* exclusivamente nos olivais abandonados.

**Tabela 3.4:** Espécies indicadoras de cada modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva) para a vegetação. **A** - Probabilidade de o local amostrado estar sob o modelo de gestão dado que a espécie foi aí encontrada (exclusividade); **B** - Probabilidade de encontrar a espécie em locais sob o modelo de gestão (fidelidade); **IndVal** – valor de associação e **p**: valor de significância dessa associação. Espécies assinaladas com \* estão classificadas na Lista Vermelha (Carapeto *et al.*, 2020).

Gestão	Espécie	A	B	IndVal	p
<b>Tradicional</b>	<i>Calendula arvensis</i>	0.746	1.000	0.864	< 0.001
	<i>Papaver rhoeas</i>	1.000	0.700	0.837	< 0.001
	<i>Lolium rigidum</i>	0.701	0.900	0.794	< 0.01
	<i>Cichorium endivia</i>	0.661	0.900	0.771	< 0.01
	<i>Kickxia lanigera</i>	0.661	0.900	0.771	< 0.01
	<i>Urospermum picroides</i>	0.581	1.000	0.762	< 0.01
	<i>Ridolfia segetum</i>	0.875	0.600	0.725	< 0.01
	<i>Rhagadiolus stellatus</i>	0.705	0.700	0.702	< 0.01
	<i>Sonchus asper</i>	0.539	0.900	0.696	< 0.05
	<i>Linaria ricardoii</i> *	0.800	0.600	0.693	< 0.01
	<i>Lamium amplexicaule</i>	0.952	0.500	0.690	< 0.05
	<i>Misopates calycinum</i>	0.791	0.600	0.689	< 0.05
	<i>Centaurea pullata</i>	0.667	0.700	0.683	< 0.05
	<i>Sherardia arvensis</i>	0.458	1.000	0.676	< 0.05
	<i>Anagallis arvensis</i>	0.454	1.000	0.674	< 0.05
	<i>Diplotaxis virgata</i>	1.000	0.400	0.632	< 0.05
<i>Silene rubella</i>	0.895	0.400	0.598	< 0.05	
<b>Abandono</b>	<i>Linum strictum</i>	1.000	0.800	0.894	< 0.001
	<i>Lomelosia simplex</i>	0.943	0.800	0.868	< 0.001
	<i>Vicia sativa</i>	0.726	1.000	0.852	< 0.001
	<i>Daucus carota</i>	0.980	0.700	0.828	< 0.001
	<i>Trifolium angustifolium</i>	0.929	0.700	0.806	< 0.001
	<i>Phalaris coeruleascens</i>	0.811	0.800	0.805	< 0.01
	<i>Tragopogon hybridus</i>	0.744	0.800	0.771	< 0.01
	<i>Brachypodium distachyon</i>	0.658	0.900	0.769	< 0.01
	<i>Centaureum erythraea</i>	0.722	0.800	0.760	< 0.01
	<i>Pallenis spinosa</i>	0.776	0.700	0.737	< 0.01
	<i>Echium boissieri</i> *	1.000	0.500	0.707	< 0.01
	<i>Foeniculum vulgare</i>	0.714	0.700	0.707	< 0.05
	<i>Polygala monspeliaca</i>	1.000	0.500	0.707	< 0.01
	<i>Torilis japonica</i>	0.612	0.800	0.700	< 0.05
	<i>Vicia lutea</i>	0.697	0.700	0.698	< 0.05
	<i>Avena sterilis</i>	0.457	1.000	0.676	< 0.05
<i>Galium viscosum</i> *	0.900	0.500	0.671	< 0.05	
<i>Ononis mitissima</i>	0.778	0.500	0.624	< 0.05	
<i>Galium parisiense</i>	0.636	0.600	0.618	< 0.05	
<b>Intensiva</b>	<i>Aster squamatus</i>	1.000	0.500	0.707	< 0.01
	<i>Conyza sumatrensis</i>	0.826	0.600	0.704	< 0.01
	<i>Nigella damascena</i>	0.607	0.800	0.697	< 0.05
	<i>Crepis vesicaria</i>	0.471	1.000	0.686	< 0.05
	<i>Verbascum sinuatum</i>	0.765	0.600	0.677	< 0.05
<i>Hordeum murinum</i>	0.889	0.500	0.667	< 0.05	

**Tabela 3.5:** Espécies indicadoras de cada modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva) para o banco de sementes. **A** - Probabilidade de o local amostrado estar sob o modelo de gestão dado que a espécie foi aí encontrada (exclusividade); **B** - Probabilidade de encontrar a espécie em locais sob o modelo de gestão (fidelidade); **IndVal** – valor de associação e **p**: valor de significância dessa associação. Espécies assinaladas com \* estão classificadas na Lista Vermelha (Carapeto *et al.*, 2020).

<b>Gestão</b>	<b>Espécie</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>IndVal</b>	<b>p</b>
<b>Tradicional</b>	<i>Calendula arvensis</i>	0.867	1.000	0.931	< 0.001
	<i>Thlaspi perfoliatum</i>	0.919	0.700	0.802	< 0.01
	<i>Silene rubella</i>	0.914	0.700	0.800	< 0.01
	<i>Hedypnois cretica</i>	0.677	0.900	0.780	< 0.01
	<i>Sonchus oleraceus</i>	0.570	1.000	0.755	< 0.01
	<i>Rhagadiolus stellatus</i>	0.765	0.700	0.732	< 0.05
	<i>Centaurea pullata</i>	0.719	0.700	0.709	< 0.05
	<i>Cichorium endivia</i>	0.719	0.700	0.709	< 0.01
	<i>Legousia hybrida</i>	1.000	0.500	0.707	< 0.01
	<i>Senecio vulgaris</i>	1.000	0.500	0.707	< 0.01
	<i>Euphorbia exigua</i>	0.594	0.800	0.689	< 0.05
	<i>Filago pyramidata</i>	0.765	0.600	0.677	< 0.05
	<i>Arenaria leptoclados</i>	0.733	0.600	0.663	< 0.05
	<i>Medicago minima</i>	0.750	0.500	0.612	< 0.05
<b>Abandono</b>	<i>Brachypodium distachyon</i>	0.828	1.000	0.910	< 0.001
	<i>Phalaris coerulescens</i>	0.920	0.900	0.910	< 0.001
	<i>Torilis japonica</i>	0.732	1.000	0.856	< 0.001
	<i>Linum strictum</i>	0.968	0.700	0.823	< 0.001
	<i>Centaureum</i> sp.	0.612	1.000	0.783	< 0.001
	<i>Galium</i> sp.	0.944	0.600	0.753	< 0.01
	<i>Teucrium spinosum</i>	0.938	0.600	0.750	< 0.01
	<i>Dittrichia viscosa</i>	1.000	0.500	0.707	< 0.01
	<i>Scandix pecten-veneris</i>	0.714	0.700	0.707	< 0.05
	<i>Daucus carota</i>	0.793	0.600	0.690	< 0.05
	<i>Daucus muricatus</i>	0.673	0.700	0.686	< 0.05
	<i>Ridolfia segetum</i>	0.719	0.600	0.657	< 0.05
	<i>Pallenis spinosa</i>	0.667	0.600	0.632	< 0.05
<i>Aegilops geniculata</i>	0.769	0.500	0.620	< 0.05	
<b>Intensiva</b>	<i>Conyza sumatrensis</i>	0.938	1.000	0.969	< 0.001
	<i>Verbascum sinuatum</i>	0.680	0.800	0.738	< 0.01
	<i>Aster squamatus</i>	1.000	0.500	0.707	< 0.01
	<i>Heliotropium supinum</i>	1.000	0.400	0.632	< 0.05

### 3.2.3 Efeitos da gestão na diversidade funcional

#### 3.2.3.1 Médias ponderadas pela comunidade (CWM)

Na vegetação e no banco de sementes, a gestão teve um efeito significativo nas quatro características funcionais contínuas: peso da semente, altura máxima, início da floração e duração da floração, exceto no peso da semente que não mostrou diferenças significativas entre modelos de gestão nos dados da vegetação (Tabela 3.6). Os valores de tendência central e medidas de dispersão das CWM para as características funcionais encontram-se representados na Figura 3.8 para a vegetação e na Figura 3.9 para o banco de sementes.

A característica peso da semente mostrou valores médios mais elevados na vegetação do que no banco de sementes, para todos os modelos de gestão (Figura 3.8 e Figura 3.9). O valor médio de peso da semente no banco de sementes foi de 1.08 g em olivais intensivos, 1.67 g em olivais tradicionais e significativamente superior (GLM;  $p < 0.05$ ; Tabela 3.6) em olivais abandonados com 2.35 g, um valor duas vezes superior ao observado na gestão intensiva.

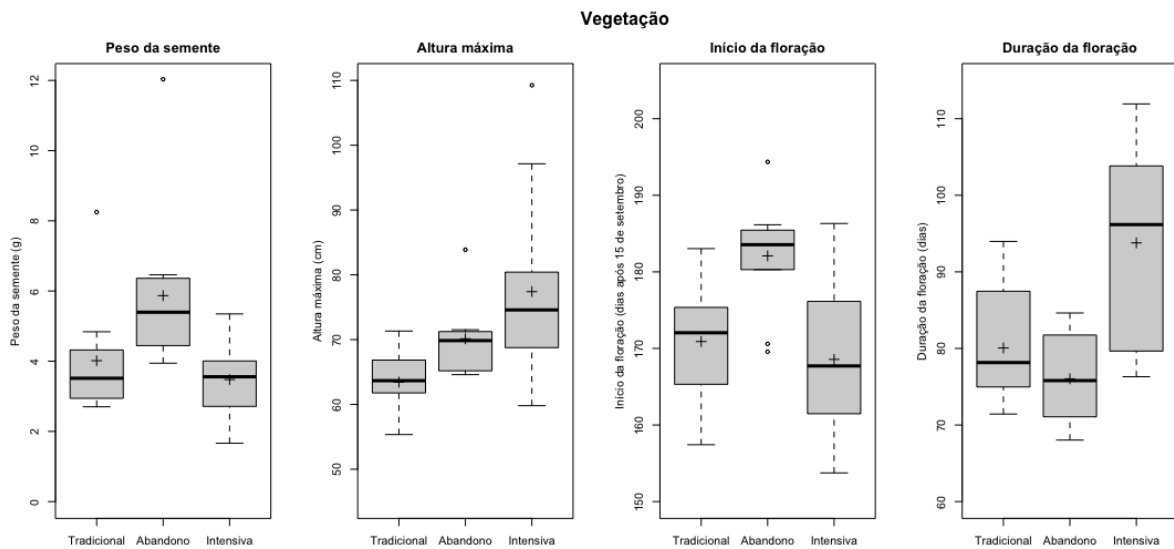
A altura máxima da planta não mostrou diferenças acentuadas entre vegetação e banco de sementes, apresentando apenas valores ligeiramente superiores na vegetação. Os valores médios mais baixos de altura máxima foram encontrados em olivais tradicionais e os mais elevados nos olivais intensivos que registaram valores significativamente superiores aos olivais tradicionais tanto na vegetação (GLM;  $p < 0.001$ ; Tabela 3.6) como no banco de sementes (GLM;  $p < 0.001$ ; Tabela 3.6).

A característica início da floração apresentou um padrão diferente entre os dados da vegetação e banco de sementes. Na vegetação, o início da floração mostra uma tendência para ocorrer mais cedo nos olivais intensivos do que nos olivais tradicionais, enquanto no banco de sementes os valores obtidos apontam para que a floração se inicie significativamente mais tarde que nos olivais tradicionais (GLM;  $p < 0.001$ ; Tabela 3.6). Nos olivais abandonados, o início da floração ocorre significativamente mais tarde do que nos olivais tradicionais, tanto na vegetação (GLM;  $p = 0.024$ ; Tabela 3.6), como no banco de sementes (GLM;  $p < 0.001$ ; Tabela 3.6). Na vegetação, o início da floração mostrou uma variação com a longitude, com os olivais a Este a iniciarem a floração significativamente mais tarde do que os olivais a Oeste (GLM;  $p = 0.024$ ; Tabela 3.6).

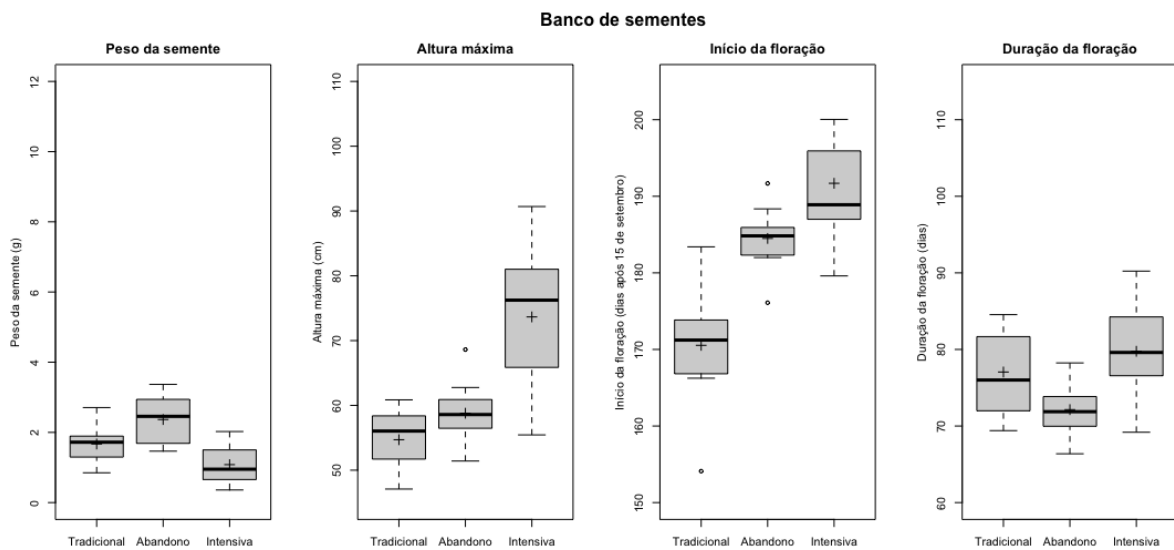
A duração da floração mostrou o mesmo padrão na vegetação e no banco de sementes com o período mais longo de floração nos olivais intensivos, valor que é significativamente superior ao observado nos olivais tradicionais na vegetação (GLM;  $p < 0.001$ ; Tabela 3.6) e no banco de sementes (GLM;  $p = 0.049$ ; Tabela 3.6). Na vegetação, os resultados apontam ainda para uma diminuição da duração da floração de Oeste para Este (GLM;  $p < 0.001$ ; Tabela 3.6) e de Norte para Sul (GLM;  $p = 0.029$ ; Tabela 3.6). Os olivais abandonados mostram uma tendência para apresentar os valores de duração da floração mais baixos, sendo estes valores significativamente inferiores aos olivais tradicionais apenas no banco de sementes (GLM;  $p = 0.039$ ; Tabela 3.6).

As CWM das características funcionais ciclo de vida, tipo biológico e síndrome de polinização não mostraram variação entre olivais tanto para a vegetação como para o banco de sementes. Todos os olivais apresentam uma dominância de plantas com um ciclo de vida anual e consequentemente a classificação de terófito no Sistema de Raunkiær, independentemente da gestão. A síndrome de polinização predominante em todos os olivais foi a entomofilia.

Os resultados obtidos foram suportados pelo modelo nulo, situando-se os coeficientes significativos dos modelos reais nos extremos da distribuição nula em todos os casos, frequentemente acima do percentil 0.99 (Tabela 3.6).



**Figura 3.8** – Boxplot (mediana, quartis, mínimo e máximo) das médias ponderadas pela comunidade das características funcionais peso da semente, altura máxima, início da floração e duração da floração para a vegetação, por modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva). n = 10 oliveais por modelo de gestão. O símbolo + indica a média.



**Figura 3.9** – Boxplot (mediana, quartis, mínimo e máximo) das médias ponderadas pela comunidade das características funcionais peso da semente, altura máxima, início da floração e duração da floração para o banco de sementes, por modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva). n = 10 oliveais por modelo de gestão. O símbolo + indica a média.

**Tabela 3.6:** Resultados dos modelos GLM para testar o efeito da gestão nas médias ponderadas pela comunidade (CWM) para as características funcionais peso da semente, altura máxima, início da floração e duração da floração, na vegetação e no banco de sementes. **Est:** coeficientes; **e.p.:** erro padrão dos coeficientes; **t:** estatística do teste t; **p:** valor de significância; **Pi:** percentil dos coeficientes significativos na distribuição obtida pelo modelo nulo. Valores significativos abaixo de 0.05 realçados a negrito.

<i>Variável resposta</i>	<i>Preditor</i>	<b>Vegetação</b>					<b>Banco de sementes</b>				
		<i>Est</i>	<i>e.p.</i>	<i>t</i>	<i>p</i>	<i>Pi</i>	<i>Est</i>	<i>e.p.</i>	<i>t</i>	<i>p</i>	<i>Pi</i>
<b>Peso da semente</b>	Intercept	3.767	0.676	5.573	< <b>0.001</b>		1.645	0.227	7.259	< <b>0.001</b>	
	Abandono	1.630	0.918	1.776	0.089		0.786	0.308	2.555	<b>0.017</b>	0.882
	Intensiva	-0.503	0.891	-0.565	0.578		-0.584	0.299	-1.956	0.062	
	Latitude	0.025	0.532	0.047	0.963		0.189	0.178	1.061	0.299	
	Longitude	0.149	0.455	0.328	0.746		0.193	0.153	1.265	0.218	
	Lat x Long	-0.504	0.690	-0.731	0.472		0.011	0.231	0.047	0.963	
	R <sup>2</sup>	0.30					0.49				
<b>Altura máxima</b>	Intercept	66.084	3.527	18.736	< <b>0.001</b>		54.909	2.846	19.291	< <b>0.001</b>	
	Abandono	4.827	4.791	1.008	0.324		2.443	3.866	0.632	0.533	
	Intensiva	17.460	4.650	3.755	< <b>0.001</b>	0.991	20.836	3.753	5.552	< <b>0.001</b>	0.994
	Latitude	-3.486	2.776	-1.255	0.221		-1.163	2.241	-0.519	0.608	
	Longitude	1.727	2.374	0.728	0.474		1.945	1.916	1.015	0.320	
	Lat x Long	5.191	3.599	1.442	0.162		0.461	2.904	0.159	0.875	
	R <sup>2</sup>	0.38					0.60				
<b>Início da floração</b>	Intercept	168.465	2.831	59.501	< <b>0.001</b>		169.545	2.755	61.545	< <b>0.001</b>	
	Abandono	9.265	3.846	2.409	<b>0.024</b>	0.979	15.216	3.742	4.066	< <b>0.001</b>	0.998
	Intensiva	-0.983	3.733	-0.263	0.795		21.042	3.632	5.793	< <b>0.001</b>	0.998
	Latitude	1.776	2.229	0.797	0.434		3.434	2.169	1.584	0.126	
	Longitude	4.608	1.906	2.418	<b>0.024</b>		3.355	1.854	1.810	0.083	
	Lat x Long	-4.272	2.889	-1.479	0.152		-0.998	2.811	-0.355	0.726	
	R <sup>2</sup>	0.54					0.65				
<b>Duração da floração</b>	Intercept	80.121	2.762	29.008	< <b>0.001</b>		75.770	1.915	39.576	< <b>0.001</b>	
	Abandono	-4.341	3.752	-1.157	0.259		-5.688	2.601	-2.187	<b>0.039</b>	0.111
	Intensiva	14.873	3.642	4.084	< <b>0.001</b>	0.995	5.231	2.524	2.072	<b>0.049</b>	0.815
	Latitude	-5.053	2.174	-2.324	<b>0.029</b>		-2.272	1.507	-1.507	0.145	
	Longitude	-7.012	1.859	-3.772	< <b>0.001</b>		-0.871	1.289	-0.676	0.506	
	Lat x Long	2.832	2.818	1.005	0.325		0.374	1.954	0.192	0.850	
	R <sup>2</sup>	0.70					0.40				

### 3.2.3.2 Índices de diversidade funcional

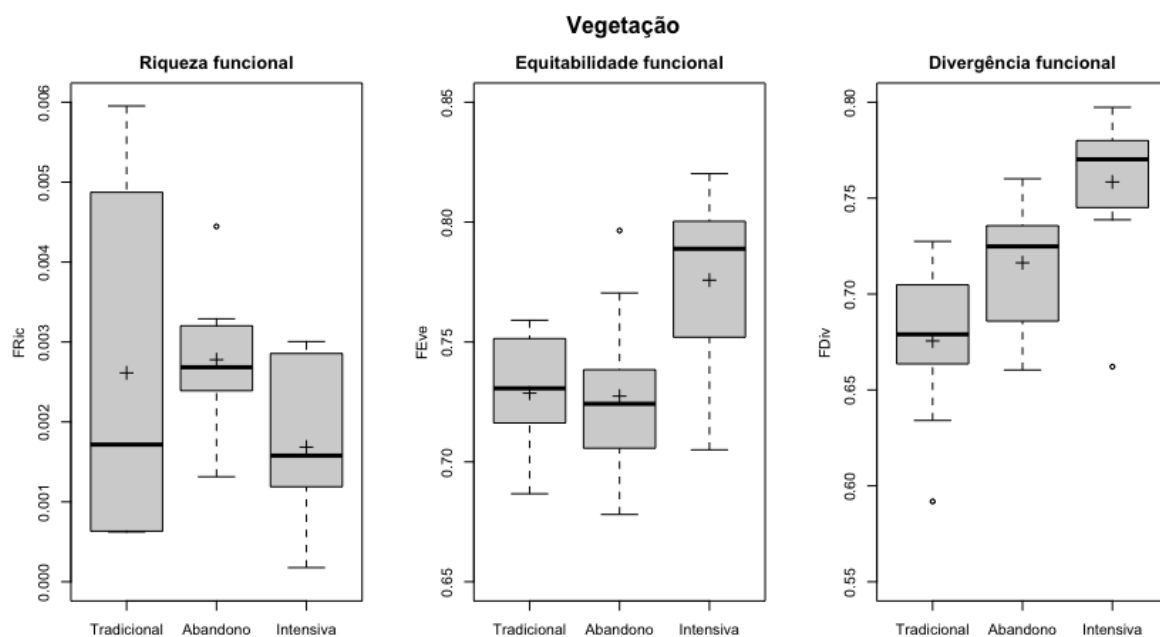
A gestão afetou significativamente a riqueza, equitabilidade e divergência funcional das comunidades dos olivais, tanto na vegetação como no banco de sementes; exceto na riqueza funcional da vegetação e na equitabilidade funcional do banco de sementes. Os valores de tendência central e medidas de dispersão para os três índices de diversidade funcional calculados encontram-se representados na Figura 3.10 para a vegetação e na Figura 3.11 para o banco de sementes.

No banco de sementes os valores de riqueza funcional mais baixos foram observados na gestão intensiva e os mais elevados em olivais abandonados, valores que são significativamente superiores (GLM;  $p = 0.037$ ; Tabela 3.7) quando comparado com olivais tradicionais. O padrão geral da riqueza funcional encontrado no banco de sementes manteve-se na vegetação, porém, não houve diferenças significativas entre modelos de gestão, mas verificam-se valores mais elevados e uma maior dispersão, quando comparados com os valores obtidos para o banco de sementes (Figura 3.10).

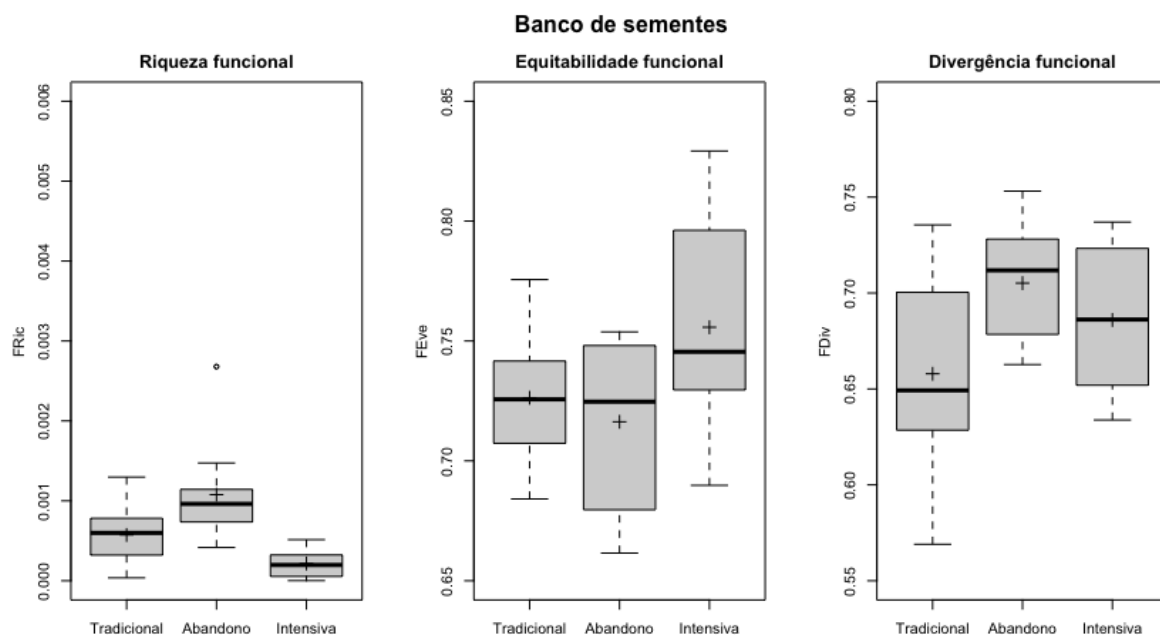
O índice de equitabilidade funcional (escala 0 a 1) mostra valores elevados na generalidade dos olivais (Figura 3.10 e Figura 3.11), o que sugere algum grau de uniformidade na distribuição das frequências das espécies no espaço funcional, na vegetação e no banco de sementes. Na vegetação, os valores do índice de equitabilidade funcional mais elevados, i.e. as comunidades mais equitativas, foram registados nos olivais intensivos com um valor significativamente superior (GLM;  $p = 0.002$ ; Tabela 3.7) ao observado na gestão tradicional. No banco de sementes este índice não apresentou diferenças significativas entre modelos de gestão.

O índice de divergência funcional (escala 0 a 1) mostra valores de divergência funcional elevados em todos os modelos de gestão para a vegetação (Figura 3.10) e para o banco de sementes (Figura 3.11). Este resultado sugere que as espécies mais abundantes encontradas nestas comunidades são, para as características funcionais estudadas, funcionalmente diferentes entre si. Os valores de divergência funcional mais baixos, tanto na vegetação como no banco de sementes, foram observados na gestão tradicional. Quando comparados com os olivais tradicionais, os olivais abandonados apresentaram valores de divergência funcional significativamente mais elevados, na vegetação (GLM;  $p = 0.026$ ; Tabela 3.7) e no banco de sementes (GLM;  $p < 0.001$ ; Tabela 3.7). A gestão intensiva apresentou valores de divergência significativamente mais elevados na vegetação (GLM;  $p < 0.001$ ; Tabela 3.7), mas não no banco de sementes.

Os resultados obtidos foram suportados pelo modelo nulo, situando-se os coeficientes significativos dos modelos reais nos extremos da distribuição nula em todos os casos, frequentemente acima do percentil 0.99 (Tabela 3.7).



**Figura 3.10** – Boxplot (mediana, quartis, mínimo e máximo) dos índices de riqueza funcional, equitabilidade funcional e divergência funcional para a vegetação, por modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva). n = 10 olivais por modelo de gestão. O símbolo + indica a média.



**Figura 3.11** – Boxplot (mediana, quartis, mínimo e máximo) dos índices de riqueza funcional, equitabilidade funcional e divergência funcional para o banco de sementes, por modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva). n = 10 olivais por modelo de gestão. O símbolo + indica a média.

**Tabela 3.7:** Resultados dos modelos GLM para avaliar o efeito da gestão nos índices de riqueza funcional (**FRic**), equitabilidade funcional (**FEve**) e divergência funcional (**FDiv**), na vegetação e no banco de sementes. **Est:** coeficientes; **e.p.:** erro padrão dos coeficientes; **t:** estatística do teste t; **p;** valor de significância; **Pi:** percentil dos coeficientes significativos na distribuição obtida pelo modelo nulo. Valores significativos abaixo de 0.05 realçados a negrito.

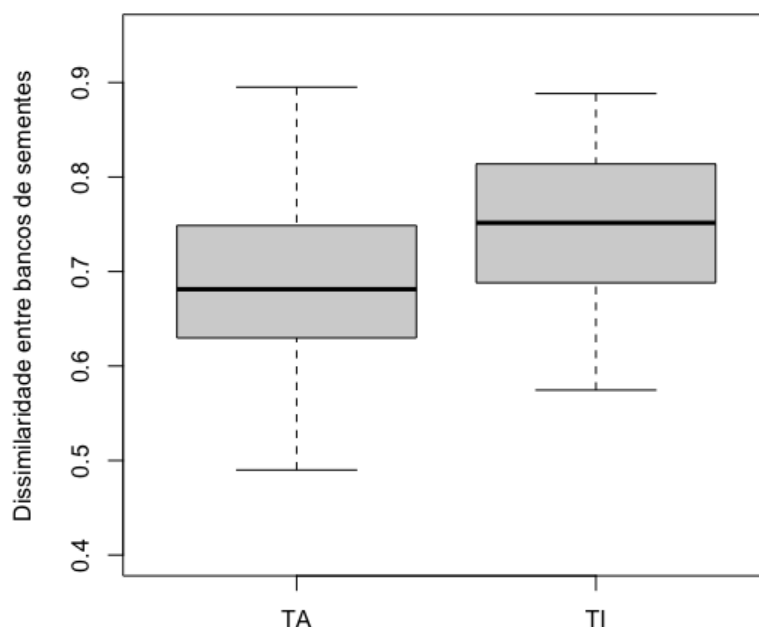
<i>Variável resposta</i>	<i>Preditor</i>	<b>Vegetação</b>					<b>Banco de sementes</b>				
		<i>Est</i>	<i>e.p.</i>	<i>t</i>	<i>p</i>	<i>Pi</i>	<i>Est</i>	<i>e.p.</i>	<i>t</i>	<i>p</i>	<i>Pi</i>
<b>FRic</b>	Intercept	2.08E-03	4.69E-04	4.434	<b>0.001</b>		4.50E-04	1.60E-04	2.806	<b>0.010</b>	
	Abandono	4.40E-04	6.37E-04	0.691	0.496		4.82E-04	2.18E-04	2.210	<b>0.037</b>	0.950
	Intensiva	-1.01E-03	6.18E-04	-1.632	0.116		-4.28E-04	2.12E-04	-2.023	0.054	
	Latitude	3.54E-04	3.69E-04	0.958	0.348		4.76E-05	1.26E-04	0.377	0.709	
	Longitude	-7.50E-05	3.16E-04	-0.238	0.814		-6.82E-05	1.08E-04	-0.631	0.534	
	Lat x Long	-1.92E-04	4.79E-04	-0.402	0.691		-2.16E-04	1.64E-04	-1.320	0.199	
	R <sup>2</sup>	0.15					0.46				
<b>FEve</b>	Intercept	0.734	0.012	62.036	< <b>0.001</b>		0.740	0.013	58.704	< <b>0.001</b>	
	Abandono	-0.002	0.016	-0.137	0.892		0.005	0.017	0.292	0.773	
	Intensiva	0.054	0.016	3.474	<b>0.002</b>	0.979	0.028	0.017	1.674	0.107	
	Latitude	-0.011	0.009	-1.140	0.266		0.004	0.010	0.398	0.694	
	Longitude	-0.009	0.008	-1.126	0.271		0.000	0.008	-0.039	0.969	
	Lat x Long	0.012	0.012	1.025	0.316		0.029	0.013	2.254	<b>0.034</b>	
	R <sup>2</sup>	0.46					0.36				
<b>FDiv</b>	Intercept	-0.391	0.020	-19.30	< <b>0.001</b>		0.656	0.014	45.889	< <b>0.001</b>	
	Abandono	0.064	0.027	2.374	<b>0.026</b>	0.998	0.073	0.019	3.763	< <b>0.001</b>	0.994
	Intensiva	0.119	0.026	4.650	< <b>0.001</b>	1.000	0.028	0.019	1.465	0.156	
	Latitude	-0.007	0.015	-0.478	0.637		0.024	0.011	2.148	0.420	
	Longitude	-0.013	0.013	-0.976	0.339		0.015	0.010	1.596	0.124	
	Lat x Long	0.020	0.020	0.998	0.328		0.013	0.015	0.878	0.389	
	R <sup>2</sup>	0.54					0.41				

### 3.3 Potencial de recuperação a partir dos bancos de sementes

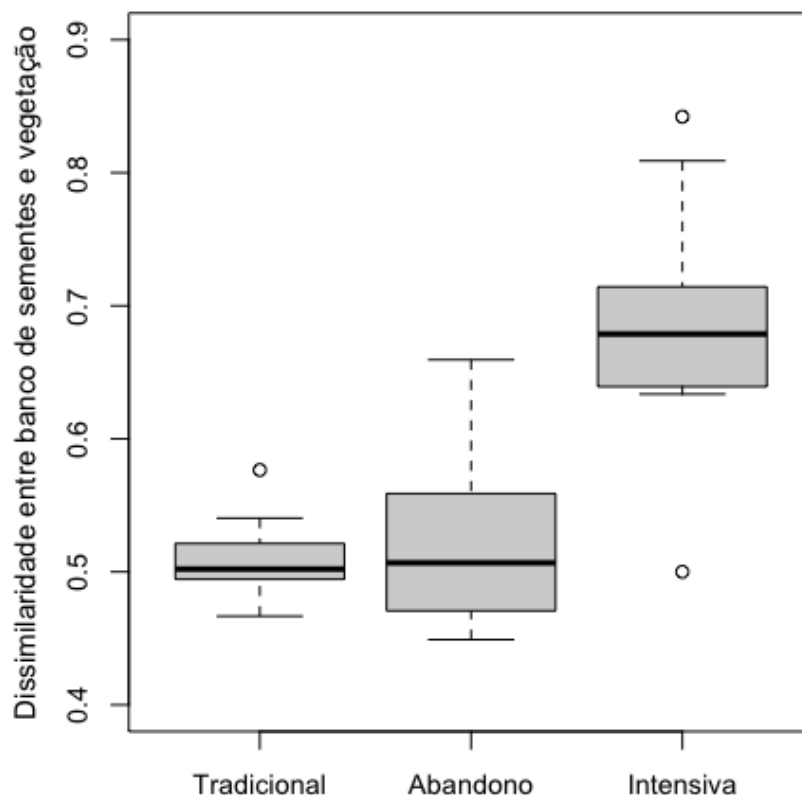
A análise da dissimilaridade Bray-Curtis na composição específica entre os bancos de sementes dos olivais tradicionais e os bancos de sementes dos olivais abandonados e intensivos (comparação feita entre os pares de gestão) encontra-se representada na Figura 3.12. A dissimilaridade entre os bancos de sementes dos olivais intensivos e os olivais tradicionais apresenta um valor médio de 0.75, enquanto a dissimilaridade entre os bancos de sementes dos olivais tradicionais e abandonados apresentou um valor médio inferior, 0.68, que, ainda assim, é elevado. Verifica-se, contudo, uma maior dispersão dos valores de dissimilaridade em torno da mediana do que na comparação referida anteriormente.

A comparação da composição específica do banco de sementes e da vegetação para o mesmo olival mostra diferenças significativas entre os modelos de gestão (Figura 3.13 e Tabela 3.8). Os valores mais elevados de dissimilaridade Bray-Curtis entre banco de sementes e vegetação foram encontrados na gestão intensiva com um valor médio de 0.69, significativamente superior ao obtido para a gestão tradicional (GLM;  $R^2 = 0.60$ ,  $p < 0.001$ ; Tabela 3.8). As menores dissimilaridades na composição específica entre o banco de sementes e a vegetação registaram-se nos olivais tradicionais e abandonados, com valores médios de 0.51 e 0.52, respetivamente, com os olivais abandonados a exibir uma maior amplitude interquartil e uma ligeira cauda à direita devido a uma maior dispersão dos olivais com valores de dissimilaridade mais elevados.

Apesar dos bancos de sementes dos olivais intensivos apresentarem uma dissimilaridade muito elevada com a vegetação, a sua composição também não é semelhante à composição do banco de sementes dos olivais tradicionais, indicando um fraco potencial destes solos para recuperar as comunidades de plantas arvenses dos olivais tradicionais. O banco de sementes dos olivais abandonados também apresentou, ainda que relativamente mais baixa, uma dissimilaridade elevada com o banco de sementes dos olivais tradicionais, mas, ao contrário da gestão intensiva, as composições dos bancos de sementes e da vegetação dos olivais abandonados foram semelhantes.



**Figura 3.12** – Boxplot (mediana, quartis, mínimo e máximo) da dissimilaridade Bray-Curtis na composição específica do banco de sementes entre pares de modelos de gestão representadas pelas respetivas iniciais: T – tradicional; A – abandono e I – Intensiva. O símbolo + indica a média.



**Figura 3.13** – Boxplot (mediana, quartis, mínimo e máximo) da dissimilaridade Bray-Curtis entre a vegetação e o banco de sementes de cada olival, por modelo de gestão (tradicional, abandono e intensiva). n = 10 olivais por modelo de gestão. O símbolo + indica a média.

**Tabela 3.8:** Resultados do modelo GLM para avaliar o efeito da gestão na dissimilaridade entre banco de sementes e vegetação para o mesmo olival. **Est:** coeficientes, **e.p.:** erro padrão dos coeficientes, **t:** estatística do teste t, **p:** valor de significância. Valores significativos abaixo de 0.05 realçados a negrito.

<i>Preditor</i>	<i>Est</i>	<i>e.p.</i>	<i>t</i>	<i>p</i>
<b>Intercept</b>	0.509	0.021	23.419	< <b>0.001</b>
<b>Abandono</b>	0.015	0.031	0.489	0.629
<b>Intensiva</b>	0.177	0.031	5.748	< <b>0.001</b>
<b>R<sup>2</sup></b>	0.60			

## 4. DISCUSSÃO

Este estudo avaliou os efeitos da gestão na diversidade taxonómica e funcional do banco de sementes e da vegetação dos olivais do Baixo Alentejo. Tanto quanto sabemos, a análise destas duas componentes da diversidade simultaneamente na comunidade de plantas e no banco de sementes é inovadora em agroecossistemas. Outros autores já tinham observado reduções da diversidade em agroecossistemas com a intensificação agrícola, contudo, as componentes estudadas limitam-se à diversidade taxonómica (Carpio *et al.*, 2020; Koocheki *et al.*, 2009) ou, incluindo diversidade taxonómica e funcional (Carmona *et al.*, 2020; Rotchés-Ribalta *et al.*, 2020; Tarifa *et al.*, 2021), estes efeitos não foram estudados simultaneamente na comunidade de plantas e no banco de sementes. O efeito do abandono de olivais no banco de sementes foi também abordado pela primeira vez neste estudo. Observou-se que o modelo de gestão, mantido durante pelo menos cinco anos, conduziu a composições específicas muito distintas tanto na vegetação como no banco de sementes. A gestão intensiva foi a que provocou maiores alterações nas comunidades de plantas e no banco de sementes, conduzindo a um decréscimo de 40% na riqueza específica, bem como a uma redundância funcional mais baixa, o que poderá ter implicações na resiliência destes sistemas a futuras alterações. Neste estudo observou-se que o banco de sementes na gestão intensiva apresentou uma composição distinta do banco de sementes da gestão tradicional, destacando-se pela presença de espécies alóctones e a quase ausência das espécies estritamente arvenses e atualmente ameaçadas. Esta exclusão de espécies raras e/ou especialistas, acompanhada pela redução na redundância funcional confirmam padrões gerais observados noutros agroecossistemas (Carmona *et al.*, 2020; Tarifa *et al.*, 2021). Contudo, os efeitos drásticos da intensificação no banco de sementes parecem ter ocorrido num período muito curto, indicando que a função de tamponar alterações composicionais já verificada noutros sistemas (DeMalach *et al.*, 2021; Plue *et al.*, 2021) é limitada na gestão intensiva, o que tem implicações diretas para futuras ações de conservação e restauro destas comunidades de plantas arvenses. Pelo contrário, os resultados do presente estudo confirmam a importância dos sistemas agrícolas tradicionais para a conservação destas comunidades devido à sua elevada riqueza específica e abundância de espécies arvenses com estatuto de ameaça. Os olivais abandonados apresentaram já uma composição específica diferente dos olivais tradicionais, quer na vegetação, quer no banco de sementes, e maior divergência funcional. O abandono permitiu a colonização por espécies perenes com estatuto de ameaça, contudo, a riqueza específica foi ainda muito semelhante à observada nos olivais tradicionais. Estes resultados, aliados à presença de espécies arvenses com estatuto de ameaça no banco de sementes indicam um potencial para regenerar as comunidades arvenses caso a prática da lavra venha a ser adotada novamente.

### 4.1 Efeitos da gestão na diversidade taxonómica das comunidades

O modelo de gestão, mantido há pelo menos cinco anos, mostrou afetar significativamente a diversidade taxonómica das comunidades de plantas e os bancos de sementes dos olivais. A intensificação agrícola teve um efeito negativo na diversidade taxonómica, com uma diminuição significativa do número de espécies e alterações profundas na composição específica, à semelhança do observado noutros agroecossistemas (Carmona *et al.*, 2020; Fonderflick *et al.*, 2020; Tarifa *et al.*, 2021). No presente estudo demonstrou-se ainda que os impactos negativos da intensificação agrícola no banco de sementes ocorrem rapidamente. A maioria dos olivais intensivos amostrados têm idades compreendidas entre cinco e 10 anos e, durante esse período, ocorreu um forte decréscimo da riqueza específica, em cerca de 40%, no banco de sementes relativamente aos olivais tradicionais. Carpio *et al.* (2020) obtiveram resultados semelhantes em olivais da Andaluzia, com a gestão intensiva a apresentar três vezes menos espécies no banco de sementes que olivais com vegetação espontânea.

Entre as alterações na composição específica da vegetação e do banco de sementes da gestão intensiva destaca-se a ocorrência de cinco espécies alóctones, localmente abundantes, *Conyza sumatrensis*, *Aster squamatus*, *Amaranthus blitoides*, *Epilobium brachycarpum* e *Oxalis pes-caprae*, sendo as duas primeiras indicadoras deste modelo de gestão e *C. sumatrensis* dominante no banco de sementes. Estas alterações na composição e as alterações na riqueza específica, referidas acima, poderão dever-se às práticas utilizadas neste modelo de gestão, nomeadamente a aplicação de fertilizantes e herbicidas. A aplicação de herbicidas reduz substancialmente as espécies arvenses (Andreasen *et al.*, 2018; Fonderflick *et al.*, 2020; Storkey *et al.*, 2012) e favorece espécies alóctones, como *A. blitoides*, *A. squamatus* e *C. sumatrensis*, que apresentam resistência aos herbicidas mais utilizados (Heap, 2022). O uso de fertilizantes, por seu lado, altera as relações de competição entre as espécies (Ochoa-Hueso & Manrique, 2010), beneficiando as espécies arvenses mais generalistas (Pinke & Gunton, 2014; Rotchés-Ribalta *et al.*, 2015), estimula a germinação de algumas espécies e inibe outras (Plassmann *et al.*, 2008), aumenta a suscetibilidade das sementes a patógenos no solo (Davis, 2007) e aumenta o desenvolvimento vegetativo das plantas em detrimento do investimento reprodutivo (Phoenix *et al.*, 2012). Para além destes efeitos diretos da intensificação nas comunidades existem outros impactos indiretos, como maior ensombramento, rega, mecanização e compactação do solo (Russo *et al.*, 2016; Silveira *et al.*, 2018), que poderão afetar de maneira diferente as espécies presentes na comunidade. Estes fatores podem impedir as plantas de completar o seu ciclo de vida ou diminuir o sucesso reprodutor, conduzindo ao seu desaparecimento ou redução da abundância na comunidade e ao esgotamento progressivo do banco de sementes (Plue *et al.*, 2021). Nestas condições, será de esperar que espécies com sementes transientes e persistentes de curto prazo (*sensu* Thompson, 1992) sofram impactos mais acentuados.

Além da menor riqueza específica, os bancos de sementes da gestão intensiva registaram igualmente os valores mais baixos de número de sementes germinadas por unidade de amostragem, concordantes com os efeitos da intensificação agrícola já observados em culturas anuais (Andreasen *et al.*, 2018; Ball, 1992). O número de plântulas muito reduzido ou nulo nas unidades de amostragem que continham solo recolhido na linha das oliveiras (resultados não apresentados) possivelmente devido à aplicação de herbicidas ser essencialmente dirigida a esta área (Hermosin *et al.*, 2013; Silveira *et al.*, 2018), poderá justificar parcialmente este resultado. As mobilizações do solo durante a preparação do terreno para a instalação do olival intensivo podem também ter depositado o banco de sementes original em camadas muito profundas do solo (Ball, 1992), contribuindo tanto para o menor número de sementes como para a menor representatividade das espécies arvenses. Em locais onde fatores de perturbação ou fatores ambientais estocásticos têm um papel preponderante, os bancos de sementes asseguram a persistência das comunidades (DeMalach *et al.*, 2021; Harper, 1977; Plue *et al.*, 2021; Thompson *et al.*, 1997) e a sua composição reflete um processo ecológico contínuo, retratando o efeito cumulativo da gestão em paisagens agrícolas (Albrecht, 2005; Albrecht & Auerswald, 2009). Assim, assumindo que os olivais tradicionais existentes nos locais onde foram instalados os olivais intensivos tinham uma riqueza específica semelhante à encontrada na gestão tradicional atualmente, seria de esperar que o banco de sementes atuasse como um “tampão” (*sensu* Hille Ris Lambers *et al.*, 2005) e mantivesse uma riqueza específica elevada, o que não se verificou. O rápido decréscimo da riqueza específica e a alteração da composição dos bancos de sementes indica que o efeito da intensificação agrícola nos olivais do Baixo Alentejo anulou este “efeito tampão”, depauperando o banco de sementes e eliminando a maioria das espécies arvenses características dos olivais tradicionais.

Contrariamente aos olivais intensivos, os olivais tradicionais e abandonados, registaram uma elevada riqueza específica no banco de sementes e na vegetação, bem como um elevado número de espécies com estatuto de ameaça. As comunidades dos olivais tradicionais apresentam na sua composição espécies arvenses (espécies indicadoras e.g. *Calendula arvensis*, *Linaria ricardoi*, *Papaver rhoeas*, *Rhagadiolus stellatus*, *Silene rubella* e *Thlaspi perfoliatum*) que estão geralmente associadas a

habitats cultivados e apresentam uma ecologia mais estritamente arvense (A.J. Pereira, comunicação pessoal). A sua adaptação a estes locais deve-se a um conjunto de características funcionais como um ciclo de vida curto, elevada produção de sementes e persistência no banco de sementes (Bourgeois *et al.*, 2019; Gaba *et al.*, 2017), que lhes permitem resistir à perturbação cíclica proporcionada pela lavra (Bergmeier & Strid, 2014; Storkey, 2020). A lavra constitui assim um fator determinante na composição e na manutenção destas comunidades, uma vez que muitas espécies que ocorrem nestes sistemas respondem positivamente à mobilização do solo (A.J. Pereira, comunicação pessoal), possivelmente devido à germinação ser promovida por esta perturbação (Torra *et al.*, 2018). Esta renovação anual das comunidades de plantas limita ainda a acumulação de sementes no banco de sementes, evidenciada pelo menor número de sementes dos olivais tradicionais relativamente aos abandonados (Légère *et al.*, 2011). A elevada riqueza específica e a importância destes sistemas tradicionais para a conservação de espécies arvenses ameaçadas são confirmadas por resultados anteriores obtidos em diversas paisagens agrícolas tradicionais europeias (Meyer, 2020; Meyer & Bergmeier, 2020; Recasens *et al.*, 2020; Solé-Senan *et al.*, 2014) e olivais mediterrânicos (A.J. Pereira, comunicação pessoal; Maccherini *et al.*, 2013).

O abandono dos olivais não teve efeito significativo na riqueza específica, que apresentou valores muito semelhantes aos obtidos na gestão tradicional, embora com maior dispersão. Contudo, a composição específica diferiu dos olivais tradicionais, apresentando um maior número de espécies com ciclo de vida bienal ou perene, no banco de sementes e na vegetação, que não ocorreram nos olivais tradicionais, como *Daucus carota*, *Dittrichia viscosa*, *Echium boissieri* e *Phalaris coerulescens*. Após o abandono das atividades agrícolas, a ausência da perturbação pela lavra conduz a um processo de sucessão ecológica que se caracteriza por um aumento inicial da riqueza específica, seguido por um decréscimo gradual à medida que as espécies perenes vão colonizando, aumentando a sua abundância e, progressivamente, substituindo as espécies anuais (Bonet, 2004; Bonet & Pausas, 2004; Maccherini *et al.*, 2013). Bonet (2004), em olivais abandonados no Sudeste de Espanha, verificou que os valores máximos de riqueza se registam 10 anos após o abandono e que caméfitos e fanerófitos se tornam dominantes a partir dos 30 anos. No presente estudo, a dispersão dos valores de riqueza específica observada nos olivais abandonados pode dever-se à variabilidade na data de abandono, entre 10 e 15 anos (dados não apresentados), coincidindo com o máximo de riqueza específica no estudo acima mencionado. As comunidades do presente estudo continuam dominadas por plantas anuais, enquanto caméfitos e fanerófitos são ainda pouco abundantes, o que poderá dever-se ao estágio pós-abandono, ainda precoce, ou à baixa representatividade destas espécies nas áreas contíguas. Contudo, a presença destes tipos biológicos foi observada, em alguns olivais, na área de influência da copa das oliveiras (observação pessoal), o que sugere que se iniciou a sua dispersão por animais, nomeadamente aves, que usam as oliveiras como locais de pouso (Verdú & García-Fayos, 1998, 1996).

## 4.2 Efeitos da gestão na diversidade funcional

No presente estudo observou-se que o modelo de gestão, mantido há pelo menos cinco anos, influenciou significativamente as características funcionais das espécies uma vez que as práticas de gestão atuam como filtros nas comunidades (Garnier & Navas, 2012). Estas modificações refletem assim a resposta das espécies aos constrangimentos do modelo de gestão e podem ter implicações nas funções e serviços que o ecossistema possa providenciar.

No banco de sementes dos olivais abandonados, o peso da semente apresentou os valores médios mais elevados entre os três modelos de gestão. Sementes mais pesadas geralmente produzem plântulas de maiores dimensões e possuem mais reservas que ajudam no estabelecimento das plantas em locais onde se verifica maior ensombramento ou competição (Jakobsson & Eriksson, 2000; Leishman *et al.*, 2000; Turnbull *et al.*, 2004) assim, sementes mais pesadas podem oferecer maior vigor competitivo no

abandono devido ao acumular da biomassa e ao aumento da competição (Grime, 1973; Plieninger *et al.*, 2014). Simultaneamente, as sementes dispersadas por animais são mais pesadas do que sementes sem agentes dispersores ou dispersadas pelo vento (Leishman *et al.*, 2000), pelo que a ausência de atividades humanas pode favorecer a utilização destes sistemas por um maior número de animais (Bonet & Pausas, 2004). A gestão tradicional e a gestão intensiva apresentaram espécies com sementes mais leves, sendo esse efeito mais evidente na gestão intensiva onde se verificou o peso médio mais baixo, embora estas diferenças não sejam significativas. A diminuição do peso da semente ao longo de um gradiente de intensificação é um padrão comum em paisagens agrícolas (Carmona *et al.*, 2020; Solé-Senan *et al.*, 2018; Tarifa *et al.*, 2021). Sementes mais leves geralmente são produzidas em maior número, têm menores dimensões e são mais facilmente integradas no solo (Cornelissen *et al.*, 2003; Jakobsson & Eriksson, 2000), estando associadas a uma maior persistência no banco de sementes (Bakker *et al.*, 1996; Bekker *et al.*, 1998; Thompson *et al.*, 1993; Westoby, 1998). Assim, sementes de pequenas dimensões permitem maior sucesso no recrutamento na gestão tradicional, onde a lavra constitui uma perturbação regular (Fried *et al.*, 2012; Gaba *et al.*, 2017; Torra *et al.*, 2018). Na gestão intensiva, a abundância elevada de *A. squamatus* e *C. sumatrensis*, espécies com elevada produção de sementes de pequenas dimensões (Hao *et al.*, 2009; Šajna *et al.*, 2014), poderá ajudar a justificar o padrão observado. A grande área das explorações e a menor abundância de potenciais agentes dispersores nestes sistemas, como as aves (Morgado *et al.*, 2020), condicionam a dispersão de sementes a partir de áreas adjacentes, predominando as sementes dispersadas pelo vento e com maior distância de dispersão (Carmona *et al.*, 2020), como as espécies acima referidas.

As comunidades na gestão intensiva foram aquelas que apresentaram o valor mais elevado de altura máxima, contrariamente ao observado anteriormente em culturas anuais (Carmona *et al.*, 2020; Solé-Senan *et al.*, 2018) e olivais (Tarifa *et al.*, 2021), onde se aponta para uma diminuição da altura máxima das plantas ao longo de um gradiente de intensificação. Uma vez que o valor das CWM é muito influenciado pelo valor das características funcionais das espécies dominantes (Lavorel *et al.*, 2007), esta discordância pode refletir diferenças na composição específica das comunidades estudadas, nomeadamente, no presente estudo, por um conjunto de espécies ruderais muito abundantes, como *C. sumatrensis* e *Crepis vesicaria*, com alturas entre 140 e 200 cm. Na gestão tradicional, a lavra cíclica favorece plantas com menor altura (Fried *et al.*, 2012), uma vez que plantas de menores dimensões geralmente completam o ciclo de vida mais rapidamente (Westoby, 1998). Pelo contrário, no abandono, não existem limitações pronunciadas ao ciclo de vida e ao tempo até à maturação da planta (i.e. estão limitados pela tolerância ao stress climático), enquanto o acumular de biomassa constitui uma pressão seletiva para plantas de maiores dimensões (Lavorel & Garnier, 2002).

O início precoce da floração das espécies presentes no banco de sementes e vegetação dos olivais tradicionais, e as presentes na vegetação dos olivais intensivos, garante a persistência das espécies dado que estas necessitam de completar o seu ciclo de vida rapidamente (Fried *et al.*, 2012), sendo uma característica comum tanto a espécies ruderais (Baker, 1974) como arvenses (Bourgeois *et al.*, 2019). Contudo, para as espécies do banco de sementes dos olivais intensivos obteve-se um início da floração mais tardio do que na gestão tradicional sendo, no entanto, este resultado foi muito influenciado pela espécie dominante, *C. sumatrensis*, cuja floração ocorre no verão, um padrão comum entre as espécies alóctones introduzidas em paisagens agrícolas mediterrânicas (Loret *et al.*, 2005). Por fim, nos olivais abandonados a floração mais tardia é concordante com o observado em áreas sujeitas a menor intensidade de perturbação (Lososová *et al.*, 2006; Peco *et al.*, 2012; Pinke & Gunton, 2014; Solé-Senan *et al.*, 2018). Este padrão pode ser explicado pelo aumento da representatividade de plantas com um ciclo de vida mais longo (Peco *et al.*, 2012) em detrimento das espécies anuais, ou por um maior investimento no crescimento vegetativo para produção de estruturas reprodutivas a uma altura adequada à polinização - mais visíveis para polinizadores ou para uma polinização anemófila mais eficiente (Flacher *et al.*, 2015).

A duração da floração na gestão intensiva foi superior à gestão tradicional, tal como observado em estudos anteriores como resposta à intensificação (Pinke & Gunton, 2014; Solé-Senan *et al.*, 2018). Esta característica, tal como o rápido crescimento, é comum em plantas associadas a locais ruderais e garante um maior sucesso no recrutamento através da maior produção de sementes (Baker, 1974) pelo que será favorecida neste modelo de gestão devido ao seus diversos constrangimentos (e.g. aplicação regular de herbicidas). Embora estes resultados indiquem que a maior duração da floração nos olivais intensivos poderia beneficiar os polinizadores, este aparente benefício é contrariado pela acentuada perda de diversidade de plantas. Importa também referir que este recurso pode não ser usada efetivamente devido à aplicação de pesticidas (Storkey *et al.*, 2020) e a uma menor abundância de polinizadores como consequência da homogeneização da paisagem (Martínez-Núñez *et al.*, 2020). Tendo em conta estes fatores, o modelo de gestão tradicional é aquele que mais beneficia polinizadores devido não só a um período de floração longo, mas também a uma elevada riqueza específica de plantas que podem ser essenciais para a permanência de polinizadores especializados (Storkey *et al.*, 2020).

Nos índices de diversidade funcional, a gestão intensiva, apesar de possuir 40% menos espécies que a gestão tradicional, apresenta valores de riqueza funcional semelhantes à gestão tradicional, indicando que a gestão intensiva poderá estar a excluir as espécies funcionalmente redundantes (Carmona *et al.*, 2020; Pavoine & Bonsall, 2011). De realçar que o índice de riqueza funcional, apesar de correlacionado com a riqueza específica, *per se* não tem relação *a priori* com a riqueza específica, podendo diminuir ou permanecer inalterado com a diminuição da riqueza específica (Mason *et al.*, 2005; Villéger *et al.*, 2008). Esta exclusão das espécies semelhantes é suportada pelos valores mais elevados de divergência e equitabilidade funcional, na vegetação. O aumento da divergência funcional indica uma diminuição na sobreposição das características funcionais das espécies, o que conduz à perda de redundância funcional através de um menor número de espécies funcionalmente semelhantes (Mouchet *et al.*, 2010) e consequentemente uma menor resiliência das comunidades a futuras alterações (Biggs *et al.*, 2020; Mason *et al.*, 2005). O aumento da equitabilidade funcional indica que a competição entre as espécies não aparenta ser um fator determinante na composição das comunidades neste modelo de gestão (Pakeman, 2011). Assim, os resultados sugerem que a gestão intensiva atua como um filtro ambiental mais forte do que a gestão tradicional e que leva à simplificação da composição das comunidades (Carmona *et al.*, 2020; Cursach *et al.*, 2020; Flynn *et al.*, 2009; Laliberté *et al.*, 2010).

Nos olivais tradicionais, os valores relativamente baixos de riqueza funcional associados a valores elevados de riqueza específica indicam a atuação de um filtro ambiental (Cornwell *et al.*, 2006; Pakeman, 2011; Pavoine & Bonsall, 2011). Este resultado revela o efeito das atividades agrícolas que conduziram à convergência da composição das comunidades para espécies com características funcionais que garantem a maior vantagem adaptativa nestes locais (Gaba *et al.*, 2017; Mason *et al.*, 2005; Mouchet *et al.*, 2010). A lavra regular limita, por um lado, as relações de competição que, ao longo do tempo, poderiam levar ao desaparecimento de espécies funcionalmente semelhantes (Garnier & Navas, 2012) e, por outro, a colonização por espécies funcionalmente distintas (Albrecht, 2005; Gaba *et al.*, 2017). A atuação da lavra como filtro conduz ainda a valores de divergência funcional mais baixos, indicadores de uma maior sobreposição das espécies no espaço funcional, i.e., várias espécies contribuem para a mesma função e garantem a resiliência da comunidade por meio de uma elevada redundância funcional (Mason *et al.*, 2005; Mouchet *et al.*, 2010).

Os olivais abandonados apresentaram a maior riqueza funcional no banco de sementes, indicando um espaço funcional mais amplo neste modelo de gestão (Mason *et al.*, 2005). Isto pode ser devido, por um lado, à manutenção de algumas espécies mais características dos olivais tradicionais no banco de sementes e por outro, ao aumento da heterogeneidade espacial que possibilita maior diversidade de atributos para a mesma característica funcional (Mason *et al.*, 2005; Pavoine & Bonsall, 2011). Verificou-se ainda que o abandono leva ao aumento da divergência funcional, o que indica uma diminuição da redundância funcional (Mouchet *et al.*, 2010). Esta conclusão é suportada pela tendência

dos olivais abandonados para apresentarem valores de equitabilidade funcional mais baixos, indicando uma propensão para as espécies mais abundantes se distribuírem no espaço funcional reduzindo a sobreposição de nicho (Mouchet *et al.*, 2010; Pakeman, 2011). Contudo, não se verificaram diferenças significativas na riqueza específica entre este modelo de gestão e a gestão tradicional, o que indica que a perda de espécies redundantes parece estar a ser compensada pela entrada na comunidade de espécies funcionalmente distintas que fazem uso dos nichos que surgem após o abandono (Pakeman, 2011; Plieninger *et al.*, 2014).

#### 4.3 Potencial de recuperação a partir do banco de sementes

A elevada dissimilaridade observada na composição específica entre o banco de sementes dos olivais intensivos e tradicionais indica que o potencial dos bancos de sementes dos olivais intensivos, como reservatórios de diversidade, é muito baixo e que a comunidade de plantas arvenses que se pretende preservar foi significativamente depauperada. Este resultado deve-se não só à presença de espécies alóctones e/ou ruderais muito abundantes na gestão intensiva, mas também a diferenças na abundância das espécies compartilhadas entre os modelos de gestão, que apresentaram geralmente valores muito inferiores na gestão intensiva. A história de uso-do-solo é refletida pelos bancos de sementes de diversas paisagens agrícolas ao longo de várias décadas (*legacy effect sensu* Foster *et al.* (2003); Bart & Davenport, 2015; Foster *et al.*, 2003; Légère *et al.*, 2011) sendo aqui evidenciada pelo facto dos bancos de sementes dos olivais tradicionais, anteriores à implementação dos olivais intensivos, parecerem ter sido diluídos ou parcialmente eliminados pela gestão intensiva, dando origem a uma composição específica própria que possivelmente se manterá mesmo depois de as atividades agrícolas cessarem. Assim, a partir do banco de sementes dos olivais intensivos não será possível recuperar uma comunidade de plantas semelhante à observada nos olivais tradicionais. A elevada dissimilaridade entre o banco de sementes e a vegetação dos olivais intensivos corresponde ao que se observa em locais sujeitos a fortes perturbações ou stress (Bossuyt & Honnay, 2008; Levassor *et al.*, 1990), onde a germinação muito abundante após a perturbação provoca um decréscimo do banco de sementes. As práticas neste modelo de gestão criam condições que podem afetar, isoladamente ou em conjunto, os requisitos ambientais das espécies e contribuir para as diferenças na composição da vegetação e do banco de sementes, quebrando a relação entre as duas componentes. É o caso dos fertilizantes e herbicidas, que, através dos mecanismos referidos em 4.1, afetam diferencialmente as espécies. Algumas espécies perenes também contribuíram para a dissimilaridade observada, dado que eram abundantes na vegetação, mas não no banco de sementes (*Arisarum simorrhinum*, *Cynodon dactylon* e *Ornithogalum narbonense*; Anexo IV – Presença das espécies por modelo de gestão).

O banco de sementes dos olivais abandonados apresentou maior semelhança com o banco de sementes dos olivais tradicionais devido à partilha de um maior número de espécies abundantes. As diferenças nas abundâncias das espécies e a presença de espécies localmente abundantes nos olivais abandonados, que não ocorrem nos olivais tradicionais (e.g. *Crucianella angustifolia*, *D. viscosa*, *Linum strictum* e *Linum trigynum*) poderão estar na origem de parte da dissimilaridade entre os bancos de sementes. Waldhardt *et al.* (2001) em culturas anuais na Alemanha observou que o desaparecimento da flora arvense do banco de sementes ocorre a um ritmo exponencial a partir dos 10 anos após o abandono. Assim, espera-se que as diferenças entre os bancos de sementes se acentuem com o tempo, à medida que as sementes de algumas espécies perdem viabilidade (Froud-Williams *et al.*, 1984). Os resultados indicam que a divergência na composição do banco de sementes após o abandono ocorre mais lentamente do que na gestão intensiva, mas que o banco de sementes irá acompanhar a sucessão ecológica que ocorre na vegetação uma vez que algumas espécies de ciclo de vida mais longo já foram identificadas no banco de sementes. Tendo em conta que algumas espécies arvenses ainda se encontram

no banco de sementes dos olivais abandonados, incluindo aquelas com estatuto de ameaça, as comunidades de plantas arvenses ainda poderão regenerar parcialmente se estes olivais voltarem a ser lavrados (Kohler *et al.*, 2011).

Os bancos de sementes apresentaram maior abundância de espécies produtoras de sementes de pequenas dimensões do que a vegetação, o que se refletiu nas CWM. As sementes de pequenas dimensões são mais abundantes nos bancos de sementes do que sementes de maiores dimensões por serem mais facilmente incorporadas no solo, como referido em 4.2. Espécies como *Anagallis arvensis*, *Campanula erinus*, *Centaureum* sp. e *Sagina apetala* constituem as espécies dominantes no banco de sementes em praticamente todos os modelos de gestão e poderão ter contribuído para uma dissimilaridade basal observada entre banco de sementes e vegetação. No caso dos olivais tradicionais e abandonados, estes valores situam-se em torno de 50% e são semelhantes aos valores obtidos em pastagens mediterrânicas (Bossuyt & Honnay, 2008; Levassor *et al.*, 1990; Osem *et al.*, 2006). Em olivais tradicionais, a lavra periódica contribui para reduzir a dissimilaridade entre banco de sementes e vegetação ao renovar as comunidades de plantas e o banco de sementes (Levassor *et al.*, 1990; Torra *et al.*, 2018). As movimentações do solo depositam as sementes mais recentes no solo, induzindo a dormência secundária (Torra *et al.*, 2018). Movimentações do solo subsequentes trazem as sementes de novo para a superfície onde, na presença de condições favoráveis (maior incidência luminosa e diminuição da competição; Dölle & Schmidt, 2009; Noy-Meir & Briske, 2002), a dormência é quebrada (Gaba *et al.*, 2017; Torra *et al.*, 2018). No caso dos olivais abandonados, a maior dispersão dos valores de dissimilaridade entre o banco de sementes e a vegetação pode dever-se, por um lado, à presença de espécies perenes exclusivamente na vegetação (e.g. *A. simorrrhinum*, *Convolvulus althaeoides*, *C. dactylon* e *Ononis spinosa*; Anexo IV – Presença das espécies por modelo de gestão), cuja persistência temporal depende essencialmente das plantas já estabelecidas e não das sementes (Caballero *et al.*, 2008; Peco *et al.*, 1998) e, por outro, à presença de algumas espécies arvenses exclusivamente no banco de sementes (e.g. *Bupleurum lancifolium*, *P. rhoeas* e *Silene* spp.), cuja germinação poderá estar limitada pela ausência de lavra (Dölle & Schmidt, 2009; Noy-Meir & Briske, 2002).

Os resultados demonstraram uma clara diferenciação das comunidades de plantas e dos bancos de sementes dos três modelos de gestão estudados. Contudo, é importante ter em consideração alguns condicionantes do estudo associados às metodologias utilizadas ou ao clima, que poderão ter impedido a deteção de algumas espécies no banco de sementes e/ ou na vegetação, nomeadamente: i) a presença e/ ou abundância de algumas espécies na vegetação pode ter sido afetada pelo ano hidrológico em que decorreu o presente estudo (2021/2022) e que foi particularmente seco (IPMA, 2022b); ii) a época de amostragem da vegetação foi, inevitavelmente, incompatível com a fenologia de algumas espécies, como é o caso de *A. blitoides* e *Heliotropium supinum* que, por iniciarem o ciclo de vida numa época posterior ao período de amostragem da vegetação, não foram observadas, tendo a sua presença sido confirmada em alguns dos olivais intensivos em época posterior (observação pessoal) e iii) a composição do banco de sementes poderá ter sido subestimada devido à ausência de germinação de algumas espécies na estufa (espécies com requisitos de germinação complexos, e.g. sementes com dormência física, fisiológica ou morfológica) ou à duração da experiência. No entanto, é expectável que estes constrangimentos tenham afetado apenas um número reduzido de espécies e que o seu efeito nos resultados obtidos seja negligenciável. No caso do banco de sementes, uma estimativa mais rigorosa da sua composição exigiria não só um período mais longo de germinação na estufa, para permitir a quebra da dormência de sementes que não tenham germinado durante o período de estudo, mas também a recolha de um maior número de amostras de solo de cada olival, dado que a caracterização do banco de sementes é influenciada pela dimensão e distribuição das unidades de amostragem (Benoit *et al.*, 1989; Csontos, 2007). Contudo, foi necessário encontrar um compromisso entre o número de unidades de amostragem ideais e a capacidade logística para a realização da experiência.

#### 4.4 Implicações para a conservação

Nos últimos anos tem-se assistido ao avanço da intensificação agrícola à escala global e em particular na área de estudo, reduzindo a heterogeneidade da paisagem com consequências negativas para todo o ecossistema (Morgado *et al.*, 2022; Pinto-Correia, 2021; Solé-Senan *et al.*, 2014). O declínio na área ocupada por olivais tradicionais no Baixo Alentejo (Morgado *et al.*, 2022; Silveira *et al.*, 2018) e a intensificação do uso do solo fazem com que cerca de 20 espécies, algumas que ocorrem quase exclusivamente neste tipo de habitats agrícolas, estejam atualmente classificadas na Lista Vermelha da Flora Vasculare de Portugal Continental (Carapeto *et al.*, 2020). Neste estudo, a gestão tradicional foi aquela que apresentou os valores mais elevados de riqueza e de abundância das espécies ameaçadas na vegetação. Os olivais tradicionais suportam assim uma elevada diversidade e garantem não só a preservação de espécies com estatuto de ameaça (Lista Vermelha) e com estatuto de proteção, como *Linaria ricardoi* (Anexo II e IV Diretiva Habitats), mas também de outras espécies raras ou de distribuição restrita (A.J. Pereira, comunicação pessoal).

A conservação das comunidades de plantas arvenses dos olivais tradicionais, e em particular das espécies com categoria de ameaça, deve assim passar pela proteção do seu habitat. Dado que os olivais tradicionais apresentam uma menor produtividade que os olivais intensivos (Silveira *et al.*, 2018) e, conseqüentemente, menor retorno económico para os proprietários, deveriam ser criados incentivos que promovam a gestão tradicional destes sistemas agrícolas. Associado ao menor retorno económico, os proprietários integrados no perímetro de rega de Alqueva, mesmo não usufruindo, pagam uma taxa de conservação das infraestruturas que é compulsória no perímetro de rega (Silveira *et al.*, 2018). Estas e outras motivações induzem estes proprietários à conversão para o modelo de gestão intensiva, com investimento próprio, ou pela venda ou locação dos seus terrenos. Assim, a manutenção de práticas agrícolas tradicionais extensivas deve ser valorizada através das medidas agroambientais previstas na PAC para apoiar a agricultura sustentável e a preservação do ambiente, como subsídios e isenções (Batory *et al.*, 2015; van Zanten *et al.*, 2014). A valorização deste modelo de gestão deve ainda passar pela criação de produtos tradicionais diferenciados e do reconhecimento deste modelo de gestão como um aspeto cultural importante das populações (Loumou & Giourga, 2003).

Com este estudo também foi possível perceber a importância que os olivais abandonados têm para a conservação das comunidades de arvenses e em particular para as espécies de ciclo de vida longo com estatuto de ameaça, como *Biarum mendax* (Em Perigo), *Cynara tournefortii* (Vulnerável) e *E. boissieri* (Vulnerável), que colonizam ou aumentam a sua abundância após abandono, beneficiando deste (A.J. Pereira, comunicação pessoal). Entre os modelos de gestão estudados, os bancos de sementes dos olivais abandonados registaram o maior número de espécies com estatuto de ameaça. Este estudo permitiu demonstrar que algumas espécies da flora estritamente arvense, apesar da sua resposta negativa ao abandono (A.J. Pereira, comunicação pessoal), fazem igualmente parte da composição do banco de sementes dos olivais abandonados, enquanto a sua ocorrência na comunidade de plantas fica restringida a perturbações localizadas (por exemplo fossadas de javali; observação pessoal). Além disso, a maior semelhança na composição específica entre os bancos de sementes dos olivais abandonados e tradicionais indica que é possível recuperar uma comunidade de plantas com uma composição parcialmente semelhante à dos olivais tradicionais reiniciando o ciclo de mobilizações do solo. Os olivais abandonados constituem, assim, importantes reservatórios de diversidade que urge preservar nesta paisagem de forma a construir um mosaico mais resiliente. Contudo, dado que o abandono dos olivais resulta de um conjunto de diferentes fatores e implica a perda de rendimentos, esta condição é geralmente transitória, pelo que a sua conservação poderá requerer mecanismos de compensação ou outras medidas em articulação com as propostas acima enumeradas para os olivais tradicionais. Uma vez as medidas propostas para a preservação dos olivais tradicionais podem não ser suficientes para

travar o seu declínio, a conservação conjunta destes sistemas pode também passar pela sua classificação como paisagem protegida, pela criação de uma rede de microrreservas ou pela compra de terrenos pelo Estado ou municípios, onde se manteriam não só as práticas tradicionais, mas também olivais não geridos para potenciar a preservação deste património natural e cultural, numa qualidade de museu vivo.

Este estudo demonstrou que a intensificação agrícola provoca alterações substanciais na composição da comunidade de plantas e do banco de sementes, com efeitos especialmente notórios nas espécies com estatuto de ameaça, as quais ocorreram apenas muito pontualmente no banco de sementes. Excluir os usos intensivos da paisagem não é possível devido a fatores sociais, económicos e de segurança alimentar, pelo que se deve adotar práticas de gestão que reduzam a pegada ambiental e aumentem a sustentabilidade deste modelo de produção. A sementeira de prados de flora autóctone na entrelinha ou na orla tem sido usada em diversos agroecossistemas para fomentar a biodiversidade e manter as relações tróficas (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2020, 2018; Karamaouna *et al.*, 2019). Contudo, e apesar de estas medidas fomentarem diversos grupos biológicos, este estudo indica que não serão suficientes para fomentar a flora arvense do Baixo Alentejo enquanto se mantiverem as práticas que estão na origem do seu declínio, sobretudo no caso de espécies especialistas e/ ou ameaçadas. Decorre ainda que os impactos destas práticas não estão confinados ao olival, afetando igualmente as orlas, onde espécies com interesse para a conservação podem ainda existir (Fried *et al.*, 2009; Pallavicini *et al.*, 2020; Solé-Senan *et al.*, 2014) ou ser introduzidas. Assim, as aplicações de fitofármacos e fertilizantes devem ser reduzidas ao indispensável para evitar não só um agravamento dos impactos na biodiversidade, mas também efeitos nos solos e na água (Hermosin *et al.*, 2013; Russo *et al.*, 2016).

Os olivais intensivos têm um ciclo produtivo de apenas 15 anos e os solos apenas conseguem suportar dois destes ciclos (Silveira *et al.*, 2018). A conversão destes sistemas após o ciclo produtivo noutro tipo de uso do solo também não garante a permanência da flora arvense. O depauperamento do banco de sementes e dominância de espécies com maior plasticidade fenotípica, incluindo espécies alóctones, poderão inviabilizar possíveis ações de restauro ecológico de comunidades de plantas arvenses a partir do banco de sementes de olivais intensivos no fim dos ciclos produtivos.

#### 4.5 Considerações finais

A abordagem utilizada neste estudo, avaliando simultaneamente os efeitos das práticas de gestão na diversidade da comunidade de plantas e do banco de sementes, permitiu obter informação relevante para a conservação das comunidades de plantas arvenses do Baixo Alentejo. Contudo, revelou algumas lacunas de conhecimento na ecologia destas espécies que devem ser abordadas em estudos futuros para melhor compreensão dos mecanismos de resposta às alterações das práticas agrícolas, nomeadamente, estimar a longevidade das sementes da flora estritamente arvense em olivais abandonados e, por outro lado, avaliar a resposta das espécies perenes com estatuto de ameaça a diferentes frequências de lavra. Esta informação permitiria definir medidas de gestão para conservar simultaneamente as espécies estritamente arvenses e as espécies perenes, características dos olivais abandonados. Importa ainda avaliar, nos olivais intensivos, se as orlas constituem refúgios para a flora arvense, à semelhança do observado noutras paisagens agrícolas (Fried *et al.*, 2009; Pallavicini *et al.*, 2020) e se estas reúnem condições para a manutenção de populações viáveis destas espécies.

Os resultados demonstram claramente o papel da intensificação agrícola na diminuição da riqueza específica e na simplificação das comunidades de plantas do Baixo Alentejo, em especial no banco de sementes onde as alterações ocorreram mais rapidamente do que seria de esperar se este exercesse a sua função de “tamponar” alterações na composição específica e quebras demográficas (Plue *et al.*, 2021). Estas alterações provocaram efeitos na diversidade funcional e podem levar à disrupção no provisionamento de serviços de ecossistema importantes em paisagens agrícolas, como o controlo de

pragas e polinização. Como as espécies arvenses especialistas ou com estatuto de ameaça ocorreram residualmente no banco de sementes dos olivais intensivos após a sua exclusão da vegetação, qualquer ação de restauro ecológico dependerá da existência populações viáveis em sistemas de agricultura extensiva. Assim, a manutenção de áreas extensivas e áreas não geridas na paisagem é fundamental, uma vez que a preservação das espécies raras e especialistas está muito dependente da presença destas áreas refúgio. A preservação destes valores naturais do Baixo Alentejo só se consegue com uma abordagem integrada que consiga abranger todos os envolvidos, tendo em consideração as facetas sociais, económicas e ambientais da agricultura.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Akinola, M.O., Thompson, K., Buckland, S.M., 1998. Soil seed bank of an upland calcareous grassland after 6 years of climate and mangement manipulations. *J. Appl. Ecol.* 35, 544–552. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.3540544.x>
- Albor, C., Arceo-Gómez, G., Parra-Tabla, V., 2020. Integrating floral trait and flowering time distribution patterns help reveal a more dynamic nature of co-flowering community assembly processes. *J. Ecol.* 108, 2221–2231. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13486>
- Albrecht, H., 2005. Development of arable weed seedbanks during the 6 years after the change from conventional to organic farming. *Weed Res.* 45, 339–350. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2005.00472.x>
- Albrecht, H., Auerswald, K., 2009. Seed traits in arable weed seed banks and their relationship to land-use changes. *Basic Appl. Ecol.* 10, 516–524. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.02.002>
- Almeida, J.D. de, Freitas, H., 2006. Exotic naturalized flora of continental Portugal – A reassessment. *Bot. Complut.* 30, 117–130.
- Andreasen, C., Jensen, H.A., Jensen, S.M., 2018. Decreasing diversity in the soil seed bank after 50 years in Danish arable fields. *Agric. Ecosyst. Environ.* 259, 61–71. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.02.034>
- Baker, H.G., 1974. The Evolution of Weeds. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 5, 1–24. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.05.110174.000245>
- Bakker, J.P., Poschlod, P., Strykstra, R.J., Bekker, R.M., Thompson, K., 1996. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Bot. Neerlandica* 45, 461–490. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1996.tb00806.x>
- Ball, D.A., 1992. Weed Seedbank Response to Tillage, Herbicides, and Crop Rotation Sequence. *Weed Sci.* 40, 654–659. <https://doi.org/10.1017/S0043174500058264>
- Bart, D., Davenport, T., 2015. The influence of legacy impacted seed banks on vegetation recovery in a post-agricultural fen complex. *Wetl. Ecol. Manag.* 23, 405–418. <https://doi.org/10.1007/s11273-014-9391-1>
- Baskin, J.M., Baskin, C.C., 2004. A classification system for seed dormancy. *Seed Sci. Res.* 14, 1–16. <https://doi.org/10.1079/SSR2003150>
- Basto, S., Thompson, K., Phoenix, G., Sloan, V., Leake, J., Rees, M., 2015. Long-term nitrogen deposition depletes grassland seed banks. *Nat. Commun.* 6, 6185. <https://doi.org/10.1038/ncomms7185>
- Batary, P., Dicks, L.V., Kleijn, D., Sutherland, W.J., 2015. The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conserv. Biol.* 29, 1006–1016. <https://doi.org/10.1111/cobi.12536>
- Bekker, R.M., Bakker, J.P., Grandin, U., Kalamees, R., Milberg, P., Poschlod, P., Thompson, K., Willems, J.H., 1998. Seed size, shape and vertical distribution in the soil: indicators of seed longevity: Seed longevity. *Funct. Ecol.* 12, 834–842. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.1998.00252.x>
- Benoit, D.L., Kenkel, N.C., Cavers, P.B., 1989. Factors influencing the precision of soil seed bank estimates. *Can. J. Bot.* 67, 2833–2840. <https://doi.org/10.1139/b89-364>
- Bergmeier, E., Strid, A., 2014. Regional diversity, population trends and threat assessment of the weeds of traditional agriculture in Greece: Weeds of Greek Traditional Agriculture. *Bot. J. Linn. Soc.* 175, 607–623. <https://doi.org/10.1111/boj.12181>
- Biggs, C.R., Yeager, L.A., Bolser, D.G., Bonsell, C., Dichiera, A.M., Hou, Z., Keyser, S.R., Khursigara, A.J., Lu, K., Muth, A.F., Negrete, B., Erisman, B.E., 2020. Does functional redundancy affect

- ecological stability and resilience? A review and meta-analysis. *Ecosphere* 11. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3184>
- Signal, E.M., McCracken, 2000. The conservation value of European traditional farming systems. *Environ. Rev.* 8, 149–171. <https://doi.org/10.1139/a00-009>
- Bonet, A., 2004. Secondary succession of semi-arid Mediterranean old-fields in south-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded lands. *J. Arid Environ.* 56, 213–233. [https://doi.org/10.1016/S0140-1963\(03\)00048-X](https://doi.org/10.1016/S0140-1963(03)00048-X)
- Bonet, A., Pausas, J., 2004. Species richness and cover along a 60-year chronosequence in old-fields of southeastern Spain. *Plant Ecol. Former. Veg.* 174, 257–270. <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000049106.96330.9c>
- Bossuyt, B., Hermy, M., 2004. Seed bank assembly follows vegetation succession in dune slacks. *J. Veg. Sci.* 15, 449–456. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02283.x>
- Bossuyt, B., Honnay, O., 2008. Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *J. Veg. Sci.* 19, 875–884. <https://doi.org/10.3170/2008-8-18462>
- Bourgeois, B., Munoz, F., Fried, G., Mahaut, L., Armengot, L., Denelle, P., Storkey, J., Gaba, S., Violle, C., 2019. What makes a weed a weed? A large-scale evaluation of arable weeds through a functional lens. *Am. J. Bot.* 106, 90–100. <https://doi.org/10.1002/ajb2.1213>
- Bray, J.R., Curtis, J.T., 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27, 325–349. <https://doi.org/10.2307/1942268>
- Buisson, E., Dutoit, T., Torre, F., Römermann, C., Poschod, P., 2006. The implications of seed rain and seed bank patterns for plant succession at the edges of abandoned fields in Mediterranean landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 115, 6–14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.12.003>
- Caballero, I., Olano, J.M., Loidi, J., Escudero, A., 2008. A model for small-scale seed bank and standing vegetation connection along time. *Oikos* 117, 1788–1795. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.17138.x>
- Cáceres, M.D., Legendre, P., 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90, 3566–3574. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>
- Caixinhas, M.L., Jerónimo, A., Rocha, F., Leitão, A., 1998. Relationship between the seedbank and actual weed flora in one agricultural soil in the Tapada da Ajuda (Lisbon). *Asp. Appl. Biol.* 51, 51–57.
- Carapeto, A., Francisco, A., Pereira, P., Porto, M. (Eds.), 2020. Lista vermelha da flora vascular de Portugal continental, Coleção «Botânica em Português». Sociedade Portuguesa de Botânica, Associação Portuguesa de Ciência da Vegetação – PHYTOS e Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (coord.), Lisboa: Imprensa Nacional.
- Carmona, C.P., Guerrero, I., Peco, B., Morales, M.B., Oñate, J.J., Pärt, T., Tschardtke, T., Liira, J., Aavik, T., Emmerson, M., Berendse, F., Ceryngier, P., Bretagnolle, V., Weisser, W.W., Bengtsson, J., 2020. Agriculture intensification reduces plant taxonomic and functional diversity across European arable systems. *Funct. Ecol.* 34, 1448–1460. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13608>
- Carpio, A.J., Lora, Á., Martín-Consuegra, E., Sánchez-Cuesta, R., Tortosa, F.S., Castro, J., 2020. The influence of the soil management systems on aboveground and seed bank weed communities in olive orchards. *Weed Biol. Manag.* 20, 12–23. <https://doi.org/10.1111/wbm.12195>
- Castro, H., Barrico, L., Rodríguez-Echeverría, S., Freitas, H., 2016. Trends in plant and soil microbial diversity associated with Mediterranean extensive cereal–fallow rotation agro-ecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 217, 33–40. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.027>

- Castroviejo, S. *et al.* (Ed.) 1986-2014. Flora Iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica, e Islas Baleares. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid.
- Chamorro, L., Masalles, R.M., Sans, F.X., 2016. Arable weed decline in Northeast Spain: Does organic farming recover functional biodiversity? *Agric. Ecosyst. Environ.* 223, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.11.027>
- Chao, A., Chiu, C.-H., Jost, L., 2014. Unifying species diversity, phylogenetic diversity, functional diversity, and related similarity and differentiation measures through Hill Numbers. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 45, 297–324. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091540>
- Cohen, D., 1966. Optimizing reproduction in a randomly varying environment. *J. Theor. Biol.* 12, 119–129. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90188-3](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90188-3)
- Cornelissen, J.H.C., Lavorel, S., Garnier, E., Díaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D.E., Reich, P.B., Steege, H. ter, Morgan, H.D., Heijden, M.G.A. van der, Pausas, J.G., Poorter, H., 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Aust. J. Bot.* 51, 335. <https://doi.org/10.1071/BT02124>
- Cornwell, W.K., Schwilk, D.W., Ackerly, D.D., 2006. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology* 87, 1465–1471. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1465:ATTFHF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1465:ATTFHF]2.0.CO;2)
- Csontos, P., 2007. Seed banks: ecological definitions and sampling considerations. *Community Ecol.* 8, 75–85. <https://doi.org/10.1556/ComEc.8.2007.1.10>
- Cursach, J., Rita, J., Gómez-Martínez, C., Cardona, C., Capó, M., Lázaro, A., 2020. The role of landscape composition and heterogeneity on the taxonomical and functional diversity of Mediterranean plant communities in agricultural landscapes. *PLOS ONE* 15, e0238222. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0238222>
- Daly, A., Baetens, J., De Baets, B., 2018. Ecological Diversity: Measuring the Unmeasurable. *Mathematics* 6, 119. <https://doi.org/10.3390/math6070119>
- Davis, A.S., 2007. Nitrogen Fertilizer and Crop Residue Effects on Seed Mortality and Germination of Eight Annual Weed Species. *Weed Sci.* 55, 123–128. <https://doi.org/10.1614/WS-06-133.1>
- DeMalach, N., Kigel, J., Sternberg, M., 2021. The soil seed bank can buffer long-term compositional changes in annual plant communities. *J. Ecol.* 109, 1275–1283. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13555>
- Dexter, E., Rollwagen-Bollens, G., Bollens, S.M., 2018. The trouble with stress: A flexible method for the evaluation of nonmetric multidimensional scaling: The trouble with stress. *Limnol. Oceanogr. Methods* 16, 434–443. <https://doi.org/10.1002/lom3.10257>
- Dölle, M., Schmidt, W., 2009. The relationship between soil seed bank, above-ground vegetation and disturbance intensity on old-field successional permanent plots. *Appl. Veg. Sci.* 12, 415–428. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01036.x>
- Dufrêne, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67, 345–366. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAIST]2.0.CO;2)
- EDIA, 2022. Anuario Agrícola de Alqueva 2021. Beja.
- Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B., Norberg, J., 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Front. Ecol. Environ.* 1, 488–494. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0488:RDECAR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0488:RDECAR]2.0.CO;2)
- Flacher, F., Raynaud, X., Hansart, A., Motard, E., Dajoz, I., 2015. Competition with wind-pollinated plant species alters floral traits of insect-pollinated plant species. *Sci. Rep.* 5, 13345. <https://doi.org/10.1038/srep13345>

- Flora-On: Flora de Portugal Interactiva. (2022). Sociedade Portuguesa de Botânica. [www.flora-on.pt](http://www.flora-on.pt). Consulta efectuada em 11-7-2022
- Flynn, D.F.B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B.T., Lin, B.B., Simpson, N., Mayfield, M.M., DeClerck, F., 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol. Lett.* 12, 22–33. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x>
- Fonderflick, J., Besnard, A., Chardès, M.-C., Lanuzel, L., Thill, C., Pointereau, P., 2020. Impacts of agricultural intensification on arable plants in extensive mixed crop-livestock systems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 290, 106778. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106778>
- Foster, D., Swanson, F., Aber, J., Burke, I., Brokaw, N., Tilman, D., Knapp, A., 2003. The Importance of Land-Use Legacies to Ecology and Conservation. *BioScience* 53, 77. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0077:TIOLUL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0077:TIOLUL]2.0.CO;2)
- Franco, J.A. (1971, 1984). *Nova Flora de Portugal, Volume I e II*. Escolar Editora. Lisboa.
- Franco, J.A., Rocha Afonso, M.L. (1994, 1998, 2003). *Nova Flora de Portugal, Volume III (fascículos I, II e III)*. Escolar Editora. Lisboa.
- Fried, G., Kazakou, E., Gaba, S., 2012. Trajectories of weed communities explained by traits associated with species' response to management practices. *Agric. Ecosyst. Environ.* 158, 147–155. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.06.005>
- Fried, G., Petit, S., Dessaint, F., Reboud, X., 2009. Arable weed decline in Northern France: Crop edges as refugia for weed conservation? *Biol. Conserv.* 142, 238–243. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.09.029>
- Froud-Williams, R.J., Chancellor, R.J., Drennan, D.S.H., 1984. The Effects of Seed Burial and Soil Disturbance on Emergence and Survival of Arable Weeds in Relation to Minimal Cultivation. *J. Appl. Ecol.* 21, 629. <https://doi.org/10.2307/2403434>
- Gaba, S., Perronne, R., Fried, G., Gardarin, A., Bretagnolle, F., Biju-Duval, L., Colbach, N., Cordeau, S., Fernández-Aparicio, M., Gauvrit, C., Gibot-Leclerc, S., Guillemin, J.-P., Moreau, D., Munier-Jolain, N., Strbik, F., Reboud, X., 2017. Response and effect traits of arable weeds in agro-ecosystems: a review of current knowledge. *Weed Res.* 57, 123–147. <https://doi.org/10.1111/wre.12245>
- Garbach, K., Milder, J.C., Montenegro, M., Karp, D.S., DeClerck, F.A.J., 2014. Biodiversity and Ecosystem Services in Agroecosystems, in: Van Alfen, N.K. (Ed.), *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems*. Elsevier, pp. 21–40. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52512-3.00013-9>
- Garnier, E., Navas, M.-L., 2012. A trait-based approach to comparative functional plant ecology: concepts, methods and applications for agroecology. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 32, 365–399. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0036-y>
- Garnier, E., Lavorel, S., Ansquer, P., Castro, H., Cruz, P., Dolezal, J., *et al*, 2007. Assessing the effects of land-use change on plant traits, communities and ecosystem functioning in grasslands: a standardized methodology and lessons from an application to 11 European sites. *Ann. Bot.* 99, 967–985. <https://doi.org/10.1093/aob/mcl215>
- Gómez, J.A., Campos, M., Guzmán, G., Castillo-Llanque, F., Vanwallegem, T., Lora, Á., Giráldez, J.V., 2018. Soil erosion control, plant diversity, and arthropod communities under heterogeneous cover crops in an olive orchard. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 977–989. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8339-9>
- Google Earth Pro, 2022. Beja Region, Portugal. 38o03'53.55''N, 8o01'46.33''O, Eye alt. 27.15km.
- Goslee, S.C., Urban, D.L., 2007. The ecodist Package for Dissimilarity-based Analysis of Ecological Data. *J. Stat. Softw.* 22. <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i07>

- Götzenberger, L., de Bello, F., Bråthen, K.A., Davison, J., Dubuis, A., Guisan, A., Lepš, J., Lindborg, R., Moora, M., Pärtel, M., Pellissier, L., Pottier, J., Vittoz, P., Zobel, K., Zobel, M., 2012. Ecological assembly rules in plant communities—approaches, patterns and prospects. *Biol. Rev.* 87, 111–127. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00187.x>
- Grime, J.P., 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *J. Ecol.* 86, 902–910. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.00306.x>
- Grime, J.P., 1973. Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation. *Nature* 242, 344–347. <https://doi.org/10.1038/242344a0>
- Hao, J.-H., Qiang, S., Liu, Q.-Q., Cao, F., 2009. Reproductive traits associated with invasiveness in *Conyza sumatrensis*. *J. Syst. Evol.* 47, 245–254. <https://doi.org/10.1111/j.1759-6831.2009.00019.x>
- Harper, J.L., 1977. *Population Biology of Plants*. NY: Academic Press, New York.
- Heap, I., 2022. The International Survey of Herbicide Resistant Weeds. URL [www.weedscience.com](http://www.weedscience.com) (accessed 9.2.22).
- Hermosin, M.C., Calderon, M.J., Real, M., Cornejo, J., 2013. Impact of herbicides used in olive groves on waters of the Guadalquivir river basin (southern Spain). *Agric. Ecosyst. Environ.* 164, 229–243. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.09.021>
- Hille Ris Lambers, J., Clark, J.S., Lavine, M., 2005. IMPLICATIONS OF SEED BANKING FOR RECRUITMENT OF SOUTHERN APPALACHIAN WOODY SPECIES. *Ecology* 86, 85–95. <https://doi.org/10.1890/03-0685>
- Horswill, P., O’Sullivan, O., Phoenix, G.K., Lee, J.A., Leake, J.R., 2008. Base cation depletion, eutrophication and acidification of species-rich grasslands in response to long-term simulated nitrogen deposition. *Environ. Pollut.* 155, 336–349. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.11.006>
- Hristov, J., Clough, Y., Sahlin, U., Smith, H.G., Stjernman, M., Olsson, O., Sahrbacher, A., Brady, M.V., 2020. Impacts of the EU’s Common Agricultural Policy “Greening” Reform on Agricultural Development, Biodiversity, and Ecosystem Services. *Appl. Econ. Perspect. Policy* 42, 716–738. <https://doi.org/10.1002/aep.13037>
- IPMA, 2022a. Normal Climatológica 1981 – 2010 para Beja.
- IPMA, 2022b. Boletim Climatológico Mensal - Setembro 2022.
- Jakobsson, A., Eriksson, O., 2000. A comparative study of seed number, seed size, seedling size and recruitment in grassland plants. *Oikos* 88, 494–502. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.880304.x>
- Jiménez-Alfaro, B., Frischie, S., Stolz, J., Gálvez-Ramírez, C., 2020. Native plants for greening Mediterranean agroecosystems. *Nat. Plants* 6, 209–214. <https://doi.org/10.1038/s41477-020-0617-3>
- Jiménez-Alfaro, B., Hernández-González, M., Fernández-Pascual, E., Toorop, P., Frischie, S., Gálvez-Ramírez, C., 2018. Germination ecology of winter annual grasses in Mediterranean climates: Applications for soil cover in olive groves. *Agric. Ecosyst. Environ.* 262, 29–35. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.04.013>
- Jiménez-Alfaro, B., Silveira, F.A.O., Fidelis, A., Poschod, P., Commander, L.E., 2016. Seed germination traits can contribute better to plant community ecology. *J. Veg. Sci.* 27, 637–645. <https://doi.org/10.1111/jvs.12375>
- José-María, L., Armengot, L., Blanco-Moreno, J.M., Bassa, M., Sans, F.X., 2010. Effects of agricultural intensification on plant diversity in Mediterranean dryland cereal fields: Agriculture intensity & plant diversity. *J. Appl. Ecol.* 47, 832–840. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01822.x>

- Karamaouna, F., Kati, V., Volakakis, N., Varikou, K., Garantonakis, N., Economou, L., Birouraki, A., Markellou, E., Liberopoulou, S., Edwards, M., 2019. Ground cover management with mixtures of flowering plants to enhance insect pollinators and natural enemies of pests in olive groves. *Agric. Ecosyst. Environ.* 274, 76–89. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.01.004>
- Kattge, J., Bönisch, G., Díaz, S., Lavorel, S., Prentice, I., Leadley, P., Tautenhahn, S., Werner, G., *et al.*, 2020. TRY plant trait database – enhanced coverage and open access. *Glob. Change Biol.* 26, 119–188. <https://doi.org/10.1111/gcb.14904>
- Keenleyside, C., Beaufoy, G., Tucker, G., Jones, G., 2014. High nature value farming throughout EU-27 and its financial support under the CAP. Funded by: DG Environment, Contract No ENV B.1/ETU/2012/0035. Institute for European Environmental Policy, London, UK. <https://doi.org/10.2779/91086>
- Kleyer, M., Bekker, R.M., Knevel, I.C., Bakker, J.P., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschod, P., van Groenendael, J.M., Klimeš, L., Klimešová, J., Klotz, S., Rusch, G.M., Hermy, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Götzenberger, L., Hodgson, J.G., Jackel, A.-K., Kühn, I., Kunzmann, D., Ozinga, W.A., Römermann, C., Stadler, M., Schlegelmilch, J., Steendam, H.J., Tackenberg, O., Wilmann, B., Cornelissen, J.H.C., Eriksson, O., Garnier, E., Peco, B., 2008. The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. *J. Ecol.* 96, 1266–1274. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01430.x>
- Kohler, F., Vandenberghe, C., Imstepf, R., Gillet, F., 2011. Restoration of Threatened Arable Weed Communities in Abandoned Mountainous Crop Fields. *Restor. Ecol.* 19, 62–69. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00641.x>
- Kondratyeva, A., Grandcolas, P., Pavoine, S., 2019. Reconciling the concepts and measures of diversity, rarity and originality in ecology and evolution. *Biol. Rev.* 94, 1317–1337. <https://doi.org/10.1111/brv.12504>
- Koocheki, A., Nassiri, M., Alimoradi, L., Ghorbani, R., 2009. Effect of cropping systems and crop rotations on weeds. *Agron. Sustain. Dev.* 29, 401–408. <https://doi.org/10.1051/agro/2008061>
- Laliberté, E., Legendre, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91, 299–305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B., 2014. Measuring Functional Diversity (FD) from Multiple Traits, and Other Tools for Functional Ecology. <https://cran.r-project.org/package=FD>
- Laliberté, E., Wells, J.A., DeClerck, F., Metcalfe, D.J., Catterall, C.P., Queiroz, C., Aubin, I., Bonser, S.P., Ding, Y., Fraterrigo, J.M., McNamara, S., Morgan, J.W., Merlos, D.S., Vesk, P.A., Mayfield, M.M., 2010. Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. *Ecol. Lett.* 13, 76–86. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01403.x>
- Lang, M., Prestele, J., Wiesinger, K., Kollmann, J., Albrecht, H., 2018. Reintroduction of rare arable plants: seed production, soil seed banks, and dispersal 3 years after sowing: Reintroduction of rare arable plants. *Restor. Ecol.* 26, S170–S178. <https://doi.org/10.1111/rec.12696>
- Lavorel, S., Garnier, E., 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail: Plant response and effect groups. *Funct. Ecol.* 16, 545–556. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x>
- Lavorel, S., Grigulis, K., McIntyre, S., Williams, N.S.G., Garden, D., Dorrrough, J., Berman, S., Quéfier, F., Thébault, A., Bonis, A., 2007. Assessing functional diversity in the field – methodology matters! *Funct. Ecol.* 22, 134–147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x>
- Legendre, P., Legendre, L., 2012. Numerical ecology, Third English edition. ed, Developments in environmental modelling. Elsevier, Amsterdam.

- Légère, A., Stevenson, F.C., Benoit, D.L., 2011. The Selective Memory of Weed Seedbanks after 18 Years of Conservation Tillage. *Weed Sci.* 59, 98–106. <https://doi.org/10.1614/WS-D-10-00092.1>
- Leishman, M.R., Wright, I.J., Moles, A.T., Westoby, M., 2000. The evolutionary ecology of seed size., in: Fenner, M. (Ed.), *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. CABI Publishing, UK, pp. 31–57. <https://doi.org/10.1079/9780851994321.0031>
- Levassor, C., Ortega, M., Peco, B., 1990. Seed bank dynamics of Mediterranean pastures subjected to mechanical disturbance. *J. Veg. Sci.* 1, 339–344. <https://doi.org/10.2307/3235709>
- Lichstein, J.W., 2007. Multiple regression on distance matrices: a multivariate spatial analysis tool. *Plant Ecol.* 188, 117–131. <https://doi.org/10.1007/s11258-006-9126-3>
- Lloret, F., Medail, F., Brundu, G., Camarda, I., Moragues, E., Rita, J., Lambdon, P., Hulme, P.E., 2005. Species attributes and invasion success by alien plants on Mediterranean islands. *J. Ecol.* 93, 512–520. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.00979.x>
- Lososová, Z., Chytrý, M., Kühn, I., Hájek, O., Horáková, V., Pyšek, P., Tichý, L., 2006. Patterns of plant traits in annual vegetation of man-made habitats in central Europe. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 8, 69–81. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2006.07.001>
- Loumou, A., Giourga, C., 2003. Olive groves: "The life and identity of the Mediterranean". *Agric. Hum. Values* 20, 87–95. <https://doi.org/10.1023/A:1022444005336>
- Maccherini, S., Santi, E., Bonini, I., Amici, V., Pruscini, S., Palazzo, D., Selva, F.C., 2013. The impact of land abandonment on the plant diversity of olive groves. *Biodivers. Conserv.* 22, 3067–3083. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0571-8>
- Mahé, I., Cordeau, S., Bohan, D.A., Derrouch, D., Dessaint, F., Millot, D., Chauvel, B., 2021. Soil seedbank: Old methods for new challenges in agroecology? *Ann. Appl. Biol.* 178, 23–38. <https://doi.org/10.1111/aab.12619>
- Mammola, S., Carmona, C.P., Guillerme, T., Cardoso, P., 2021. Concepts and applications in functional diversity. *Funct. Ecol.* 35, 1869–1885. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13882>
- Martínez-Núñez, C., Manzaneda, A.J., Isla, J., Tarifa, R., Calvo, G., Molina, J.L., Salido, T., Ruiz, C., Gutiérrez, J.E., Rey, P.J., 2020. Low-intensity management benefits solitary bees in olive groves. *J. Appl. Ecol.* 57, 111–120. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13511>
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B., 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111, 112–118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
- Meyer, S., 2020. The Status of Arable Plant Habitats in Central Europe, in: Hurford, C., Wilson, P., Storkey, J. (Eds.), *The Changing Status of Arable Habitats in Europe*. Springer International Publishing, Cham, pp. 55–73. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-59875-4\\_5](https://doi.org/10.1007/978-3-030-59875-4_5)
- Meyer, S., Bergmeier, E., 2020. The Status of Arable Plant Habitats in Greece – The Cradle of Arable Farming in Europe, in: Hurford, C., Wilson, P., Storkey, J. (Eds.), *The Changing Status of Arable Habitats in Europe*. Springer International Publishing, Cham, pp. 111–120. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-59875-4\\_8](https://doi.org/10.1007/978-3-030-59875-4_8)
- Minchin, P.R., 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio* 69, 89–107. <https://doi.org/10.1007/BF00038690>
- Monteiro, A., Caetano, F., Vasconcelos, M.T., Lopes, C.M., 2012. Vineyard weed community dynamics in the Dão winegrowing region. *Ciênc. E Téc. Vitivinícola* 27, 73–82.
- Morgado, R., Ribeiro, P.F., Santos, J.L., Rego, F., Beja, P., Moreira, F., 2022. Drivers of irrigated olive grove expansion in Mediterranean landscapes and associated biodiversity impacts. *Landsc. Urban Plan.* 225, 104429. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104429>

- Morgado, R., Santana, J., Porto, M., Sánchez-Oliver, J.S., Reino, L., Herrera, J.M., Rego, F., Beja, P., Moreira, F., 2020. A Mediterranean silent spring? The effects of olive farming intensification on breeding bird communities. *Agric. Ecosyst. Environ.* 288, 106694. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106694>
- Mouchet, M.A., Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules: Functional diversity measures. *Funct. Ecol.* 24, 867–876. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>
- Mouillot, D., Graham, N.A.J., Villéger, S., Mason, N.W.H., Bellwood, D.R., 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends Ecol. Evol.* 28, 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>
- Nainggolan, D., de Vente, J., Boix-Fayos, C., Termansen, M., Hubacek, K., Reed, M.S., 2012. Afforestation, agricultural abandonment and intensification: Competing trajectories in semi-arid Mediterranean agro-ecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 159, 90–104. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.06.023>
- Navarro-Rosales, F., Bell, M.B.V., 2022. Woody vegetation within semi-abandoned olive groves: species-area relationships and minimum area values. *Mediterr. Bot.* 43, e77457. <https://doi.org/10.5209/mbot.77457>
- Noy-Meir, I., Briske, D.D., 2002. Response of wild wheat populations to grazing in Mediterranean grasslands: the relative influence of defoliation, competition, mulch and genotype: Response of wild wheat populations to grazing. *J. Appl. Ecol.* 39, 259–278. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00707.x>
- Ochoa-Hueso, R., Manrique, E., 2010. Nitrogen fertilization and water supply affect germination and plant establishment of the soil seed bank present in a semi-arid Mediterranean scrubland. *Plant Ecol.* 210, 263–273. <https://doi.org/10.1007/s11258-010-9755-4>
- Oksanen, J., Guillaume, B., F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P., O'Hara, R.B., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., 2019. vegan: Community Ecology Package. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Onset Computer Corporation, 2021. HOBOWare. <https://www.onsetcomp.com>
- Osem, Y., Perevolotsky, A., Kigel, J., 2006. Similarity between seed bank and vegetation in a semi-arid annual plant community: The role of productivity and grazing. *J. Veg. Sci.* 17, 29–36. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02420.x>
- Pacheco, A., I., 2009. Vegetação espontânea de olivais intensivos no Baixo Alentejo. Tese para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Agronómica. <http://hdl.handle.net/10400.5/1880>
- Pakeman, R.J., 2011. Functional diversity indices reveal the impacts of land use intensification on plant community assembly: Drivers of functional diversity. *J. Ecol.* 99, 1143–1151. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01853.x>
- Pallavicini, Y., Bastida, F., Hernández-Plaza, E., Petit, S., Izquierdo, J., Gonzalez-Andujar, J.L., 2020. Local Factors Rather than the Landscape Context Explain Species Richness and Functional Trait Diversity and Responses of Plant Assemblages of Mediterranean Cereal Field Margins. *Plants* 9, 778. <https://doi.org/10.3390/plants9060778>
- Pausas, J.G., 1999. Mediterranean vegetation dynamics: modelling problems and functional types. *Plant Ecol.* 140, 27–39. <https://doi.org/10.1023/A:1009752403216>
- Pavoine, S., Bonsall, M.B., 2011. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biol. Rev.* 86, 792–812. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2010.00171.x>
- Peco, B., Carmona, C.P., de Pablo, I., Azcárate, F.M., 2012. Effects of grazing abandonment on functional and taxonomic diversity of Mediterranean grasslands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 152, 27–32. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.02.009>

- Peco, B., de Pablos, I., Traba, J., Levassor, C., 2005. The effect of grazing abandonment on species composition and functional traits: the case of dehesa grasslands. *Basic Appl. Ecol.* 6, 175–183. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2005.01.002>
- Peco, B., Ortega, M., Levassor, C., 1998. Similarity between seed bank and vegetation in Mediterranean grassland: a predictive model. *J. Veg. Sci.* 9, 815–828. <https://doi.org/10.2307/3237047>
- Pereira, V.J., Martinho, D., 2017. Insights from over 30 years of common agricultural policy in Portugal. *Outlook Agric.* 46, 223–229. <https://doi.org/10.1177/0030727017729896>
- Philippi, T., 1993. Bet-Hedging Germination of Desert Annuals: Beyond the First Year. *Am. Nat.* 142, 474–487. <https://doi.org/10.1086/285550>
- Phoenix, G.K., Emmett, B.A., Britton, A.J., Caporn, S.J.M., Dise, N.B., Helliwell, R., Jones, L., Leake, J.R., Leith, I.D., Sheppard, L.J., Sowerby, A., Pilkington, M.G., Rowe, E.C., Ashmore, M.R., Power, S.A., 2012. Impacts of atmospheric nitrogen deposition: responses of multiple plant and soil parameters across contrasting ecosystems in long-term field experiments. *Glob. Change Biol.* 18, 1197–1215. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02590.x>
- Pinke, G., Gunton, R.M., 2014. Refining rare weed trait syndromes along arable intensification gradients. *J. Veg. Sci.* 25, 978–989. <https://doi.org/10.1111/jvs.12151>
- Pinto-Correia, T., 2021. Geographies of the South. The Study of the Rural Landscape in Portugal: Southern Unicity in Patterns and Changing Functions, in: Lois-González, R.C. (Ed.), *Geographies of Mediterranean Europe*. Springer Geography, Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-49464-3\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-030-49464-3_7)
- Plassmann, K., Brown, N., Jones, M.L.M., Edwards-Jones, G., 2008. Can atmospheric input of nitrogen affect seed bank dynamics in habitats of conservation interest? The case of dune slacks. *Appl. Veg. Sci.* 11, 413–420. <https://doi.org/10.3170/2008-7-18498>
- Plieninger, T., Hui, C., Gaertner, M., Huntsinger, L., 2014. The impact of land abandonment on species richness and abundance in the Mediterranean Basin: a meta-analysis. *PLoS ONE* 9, e98355. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0098355>
- Plue, J., Van Calster, H., Auestad, I., Basto, S., Bekker, R.M., Bruun, H.H., Chevalier, R., Decocq, G., Grandin, U., Hermy, M., Jacquemyn, H., Jakobsson, A., Jankowska-Błaszczuk, M., Kalamees, R., Koch, M.A., Marrs, R.H., Marteinsdóttir, B., Milberg, P., Måren, I.E., Pakeman, R.J., Phoenix, G.K., Thompson, K., Vandvik, V., Wagner, M., Auffret, A.G., 2021. Buffering effects of soil seed banks on plant community composition in response to land use and climate. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 30, 128–139. <https://doi.org/10.1111/geb.13201>
- QGIS Development Team, 2022. QGIS Geographic Information System. <http://qgis.org>
- R Core Team, 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Ramôa, S., Portugal, J., Travlos, I., Vasconcelos, T., Forte, P., Oliveira e Silva, P., Nozes, P., Pinto-Cruz, C., Belo, A., Simões, P., Paulino, A., Fátima Duarte, M., 2017. Evaluación de los cambios en la flora espontánea en Portugal para un periodo de 10 años. Proyecto ValBioTecCynara, in: Royuela Hernando, M., Zabalza Aznárez, A. (Eds.), *XVI Congreso de La Sociedad Española de Malherbología*. Actas. Pamplona-Iruña, 25-27 Octubre, 2017. Presented at the XVI Congreso de la Sociedad Española de Malherbología, Universidad Pública de Navarra, Pamplona-Iruña, pp. 33–38.
- Recasens, J., Juárez-Escario, A., Baraibar, B., Solé-Senan, X.O., 2020. The Arable Flora of Mediterranean Agricultural Systems in the Iberian Peninsula: Current Status, Threats and Perspectives, in: Hurford, C., Wilson, P., Storkey, J. (Eds.), *The Changing Status of Arable Habitats in Europe*. Springer International Publishing, Cham, pp. 89–109. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-59875-4\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-030-59875-4_7)

- Reis, P., 2014. O olival em Portugal: dinâmicas, tecnologias e relação com o desenvolvimento rural. Animar - Associação Portuguesa para o Desenvolvimento Local, Lisboa.
- Rey, P.J., Manzaneda, A.J., Valera, F., Alcántara, J.M., Tarifa, R., Isla, J., Molina-Pardo, J.L., Calvo, G., Salido, T., Gutiérrez, J.E., Ruiz, C., 2019. Landscape-moderated biodiversity effects of ground herb cover in olive groves: Implications for regional biodiversity conservation. *Agric. Ecosyst. Environ.* 277, 61–73. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.03.007>
- Rotchés-Ribalta, R., Armengot, L., Mäder, P., Mayer, J., Sans, F.X., 2017. Long-Term Management Affects the Community Composition of Arable Soil Seedbanks. *Weed Sci.* 65, 73–82. <https://doi.org/10.1614/WS-D-16-00072.1>
- Rotchés-Ribalta, R., Blanco-Moreno, J., Armengot, L., Chamorro, L., Sans, F.X., 2015. Both farming practices and landscape characteristics determine the diversity of characteristic and rare arable weeds in organically managed fields. *Appl. Veg. Sci.* 18, 423–431. <https://doi.org/10.1111/avsc.12154>
- Rotchés-Ribalta, R., Sans, F.X., Mayer, J., Mäder, P., 2020. Long-term farming systems and last crop sown shape the species and functional composition of the arable weed seed bank. *Appl. Veg. Sci.* 23, 428–440. <https://doi.org/10.1111/avsc.12496>
- Royal Botanic Gardens Kew, 2022. Seed Information Database (SID). <http://data.kew.org/sid/>
- Russo, C., Cappelletti, G., Nicoletti, G., Di Noia, A., Michalopoulos, G., 2016. Comparison of European Olive Production Systems. *Sustainability* 8, 825. <https://doi.org/10.3390/su8080825>
- Saatkamp, A., Cochrane, A., Commander, L., Guja, L.K., Jimenez-Alfaro, B., Larson, J., Nicotra, A., Poschlod, P., Silveira, F.A.O., Cross, A.T., Dalziell, E.L., Dickie, J., Erickson, T.E., Fidelis, A., Fuchs, A., Golos, P.J., Hope, M., Lewandrowski, W., Merritt, D.J., Miller, B.P., Miller, R.G., Offord, C.A., Ooi, M.K.J., Satyanti, A., Sommerville, K.D., Tangney, R., Tomlinson, S., Turner, S., Walck, J.L., 2019. A research agenda for seed-trait functional ecology. *New Phytol.* 221, 1764–1775. <https://doi.org/10.1111/nph.15502>
- Saatkamp, A., Poschlod, P., Venable, D.L., 2014. The functional role of soil seed banks in natural communities., in: Gallagher, R.S. (Ed.), *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. CABI, UK, pp. 263–295. <https://doi.org/10.1079/9781780641836.0263>
- Šajna, N., Kaligarič, M., Ivajnsič, D., 2014. Reproduction Biology of an Alien Invasive Plant: A Case of Drought-Tolerant *Aster squamatus* on the Northern Adriatic Seacoast, Slovenia, in: Rannow, S., Neubert, M. (Eds.), *Managing Protected Areas in Central and Eastern Europe Under Climate Change, Advances in Global Change Research*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 279–288. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-7960-0\\_19](https://doi.org/10.1007/978-94-007-7960-0_19)
- Sequeira, M.M., Espírito-Santo, D., Aguiar, C., Capelo, J., Honrado, J., (Coord), 2011. Checklist da Flora de Portugal (Continental, Açores e Madeira). 71. <http://hdl.handle.net/10198/6971>
- Silveira, A., Ferrão, J., Muñoz-Rojas, J., Pinto-Correia, T., Guimarães, M.H., Schmidt, L., 2018. The sustainability of agricultural intensification in the early 21st century: insights from the olive oil production in Alentejo (Southern Portugal), in: Delicado, A., Domingos, N., de Sousa, L. (Eds.), *Changing Societies: Legacies and Challenges. The Diverse Worlds of Sustainability*. Imprensa de Ciências Sociais, Lisboa, pp. 247–275. <http://dx.doi.org/10.31447/ics9789726715054.10>
- Soares, S., 2012. Contribuição para o conhecimento das características geotécnicas dos gabros de Beja, faixa entre Beringel e Beja. Dissertação para obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Geológica. <http://hdl.handle.net/10362/10428>
- Solé-Senan, X.O., Juárez-Escario, A., Conesa, J.A., Recasens, J., 2018. Plant species, functional assemblages and partitioning of diversity in a Mediterranean agricultural mosaic landscape. *Agric. Ecosyst. Environ.* 256, 163–172. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.01.014>

- Solé-Senan, X.O., Juárez-Escario, A., Conesa, J.A., Torra, J., Royo-Esnal, A., Recasens, J., 2014. Plant diversity in Mediterranean cereal fields: Unraveling the effect of landscape complexity on rare arable plants. *Agric. Ecosyst. Environ.* 185, 221–230. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.01.003>
- Sousa, E., Caixinhas, M.L., Rocha, F., 2003. Soil seed bank and surface flora of lupin crop. *An. Inst. Super. Agron.* 49, 243–252.
- Storkey, J., 2020. A Weed’s Eye View of Arable Habitats, in: Hurford, C., Wilson, P., Storkey, Jonathan (Eds.), *The Changing Status of Arable Habitats in Europe: A Nature Conservation Review*. Springer International Publishing, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-59875-4>
- Storkey, J., Brown, M.J.F., Carvell, C., Dicks, L.V., Senapathi, D., 2020. Wild Pollinators in Arable Habitats: Trends, Threats and Opportunities, in: Hurford, C., Wilson, P., Storkey, J. (Eds.), *The Changing Status of Arable Habitats in Europe: A Nature Conservation Review*. Springer International Publishing, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-59875-4>
- Storkey, J., Meyer, S., Still, K.S., Leuschner, C., 2012. The impact of agricultural intensification and land-use change on the European arable flora. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 279, 1421–1429. <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.1686>
- Tarifa, R., Martínez-Núñez, C., Valera, F., González-Varo, J.P., Salido, T., Rey, P.J., 2021. Agricultural intensification erodes taxonomic and functional diversity in Mediterranean olive groves by filtering out rare species. *J. Appl. Ecol.* 58, 2266–2276. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13970>
- Tavşanoğlu, Ç., Pausas, J.G., 2018. A functional trait database for Mediterranean Basin plants. *Sci. Data* 5, 180135. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.135>
- Terres, J.-M., Scacchiafichi, L.N., Wania, A., Ambar, M., Anguiano, E., Buckwell, A., Coppola, A., Gocht, A., Källström, H.N., Pointereau, P., Strijker, D., Visek, L., Vranken, L., Zobena, A., 2015. Farmland abandonment in Europe: Identification of drivers and indicators, and development of a composite indicator of risk. *Land Use Policy* 49, 20–34. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.06.009>
- Thompson, K., 1992. The functional ecology of seed banks., in: *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. CAB International, Wallingford, UK., pp. 231–258.
- Thompson, K., Bakker, J.P., Bekker, R.M., 1997. *The Soil Seed Banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Thompson, K., Band, S.R., Hodgson, J.G., 1993. Seed size and shape predict persistence in soil. *Funct. Ecol.* 7, 236. <https://doi.org/10.2307/2389893>
- Török, P., Kelemen, A., Valkó, O., Miglécz, T., Tóth, K., Tóth, E., Sonkoly, J., Kiss, R., Csecserits, A., Rédei, T., Deák, B., Szűcs, P., Varga, N., Tóthmérész, B., 2018. Succession in soil seed banks and its implications for restoration of calcareous sand grasslands: Seed bank succession on calcareous sand. *Restor. Ecol.* 26, S134–S140. <https://doi.org/10.1111/rec.12611>
- Torra, J., Recasens, J., Royo-Esnal, A., 2018. Seedling emergence response of rare arable plants to soil tillage varies by species. *PLOS ONE* 13, e0199425. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0199425>
- Tous, J., Romero, A., Hermoso, J.F., Msallem, M., Larb, A., 2014. Olive orchard design and mechanization: present and future. *Acta Hort.* 1057, 231–246. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2014.1057.27>
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8, 857–874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Tucker, C.M., Cadotte, M.W., Carvalho, S.B., Davies, T.J., Ferrier, S., Fritz, S.A., Grenyer, R., Helmus, M.R., Mooers, A.O., Pavoine, S., Purschke, O., Rosauer, D.F., Winter, M., Mazel, F., 2017.

A guide to phylogenetic metrics for conservation, community ecology and macroecology. *Biol. Rev.* 18. <https://doi.org/10.1111/brv.12252>

- Turnbull, L.A., Coomes, D., Hector, A., Rees, M., 2004. Seed mass and the competition/colonization trade-off: competitive interactions and spatial patterns in a guild of annual plants. *J. Ecol.* 92, 97–109. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2004.00856.x>
- Tzanopoulos, J., Mitchley, J., Pantis, J., 2007. Vegetation dynamics in abandoned crop fields on a Mediterranean island: Development of succession model and estimation of disturbance thresholds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 120, 370–376. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.10.011>
- Valdés, B, Talavera, S., Fernández-Galiano, E. (Eds). 1987. *Flora Vascular de Andalucía Occidental*. 3 vol. Ketres Editora, S.A. Barcelona. 485 + 640 + 556 p.
- van Zanten, B.T., Verburg, P.H., Espinosa, M., Gomez-y-Paloma, S., Galimberti, G., Kantelhardt, J., Kapfer, M., Lefebvre, M., Manrique, R., Piore, A., Raggi, M., Schaller, L., Targetti, S., Zasada, I., Viaggi, D., 2014. European agricultural landscapes, common agricultural policy and ecosystem services: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 34, 309–325. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0183-4>
- Verdú, M., García-Fayos, P., 1998. Old-field colonization by *Daphne gnidium*: seedling distribution and spatial dependence at different scales. *J. Veg. Sci.* 9, 713–718. <https://doi.org/10.2307/3237289>
- Verdú, M., García-Fayos, P., 1996. Nucleation Processes in a Mediterranean Bird-Dispersed Plant. *Funct. Ecol.* 10, 275. <https://doi.org/10.2307/2389853>
- Vigueira, C.C., Olsen, K.M., Caicedo, A.L., 2013. The red queen in the corn: agricultural weeds as models of rapid adaptive evolution. *Heredity* 110, 303–311. <https://doi.org/10.1038/hdy.2012.104>
- Villéger, S., Mason, N.W.H., Moullot, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89, 2290–2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Waldhardt, R., Fuhr-Bossdorf, K., Otte, A., 2001. The significance of the seed bank as a potential for the reestablishment of arable-land vegetation in a marginal cultivated landscape. *Web Ecol.* 2, 83–87. <https://doi.org/10.5194/we-2-83-2001>
- Westoby, M., 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant Soil* 199, 213–227. <https://doi.org/10.1023/A:1004327224729>
- Wright, J.P., Naeem, S., Hector, A., Lehman, C., Reich, P.B., Schmid, B., Tilman, D., 2006. Conventional functional classification schemes underestimate the relationship with ecosystem functioning. *Ecol. Lett.* 9, 111–120. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00850.x>

## 6. ANEXOS

## Anexo I – Temperatura e humidade relativa na estufa da FCUL

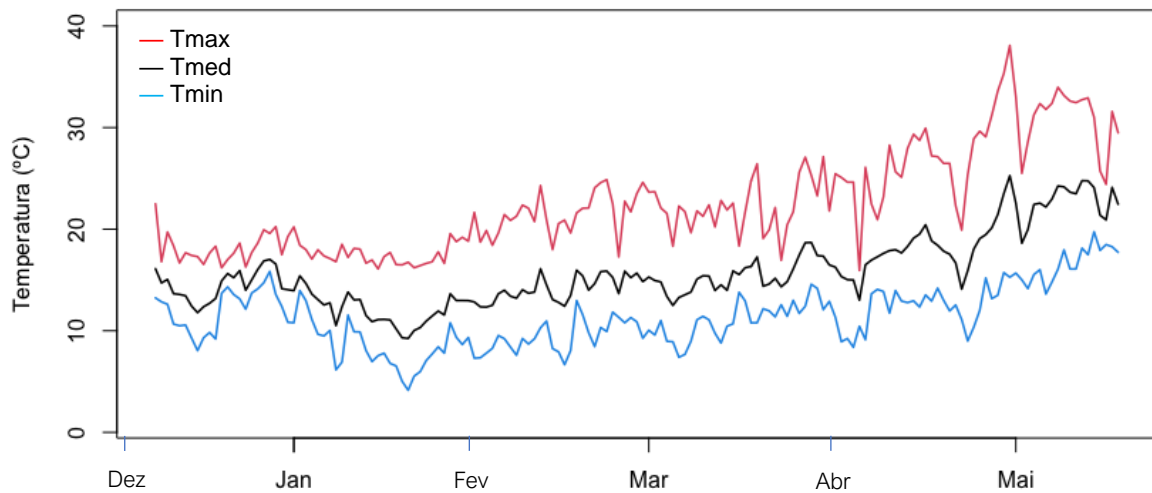


Figura 6.1 – Temperatura máxima (Tmax), média (Tmed) e mínima (Tmin) diária registada na estufa da FCUL durante a germinação das amostras de solo para a determinação da composição do banco de sementes, entre o dia 2 de dezembro de 2021 e 18 de maio de 2022.

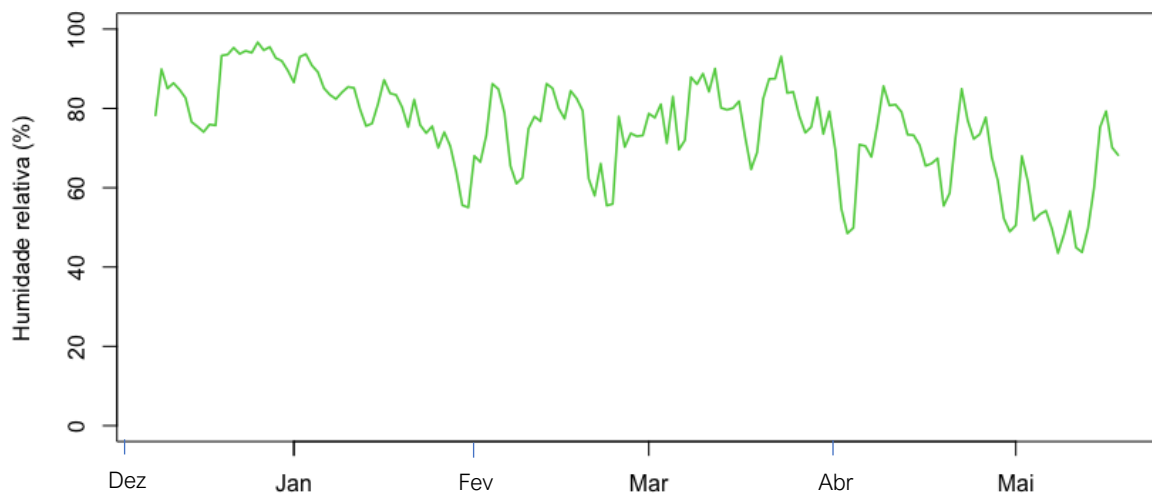


Figura 6.2 – Humidade relativa média diária (%) registada na estufa da FCUL durante a germinação das amostras de solo para a determinação da composição do banco de sementes, entre o dia 2 de dezembro de 2021 e 18 de maio de 2022.

## Anexo II – Lista de taxa e características funcionais

**Tabela 6.1** – Lista de taxa e respetivas características funcionais. A taxonomia e a nomenclatura basearam-se na Checklist da Flora de Portugal (Continental, Açores e Madeira) (Sequeira *et al.*, 2015). Para a organização nomenclatural das famílias, a classificação taxonómica adotada foi a proposta pelo Angiosperm Phylogeny Website, version 14 (Stevens, desde 2001). Foram consideradas as seguintes características funcionais: **Tipo biológico**: caméfito (CH), geófito (GE), hemicriptófito (HC) e terófito (TP); **Ciclo de vida**: anual (AN) e perene (PN); **Síndrome de polinização**: entomofilia (IN), anemofilia (WD) e autogamia (SF); **Peso da semente**: peso médio de 1000 sementes, **Altura máxima** da planta, **Início da floração**: quantil de 5% da distribuição dos dias de floração usando como referência o dia 15 de setembro e **Duração da floração**: diferença entre o quantil de 95% e o quantil de 5% da distribuição dos dias de floração, correspondendo assim ao número de dias em que ocorrem 90% dos registos floração (para mais detalhes ver Métodos 2.4 - Características funcionais das espécies). As fontes utilizadas para cada atributo são indicadas pelas letras em sobrescrito. “NA” indica que não se obtiveram dados.

Taxon	Família	Tipo biológico <sup>A</sup>	Ciclo de vida <sup>A</sup>	Síndrome de polinização <sup>B</sup>	Peso da semente (g) <sup>C</sup>	Altura máxima (cm) <sup>A</sup>	Início da floração <sup>D</sup>	Duração da floração <sup>D</sup>
<i>Adonis annua</i> L.	Ranunculaceae	TP	AN	IN *	10.058	50	176.05	58.00
<i>Aegilops geniculata</i> Roth	Poaceae	TP	AN	WD	12.049	30	216.00	37.40
<i>Aegilops triuncialis</i> L.	Poaceae	TP	AN	WD	13.285	60	240.20	20.70
<i>Allium paniculatum</i> L.	Amaryllidaceae	GE <sup>E</sup>	PN <sup>E</sup>	IN *	1.212	73 <sup>E</sup>	238.20	47.60
<i>Allium roseum</i> L.	Amaryllidaceae	GE	PN	IN	1.825	60	179.45	57.55
<i>Alyssum simplex</i> Rudolphi	Brassicaceae	TP	AN	IN	0.875	40	164.10	40.80
<i>Amaranthus blitoides</i> S.Watson	Amaranthaceae	TP	AN	WD *	1.000 <sup>J</sup>	5	341.40	4.20
<i>Anacyclus radiatus</i> Loisel.	Asteraceae	TP	AN	IN <sup>G</sup>	1.073	60	174.20	125.80
<i>Anagallis arvensis</i> L.	Primulaceae	TP	AN	IN *	0.473	30	175.00	81.60
<i>Anagallis monelli</i> L.	Primulaceae	CH <sup>E</sup>	PN <sup>E</sup>	IN *	0.532	40 <sup>E</sup>	181.20	88.60
<i>Anchusa azurea</i> Mill.	Boraginaceae	HC	PN	IN	19.200	150	185.10	71.85
<i>Anchusa puechii</i> Valdés	Boraginaceae	TP <sup>E</sup>	AN <sup>E</sup>	IN *	5.186 <sup>J</sup>	50 <sup>E</sup>	181.00	40.90
<i>Andryala integrifolia</i> L.	Asteraceae	HC	PN	IN	0.188	70	172.50	117.00
<i>Andryala laxiflora</i> DC.	Asteraceae	TP	AN	IN <sup>G</sup>	0.060	45	160.00	100.75
<i>Arenaria leptoclados</i> (Rchb.) Guss.	Caryophyllaceae	TP	AN	SF *	0.030	30	153.05	40.70
<i>Arisarum simorrhinum</i> Durieu	Araceae	GE	PN	IN	NA	40	53.00	150.40
<i>Asparagus acutifolius</i> L.	Asparagaceae	GE	PN	IN	37.386	200	203.00	108.00
<i>Aster squamatus</i> (Spreng.) Hieron.	Asteraceae	TP <sup>F</sup>	AN <sup>F</sup>	IN	0.100 <sup>J</sup>	100 <sup>F</sup>	324.10	37.10
<i>Atractylis cancellata</i> L.	Asteraceae	TP	AN	IN <sup>G</sup>	4.704	30	226.70	47.00
<i>Atractylis gummifera</i> L.	Asteraceae	GE	PN	IN	5.171	5	331.00	27.00
<i>Avena barbata</i> Link	Poaceae	TP	AN	WD	5.806	100	160.00	121.90

Taxon	Família	Tipo biológico <sup>A</sup>	Ciclo de vida <sup>A</sup>	Síndrome de polinização <sup>B</sup>	Peso da semente (g)	Altura máxima (cm) <sup>A</sup>	Início da floração <sup>D</sup>	Duração da floração <sup>D</sup>
<i>Avena sterilis</i> L.	Poaceae	TP	AN	WD	23.080	45	167.20	90.90
<i>Bartsia trixago</i> L.	Orobanchaceae	TP	AN	IN *	0.030	70	190.40	61.60
<i>Beta maritima</i> L.	Amaranthaceae	HC <sup>E</sup>	PN <sup>E</sup>	WD *	16.500	80 <sup>E</sup>	204.00	75.75
<i>Biarum mendax</i> P.C.Boyce	Araceae	GE <sup>E</sup>	PN <sup>E</sup>	IN *	NA	24 <sup>E</sup>	58.70	8.10
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds.	Gentianaceae	TP	AN	IN	0.010	60	211.60	77.80
<i>Borago officinalis</i> L.	Boraginaceae	TP	AN	IN	15.933	70	107.40	121.10
<i>Brachypodium distachyon</i> (L.) P.Beauv.	Poaceae	TP	AN	WD	2.461	50	162.00	88.90
<i>Brachypodium phoenicoides</i> (L.) Roem. & Schult.	Poaceae	HC	PN	WD	2.663	80	226.15	47.90
<i>Brassica barrelieri</i> (L.) Janka	Brassicaceae	TP	AN	IN	0.510	50	125.30	100.45
<i>Briza maxima</i> L.	Poaceae	TP	AN	WD *	1.353	80	197.00	79.50
<i>Briza minor</i> L.	Poaceae	TP	AN	WD	0.350	60	178.95	83.25
<i>Bromus diandrus</i> Roth	Poaceae	TP	AN	WD	9.942	90	168.50	44.25
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	Poaceae	TP	AN	WD	1.950	80	192.40	40.60
<i>Bromus lanceolatus</i> Roth	Poaceae	TP	AN	WD	2.180	80	207.90	65.10
<i>Bromus madritensis</i> L.	Poaceae	TP	AN	WD	2.193	60	188.70	54.95
<i>Buglossoides arvensis</i> Franco	Boraginaceae	TP	AN	IN	6.280	50	151.20	75.80
<i>Bupleurum lancifolium</i> Hornem.	Apiaceae	TP	AN	IN	5.730	50	215.80	36.20
<i>Calendula arvensis</i> L.	Asteraceae	TP	AN	IN	2.358	25	75.25	134.75
<i>Campanula erinus</i> L.	Campanulaceae	TP	AN	IN	0.011	10	200.50	56.00
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	Brassicaceae	TP <sup>E</sup>	AN <sup>E</sup>	IN	0.100	70 <sup>E</sup>	103.80	111.20
<i>Cardamine hirsuta</i> L.	Brassicaceae	TP	AN	IN	0.120 <sup>J</sup>	30	111.00	85.00
<i>Carlina hispanica</i> Lam.	Asteraceae	HC <sup>E</sup>	PN <sup>E</sup>	IN	NA	85 <sup>E</sup>	243.50	106.10
<i>Carlina racemosa</i> L.	Asteraceae	TP	AN	IN	10.298	40	161.00	191.40
<i>Catapodium rigidum</i> (L.) Dony	Poaceae	TP	AN	WD	0.165	30	196.60	43.20
<i>Centaurea melitensis</i> L.	Asteraceae	TP	AN	IN	1.460	80	210.50	62.50
<i>Centaurea pullata</i> L.	Asteraceae	TP	AN	IN	2.846	45	162.25	89.75
<i>Centaurium erythraea</i> Rafn	Gentianaceae	TP	AN	IN	0.009	50	191.55	96.15
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	Caryophyllaceae	TP	AN	SF	0.052	30	158.00	61.45
<i>Chamaemelum fuscatum</i> (Brot.) Vasc.	Asteraceae	TP	AN	IN	0.160	30	82.00	127.00
<i>Chenopodium album</i> L.	Amaranthaceae	TP	AN	WD	0.600 <sup>J</sup>	150	230.50	104.00

Taxon	Família	Tipo biológico <sup>A</sup>	Ciclo de vida <sup>A</sup>	Síndrome de polinização <sup>B</sup>	Peso da semente (g)	Altura máxima (cm) <sup>A</sup>	Início da floração <sup>D</sup>	Duração da floração <sup>D</sup>
<i>Chrozophora tinctoria</i> (L.) Raf.	Euphorbiaceae	TP <sup>E</sup>	AN <sup>E</sup>	WD *	16.000 <sup>J</sup>	40 <sup>E</sup>	281.00	71.60
<i>Chrysanthemum coronarium</i> L.	Asteraceae	TP	AN	IN	0.974	70	160.60	82.80
<i>Cichorium endivia</i> (Schousb.) P.D.Sell	Asteraceae	TP	AN	IN	1.275	120	NA	NA
<i>Cichorium intybus</i> L.	Asteraceae	HC	PN	IN	1.329	120	173.80	124.20
<i>Coleostephus myconis</i> (L.) Rchb.f.	Asteraceae	TP	AN	IN	0.717	45	176.00	75.00
<i>Convolvulus althaeoides</i> L.	Convolvulaceae	HC	PN	IN	13.617	100	188.60	73.40
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	Convolvulaceae	HC	PN	IN	10.546	200	204.95	110.30
<i>Convolvulus humilis</i> Jacq.	Convolvulaceae	TP	AN	IN *	8.022	40	207.20	28.20
<i>Convolvulus tricolor</i> L.	Convolvulaceae	TP	AN	IN	9.000	60	196.60	59.80
<i>Conyza sumatrensis</i> (Retz.) E.Walker	Asteraceae	TP	AN	IN	0.050 <sup>J</sup>	200	248.70	111.25
<i>Coronilla scorpioides</i> (L.) W.D.J.Koch	Fabaceae	TP	AN	IN	2.410	40	191.30	53.20
<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr.	Asteraceae	TP	AN	IN	0.180	100	170.40	97.40
<i>Crepis foetida</i> L.	Asteraceae	TP	AN	IN	0.563	50	239.40	19.70
<i>Crepis vesicaria</i> (Thuill.) Thell.	Asteraceae	TP	AN	IN	0.353	150	157.00	87.00
<i>Crucianella angustifolia</i> L.	Rubiaceae	TP	AN	IN	0.468	50	219.20	37.60
<i>Cynara cardunculus</i> L.	Asteraceae	HC	PN	IN <sup>G</sup>	33.200	100	252.55	39.70
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Poaceae	HC	PN	WD	0.300 <sup>J</sup>	25 <sup>F</sup>	162.55	199.45
<i>Cynoglossum creticum</i> Mill.	Boraginaceae	HC <sup>E</sup>	PN <sup>E</sup>	IN	31.306	70 <sup>E</sup>	168.45	70.75
<i>Dactylis glomerata</i> L.	Poaceae	HC	PN	WD	0.768	100	202.00	73.00
<i>Daphne gnidium</i> L.	Thymelaeaceae	CH <sup>E</sup>	PN <sup>E</sup>	IN	7.617	200 <sup>E</sup>	203.00	154.30
<i>Daucus carota</i> L.	Apiaceae	HC	PN	IN	1.141	100	196.00	92.35
<i>Daucus crinitus</i> Desf.	Apiaceae	HC	PN	IN <sup>H</sup>	2.060	60	203.60	70.00
<i>Daucus muricatus</i> (L.) L.	Apiaceae	TP	AN	IN <sup>H</sup>	9.489	60	203.00	49.55
<i>Diplotaxis catholica</i> (L.) DC.	Brassicaceae	TP	AN	IN *	0.185	90	47.75	164.00
<i>Diplotaxis virgata</i> (Cav.) DC.	Brassicaceae	TP <sup>E</sup>	AN <sup>E</sup>	IN *	0.165	100 <sup>E</sup>	169.50	38.00
<i>Dittrichia viscosa</i> (L.) Greuter	Asteraceae	CH	PN	IN	0.290 <sup>J</sup>	130	217.80	144.20
<i>Ecballium elaterium</i> (L.) A.Rich.	Cucurbitaceae	HC	PN	IN	14.412 <sup>J</sup>	60	199.20	134.60
<i>Echinops strigosus</i> L.	Asteraceae	TP	AN	IN <sup>G</sup>	53.500	100	230.20	58.80
<i>Echium boissieri</i> Steud.	Boraginaceae	HC	PN	IN *	2.390	250	228.80	40.00
<i>Epilobium brachycarpum</i> C. Presl.	Onagraceae	TP <sup>E</sup>	AN <sup>E</sup>	IN	0.222 <sup>J</sup>	150 <sup>E</sup>	352.00	10.80

Taxon	Família	Tipo biológico <sup>A</sup>	Ciclo de vida <sup>A</sup>	Síndrome de polinização <sup>B</sup>	Peso da semente (g)	Altura máxima (cm) <sup>A</sup>	Início da floração <sup>D</sup>	Duração da floração <sup>D</sup>
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér.	Geraniaceae	TP	AN	IN	1.410	60	143.45	80.15
<i>Erodium malacoides</i> (L.) L'Hér.	Geraniaceae	TP	AN	IN	1.100	60	135.00	79.15
<i>Euphorbia exigua</i> L.	Euphorbiaceae	TP	AN	IN	0.248	35	174.25	67.75
<i>Euphorbia falcata</i> L.	Euphorbiaceae	TP	AN	IN	3.200	40	203.10	55.90
<i>Euphorbia helioscopia</i> L.	Euphorbiaceae	TP	AN	IN	2.135	50	138.80	71.20
<i>Euphorbia pterococca</i> Brot.	Euphorbiaceae	TP	AN	IN *	0.258	30	172.50	65.30
<i>Fedia cornucopiae</i> (L.) Gaertn.	Valerianaceae	TP	AN	IN *	5.900	30	141.85	68.45
<i>Filago pyramidata</i> L.	Asteraceae	TP	AN	IN	0.205	30	209.55	63.45
<i>Foeniculum vulgare</i> Mill.	Apiaceae	HC	PN	IN	2.640	250	203.00	137.15
<i>Fumaria officinalis</i> L.	Papaveraceae	TP	AN	IN	3.241	80 <sup>e</sup>	76.20	164.40
<i>Galactites tomentosus</i> Moench	Asteraceae	TP	AN	IN	12.580	100	160.00	96.00
<i>Galium aparine</i> L.	Rubiaceae	TP	AN	IN	8.988	180	160.00	63.60
<i>Galium parisiense</i> L.	Rubiaceae	TP	AN	IN	0.201	30	192.65	29.70
<i>Galium tricornutum</i> Dandy	Rubiaceae	TP	AN	IN	9.468	80	209.00	26.10
<i>Galium verrucosum</i> Huds.	Rubiaceae	TP	AN	IN	11.000	50	152.00	77.10
<i>Galium viscosum</i> Vahl	Rubiaceae	TP	AN	IN *	0.110	35	234.00	31.60
<i>Gastroidium ventricosum</i> (Gouan) Schinz & Thell.	Poaceae	TP	AN	WD	0.100	65	161.10	103.10
<i>Geranium dissectum</i> L.	Geraniaceae	TP	AN	IN	2.683	60	143.60	77.50
<i>Geranium molle</i> L.	Geraniaceae	TP	AN	IN	1.233	40	142.00	79.00
<i>Geranium rotundifolium</i> L.	Geraniaceae	TP	AN	IN	1.788	40	152.00	84.80
<i>Gladiolus italicus</i> Mill.	Iridaceae	GE	PN	IN	3.350	100	197.80	38.60
<i>Hedypnois cretica</i> (L.) Dum.-Courset	Asteraceae	TP	AN	IN	1.513	45	162.90	69.60
<i>Heliotropium supinum</i> L.	Boraginaceae	TP <sup>E</sup>	AN <sup>E</sup>	IN *	3.594 <sup>J</sup>	80 <sup>E</sup>	266.50	88.10
<i>Hirschfeldia incana</i> (L.) Lagr.-Foss.	Brassicaceae	TP	AN	IN	0.288	100	160.00	109.60
<i>Hordeum murinum</i> L.	Poaceae	TP	AN	WD	8.055	50	160.80	108.00
<i>Hypochaeris glabra</i> L.	Asteraceae	TP	AN	IN	0.625	40	161.00	61.00
<i>Kickxia lanigera</i> (Desf.) Hand.-Mazz.	Plantaginaceae	TP	AN	IN *	0.139	90	220.80	132.20
<i>Lactuca serriola</i> L.	Asteraceae	TP	AN	IN	0.477	180	204.50	119.25
<i>Lamium amplexicaule</i> L.	Lamiaceae	TP	AN	IN	0.644	30	79.90	145.80
<i>Lathyrus annuus</i> L.	Fabaceae	TP	AN	IN	62.300	150	203.60	45.75
<i>Lathyrus cicera</i> L.	Fabaceae	TP	AN	IN	45.950	100	175.85	52.60

<b>Taxon</b>	<b>Família</b>	<b>Tipo biológico<sup>A</sup></b>	<b>Ciclo de vida<sup>A</sup></b>	<b>Síndrome de polinização<sup>B</sup></b>	<b>Peso da semente (g)</b>	<b>Altura máxima (cm)<sup>A</sup></b>	<b>Início da floração<sup>D</sup></b>	<b>Duração da floração<sup>D</sup></b>
<i>Lathyrus clymenum</i> L.	Fabaceae	TP	AN	IN	63.000	100	172.90	78.10
<i>Lavatera cretica</i> L.	Malvaceae	TP	AN	IN	6.340	180	173.00	78.00
<i>Lavatera trimestris</i> L.	Malvaceae	TP	AN	IN *	5.400	120	205.00	55.00
<i>Legousia hybrida</i> (L.) Delarbre	Campanulaceae	TP	AN	IN	0.234	35	209.00	28.20
<i>Leontodon taraxacoides</i> (Vill.) Mérat	Asteraceae	TP	AN	IN <sup>G</sup>	0.268	35	162.00	92.00
<i>Linaria micrantha</i> (Cav.) Hoffmanns. & Link	Plantaginaceae	TP	AN	IN *	0.076	20	83.55	142.75
<i>Linaria ricardoi</i> Cout.	Plantaginaceae	TP	AN	IN *	0.082	30	170.00	65.25
<i>Linum strictum</i> L.	Linaceae	TP	AN	SF	0.710	70	218.00	41.00
<i>Linum trigynum</i> L.	Linaceae	TP	AN	SF	0.214	45	221.40	70.60
<i>Lolium rigidum</i> Gaudin	Poaceae	TP	AN	WD	1.522	75	187.80	65.00
<i>Lomelosia simplex</i> (Desf.) Raf.	Dipsacaceae	TP	AN	WD *	21.550	70	209.60	63.40
<i>Lotus conimbricensis</i> Brot.	Fabaceae	TP	AN	IN *	0.560	30	198.20	35.60
<i>Medicago blanchiana</i> Boiss.	Fabaceae	TP	AN	IN *	10.000	60	NA	NA
<i>Medicago doliata</i> Carmign.	Fabaceae	TP	AN	IN *	5.600	40	203.35	37.50
<i>Medicago minima</i> (L.) L.	Fabaceae	TP	AN	IN	0.991	40	201.50	26.50
<i>Medicago orbicularis</i> (L.) Bartal.	Fabaceae	TP	AN	IN	2.670	90	175.60	46.20
<i>Medicago polymorpha</i> L.	Fabaceae	TP	AN	SF	3.240	40	159.80	75.20
<i>Medicago rigidula</i> (L.) All.	Fabaceae	TP	AN	IN	2.963	50	210.25	41.25
<i>Medicago scutellata</i> (L.) Mill.	Fabaceae	TP	AN	IN	17.600	60	NA	NA
<i>Medicago truncatula</i> Gaertn.	Fabaceae	TP	AN	IN	4.100	50	191.55	53.35
<i>Mercurialis ambigua</i> L.f.	Euphorbiaceae	TP	AN	WD	2.161	50	79.15	171.85
<i>Misopates calycinum</i> (Lam.) Rothm.	Plantaginaceae	TP	AN	IN *	0.112	80	175.00	82.00
<i>Misopates orontium</i> (L.) Raf.	Plantaginaceae	TP	AN	IN	0.128	50	165.00	98.90
<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill.	Asparagaceae	GE	PN	IN *	5.680	50	184.05	40.95
<i>Nigella damascena</i> L.	Ranunculaceae	TP	AN	IN	2.110	50	199.50	44.20
<i>Nonea vesicaria</i> (L.) Rchb.	Boraginaceae	TP	AN	IN *	12.653	50	158.00	62.35
<i>Notobasis syriaca</i> (L.) Cass.	Asteraceae	TP	AN	IN <sup>G</sup>	39.800	60	203.80	56.20
<i>Ononis mitissima</i> L.	Fabaceae	TP	AN	IN *	2.709	60	237.00	36.20
<i>Ononis pubescens</i> L.	Fabaceae	TP	AN	IN *	10.100	35	204.95	60.20
<i>Ononis spinosa</i> L.	Fabaceae	CH	PN	IN	3.742	80	240.00	79.00
<i>Ononis viscosa</i> L.	Fabaceae	TP	AN	IN	4.547	80	211.40	44.30
<i>Ornithogalum narbonense</i> L.	Asparagaceae	GE	PN	IN	3.130	80	203.10	45.80

Taxon	Família	Tipo biológico <sup>A</sup>	Ciclo de vida <sup>A</sup>	Síndrome de polinização <sup>B</sup>	Peso da semente (g)	Altura máxima (cm) <sup>A</sup>	Início da floração <sup>D</sup>	Duração da floração <sup>D</sup>
<i>Orobanche crenata</i> Forssk.	Orobanchaceae	TP	AN	IN *	0.004	50	156.35	93.30
<i>Orobanche ramosa</i> L.	Orobanchaceae	TP	AN	IN	0.005	30	169.00	58.90
<i>Oxalis pes-caprae</i> L.	Oxalidaceae	GE <sup>E</sup>	PN <sup>E</sup>	IN	NA	40 <sup>E</sup>	82.60	121.40
<i>Pallenis spinosa</i> (L.) Cass.	Asteraceae	TP	AN	IN	0.640	60	191.00	73.20
<i>Papaver hybridum</i> L.	Papaveraceae	TP	AN	SF	0.110	50	185.10	46.80
<i>Papaver pinnatifidum</i> Moris	Papaveraceae	TP	AN	SF *	0.090	60	185.00	42.00
<i>Papaver rhoeas</i> L.	Papaveraceae	TP	AN	SF *	0.100	90	187.00	63.60
<i>Parentucellia viscosa</i> (L.) Caruel	Orobanchaceae	TP	AN	IN	0.018	50	203.35	47.65
<i>Petrorhagia nanteuillii</i> (Burnat) P.W.Ball & Heywood	Caryophyllaceae	TP	AN	SF *	0.255	55	213.80	62.35
<i>Phalaris brachystachys</i> Link	Poaceae	TP	AN	WD *	1.923	100	NA	NA
<i>Phalaris canariensis</i> L.	Poaceae	TP	AN	WD	6.113	100	NA	NA
<i>Phalaris coeruleascens</i> Desf.	Poaceae	HC	PN	WD *	7.200	150	174.25	81.65
<i>Phalaris paradoxa</i> L.	Poaceae	TP	AN	WD	1.200	120	212.40	42.30
<i>Picnomon acarna</i> (L.) Cass.	Asteraceae	TP	AN	IN <sup>G</sup>	11.300	50	224.20	117.20
<i>Picris echioides</i> L.	Asteraceae	TP	AN	IN <sup>G</sup>	0.703	90	203.00	114.50
<i>Plantago afra</i> L.	Plantaginaceae	TP	AN	WD	0.500	40	178.00	72.00
<i>Plantago lagopus</i> L.	Plantaginaceae	TP	AN	WD	0.371	10	176.00	74.90
<i>Polycarpon tetraphyllum</i> (L.) L.	Caryophyllaceae	TP	AN	IN	0.026	15	194.60	81.60
<i>Polygala monspeliaca</i> L.	Polygalaceae	TP	AN	IN	1.084	30	190.35	65.60
<i>Polygonum aviculare</i> L.	Polygonaceae	TP <sup>E</sup>	AN <sup>E</sup>	SF	1.820	70 <sup>E</sup>	214.40	86.20
<i>Prangos trifida</i> (Mill.) Herrnst. & Heyn	Apiaceae	HC	PN	IN <sup>H</sup>	44.241	120	177.85	61.05
<i>Ranunculus arvensis</i> L.	Ranunculaceae	TP	AN	IN	12.613	60	189.80	53.80
<i>Ranunculus paludosus</i> Poir.	Ranunculaceae	GE <sup>E</sup>	PN <sup>E</sup>	IN *	0.210	50 <sup>E</sup>	164.40	56.60
<i>Ranunculus trilobus</i> Desf.	Ranunculaceae	TP	AN	IN *	1.016	5	194.00	53.00
<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	Brassicaceae	TP	AN	IN	14.840	150	89.80	134.60
<i>Rapistrum rugosum</i> (L.) All.	Brassicaceae	TP	AN	IN	2.005	60	159.30	88.30
<i>Reichardia intermedia</i> (Sch.Bip.) Cout.	Asteraceae	TP	AN	IN <sup>G</sup>	0.844	70	184.55	48.20
<i>Rhagadiolus stellatus</i> (L.) Gaertn.	Asteraceae	TP	AN	WD	0.590	50	180.95	46.05
<i>Ridolfia segetum</i> (L.) Moris	Apiaceae	TP	AN	IN <sup>H</sup>	0.600	100	203.00	69.80
<i>Rostraria cristata</i> (L.) Tzvelev	Poaceae	TP	AN	WD	0.183	70	196.90	45.00

Taxon	Família	Tipo biológico <sup>A</sup>	Ciclo de vida <sup>A</sup>	Síndrome de polinização <sup>B</sup>	Peso da semente (g)	Altura máxima (cm) <sup>A</sup>	Início da floração <sup>D</sup>	Duração da floração <sup>D</sup>
<i>Rumex bucephalophorus</i> L.	Polygonaceae	TP	AN	WD	0.355	40	160.00	75.50
<i>Rumex crispus</i> L.	Polygonaceae	HC	PN	WD	2.013	150	152.50	66.25
<i>Rumex pulcher</i> L.	Polygonaceae	HC	PN	WD	2.270	60	116.10	155.90
<i>Sagina apetala</i> Ard.	Caryophyllaceae	TP	AN	IN	0.011	10	158.70	73.60
<i>Sanguisorba verrucosa</i> (Link ex G.Don) Ces.	Rosaceae	HC	PN	WD	8.480	90	174.00	84.00
<i>Scabiosa atropurpurea</i> L.	Dipsacaceae	TP	AN	IN	0.840	60	116.90	166.50
<i>Scandix pecten-veneris</i> L.	Apiaceae	TP	AN	IN	11.170	20	166.95	57.10
<i>Scilla peruviana</i> L.	Asparagaceae	GE <sup>E</sup>	PN <sup>E</sup>	IN *	4.624	35 <sup>E</sup>	175.00	52.00
<i>Scolymus maculatus</i> L.	Asteraceae	TP	AN	IN *	9.300	90	203.75	83.75
<i>Scorpiurus muricatus</i> L.	Fabaceae	TP	AN	IN *	8.395	80	195.85	56.25
<i>Scorpiurus sulcatus</i> L.	Fabaceae	TP <sup>E</sup>	AN <sup>E</sup>	IN *	10.700	40 <sup>E</sup>	191.00	62.00
<i>Scorzonera hispanica</i> L.	Asteraceae	HC	PN	IN	5.059	100	212.00	31.50
<i>Scorzonera laciniata</i> L.	Asteraceae	TP	AN	IN <sup>G</sup>	2.338	45	169.20	77.80
<i>Senecio vulgaris</i> L.	Asteraceae	TP	AN	IN	0.265	40	87.15	121.70
<i>Serapias lingua</i> L.	Orchidaceae	GE <sup>E</sup>	PN <sup>E</sup>	IN	NA	55 <sup>E</sup>	181.90	51.10
<i>Serapias parviflora</i> Parl.	Orchidaceae	GE	PN	IN	NA	35	201.00	35.00
<i>Sherardia arvensis</i> L.	Rubiaceae	TP	AN	IN *	1.894	40	174.00	49.90
<i>Silene colorata</i> Poir.	Caryophyllaceae	TP	AN	IN <sup>I</sup>	0.389	50	158.50	75.50
<i>Silene decipiens</i> Barceló	Caryophyllaceae	TP	AN	IN <sup>I</sup>	0.187	30	135.10	85.55
<i>Silene fuscata</i> Link ex Brot.	Caryophyllaceae	TP	AN	IN <sup>I</sup>	0.302	45	175.60	65.75
<i>Silene nocturna</i> L.	Caryophyllaceae	TP	AN	IN <sup>I</sup>	0.410	60	192.00	51.60
<i>Silene rubella</i> L.	Caryophyllaceae	TP <sup>E</sup>	AN <sup>E</sup>	IN <sup>I</sup>	0.267	60	158.85	57.30
<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	Caryophyllaceae	HC	PN	IN	1.285	60	144.05	101.70
<i>Sinapis alba</i> (H.Lindb.) Maire	Brassicaceae	TP	AN	IN	3.853	80	160.60	68.80
<i>Sinapis arvensis</i> L.	Brassicaceae	TP	AN	IN	2.347	80	195.00	85.00
<i>Solanum nigrum</i> L.	Solanaceae	TP	AN	IN *	0.800	70	122.80	198.40
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	Asteraceae	TP	AN	IN	0.280	120	157.40	66.20
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Asteraceae	TP	AN	IN	0.273	140	91.00	160.00
<i>Spergularia purpurea</i> (Pers.) G.Don	Caryophyllaceae	TP <sup>E</sup>	AN <sup>E</sup>	IN *	0.020	25 <sup>E</sup>	168.00	81.60
<i>Stachys arvensis</i> (L.) L.	Lamiaceae	TP	AN	IN	0.723	40	142.00	78.40

<b>Taxon</b>	<b>Família</b>	<b>Tipo biológico<sup>A</sup></b>	<b>Ciclo de vida<sup>A</sup></b>	<b>Síndrome de polinização<sup>B</sup></b>	<b>Peso da semente (g)</b>	<b>Altura máxima (cm)<sup>A</sup></b>	<b>Início da floração<sup>D</sup></b>	<b>Duração da floração<sup>D</sup></b>
<i>Stachys ocymastrum</i> (L.) Briq.	Lamiaceae	TP	AN	IN	0.981	60	202.85	52.15
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	Caryophyllaceae	TP	AN	IN	0.385	90	96.70	114.25
<i>Taeniatherum caput-medusae</i> (L.) Nevski	Poaceae	TP	AN	WD	4.412	40	211.50	42.10
<i>Tamus communis</i> L.	Dioscoreaceae	GE	PN	IN	16.754	400	163.00	74.00
<i>Teucrium spinosum</i> L.	Lamiaceae	TP	AN	IN *	0.649	50	203.90	33.30
<i>Thlaspi perfoliatum</i> L.	Brassicaceae	TP	AN	IN	1.725	20	144.00	77.00
<i>Torilis japonica</i> (Houtt.) DC.	Apiaceae	TP	AN	IN	1.778	125	166.10	73.80
<i>Torilis nodosa</i> (L.) Gaertn.	Apiaceae	TP	AN	IN	1.489	50	203.00	40.00
<i>Tragopogon hybridus</i> L.	Asteraceae	TP	AN	IN <sup>G</sup>	13.521	50	192.25	56.50
<i>Trifolium angustifolium</i> L.	Fabaceae	TP	AN	IN	1.400	50	196.20	72.40
<i>Trifolium cherleri</i> L.	Fabaceae	TP	AN	IN	1.750	15	201.65	30.10
<i>Trifolium lappaceum</i> L.	Fabaceae	TP	AN	IN *	0.900	40	227.00	32.00
<i>Trifolium resupinatum</i> L.	Fabaceae	TP	AN	IN	0.682	30	184.60	96.20
<i>Trifolium scabrum</i> L.	Fabaceae	TP	AN	IN	0.715	25	200.40	52.00
<i>Trifolium stellatum</i> L.	Fabaceae	TP	AN	IN	3.244	20	193.05	43.95
<i>Trifolium tomentosum</i> L.	Fabaceae	TP	AN	IN	0.473	15	194.00	51.40
<i>Urospermum picroides</i> (L.) F.W.Schmidt	Asteraceae	TP	AN	IN	1.895	45	176.00	81.15
<i>Vaccaria hispanica</i> (Mill.) Rauschert	Caryophyllaceae	TP	AN	IN	6.773	60	216.95	35.05
<i>Valerianella discoidea</i> (L.) Loisel.	Valerianaceae	TP	AN	IN *	0.340	30	200.50	23.50
<i>Velezia rigida</i> L.	Caryophyllaceae	TP	AN	IN *	0.304	30	233.20	34.90
<i>Verbascum sinuatum</i> L.	Scrophulariaceae	TP <sup>E</sup>	AN <sup>E</sup>	IN	0.138	100 <sup>E</sup>	204.50	110.50
<i>Veronica arvensis</i> L.	Plantaginaceae	TP	AN	SF	0.122	40	156.80	81.60
<i>Vicia benghalensis</i> L.	Fabaceae	TP	AN	IN *	37.700	80	194.30	47.70
<i>Vicia lutea</i> L.	Fabaceae	TP	AN	IN	48.023	60	168.55	62.60
<i>Vicia sativa</i> L.	Fabaceae	TP	AN	IN	34.344	80	146.30	88.60
<i>Vulpia ciliata</i> Dumort.	Poaceae	TP	AN	WD	0.261	50	204.60	28.80
<i>Vulpia geniculata</i> (L.) Link	Poaceae	TP	AN	WD	0.295	60	161.10	90.30
<i>Vulpia muralis</i> (Kunth) Nees	Poaceae	TP	AN	WD	0.099	65	203.00	3.00

A – Franco (1971, 1984) e Franco & Rocha Afonso (1994, 1998, 2003); exceto nos casos assinalados.

B – base de dados TRY (Kattge *et al.*, 2020) e referências incluídas; valores inferidos a partir do género assinalados com \*

C – média dos valores obtidos nas bases de dados LEDA (Kleyer *et al.*, 2008), SID (Royal Botanic Gardens Kew, 2022) e BROT (Tavşanoğlu & Pausas, 2018) compilados por A.J. Pereira (FCT SFRH/BD/130280/2017); os valores assinalados com J foram compilados no presente estudo

D – Flora-On (2022)

E – Castroviejo *et al.* (1986-2014)

F – Blanca *et al.* (2009)

G – Inferido a partir de Berry (2001)

H – Inferido a partir de Jury (1996)

I – Inferido a partir de Kephart *et al.* (2006)

## Referências bibliográficas do Anexo II

- Berry, P. E., 2001. Pollination Ecology and Evolution in Compositae (Asteraceae). *Syst. Bot.* 26(2), 443. <https://doi.org/10.1043/0363-6445-26.2.443>
- Blanca, G., Cabezudo, B., Cueto, M., Fernández López, C., Morales-Torres, C., 2009 (eds). "Flora Vascular de Andalucía Oriental" 4 vols. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Castroviejo, S. *et al.* (Ed.) 1986-2014. Flora Iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica, e Islas Baleares. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid.
- Flora-On: Flora de Portugal Interactiva. (2022). Sociedade Portuguesa de Botânica. [www.flora-on.pt](http://www.flora-on.pt). Consulta efectuada em 10-4-2022
- Franco, J.A. (1971, 1984). Nova Flora de Portugal, Volume I e II. Escolar Editora. Lisboa.
- Franco, J.A., Rocha Afonso, M.L. (1994, 1998, 2003). Nova Flora de Portugal, Volume III (fascículos I, II e III). Escolar Editora. Lisboa.
- Jury, S. L., 1996. Pollination and dispersal in Mediterranean umbellifers. *Bocconea* 5: 193-199. - ISSN 1120-4060
- Kattge, J., Bönisch, G., Díaz, S., Lavorel, S., Prentice, I., Leadley, P., Tautenhahn, S., Werner, G., *et al.*, 2020. TRY plant trait database – enhanced coverage and open access. *Glob. Change Biol.* 26, 119–188. <https://doi.org/10.1111/gcb.14904>
- Kephart, S., Reynolds, R. J., Rutter, M. T., Fenster, C. B., Dudash, M. R., 2006. Pollination and seed predation by moths on *Silene* and allied Caryophyllaceae: evaluating a model system to study the evolution of mutualisms. *New Phytol.*, 169(4), 667–680. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01619.x>
- Kleyer, M., Bekker, R.M., Knevel, I.C., Bakker, J.P., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschlod, P., van Groenendael, J.M., Klimeš, L., Klimešová, J., Klotz, S., Rusch, G.M., Hermy, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Götzenberger, L., Hodgson, J.G., Jackel, A.-K., Kühn, I., Kunzmann, D., Ozinga, W.A., Römermann, C., Stadler, M., Schlegelmilch, J., Steendam, H.J., Tackenberg, O., Wilmann, B., Cornelissen, J.H.C., Eriksson, O., Garnier, E., Peco, B., 2008. The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. *J. Ecol.* 96, 1266–1274. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01430.x>
- Royal Botanic Gardens Kew, 2022. Seed Information Database (SID). Version 7.1. Available from: <http://data.kew.org/sid/> (July 2022)
- Tavşanoğlu, Ç., Pausas, J.G., 2018. A functional trait database for Mediterranean Basin plants. *Sci. Data* 5, 180135. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.135>

## Referências incluídas na base de dados TRY:

- Blackwell, W.H., Powell, M.J., 1981. A Preliminary Note on Pollination in the Chenopodiaceae. *Ann. Mo.Bot. Gard.*, 68(4), 524. <https://doi.org/10.2307/2398886>
- Dafni, A., Kevan, P.G., 1997. Flower size and shape: implications in pollination, *Isr. J. of Plant Sci.*, 45:2-3, 201-211, <https://doi.org/10.1080/07929978.1997.10676684>
- De Frutos, Á., Navarro, T., Pueyo, Y., Alados, C. L., 2015. Inferring Resilience to Fragmentation-Induced Changes in Plant Communities in a Semi-Arid Mediterranean Ecosystem. *PLOS ONE*, 10(3), e0118837. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118837>
- Fitter, A.H., Peat, H.J., 1994. The Ecological Flora Database. *J. Ecol.* 82, 415. <https://doi.org/10.2307/2261309>
- Gachet, S., Véla, E., Taton, T., 2005. BASECO: a floristic and ecological database of Mediterranean French flora. *Biodivers. Conserv.* 14, 1023–1034. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-8411-5>
- Klotz, S., Kühn, I., Durka, W., 2004. BiolFlor — a new plant-trait database as a tool for plant invasion ecology. *Divers. Distrib.* 10, 363–365. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2004.00106.x>
- Moretti, M., Legg, C., 2009. Combining plant and animal traits to assess community functional responses to disturbance. *Ecography* 32: 299–309. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05524.x>
- Munguia-Rosas, M. A., Ollerton, J., Parra-Tabla, V., 2011. Phenotypic selection on flowering phenology and size in two dioecious plant species with different pollen vectors. *Plant Species Biol.*, 26(3), 205–212. <https://doi.org/10.1111/j.1442-1984.2011.00320.x>
- Pellegrino, G., Luca, A., Bellusci, F., Musacchio, A., 2012. Comparative analysis of floral scents in four sympatric species of *Serapias* L. (Orchidaceae): clues on their pollination strategies. *Plant Syst. Evol.* 298, 1837–1843. <https://doi.org/10.1007/s00606-012-0684-7>

### Anexo III – Características do solo

**Tabela 6.2** – Parâmetros do solo medidos nos 30 olivais em estudo. Valor de **pH** medido em água; **pH KCl**: pH medido com uma solução 1M de cloreto de potássio; **P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>**: pentóxido de fósforo, **K<sub>2</sub>O**: óxido de potássio; **NO<sub>3</sub>**: nitratos e **NH<sub>4</sub>**: amónia. A letra no código do olival codifica o modelo de gestão **T**: gestão tradicional, **A**: abandono e **I**: gestão intensiva

Olival	pH	pH KCl	matéria orgânica (%)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	K <sub>2</sub> O (mg kg <sup>-1</sup> )	catiões de troca (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )				calcário (g CaCO <sub>3</sub> kg <sup>-1</sup> )	N total (g kg <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (mg N kg <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> (mg N kg <sup>-1</sup> )
						Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>				
<b>T01</b>	8.1	7.1	1.87	42	317	23.24	1.32	0.66	0.11	310.2	1.27	6.50	11.33
<b>T02</b>	8.1	7.3	1.86	102	239	18.63	1.08	0.50	0.04	285.5	1.27	4.20	23.44
<b>T04</b>	8.2	7.1	1.83	63	314	34.59	1.18	0.65	0.12	145.2	1.21	6.15	4.66
<b>T05</b>	8.1	7.0	2.78	92	521	44.32	2.61	1.09	0.12	154.9	1.73	4.33	23.44
<b>T07</b>	8.2	7.0	1.78	100	273	37.14	3.17	0.58	0.26	114.0	1.17	13.26	3.68
<b>T08</b>	8.1	7.4	1.25	39	227	21.30	0.93	0.47	0.05	712.8	0.83	4.71	19.70
<b>T09</b>	8.1	7.1	1.74	141	203	27.91	1.68	0.43	0.12	200.3	1.21	12.58	7.73
<b>T10</b>	7.9	6.7	2.00	66	273	37.98	3.49	0.58	0.23	30.90	1.35	11.05	4.67
<b>T11</b>	7.8	6.9	2.55	366	277	30.09	2.51	0.58	0.13	59.20	1.59	6.00	38.30
<b>T12</b>	7.4	6.4	1.75	108	219	17.50	2.73	0.46	0.11	0.000	1.23	6.48	4.53
<b>A01</b>	7.8	7.1	2.20	124	438	20.41	1.86	0.91	0.09	40.80	1.41	3.93	2.96
<b>A02</b>	7.3	6.0	1.73	43	193	26.47	11.61	0.43	0.31	0.000	1.16	6.11	3.60
<b>A03</b>	8.1	6.9	2.32	102	340	37.84	1.98	0.71	0.06	247.7	1.44	7.56	2.21
<b>A04</b>	7.3	5.9	3.05	88	352	26.29	6.53	0.75	0.25	0.000	1.89	9.59	7.54
<b>A05</b>	8.1	7.0	1.88	21	398	43.52	2.52	0.83	0.07	85.00	1.29	9.42	7.24
<b>A07</b>	8.1	7.1	1.06	148	197	42.34	2.41	0.42	0.20	163.4	0.73	9.93	3.23
<b>A09</b>	8.1	7.3	2.40	50	140	32.80	1.93	0.30	0.11	489.2	1.60	8.37	6.81
<b>A10</b>	8.2	7.2	2.60	69	369	40.89	2.06	0.77	0.10	210.5	1.69	5.56	8.21
<b>A12</b>	7.8	7.0	1.81	83	285	21.47	2.03	0.60	0.09	15.60	1.22	4.38	15.05

Olival	pH	pH (KCl)	matéria orgânica (%)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	K <sub>2</sub> O (mg kg <sup>-1</sup> )	catiões de troca (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )				calcário (g CaCO <sub>3</sub> kg <sup>-1</sup> )	N total (g kg <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (mg N kg <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> (mg N kg <sup>-1</sup> )
						Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>				
A13	8.1	6.9	2.73	91	332	43.47	1.93	0.69	0.13	79.50	1.68	8.33	6.39
I01	8.0	7.4	1.40	52	573	19.76	1.22	1.19	0.07	421.7	0.97	4.22	27.76
I02	7.9	7.2	2.13	139	336	24.35	1.90	0.70	0.11	45.60	1.32	5.20	28.61
I04	8.0	7.2	1.46	73	492	28.00	1.70	1.03	0.11	313.7	0.95	3.52	19.01
I05	7.5	6.9	2.44	259	497	24.29	2.32	1.04	0.13	31.00	1.50	4.43	47.27
I07	8.0	7.2	3.14	70	485	27.52	1.46	1.01	0.04	565.7	1.94	3.34	40.60
I08	8.0	7.2	2.47	38	226	26.14	1.67	0.47	0.10	669.2	1.50	4.81	33.23
I09	8.0	7.3	2.14	27	306	25.07	1.19	0.64	0.06	627.8	1.43	3.58	13.77
I10	8.0	6.9	1.67	151	311	24.78	1.71	0.65	0.09	162.9	1.15	4.23	13.03
I11	8.1	7.2	2.54	119	289	31.99	2.17	0.61	0.11	247.5	1.60	6.50	15.52
I13	7.8	7.1	1.84	89	300	18.44	1.67	0.63	0.11	22.80	1.21	4.47	26.73

**Tabela 6.3** – Tabela-resumo dos parâmetros químicos do solo por modelo de gestão. Valor de **pH** medido em água; **pH KCl**: pH medido com uma solução 1M de cloreto de potássio; **M.O.**: matéria orgânica; **P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>**: pentóxido de fósforo, **K<sub>2</sub>O**: óxido de potássio; **NO<sub>3</sub>**: nitratos e **NH<sub>4</sub>**: amônia.

Gestão	pH	pH KCl	M.O. (%)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	K <sub>2</sub> O (mg kg <sup>-1</sup> )	catiões de troca (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )				calcário (g CaCO <sub>3</sub> kg <sup>-1</sup> )	N total (g kg <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (mg N kg <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> (mg N kg <sup>-1</sup> )
						Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>				
Tradicional	8.1	7.0	1.85	95.79	273.31	29.00	2.10	0.58	0.12	150.03	1.25	6.32	9.53
	± 0.2	± 0.3	± 0.41	± 89.89	± 86.32	± 8.64	± 0.89	± 0.18	± 0.06	± 195.77	± 0.23	± 3.26	± 11.03
Abandono	8.1	7.0	2.26	85.21	335.65	35.32	2.05	0.70	0.11	82.28	1.42	7.95	6.60
	± 0.3	± 0.5	± 0.55	± 36.34	± 93.06	± 8.77	± 3.02	± 0.19	± 0.08	± 144.83	± 0.32	± 2.08	± 3.57
Intensiva	8.0	7.2	2.14	81.13	323.14	24.93	1.69	0.68	0.10	280.58	1.38	4.33	27.24
	± 0.2	± 0.2	± 0.52	± 65.67	± 112.03	± 3.70	± 0.35	± 0.23	± 0.03	± 237.42	± 0.29	± 0.89	± 10.69

**Tabela 6.4** – Parâmetros granulométricos do solo medidos nos 30 olivais. **Areia grossa**: partículas com dimensões entre 2 e 0.2 mm; **Areia fina**: entre 0.2 e 0.02 mm; **Limo**: entre 0.02 e 0.002; **Argila**: dimensões inferiores a 0.002 mm. A letra no código do olival codifica o modelo de gestão **T**: gestão tradicional, **A**: abandono e **I**: gestão intensiva.

<b>Olival</b>	<b>Areia grossa</b> (g kg <sup>-1</sup> )	<b>Areia fina</b> (g kg <sup>-1</sup> )	<b>Limo</b> (g kg <sup>-1</sup> )	<b>Argila</b> (g kg <sup>-1</sup> )
<b>T01</b>	212	234	212	342
<b>T02</b>	317	300	137	246
<b>T04</b>	191	170	256	383
<b>T05</b>	84	173	298	444
<b>T07</b>	96	195	237	472
<b>T08</b>	108	281	220	391
<b>T09</b>	217	230	181	371
<b>T10</b>	120	159	245	476
<b>T11</b>	191	316	132	362
<b>T12</b>	352	235	110	303
<b>A01</b>	229	432	27	312
<b>A02</b>	83	101	212	603
<b>A03</b>	123	161	231	484
<b>A04</b>	185	138	254	423
<b>A05</b>	39	123	210	628
<b>A07</b>	83	160	235	523
<b>A09</b>	149	234	234	383
<b>A10</b>	75	130	206	589
<b>A12</b>	314	195	202	288
<b>A13</b>	64	197	265	474
<b>I01</b>	194	353	56	397
<b>I02</b>	251	280	65	404
<b>I04</b>	210	212	184	394
<b>I05</b>	304	274	78	344
<b>I07</b>	118	205	248	429
<b>I08</b>	88	255	255	402
<b>I09</b>	142	291	186	381
<b>I10</b>	315	284	140	261
<b>I11</b>	194	228	193	385
<b>I13</b>	423	239	63	274

**Tabela 6.5** – Tabela-resumo dos parâmetros granulométricos do solo por modelo de gestão.

<b>Gestão</b>	<b>Areia grossa</b> (g kg <sup>-1</sup> )	<b>Areia fina</b> (g kg <sup>-1</sup> )	<b>Limo</b> (g kg <sup>-1</sup> )	<b>Argila</b> (g kg <sup>-1</sup> )
<b>Tradicional</b>	190 ± 86	232 ± 53	216 ± 58	377 ± 69
<b>Abandono</b>	103 ± 81	161 ± 89	222 ± 63	479 ± 112
<b>Intensiva</b>	202 ± 96	265 ± 41	162 ± 73	390 ± 53

## Anexo IV – Presença das espécies por modelo de gestão

**Tabela 6.6** – Lista de espécies e presença (assinalada com “X”) por modelo de gestão (Tradicional, Abandono e Intensiva), na vegetação e no banco de sementes

Taxon	Vegetação			Banco de sementes		
	Tradicional	Abandono	Intensiva	Tradicional	Abandono	Intensiva
<i>Adonis annua</i>	X	X		X		
<i>Aegilops geniculata</i>	X	X	X	X	X	
<i>Aegilops triuncialis</i>		X		X	X	
<i>Allium paniculatum</i>	X					
<i>Allium roseum</i>		X				
<i>Alyssum simplex</i>	X					X
<i>Amaranthus blitoides</i>	X			X	X	X
<i>Anacyclus radiatus</i>	X			X	X	X
<i>Anagallis arvensis</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Anagallis monelli</i>		X				
<i>Anchusa azurea</i>	X					
<i>Anchusa puechii</i>	X					
<i>Andryala integrifolia</i>					X	X
<i>Andryala laxiflora</i>	X					
<i>Arenaria leptoclados</i>		X		X	X	
<i>Arisarum simorrhinum</i>	X	X	X			
<i>Asparagus acutifolius</i>			X			
<i>Aster squamatus</i>			X			X
<i>Atractylis cancellata</i>					X	
<i>Atractylis gummifera</i>		X				
<i>Avena barbata</i>	X	X	X	X		X
<i>Avena sterilis</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Bartsia trixago</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Beta maritima</i>			X		X	
<i>Biarum mendax</i>		X				
<i>Blackstonia perfoliata</i>		X	X			
<i>Borago officinalis</i>			X			
<i>Brachypodium distachyon</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Brachypodium phoenicoides</i>		X				
<i>Brassica barrelieri</i>		X		X		X
<i>Briza maxima</i>		X			X	
<i>Briza minor</i>					X	
<i>Bromus diandrus</i>	X		X			
<i>Bromus hordeaceus</i>	X	X			X	X
<i>Bromus lanceolatus</i>	X	X	X		X	X

Taxon	Vegetação			Banco de sementes		
	Tradicional	Abandono	Intensiva	Tradicional	Abandono	Intensiva
<i>Bromus madritensis</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Buglossoides arvensis</i>	X		X	X		
<i>Bupleurum lancifolium</i>	X			X	X	
<i>Calendula arvensis</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Campanula erinus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	X		X			
<i>Cardamine hirsuta</i>	X		X	X		X
<i>Carlina hispanica</i>	X		X			
<i>Carlina racemosa</i>		X				
<i>Catapodium rigidum</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Centaurea melitensis</i>	X	X		X	X	
<i>Centaurea pullata</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Centaurium erythraea</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Cerastium glomeratum</i>			X	X	X	X
<i>Chamaemelum fuscatum</i>	X			X	X	X
<i>Chenopodium album</i>	X				X	
<i>Chrozophora tinctoria</i>	X			X		X
<i>Chrysanthemum coronarium</i>	X					
<i>Cichorium endivia</i>	X	X	X	X	X	
<i>Cichorium intybus</i>		X		X	X	X
<i>Coleostephus myconis</i>	X					
<i>Convolvulus althaeoides</i>	X	X	X			
<i>Convolvulus arvensis</i>	X	X	X		X	X
<i>Convolvulus humilis</i>	X				X	
<i>Convolvulus tricolor</i>	X	X	X	X	X	
<i>Conyza sumatrensis</i>	X		X	X		X
<i>Coronilla scorpioides</i>	X	X		X	X	
<i>Crepis capillaris</i>			X		X	
<i>Crepis foetida</i>		X			X	
<i>Crepis vesicaria</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Crucianella angustifolia</i>		X			X	
<i>Cynara cardunculus</i>	X					
<i>Cynodon dactylon</i>	X	X	X			X
<i>Cynoglossum creticum</i>	X			X		
<i>Dactylis glomerata</i>		X			X	
<i>Daphne gnidium</i>		X				
<i>Daucus carota</i>		X	X	X	X	
<i>Daucus crinitus</i>					X	
<i>Daucus muricatus</i>	X	X		X	X	X
<i>Diplotaxis catholica</i>				X		X

Taxon	Vegetação			Banco de sementes		
	Tradicional	Abandono	Intensiva	Tradicional	Abandono	Intensiva
<i>Diplotaxis virgata</i>	X			X	X	X
<i>Dittrichia viscosa</i>		X			X	
<i>Ecballium elaterium</i>						X
<i>Echinops strigosus</i>		X				
<i>Echium boissieri</i>		X			X	
<i>Epilobium brachycarpum</i>	X	X				X
<i>Erodium cicutarium</i>	X		X	X		
<i>Erodium malacoides</i>	X	X	X	X		X
<i>Euphorbia exigua</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Euphorbia falcata</i>	X	X	X	X	X	
<i>Euphorbia helioscopia</i>	X	X			X	X
<i>Euphorbia pterococca</i>	X	X		X		
<i>Fedia cornucopiae</i>	X	X	X		X	
<i>Filago pyramidata</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Foeniculum vulgare</i>	X	X	X	X	X	
<i>Fumaria officinalis</i>	X					X
<i>Galactites tomentosus</i>	X					
<i>Galium aparine</i>		X	X		X	X
<i>Galium parisiense</i>		X	X		X	X
<i>Galium tricornutum</i>				X		
<i>Galium verrucosum</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Galium viscosum</i>	X	X		X	X	
<i>Gastridium ventricosum</i>				X		
<i>Geranium dissectum</i>	X	X	X	X	X	
<i>Geranium molle</i>	X	X	X	X		X
<i>Geranium rotundifolium</i>	X	X	X	X	X	
<i>Gladiolus italicus</i>	X	X	X		X	
<i>Hedypnois cretica</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Heliotropium supinum</i>						X
<i>Hirschfeldia incana</i>	X	X	X	X	X	
<i>Hordeum murinum</i>		X	X			
<i>Hypochaeris glabra</i>	X					
<i>Kickxia lanigera</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Lactuca serriola</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Lamium amplexicaule</i>	X		X	X	X	X
<i>Lathyrus annuus</i>	X	X				
<i>Lathyrus cicera</i>		X	X			
<i>Lathyrus clymenum</i>	X	X				
<i>Lavatera cretica</i>			X			X
<i>Lavatera trimestris</i>	X	X	X	X	X	X

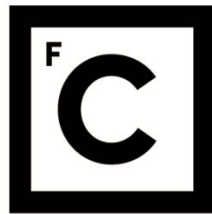
Taxon	Vegetação			Banco de sementes		
	Tradicional	Abandono	Intensiva	Tradicional	Abandono	Intensiva
<i>Legousia hybrida</i>	X			X		
<i>Leontodon taraxacoides</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Linaria micrantha</i>						X
<i>Linaria ricardoi</i>	X	X		X	X	X
<i>Linum strictum</i>		X			X	X
<i>Linum trigynum</i>		X			X	
<i>Lolium rigidum</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Lomelosia simplex</i>	X	X		X	X	
<i>Lotus conimbricensis</i>	X					
<i>Medicago blanchiana</i>						X
<i>Medicago doliata</i>	X	X	X	X		X
<i>Medicago minima</i>	X	X	X	X	X	
<i>Medicago orbicularis</i>	X			X		
<i>Medicago polymorpha</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Medicago rigidula</i>		X				
<i>Medicago scutellata</i>		X				
<i>Medicago truncatula</i>	X			X		
<i>Mercurialis ambigua</i>	X			X		
<i>Misopates calycinum</i>	X	X		X	X	X
<i>Misopates orontium</i>		X		X		
<i>Muscari comosum</i>	X	X		X	X	
<i>Nigella damascena</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Nonea vesicaria</i>						X
<i>Notobasis syriaca</i>	X	X		X		
<i>Ononis mitissima</i>	X	X			X	
<i>Ononis pubescens</i>	X	X		X	X	
<i>Ononis spinosa</i>		X	X			X
<i>Ononis viscosa</i>	X	X			X	
<i>Ornithogalum narbonense</i>	X	X	X	X	X	
<i>Orobanche crenata</i>		X				
<i>Orobanche ramosa</i>	X	X				
<i>Oxalis pes-caprae</i>	X		X			
<i>Pallenis spinosa</i>	X	X	X	X	X	
<i>Papaver hybridum</i>				X		X
<i>Papaver pinnatifidum</i>	X			X	X	
<i>Papaver rhoeas</i>	X			X	X	X
<i>Parentucellia viscosa</i>		X		X	X	
<i>Petrorhagia nanteuilii</i>				X		
<i>Phalaris brachystachys</i>	X	X		X	X	
<i>Phalaris canariensis</i>	X					

Taxon	Vegetação			Banco de sementes		
	Tradicional	Abandono	Intensiva	Tradicional	Abandono	Intensiva
<i>Phalaris coerulescens</i>		X	X		X	X
<i>Phalaris paradoxa</i>	X	X		X	X	
<i>Picnomon acarna</i>	X			X		
<i>Picris echioides</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Plantago afra</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Plantago lagopus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Polycarpon tetraphyllum</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Polygala monspeliaca</i>		X				
<i>Polygonum aviculare</i>					X	
<i>Prangos trifida</i>		X				
<i>Ranunculus arvensis</i>			X		X	
<i>Ranunculus paludosus</i>		X				
<i>Ranunculus trilobus</i>	X			X	X	
<i>Raphanus raphanistrum</i>				X		
<i>Rapistrum rugosum</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Reichardia intermedia</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Rhagadiolus stellatus</i>	X	X		X	X	X
<i>Ridolfia segetum</i>	X	X		X	X	
<i>Rostraria cristata</i>	X		X			
<i>Rumex bucephalophorus</i>						X
<i>Rumex crispus</i>	X		X			
<i>Rumex pulcher</i>	X		X	X	X	
<i>Sagina apetala</i>			X	X	X	X
<i>Sanguisorba verrucosa</i>		X				
<i>Scabiosa atropurpurea</i>		X			X	
<i>Scandix pecten-veneris</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Scilla peruviana</i>		X				
<i>Scolymus maculatus</i>	X	X		X	X	
<i>Scorpiurus muricatus</i>		X		X		
<i>Scorpiurus sulcatus</i>	X	X	X	X		
<i>Scorzonera hispanica</i>	X	X			X	
<i>Scorzonera laciniata</i>					X	
<i>Senecio vulgaris</i>	X		X	X		
<i>Serapias lingua</i>		X				
<i>Serapias parviflora</i>		X	X			
<i>Sherardia arvensis</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Silene colorata</i>	X			X		
<i>Silene decipiens</i>				X	X	
<i>Silene fuscata</i>	X			X	X	
<i>Silene nocturna</i>	X			X	X	X

Taxon	Vegetação			Banco de sementes		
	Tradicional	Abandono	Intensiva	Tradicional	Abandono	Intensiva
<i>Silene rubella</i>	X	X	X	X	X	
<i>Silene vulgaris</i>	X		X	X		
<i>Sinapis alba</i>				X		
<i>Sinapis arvensis</i>	X					
<i>Solanum nigrum</i>	X		X			
<i>Sonchus asper</i>	X	X	X			
<i>Sonchus oleraceus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Spergularia purpurea</i>						X
<i>Stachys arvensis</i>	X	X	X	X	X	
<i>Stachys ocymastrum</i>	X	X			X	
<i>Stellaria media</i>	X			X	X	X
<i>Taeniatherum caput-medusae</i>	X	X	X	X	X	
<i>Tamus communis</i>			X			
<i>Teucrium spinosum</i>	X	X		X	X	
<i>Thlaspi perfoliatum</i>	X	X		X	X	X
<i>Torilis japonica</i>	X	X		X	X	X
<i>Torilis nodosa</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Tragopogon hybridus</i>	X	X		X	X	
<i>Trifolium angustifolium</i>	X	X			X	
<i>Trifolium cherleri</i>	X					
<i>Trifolium lappaceum</i>		X				
<i>Trifolium resupinatum</i>				X		
<i>Trifolium scabrum</i>	X					
<i>Trifolium stellatum</i>	X	X		X	X	
<i>Trifolium tomentosum</i>	X			X		
<i>Urospermum picroides</i>	X	X	X	X	X	
<i>Vaccaria hispanica</i>				X		
<i>Valerianella discoidea</i>	X		X	X	X	
<i>Velezia rigida</i>				X		
<i>Verbascum sinuatum</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Veronica arvensis</i>		X	X	X	X	X
<i>Vicia benghalensis</i>		X				
<i>Vicia lutea</i>	X	X	X			
<i>Vicia sativa</i>	X	X				
<i>Vulpia ciliata</i>				X		
<i>Vulpia geniculata</i>				X	X	
<i>Vulpia muralis</i>				X	X	

## Anexo V – Catálogo fotográfico de plântulas dos olivais do Baixo Alentejo

UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Ciências**  
**ULisboa**



**Catálogo fotográfico de plântulas dos olivais do Baixo Alentejo,  
Portugal**

## AUTORES

Rui Saraiva

Ana Júlia Pereira

Ana Isabel Correia

Otilia Correia

Adelaide Clemente

ISBN: 978-989-33-4331-9

CITAÇÃO RECOMENDADA: Saraiva, R., Pereira, A.J., Correia, A.I., Correia, O., Clemente, A. 2022. Catálogo fotográfico de plântulas dos olivais do Baixo Alentejo, Portugal. Edição de Autor. Lisboa. ISBN 978-989-33-4331-9

Este trabalho foi financiado pela Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT UIDB/00329/2020)

## ÍNDICE

INTRODUÇÃO .....	95
APIACEAE .....	98
<i>Bupleurum lancifolium</i> Hornem. ....	98
<i>Daucus carota</i> L. ....	98
<i>Daucus crinitus</i> Desf.....	99
<i>Daucus muricatus</i> (L.) L.....	99
<i>Foeniculum vulgare</i> Mill. ....	100
<i>Ridolfia segetum</i> (L.) Moris.....	100
<i>Scandix pecten-veneris</i> L. ....	101
<i>Smyrniium olusatrum</i> L.....	101
<i>Torilis japonica</i> (Houtt.) DC.....	102
<i>Torilis nodosa</i> (L.) Gaertn. ....	102
ASPARAGACEAE .....	103
<i>Bellevalia trifoliata</i> (Ten.) Kunth .....	103
<i>Ornithogalum narbonense</i> L.....	103
ASTERACEAE .....	104
<i>Anacyclus radiatus</i> Loisel.....	104
<i>Andryala integrifolia</i> L. ....	104
<i>Andryala laxiflora</i> DC. ....	105
<i>Anthemis arvensis</i> L.....	105
<i>Atractylis cancellata</i> L.....	106
<i>Calendula arvensis</i> L. ....	106
<i>Carduus tenuiflorus</i> Curtis.....	107
<i>Carlina hispanica</i> Lam. ....	107
<i>Carthamus lanatus</i> L.....	108
<i>Centaurea melitensis</i> L. ....	108
<i>Centaurea pullata</i> L.....	109
<i>Chamaemelum fuscatum</i> (Brot.) Vasc. ....	109
<i>Chamaemelum mixtum</i> (L.) All.....	110
<i>Chrysanthemum coronarium</i> L. ....	110
<i>Cichorium intybus</i> L. ....	111
<i>Coleostephus myconis</i> (L.) Rchb.f. ....	111
<i>Conyza sumatrensis</i> (Retz.) E.Walker .....	112
<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr. ....	112
<i>Crepis foetida</i> L. ....	113
<i>Crepis vesicaria</i> L.....	113

<i>Cynara cardunculus</i> L. ....	114
<i>Cynara humilis</i> L. ....	114
<i>Cynara tournefortii</i> Boiss. & Reut. ....	115
<i>Dittrichia viscosa</i> (L.) Greuter. ....	115
<i>Echinops strigosus</i> L. ....	116
<i>Filago pyramidata</i> L. ....	116
<i>Galactites tomentosus</i> Moench. ....	117
<i>Hedypnois cretica</i> (L.) Dum.-Courset. ....	117
<i>Hypochaeris glabra</i> L. ....	118
<i>Leontodon taraxacoides</i> (Vill.) Mérat. ....	118
<i>Mantiscalca salmantica</i> (L.) Briq. & Cavill. ....	119
<i>Notobasis syriaca</i> (L.) Cass. ....	119
<i>Pallenis spinosa</i> (L.) Cass. ....	120
<i>Picnomon acarna</i> (L.) Cass. ....	120
<i>Picris echioides</i> L. ....	121
<i>Reichardia intermedia</i> (Sch.Bip.) Cout. ....	121
<i>Rhagadiolus stellatus</i> (L.) Gaertn. ....	122
<i>Scolymus hispanicus</i> L. ....	122
<i>Scolymus maculatus</i> L. ....	123
<i>Scorzonera hispanica</i> L. ....	123
<i>Scorzonera laciniata</i> L. ....	124
<i>Senecio vulgaris</i> L. ....	124
<i>Silybum marianum</i> (L.) Gaertn. ....	125
<i>Sonchus oleraceus</i> L. ....	125
<i>Tolpis barbata</i> (L.) Gaertn. ....	126
<i>Tragopogon hybridus</i> L. ....	126
<i>Urospermum picroides</i> (L.) F.W.Schmidt. ....	127
<i>Xanthium strumarium</i> L. ....	127
<b>BORAGINACEAE</b> .....	128
<i>Anchusa azurea</i> Mill. ....	128
<i>Anchusa puechii</i> Valdés. ....	129
<i>Borago officinalis</i> L. ....	129
<i>Buglossoides arvensis</i> Franco. ....	130
<i>Cerintho major</i> L. ....	130
<i>Cynoglossum creticum</i> Mill. ....	131
<i>Echium boissieri</i> Steud. ....	131
<i>Echium creticum</i> L. ....	132

<i>Echium plantagineum</i> L.....	132
<i>Heliotropium supinum</i> L.....	133
<i>Nonea vesicaria</i> (L.) Rechb.....	133
BRASSICACEAE.....	134
<i>Alyssum simplex</i> Rudolphi.....	134
<i>Arabidopsis thaliana</i> (L.) Heynh.....	134
<i>Brassica barraelieri</i> (L.) Janka.....	135
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.....	135
<i>Cardamine hirsuta</i> L.....	136
<i>Diplotaxis catholica</i> (L.) DC.....	136
<i>Diplotaxis virgata</i> (Cav.) DC.....	137
<i>Hirschfeldia incana</i> (L.) Lagr.-Foss.....	137
<i>Rapistrum rugosum</i> (L.) All.....	138
<i>Sinapis alba</i> L.....	138
<i>Thlaspi perfoliatum</i> L.....	139
CAMPANULACEAE.....	140
<i>Campanula erinus</i> L.....	140
<i>Campanula rapunculus</i> L.....	140
<i>Legousia hybrida</i> (L.) Delarbre.....	141
CARYOPHYLLACEAE.....	142
<i>Arenaria leptoclados</i> (Rechb.) Guss.....	142
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.....	142
<i>Petrorhagia nanteuillii</i> (Burnat) P.W.Ball & Heywood.....	143
<i>Polycarpon tetraphyllum</i> (L.) L.....	143
<i>Sagina apetala</i> Ard.....	144
<i>Silene colorata</i> Poir.....	144
<i>Silene decipiens</i> Barceló.....	145
<i>Silene fuscata</i> Link ex Brot.....	145
<i>Silene gallica</i> L.....	146
<i>Silene nocturna</i> L.....	146
<i>Silene rubella</i> L.....	147
<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke.....	147
<i>Spergularia purpurea</i> (Pers.) G.Don.....	148
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.....	148
<i>Vaccaria hispanica</i> (Mill.) Rauschert.....	149
<i>Velezia rigida</i> L.....	149
CONVOLVULACEAE.....	150

<i>Convolvulus althaeoides</i> L.....	150
<i>Convolvulus arvensis</i> L.....	150
<i>Convolvulus humilis</i> Jacq.....	151
<i>Convolvulus meoanthus</i> Hoffmanns. & Link.....	151
<i>Convolvulus tricolor</i> L.....	152
CUCURBITACEAE .....	153
<i>Ecballium elaterium</i> (L.) A.Rich. ....	153
DIPSACACEAE .....	154
<i>Lomelosia simplex</i> (Desf.) Raf.....	154
<i>Scabiosa atropurpurea</i> L.....	154
EUPHORBIACEAE.....	155
<i>Chrozophora tinctoria</i> (L.) Raf.....	155
<i>Euphorbia exigua</i> L. ....	155
<i>Euphorbia falcata</i> L.....	156
<i>Euphorbia pterococca</i> Brot.....	156
<i>Mercurialis ambigua</i> L.f.....	157
<i>Mercurialis tomentosa</i> L.....	157
FABACEAE.....	158
<i>Astragalus hamosus</i> L.....	158
<i>Coronilla scorpioides</i> (L.) W.D.J.Koch.....	158
<i>Lupinus luteus</i> L.....	159
<i>Medicago minima</i> (L.) L.....	159
<i>Medicago orbicularis</i> (L.) Bartal.....	160
<i>Medicago truncatula</i> Gaertn. ....	160
<i>Ononis mitissima</i> L. ....	161
<i>Ononis pubescens</i> L. ....	161
<i>Ononis viscosa</i> L.....	162
<i>Retama sphaerocarpa</i> (L.) Boiss. ....	162
<i>Scorpiurus sulcatus</i> L. ....	163
<i>Trifolium angustifolium</i> L. ....	163
<i>Trifolium cherleri</i> L. ....	164
<i>Tripodion tetraphyllum</i> (L.) Fourr. ....	164
<i>Vicia lutea</i> L.....	165
GENTIANACEAE.....	166
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds. ....	166
<i>Centaurium erythraea</i> Rafn .....	166
<i>Centaurium pulchellum</i> (Sw.) Druce .....	167

GERANIACEAE .....	168
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ....	168
<i>Erodium malacoides</i> (L.) L'Hér. ....	168
<i>Erodium moschatum</i> (L.) L'Hér. ....	169
<i>Geranium dissectum</i> L. ....	169
<i>Geranium molle</i> L. ....	170
<i>Geranium rotundifolium</i> L. ....	170
IRIDACEAE .....	171
<i>Gladiolus italicus</i> Mill. ....	171
<i>Iris planifolia</i> (Mill.) Fiori & Paol. ....	171
LAMIACEAE .....	172
<i>Lamium amplexicaule</i> L. ....	172
<i>Marrubium vulgare</i> L. ....	172
<i>Phlomis herba-venti</i> L. ....	173
<i>Stachys arvensis</i> (L.) L. ....	173
<i>Stachys germanica</i> L. ....	174
<i>Stachys ocymastrum</i> (L.) Briq. ....	174
<i>Teucrium spinosum</i> L. ....	175
LINACEAE .....	176
<i>Linum strictum</i> L. ....	176
<i>Linum trigynum</i> L. ....	176
LYTHRACEAE .....	177
<i>Lythrum salicaria</i> L. ....	177
MALVACEAE .....	178
<i>Lavatera cretica</i> L. ....	178
<i>Lavatera trimestris</i> L. ....	178
<i>Malva hispanica</i> L. ....	179
ONAGRACEAE .....	180
<i>Epilobium brachycarpum</i> C. Presl. ....	180
<i>Epilobium hirsutum</i> L. ....	180
OROBANCHACEAE .....	181
<i>Bartsia trixago</i> L. ....	181
<i>Orobanche crenata</i> Forssk. ....	181
PAPAVERACEAE .....	182
<i>Fumaria parviflora</i> Lam. ....	182
<i>Papaver hybridum</i> L. ....	182
<i>Papaver pinnatifidum</i> Moris ....	183

<i>Papaver rhoeas</i> L.....	183
PLANTAGINACEAE.....	184
<i>Kickxia lanigera</i> (Desf.) Hand.-Mazz.....	184
<i>Linaria hirta</i> (L.) Moench.....	184
<i>Linaria ricardoi</i> Cout.....	185
<i>Misopates calycinum</i> (Lam.) Rothm.....	185
<i>Misopates orontium</i> (L.) Raf.....	186
<i>Plantago afra</i> L.....	186
<i>Plantago lagopus</i> L.....	187
<i>Veronica arvensis</i> L.....	187
POACEAE .....	188
<i>Aegilops geniculata</i> Roth.....	188
<i>Aegilops triuncialis</i> L.....	188
<i>Anthoxanthum aristatum</i> Boiss.....	189
<i>Avena barbata</i> Link .....	189
<i>Avena sterilis</i> L.....	190
<i>Brachypodium distachyon</i> (L.) P.Beauv.....	190
<i>Briza maxima</i> L.....	191
<i>Briza minor</i> L.....	191
<i>Bromus diandrus</i> Roth.....	192
<i>Bromus lanceolatus</i> Roth.....	192
<i>Bromus madritensis</i> L.....	193
<i>Catapodium rigidum</i> (L.) Dony .....	193
<i>Cynosurus echinatus</i> L.....	194
<i>Gastridium ventricosum</i> (Gouan) Schinz & Thell.....	194
<i>Hordeum murinum</i> L.....	195
<i>Lolium rigidum</i> Gaudin.....	195
<i>Phalaris brachystachys</i> Link .....	196
<i>Taeniatherum caput-medusae</i> (L.) Nevski .....	196
<i>Vulpia geniculata</i> (L.) Link .....	197
<i>Vulpia muralis</i> (Kunth) Nees .....	197
POLYGONACEAE .....	198
<i>Polygonum aviculare</i> L.....	198
<i>Rumex crispus</i> L.....	198
<i>Rumex pulcher</i> L.....	199
PRIMULACEAE .....	200
<i>Anagallis arvensis</i> L.....	200

RANUNCULACEAE .....	201
<i>Adonis annua</i> L.....	201
<i>Delphinium gracile</i> DC.....	201
<i>Nigella damascena</i> L. ....	202
<i>Ranunculus arvensis</i> L.....	202
<i>Ranunculus parviflorus</i> L. ....	203
<i>Ranunculus trilobus</i> Desf.....	203
RESEDACEAE .....	204
<i>Reseda lutea</i> L.....	204
ROSACEAE.....	205
<i>Sanguisorba verrucosa</i> (Link ex G.Don) Ces.....	205
RUBIACEAE .....	206
<i>Asperula arvensis</i> L. ....	206
<i>Crucianella angustifolia</i> L.....	206
<i>Galium aparine</i> L.....	207
<i>Galium parisiense</i> L.....	207
<i>Galium tricornutum</i> Dandy.....	208
<i>Galium verrucosum</i> Huds. ....	209
<i>Galium viscosum</i> Vahl .....	210
<i>Sherardia arvensis</i> L.....	210
SCROPHULARIACEAE.....	211
<i>Verbascum sinuatum</i> L. ....	211
SOLANACEAE .....	212
<i>Physalis ixocarpa</i> Brot. ex Hornem.....	212
<i>Solanum nigrum</i> L.....	212
THYMELAEACEAE.....	213
<i>Thymelaea salsa</i> Murb. ....	213
VALERIANACEAE .....	214
<i>Centranthus calcitrapae</i> (L.) Dufur.....	214
<i>Fedia cornucopiae</i> (L.) Gaertn. ....	214
<i>Valerianella discoidea</i> (L.) Loisel. ....	215
BIBLIOGRAFIA.....	216

## INTRODUÇÃO

A elaboração deste catálogo fotográfico de referência para as plântulas dos olivais do Baixo Alentejo surgiu da necessidade de apoiar a identificação das plântulas obtidas através da germinação de amostras de solo no âmbito da dissertação de mestrado “Efeitos da gestão na diversidade taxonómica e funcional das comunidades de plantas e do banco de sementes dos olivais do Baixo Alentejo”. Uma vez que engloba um grande número de espécies de diferentes famílias, pode constituir uma ferramenta primordial na identificação das plântulas em trabalhos científicos futuros, nomeadamente em estudos do banco de sementes ou em inventários florísticos quando se verifique a presença de plântulas.

Para a elaboração do catálogo foi compilada uma lista de 283 espécies, anteriormente registadas em olivais tradicionais ou abandonados no Baixo Alentejo (A.J. Pereira, comum. pess.). Uma vez que esta lista incluía apenas olivais tradicionais e abandonados, adicionaram-se à lista 17 espécies registadas durante o trabalho de campo da tese acima mencionada, em olivais intensivos ou na área envolvente, perfazendo um total de 300 espécies. Foram reunidas sementes<sup>1</sup> de 227 espécies para germinação e obtenção de plântulas, correspondendo a 76% da flora potencial nos sistemas em estudo. As sementes foram recolhidas durante o trabalho de campo da tese ou recorrendo a material disponibilizado pela equipa de investigação na qual esta se inseriu (A.J. Pereira e A. Clemente). O esforço para obtenção de plântulas foi dirigido para espécies para as quais não existe documentação fotográfica. Os géneros *Medicago*, *Melilotus* e *Trifolium* (família Fabaceae) encontram-se sub-representados neste catálogo devido à existência de um trabalho prévio para estes géneros, em que se apresentam fotografias das plântulas de cada espécie bem como uma descrição detalhada das mesmas (Caixinhas et al., 2015). Para cinco espécies não se obteve germinação (*Adonis microcarpa*, *Allium roseum*, *Euphorbia helioscopia*, *Fumaria officinalis* e *Tamus communis*) e em cinco espécies as plântulas morreram num estágio precoce, anterior à fotografia (*Jasione montana*, *Raphanus raphanistrum*, *Scorpiurus vermiculatus*, *Parentucellia viscosa* e *Vicia sativa*). Assim, este catálogo contém fotografias da plântula de 217 espécies, o que equivale a 72% das espécies dos sistemas em estudo.

Para obtenção das plântulas, as sementes de cada espécie foram colocadas a germinar no laboratório a uma temperatura ambiente de aproximadamente 22°C sob luz natural indireta, em caixas de Petri de 60 mm, contendo agar-agar 1%. Foram aplicados previamente três tratamentos para estimular a germinação de 53 espécies, tendo as restantes espécies germinado sem tratamento (Tabela 1). Os tratamentos foram aplicados de acordo com o tipo de dormência identificado para a espécie ou para família (Baskin & Baskin, 2004): i) escarificação mecânica entre duas folhas de lixa (grão P150) para permitir a hidratação do embrião (famílias com dormência física: Fabaceae, Convolvulaceae e Malvaceae); ii) estratificação fria (5°C) em agar, no escuro, durante 56 dias (espécies ou famílias com possível dormência fisiológica) e iii) imersão numa solução de ácido giberélico (GA3) 0.1%, no escuro, durante 24 horas, seguido de lavagem em água destilada (espécies ou famílias com possível dormência morfofisiológica, fisiológica ou espécies para as quais não se encontrou a caracterização da dormência).

Após a germinação, as plântulas de cada espécie foram transplantadas para vasos individuais com uma mistura de solos da área de estudo e mantidas numa das estufas da FCUL sob fotoperíodo natural. As plântulas foram regadas regularmente até atingir um

---

<sup>1</sup> Foi adotado o termo genérico “semente”, que em alguns casos é usado para designar frutos ou diásporos.

estádio que permitisse a identificação. Espécies que apresentavam uma morfologia inconfundível foram fotografadas aquando do desenvolvimento da primeira folha ou do primeiro par de folhas. Espécies cuja plântula não era facilmente distinguível foram fotografadas quando apresentavam entre 4 e 6 folhas e antes da senescência dos cotilédones. Algumas espécies, contudo, eram tão semelhantes que as diferenças não se conseguiram evidenciar através da fotografia. Para a família Poaceae, por exemplo, apresenta-se a fotografia da espiguetta ou da semente de cada espécie, uma vez que nesta família estas estruturas se mantêm preservadas após a emergência da plântula. Como as plântulas da família Poaceae são muito semelhantes, a identificação até à espécie é mais rápida e precisa recorrendo à morfologia da semente do que à aparência da plântula.

Todas as fotografias possuem uma barra de escala com a melhor precisão possível. A escala foi produzida usando duas fotografias idênticas, isto é, sem alterar os parâmetros da máquina fotográfica, nomeadamente a distância focal. Uma fotografia continha uma escala milimétrica (distância conhecida) de forma a estabelecer a relação entre distância em pixels e distância em unidades de medida (cm ou mm). Na segunda fotografia, sem escala milimétrica, era adicionada a barra de escala concordante com os valores pixels/unidade de medida (cm ou mm) estabelecidos com a primeira foto. Este processo de criação das escalas foi elaborado usando o software Fiji (Schindelin *et al.*, 2012). Como as plântulas tinham diferentes dimensões e por isso eram necessárias diferentes distâncias focais, o processo de criação de escala foi realizado sempre que se mudava a distância focal ou abertura do diafragma. Isto significa que cada espécie tem a escala mais adequada às suas dimensões.

Este catálogo está organizado alfabeticamente pela família e, dentro de cada família, por ordem alfabética da espécie. Para este trabalho seguiu-se a nomenclatura utilizada na Checklist da Flora de Portugal (Continental, Açores e Madeira) (Sequeira *et al.*, 2011) e, para a organização nomenclatural das famílias, a classificação taxonómica adotada foi a proposta pelo *Angiosperm Phylogeny Website* (Stevens, desde 2001).

Ressalva-se que devido à plasticidade fenotípica das espécies e ao crescimento das plântulas em ambiente laboratorial, plântulas obtidas em outras condições, nomeadamente em ambiente natural, podem apresentar diferenças morfológicas, nomeadamente na dimensão e coloração.

**Tabela 1:** Pré-tratamentos realizados para estimular a germinação das sementes por espécie.

<b>Escarificação</b>	<b>Estratificação fria</b>	<b>GA<sub>3</sub> (0.1%)</b>	<b>GA<sub>3</sub> + Estratificação *</b>
<i>Astragalus hamosus</i>	<i>Adonis microcarpa</i>	<i>Anacyclus radiatus</i>	<i>Adonis annua</i>
<i>Convolvulus althaeoides</i>	<i>Allium roseum</i>	<i>Anagallis arvensis</i>	<i>Asperula arvensis</i>
<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Anchusa azurea</i>	<i>Calendula arvensis</i>	<i>Delphinium gracile</i>
<i>Convolvulus humilis</i>	<i>Anchusa puechii</i>	<i>Daucus crinitus</i>	<i>Ranunculus trilobus</i>
<i>Convolvulus meonanthus</i>	<i>Bellevalia trifoliata</i>	<i>Daucus muricatus</i>	
<i>Convolvulus tricolor</i>	<i>Fumaria officinalis</i>	<i>Linaria hirta</i>	
<i>Coronilla scorpioides</i>	<i>Galium tricornutum</i>	<i>Linaria ricardoi</i>	
<i>Lavatera cretica</i>	<i>Iris planifolia</i>	<i>Mercurialis tomentosa</i>	
<i>Lavatera trimestris</i>	<i>Nigella damascena</i>	<i>Papaver hybridum</i>	
<i>Malva hispanica</i>	<i>Ornithogalum narbonense</i>	<i>Phalaris brachystachys</i>	
<i>Ononis mitissima</i>	<i>Sanguisorba verrucosa</i>	<i>Ranunculus arvensis</i>	
<i>Ononis pubescens</i>	<i>Tamus communis</i>	<i>Ranunculus parviflorus</i>	
<i>Ononis viscosa</i>	<i>Tripodion tetraphyllum</i>	<i>Rhagadiolus stellatus</i>	
<i>Scorpiurus sulcatus</i>		<i>Ridolfia segetum</i>	
<i>Scorpiurus vermiculatus</i>		<i>Scandix pecten-veneris</i>	
<i>Vicia lutea</i>		<i>Stachys germanica</i>	
<i>Vicia sativa</i>		<i>Stachys ocymastrum</i>	
		<i>Teucrium spinosum</i>	

\* No caso do tratamento com GA<sub>3</sub> verificou-se que após três semanas, quatro espécies sujeitas ao tratamento não germinaram pelo que se tentou um tratamento alternativo, procedendo-se à estratificação fria das sementes até à emergência da radícula. Todas as espécies germinaram entre 7 e 21 dias.

APIACEAE

*Bupleurum lancifolium* Hornem.



*Daucus carota* L.



*Daucus crinitus* Desf.



*Daucus muricatus* (L.) L.



*Foeniculum vulgare* Mill.



*Ridolfia segetum* (L.) Moris



*Scandix pecten-veneris* L.



*Smyrniium olusatrum* L.



*Torilis japonica* (Houtt.) DC.



*Torilis nodosa* (L.) Gaertn.



ASPARAGACEAE

*Bellevalia trifoliata* (Ten.) Kunth



*Ornithogalum narbonense* L.



ASTERACEAE

*Anacyclus radiatus* Loisel.



*Andryala integrifolia* L.



*Andryala laxiflora* DC.



*Anthemis arvensis* L.



*Atractylis cancellata* L.



*Calendula arvensis* L.



*Carduus tenuiflorus* Curtis



*Carlina hispanica* Lam.



*Carthamus lanatus* L.



*Centaurea melitensis* L.



*Centaurea pullata* L.



*Chamaemelum fuscatum* (Brot.) Vasc.



*Chamaemelum mixtum* (L.) All.



*Chrysanthemum coronarium* L.



*Cichorium intybus* L.



*Coleostephus myconis* (L.) Rchb.f.



*Conyza sumatrensis* (Retz.) E.Walker



*Crepis capillaris* (L.) Wallr.



*Crepis foetida* L.



*Crepis vesicaria* L.



*Cynara cardunculus* L.



*Cynara humilis* L.



*Cynara tournefortii* Boiss. & Reut.



*Dittrichia viscosa* (L.) Greuter



*Echinops strigosus* L.



*Filago pyramidata* L.



*Galactites tomentosus* Moench



*Hedypnois cretica* (L.) Dum.-Courset



*Hypochaeris glabra* L.



*Leontodon taraxacoides* (Vill.) M érat



*Mantiscalca salmantica* (L.) Briq. & Cavill.



*Notobasis syriaca* (L.) Cass.



*Pallenis spinosa* (L.) Cass.



*Picnomon acarna* (L.) Cass.



*Picris echioides* L.



*Reichardia intermedia* (Sch.Bip.) Cout.



*Rhagadiolus stellatus* (L.) Gaertn.



*Scolymus hispanicus* L.



*Scolymus maculatus* L.



*Scorzonera hispanica* L.



*Scorzonera laciniata* L.



*Senecio vulgaris* L.



*Silybum marianum* (L.) Gaertn.



*Sonchus oleraceus* L.



*Tolpis barbata* (L.) Gaertn.



*Tragopogon hybridus* L.



*Urospermum picroides* (L.) F.W.Schmidt



*Xanthium strumarium* L.



BORAGINACEAE

*Anchusa azurea* Mill.



*Anchusa puechii* Valdés



*Borago officinalis* L.



*Buglossoides arvensis* Franco



*Cerinthe major* L.



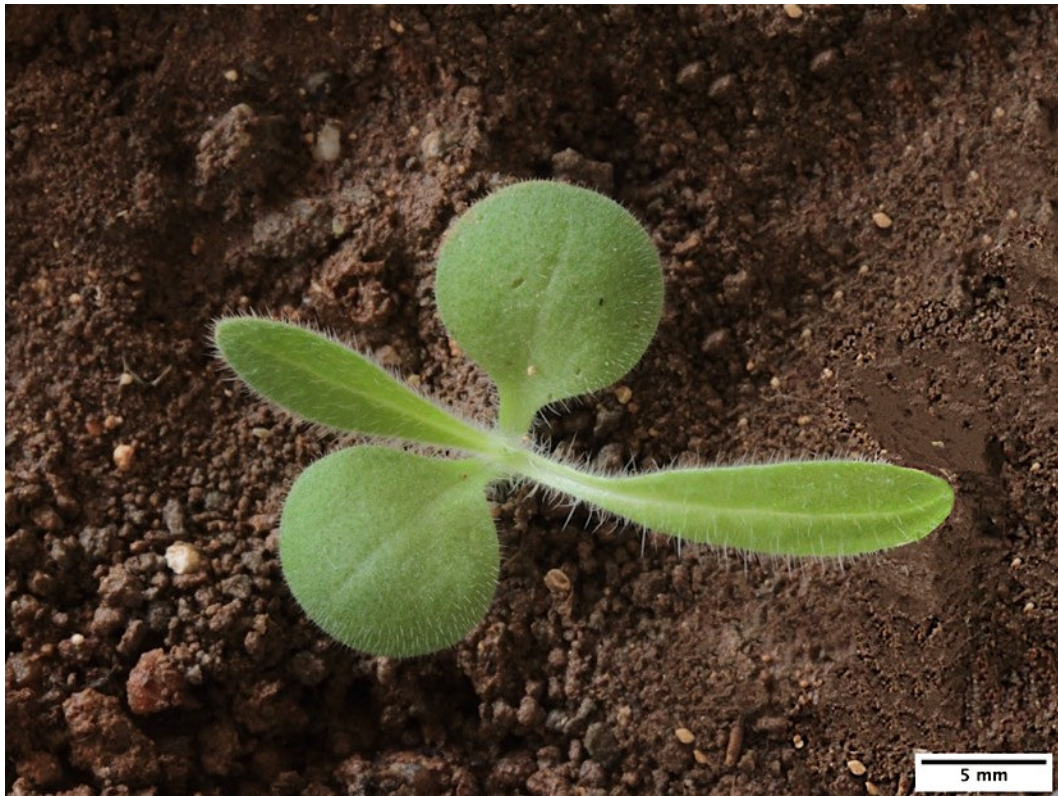
*Cynoglossum creticum* Mill.



*Echium boissieri* Steud.



*Echium creticum* L.



*Echium plantagineum* L.



*Heliotropium supinum* L.



*Nonea vesicaria* (L.) Rchb.



BRASSICACEAE

*Alyssum simplex* Rudolphi



*Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh.



*Brassica barrelieri* (L.) Janka



*Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik.



*Cardamine hirsuta* L.



*Diplotaxis catholica* (L.) DC.



*Diplotaxis virgata* (Cav.) DC.



*Hirschfeldia incana* (L.) Lagr.-Foss.



*Rapistrum rugosum* (L.) All.



*Sinapis alba* L.



*Thlaspi perfoliatum* L.



CAMPANULACEAE

*Campanula erinus* L.



*Campanula rapunculus* L.



*Legousia hybrida* (L.) Delarbre



CARYOPHYLLACEAE

*Arenaria leptoclados* (Rchb.) Guss.



*Cerastium glomeratum* Thuill.



*Petrorhagia nanteuilii* (Burnat) P.W.Ball & Heywood



*Polycarpon tetraphyllum* (L.) L.



*Sagina apetala* Ard.



*Silene colorata* Poir.



*Silene decipiens* Barceló



*Silene fuscata* Link ex Brot.



*Silene gallica* L.



*Silene nocturna* L.



*Silene rubella* L.



*Silene vulgaris* (Moench) Garcke



*Spergularia purpurea* (Pers.) G. Don



*Stellaria media* (L.) Vill.



*Vaccaria hispanica* (Mill.) Rauschert



*Velezia rigida* L.



CONVOLVULACEAE

*Convolvulus althaeoides* L.



*Convolvulus arvensis* L.



*Convolvulus humilis* Jacq.



*Convolvulus meonanthus* Hoffmanns. & Link



*Convolvulus tricolor* L.



CUCURBITACEAE

*Ecballium elaterium* (L.) A.Rich.



DIPSACACEAE

*Lomelosia simplex* (Desf.) Raf.



*Scabiosa atropurpurea* L.



EUPHORBIACEAE

*Chrozophora tinctoria* (L.) Raf.



*Euphorbia exigua* L.



*Euphorbia falcata* L.



*Euphorbia pterococca* Brot.



*Mercurialis ambigua* L.f.



*Mercurialis tomentosa* L.



FABACEAE

*Astragalus hamosus* L.



*Coronilla scorpioides* (L.) W.D.J.Koch



*Lupinus luteus* L.



*Medicago minima* (L.) L.



*Medicago orbicularis* (L.) Bartal.



*Medicago truncatula* Gaertn.



*Ononis mitissima* L.



*Ononis pubescens* L.



*Ononis viscosa* L.



*Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss.



*Scorpiurus sulcatus* L.



*Trifolium angustifolium* L.



*Trifolium cherleri* L.



*Tripodion tetraphyllum* (L.) Fourr.



*Vicia lutea* L.



GENTIANACEAE

*Blackstonia perfoliata* (L.) Huds.



*Centaurium erythraea* Rafn



*Centaurium pulchellum* (Sw.) Druce



GERANIACEAE

*Erodium cicutarium* (L.) L'Hér.



*Erodium malacoides* (L.) L'Hér.



*Erodium moschatum* (L.) L'Hér.



*Geranium dissectum* L.



*Geranium molle* L.



*Geranium rotundifolium* L.



IRIDACEAE

*Gladiolus italicus* Mill.



*Iris planifolia* (Mill.) Fiori & Paol.



LAMIACEAE

*Lamium amplexicaule* L.



*Marrubium vulgare* L.



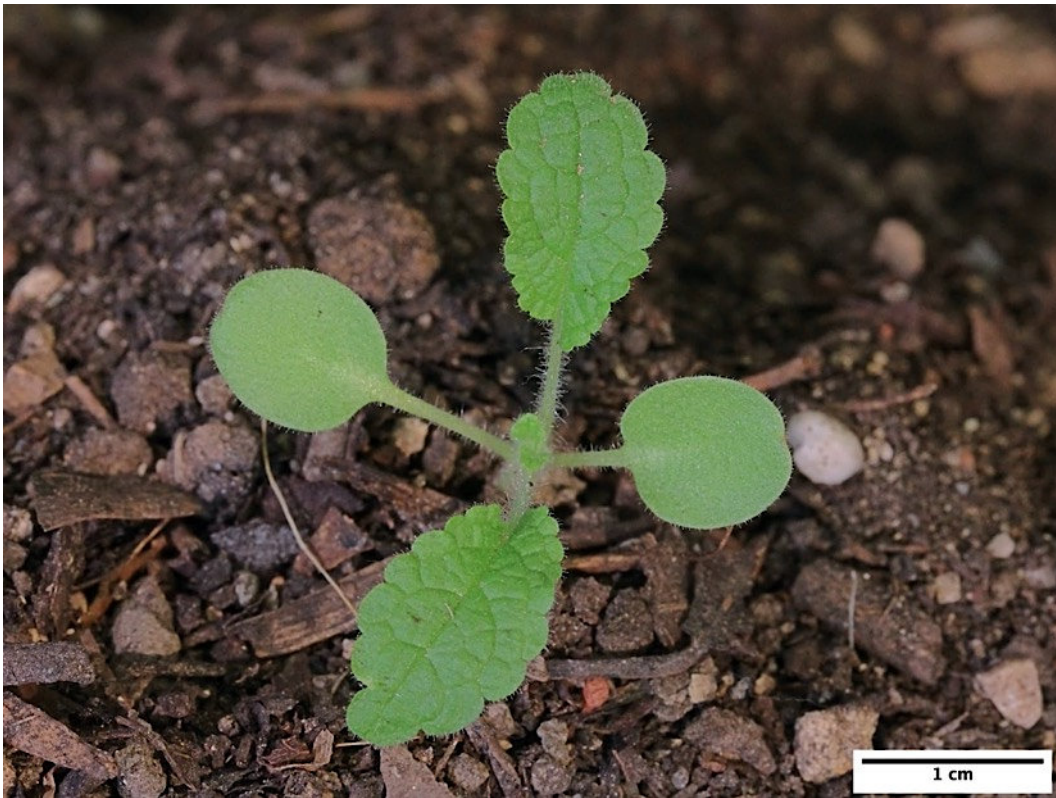
*Phlomis herba-venti* L.



*Stachys arvensis* (L.) L.



*Stachys germanica* L.



*Stachys ocymastrum* (L.) Briq.



*Teucrium spinosum* L.



LINACEAE

*Linum strictum* L.



*Linum trigynum* L.



LYTHRACEAE

*Lythrum salicaria* L.



MALVACEAE

*Lavatera cretica* L.



*Lavatera trimestris* L.



*Malva hispanica* L.



ONAGRACEAE

*Epilobium brachycarpum* C. Presl.



*Epilobium hirsutum* L.



OROBANCHACEAE

*Bartsia trixago* L.



*Orobanche crenata* Forssk.



PAPAVERACEAE

*Fumaria parviflora* Lam.



*Papaver hybridum* L.



*Papaver pinnatifidum* Moris



*Papaver rhoeas* L.



PLANTAGINACEAE

*Kickxia lanigera* (Desf.) Hand.-Mazz.



*Linaria hirta* (L.) Moench



*Linaria ricardoi* Cout.



*Misopates calycinum* (Lam.) Rothm.



*Misopates orontium* (L.) Raf.



*Plantago afra* L.



*Plantago lagopus* L.



*Veronica arvensis* L.



POACEAE

*Aegilops geniculata* Roth



*Aegilops triuncialis* L.



*Anthoxanthum aristatum* Boiss.



*Avena barbata* Link



*Avena sterilis* L.



*Brachypodium distachyon* (L.) P.Beauv.



*Briza maxima* L.



*Briza minor* L.



*Bromus diandrus* Roth



*Bromus lanceolatus* Roth



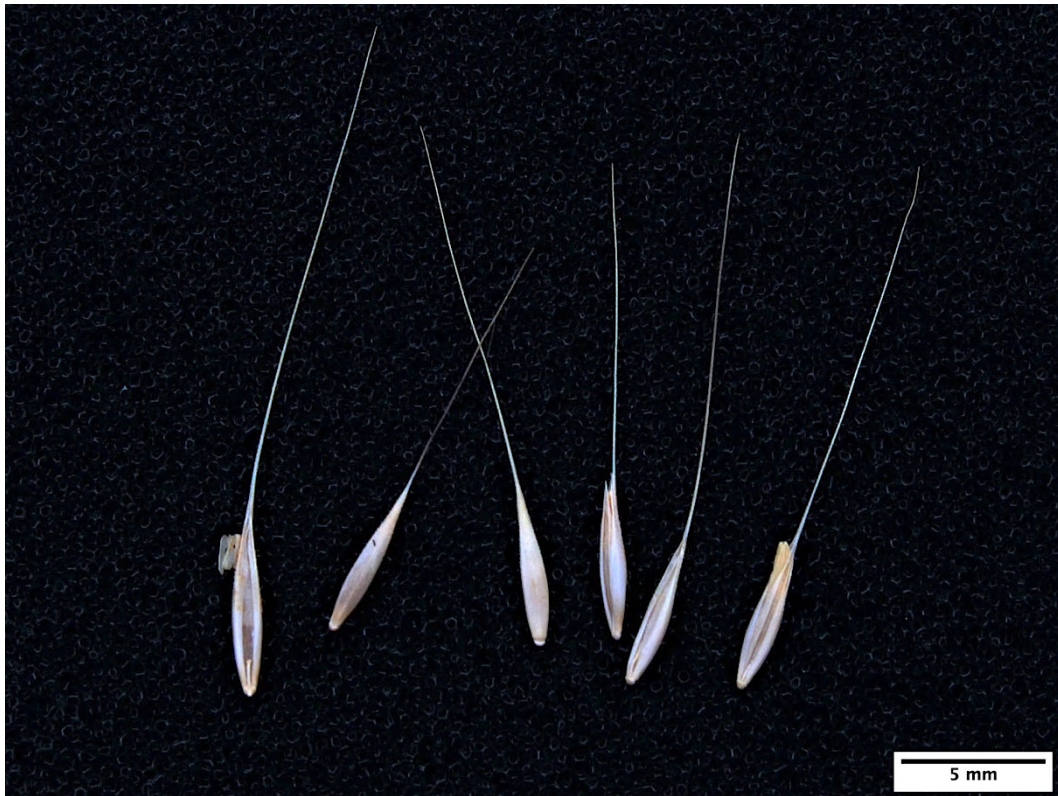
*Bromus madritensis* L.



*Catapodium rigidum* (L.) Dony



*Cynosurus echinatus* L.



*Gastridium ventricosum* (Gouan) Schinz & Thell.



*Hordeum murinum* L.



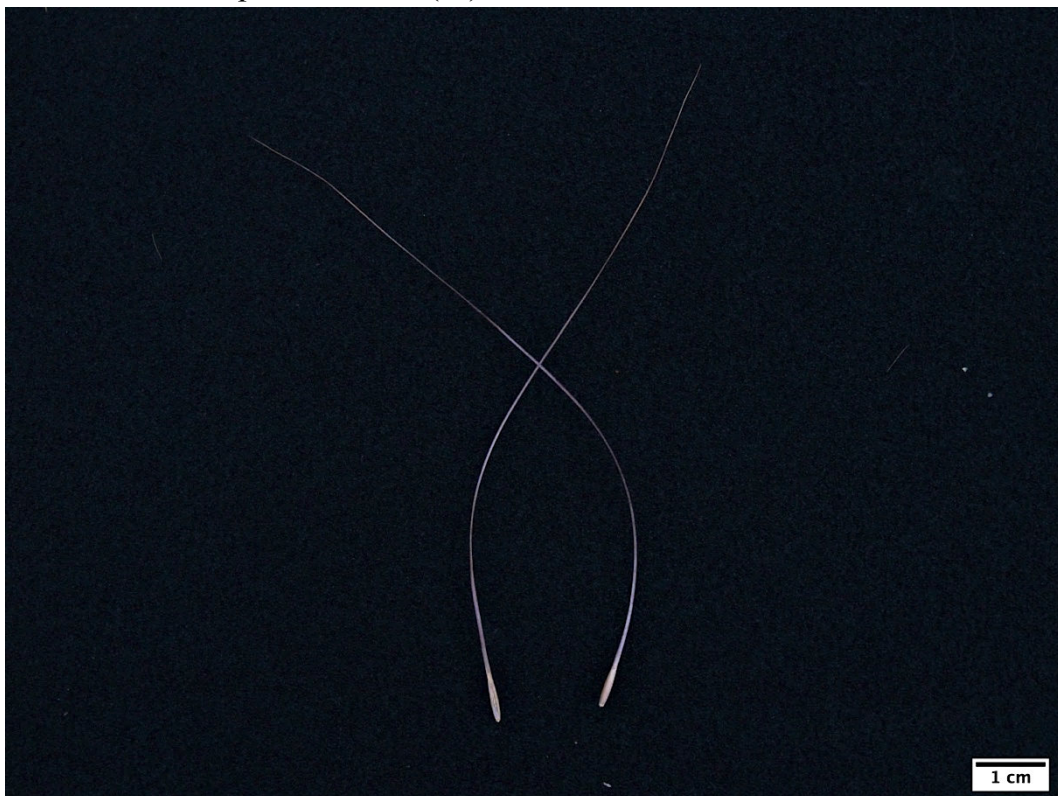
*Lolium rigidum* Gaudin



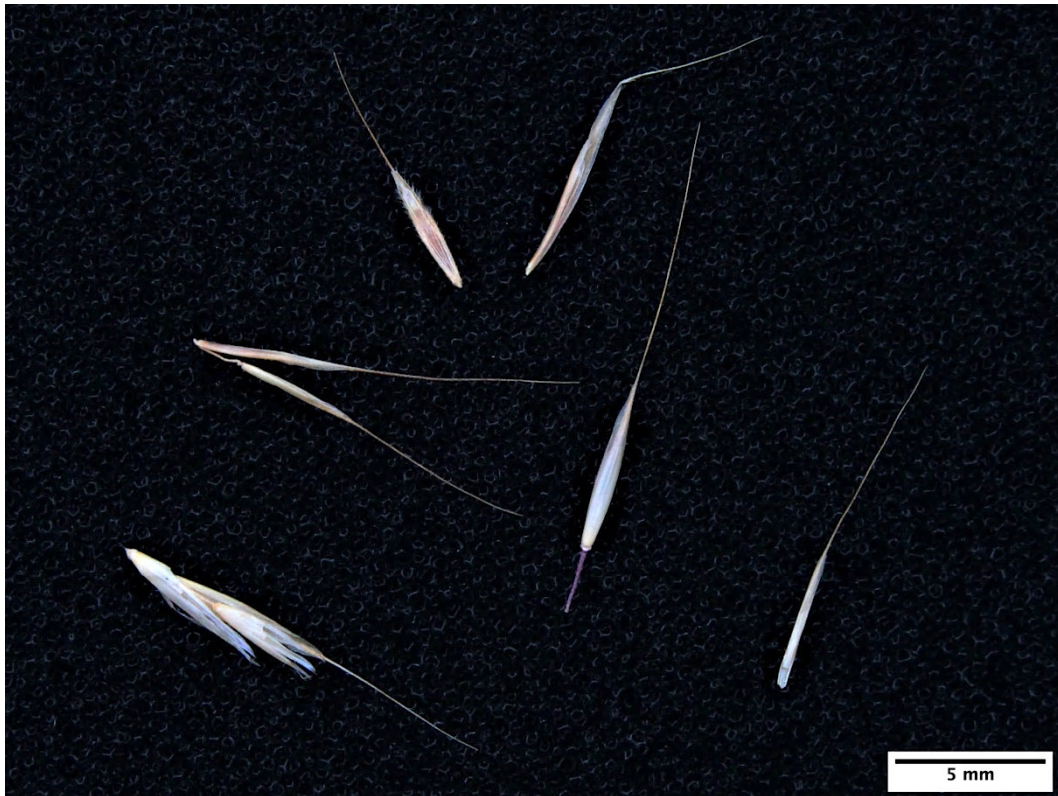
*Phalaris brachystachys* Link



*Taeniatherum caput-medusae* (L.) Nevski



*Vulpia geniculata* (L.) Link



*Vulpia muralis* (Kunth) Nees



POLYGONACEAE

*Polygonum aviculare* L.



*Rumex crispus* L.



*Rumex pulcher* L.



PRIMULACEAE

*Anagallis arvensis* L.



RANUNCULACEAE

*Adonis annua* L.



*Delphinium gracile* DC.



*Nigella damascena* L.



*Ranunculus arvensis* L.



*Ranunculus parviflorus* L.



*Ranunculus trilobus* Desf.



RESEDACEAE

*Reseda lutea* L.



ROSACEAE

*Sanguisorba verrucosa* (Link ex G.Don) Ces.



RUBIACEAE

*Asperula arvensis* L.



*Crucianella angustifolia* L.



*Galium aparine* L.



*Galium parisiense* L.



*Galium tricornutum* Dandy



*Galium verrucosum* Huds.



*Galium viscosum* Vahl



*Sherardia arvensis* L.



SCROPHULARIACEAE

*Verbascum sinuatum* L.



SOLANACEAE

*Physalis ixocarpa* Brot. ex Hornem.



*Solanum nigrum* L.



THYMELAEACEAE

*Thymelaea salsa* Murb.



VALERIANACEAE

*Centranthus calcitrapae* (L.) Dufr.



*Fedia cornucopiae* (L.) Gaertn.



*Valerianella discoidea* (L.) Loisel.



## BIBLIOGRAFIA

- Baskin, C., Baskin, J. M., 2014. *Seeds: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination*. Academic Press, San Diego. ISBN: 9780124166776
- Caixinhas, M. L., Sousa, M. E., Forte, P., 2015. *Trevos, Anafes e Luzernas de Portugal - Estudo das formas juvenis, floração e frutificação*. 1ª ed. Verbo, Lisboa
- Schindelin, J., Arganda-Carreras, I., Frise, E. et al., 2012. Fiji: an open-source platform for biological-image analysis. *Nat Methods* 9, 676–682. <https://doi.org/10.1038/nmeth.2019>
- Sequeira, M., Espírito-Santo, D., Aguiar, C., Capelo, J., Honrado, J. (Coord.), 2011. *Checklist da Flora de Portugal (Continental, Açores e Madeira)*. Associação Lusitana de Fitossociologia (ALFA).
- Stevens, P. F. (2001 onwards). *Angiosperm Phylogeny Website*. Version 14, July 2017 [and more or less continuously updated since], consultado a 16 de maio de 2022.