



**Escola Superior
Agrária**

Politécnico de Coimbra

ESCOLA SUPERIOR AGRÁRIA
INSTITUTO POLITÉCNICO DE COIMBRA

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

Evandro Rafael Afonso Trindade

Mestrado em Recursos Florestais

Relatório de Estágio Curricular

Mapeamento de uma seleção de espécies de plantas invasoras no
concelho de Coimbra e propostas de gestão

Orientadora: Doutora Hélia Marchante

Tutor: Engenheiro José Vilhena

Versão final

Coimbra, 2022



**Escola Superior
Agrária**

Politécnico de Coimbra

ESCOLA SUPERIOR AGRÁRIA
INSTITUTO POLITÉCNICO DE COIMBRA

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

Evandro Rafael Afonso Trindade

Mapeamento de uma seleção de espécies de plantas invasoras no concelho de Coimbra e propostas de gestão

Mestrado em Recursos Florestais

Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Coimbra
para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau
de mestre em RECURSOS FLORESTAIS

Orientadora: Doutora Hélia Marchante

Tutor: Engenheiro José Vilhena

Versão final

Coimbra, 2022

Agradecimentos

Aos meus pais, familiares e amigos.

À minha orientadora Professora Doutora Hélia Marchante, agradeço ter aceitado ser minha orientadora e desde o início demonstrou enorme disponibilidade para tirar todas as dúvidas e partilhar o seu conhecimento, não só durante esta última fase do meu percurso académico, mas desde o primeiro momento em que foi minha professora e demonstrou a sua paixão pelo seu trabalho e pelo ensino.

À Câmara Municipal de Coimbra e ao meu tutor Engenheiro José Vilhena, por ter aceitado o meu pedido para realizar estágio com espécies invasoras no concelho de Coimbra, mas também por todo o conhecimento que me transmitiu ao longo do estágio e por me ter feito sentir integrado logo desde o primeiro dia no ambiente de trabalho.

Aos meus professores de curso, todos eles fizeram parte deste meu percurso e de alguma forma, cada um deles acrescentou algo mais e tornou este aprendizado muito mais enriquecedor.

Aos meus amigos e colegas de curso, pelo companheirismo, entreaajuda e partilha de momentos cheios de alegria, tornando este caminho mais fácil de ser percorrido.

A todos os que ao longo deste percurso demonstraram interesse, preocupação e me deram ânimo para prosseguir este caminho.

Resumo

As plantas invasoras são uma das principais ameaças à biodiversidade. Apesar de estarem presentes no nosso quotidiano, nem sempre são reconhecidas como causadores de problemas. É preciso conhecê-las e ter noção dos problemas que causam para melhor agir. Em Portugal já existe legislação que contempla as espécies invasoras de forma geral e regula a sua utilização, compra, venda e posse desde 1999, tendo sido atualizada em 2019. Como tal, é necessário cada vez mais focar esforços para prevenir, controlar e conter a disseminação destas espécies de forma a conservar e restabelecer o melhor possível os ecossistemas naturais e seminaturais, cada vez mais degradados, e também os espaços urbanos onde estas espécies proliferam. Tendo em conta o concelho de Coimbra, foram escolhidas para este trabalho quatro espécies invasoras, *Cortaderia selloana* (Erva-das-pampas), *Ailanthus altissima* (Espanta-lobos), *Fallopia japonica* (Sanguinária-do-Japão) e *Acacia dealbata* (Mimosa). Para cada espécie foi realizado o ponto de situação da sua distribuição e posteriormente foi elaborada uma proposta de um plano de gestão. Para *C. selloana*, *A. altissima* e *F. japonica* foi feita uma recolha de dados em campo com auxílio de uma aplicação de *smartphone*, *QField* de forma a poder registar pontos onde cada uma das espécies ocorre; posteriormente foram complementados com registos das plataformas *invasoras.pt* e *biodiversity4all.org*. No caso *A. dealbata*, foi feito um mapeamento através da utilização de técnicas de deteção remota com imagens de satélite do Sentinel-2. Com o ponto de situação feito, foram apresentadas técnicas possíveis para a gestão destas espécies. Foram também escolhidas áreas piloto para cada espécie de forma a poder aplicar um plano de controlo.

No concelho de Coimbra, *F. japonica* ainda está numa fase muito inicial de dispersão; o método preferencial de controlo será o corte combinado com herbicida.

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

Cortadeira selloana é a espécie na qual existem melhor conhecimento da sua distribuição e como método preferencial será o arranque. Utilizando uma retroescavadora para as de maior dimensão e enxadas para as plantas jovens.

Ailanthus altissima encontra-se sobretudo presente ao longo das estradas, caminhos de ferro, bordaduras de terrenos e em zonas urbanas, junto aos edifícios. Para esta espécie, o método que se verifica mais eficaz é a injeção direta de herbicida no tronco.

Em meio urbano não existe tanta presença de *A. dealbata*, no entanto, em zonas florestais esta é a que esta mais disseminada. A área na qual esta se encontra vai influencia o método de controlo escolhido. Para a área selecionada neste trabalho, o método preferencial de controlo será o corte e posterior aplicação com herbicida quando rebentarem e atingirem altura de aproximadamente 50 cm.

Ainda há muito trabalho para fazer no território do concelho de Coimbra no que diz respeito à gestão de espécies de plantas invasoras, tanto no meio aquático como terrestre. No entanto, é positivo que se estejam a reunir esforços no sentido de diminuir situações de invasão e espera-se que este trabalho seja um contributo válido.

Palavras-chave: Espécies Invasoras, *Fallopia japonica*, *Cortaderia selloana*, *Ailanthus altissima*, *Acacia dealbata*, Deteção Remota, Plano de Gestão de Plantas Invasoras.

Abstract

Invasive plants are one of the main threats to biodiversity. Although they are present in our daily lives, they are not always recognized as causing problems. It is necessary to know them and be aware of the problems they cause in order to better act. In Portugal there is already legislation that contemplates invasive species in general and regulates their use, purchase, sale and possession since 1999, having been updated in 2019. As such, it is increasingly necessary to focus efforts to prevent, control and contain the spread of these species in order to conserve and restore as best as possible the natural and semi-natural ecosystems, which are getting more and more degraded, and also the urban spaces where these species proliferate. Taking into account the municipality of Coimbra, four invasive species were chosen for this work, *Cortaderia selloana* (pampas grass), *Ailanthus altissima* (tree-of-heaven), *Fallopia japonica* (Japanese knotweed) and *Acacia dealbata* (silver wattle). For each species the status of its distribution was carried out and later a proposal for a management plan was elaborated. For *C. selloana*, *A. altissima* and *F. japonica*, data was collected in the field using a smartphone application, *QField*, in order to record points where each species occurs; these were subsequently complemented with records from the *invasoras.pt* and *biodiversity4all.org* platforms. In the case of *A. dealbata*, mapping was carried out using remote sensing techniques with Sentinel-2 satellite images. After the situation assessment, possible techniques for the management of these species were presented. Pilot areas were also chosen for each species so that a control plan could be applied.

In the municipality of Coimbra, *F. japonica* is still in a very early stage of dispersion; the preferred method of control will be cutting combined with herbicide.

Cortaderia selloana is the species which there is better knowledge of its distribution and the preferred method will be mechanical removal. Using a backhoe for the larger ones and hoes for the young plants.

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

Ailanthus altissima is mainly found along roads, railways, land borders and in urban areas, next to buildings. For this species, the most effective method is direct injection of herbicide into the trunk.

In urban areas, *A. dealbata* is less present, however, in forest areas it is the most widespread. The area in which it is found will influence the control method chosen. For the area selected in this work, the preferred method of control will be debarking in large individuals and successive cuts in smaller individuals.

There is still much work to be done in the territory of the municipality of Coimbra regarding the management of invasive plant species, both in the aquatic and terrestrial environment. However, it is positive that efforts are being made to reduce invasive situations and it is hoped that this work will be a valid contribution

Key-words: Invasive Species, *Fallopia japonica*, *Cortaderia selloana*, *Ailanthus altissima*, *Acacia dealbata*, Remote Sensing, Invasive Plant Management Plan.

Índice

1. Introdução	1
1.1. Espécies invasoras e seus impactes	2
1.2. Invasoras em ambiente urbano	6
1.3. Legislação de espécies invasoras	7
1.4. Projeto LIFE+ Stop Cortaderia	9
1.5. Invasoras.pt.....	10
1.6. Espécies selecionadas para estudo e sua caracterização	11
1.6.1. <i>Fallopia japonica</i> (Houtt.) Ronse Decraene.....	12
1.6.2. <i>Cortaderia selloana</i> (Schult. & Schult.f.) Asch. & Graebn.	15
1.6.3. <i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle.....	17
1.6.4. <i>Acacia dealbata</i> Link.....	20
1.7. Deteção remota	22
1.8. Objetivos	22
2. Materiais e métodos	24
2.1. Área de estudo.....	24
2.1.1. Caracterização climática	25
2.1.2. Caracterização dos Solos	27
2.1.3. Uso e Ocupação do Solo	28
2.2. Recolha de dados.....	31
2.2.1. Recolha de dados em campo, e seu tratamento posterior, para realização de mapas de localização de <i>Ailanthus altissima</i> , <i>Cortaderia selloana</i> e <i>Fallopia japonica</i> 31	



2.2.2.	Recolha e tratamento de dados através de deteção remota – mapeamento de <i>Acacia dealbata</i>	32
2.2.2.1.	Imagens de satélite Sentinel-2.....	32
2.2.2.2.	Classificação supervisionada.....	34
2.3.	Estimativa de custos	37
3.	Resultados e discussão.....	37
3.1.	Ponto de situação e métodos de controlo de <i>Fallopia japonica</i>	37
3.1.1.	Metodologias de controlo de <i>Fallopia japonica</i>	39
3.1.2.	Área com presença de <i>Fallopia japonica</i> e proposta de controlo	41
3.2.	Ponto de situação e métodos de controlo possíveis de <i>Cortaderia selloana</i> .	42
3.2.1.	Controlo físico de <i>Cortaderia selloana</i>	43
3.2.2.	Controlo químico de <i>Cortaderia selloana</i>	45
3.2.3.	Área piloto de <i>Cortaderia selloana</i> e proposta de controlo	46
3.3.	Ponto de situação e métodos de controlo possíveis de <i>Ailanthus altissima</i> ..	50
3.3.1.	Controlo físico de <i>Ailanthus altissima</i>	51
3.3.2.	Área piloto <i>Ailanthus altissima</i> e proposta de controlo	52
3.4.	Ponto de situação e métodos de controlo possíveis de <i>Acacia dealbata</i>	55
3.4.1.	Controlo físico de <i>Acacia dealbata</i>	59
3.4.2.	Controlo físico e químico de <i>Acacia dealbata</i>	60
3.4.3.	Controlo biológico de <i>Acacia dealbata</i>	60
3.4.4.	Área piloto <i>Acacia dealbata</i>	61
3.5.	Custos de controlo das áreas piloto	67
3.6.	Monitorização e avaliação de resultados	69



**Escola Superior
Agrária**

Politécnico de Coimbra

ESCOLA SUPERIOR AGRÁRIA
INSTITUTO POLITÉCNICO DE COIMBRA

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

4. Conclusão e perspectivas futuras	69
5 Bibliografia	72

Acrónimos

SIG – Sistema de Informação Geográfica

CM – Câmara Municipal

CAOF - Comissão para o Acompanhamento das Operações Florestais

FAO - Organização para a Alimentação e Agricultura

CAOP - Carta Administrativa Oficial de Portugal

Km - Quilómetros

m – Metros

cm – Centímetros

mm - Milímetros

COS - Carta de Ocupação do Solo

DR - Detecção Remota

EN - Estrada Nacional

EPI - Equipamento de Proteção Individual

ha - Hectare

ICNF - Instituto de Conservação da Natureza e Florestas

IFN - Inventário Florestal Nacional

IPMA - Instituto Português do Mar e da Atmosfera

NUT - Nomenclatura de Unidades Territoriais

RGB – *Red*, *green* e *blue* (Vermelho, verde e azul)

CAOF - Comissão de Acompanhamento para as Operações Florestais

Índice de Figuras

Figura 1 - Principais etapas de um processo de invasão biológica. (Fonte: Invasoras.pt)5	
Figura 2 - Fallopija japónica na cidade de Coimbra.	13
Figura 3 - Conjunto de vários indivíduos de Cortaderia selloana com panículas já após a deiscência dos frutos.	15
Figura 4 - Ailanthus altissima ainda jovem no concelho de Coimbra.	18
Figura 5 - Acacia dealbata (Fonte: Invasoras.pt).	20
Figura 6 - Localização concelho de Coimbra.	24
Figura 7 - Diagrama ombrotérmico com dados da normal climatológica entre os anos 1981 e 2010 registados na estação meteorológica de Coimbra/Bencanta consultados no IPMA.	26
Figura 8 - Classificação dos solos no concelho de Coimbra.	27
Figura 9 - Carta de uso e ocupação do solo do concelho de Coimbra.	29
Figura 10 - Imagem de satélite falsa cor obtida através da composição das bandas 8, 4 e 3 provenientes do Sentinel-2, na área de estudo.	34
Figura 11 - Número de áreas de treino criadas para cada classe de uso selecionada com objetivo de classificação total do concelho de Coimbra.	36
Figura 12 - Distribuição parcial de Cortaderia selloana no concelho de Coimbra, através de pontos de geolocalização recolhidos em campo e pontos recolhidos em plataformas online (e.g. GBIF).	43
Figura 13 - Remoção de Cortaderia selloana de grandes dimensões no parque verde, junto à margem esquerda do rio Mondego.	44
Figura 14 - Área Piloto com presença de Cortaderia selloana.	46
Figura 15 - Área piloto de Cortaderia selloana com vários indivíduos adultos.	47
Figura 16 - Indivíduo de Cortaderia selloana de pequenas dimensões na área piloto para controlo da espécie.	47
Figura 17 - Ailanthus altissima na área piloto com Cortaderia selloana.	48

Figura 18 – Distribuição parcial de <i>Ailanthus altissima</i> no concelho de Coimbra, através de pontos de geolocalização recolhidos em campo e pontos recolhidos em plataformas online (e.g. GBIF).	50
Figura 19 - Rebento de <i>Ailanthus altissima</i> proveniente de uma raiz de um indivíduo adulto de grandes dimensões.	51
Figura 20 - Área Piloto com <i>Ailanthus altissima</i>	53
Figura 21 - Scatter plots para as áreas de treino definidas na área de estudo, sendo o eixo 843clipc1 significa o valor do pixel para a cor vermelha, 843clipc2 para a cor verde e 843clipc3 para a cor azul. O gráfico (A) mostra a relação entre o valor da cor vermelha e o valor da cor verde, O gráfico (B) mostra a relação entre o valor da cor vermelha e da cor azul e o gráfico (C) a relação entre os valores da cor verde e da cor azul.	55
Figura 22 - Cor associada a cada classe de uso do solo para a deteção remota.	56
Figura 23 - Mapa da área de estudo resultante da classificação utilizando a ferramenta da máxima verossimilhança.	57
Figura 24 - Área Piloto com <i>Acacia dealbata</i>	62
Figura 25 - Local A da área piloto de <i>Acacia dealbata</i> com indivíduos de maiores dimensões e grande densidade.	63
Figura 26 - Local B da área piloto de <i>Acacia dealbata</i> com indivíduos de pequena dimensão e grande densidade.	63

Índice de Tabelas

Tabela 1 - Critérios de classificação para identificar uma espécie como "invasora"	3
Tabela 2 - Área em ha e percentagem do uso do solo por classe de Nível 1 no concelho de Coimbra.	29
Tabela 3 - Área em hectares e percentagem de espécies florestais dominantes.	30
Tabela 4 - Nomenclatura definidas para a área de estudo.	35
Tabela 5 - Ficha técnica para controlo de Cortaderia selloana.	49
Tabela 6 - Ficha técnica para controlo de Ailanthus altissima.	54
Tabela 7 - Distância entre pares combinados de classes.	56
Tabela 8 - Aplicação do coeficiente de Kappa tendo em conta 122 pontos de amostragem estratificada.	58
Tabela 9 - Interpretação do coeficiente de Kappa.	59
Tabela 10 - Ficha técnica para controlo de Acacia dealbata.	65
Tabela 11 - Ficha técnica para controlo de Acacia dealbata jovem.	66
Tabela 12 - Custo de intervenção na área piloto de Cortaderia selloana na área piloto	67
Tabela 13 - Custo de intervenção na área piloto de por operação e por ano.	68

1. Introdução

Com o processo de globalização que tem vindo a ocorrer nos últimos anos, tem sido possível fazer a integração de comunidades amplamente dispersas numa economia mundial. Este processo proporciona muitos benefícios através do movimento de pessoas e bens, mas também leva ao transporte intencional e não intencional de organismos entre ecossistemas que anteriormente estavam separados (Perrings et al., 2010). Mesmo quando esse transporte é propositado, muitas vezes não existe consciência, por falta de conhecimento, do impacte que esse ato pode causar. A introdução de espécies não nativas não significa obrigatoriamente que estas assumam um papel de invasora, pois na maioria dos casos apenas se mantêm no local onde são colocadas. No entanto, algumas espécies adaptam-se muito bem ao novo local e começam a apresentar um comportamento invasor, propagando-se descontroladamente sem a intervenção direta do Homem e passando a dominar os ecossistemas. Para facilitar o aumento da sua área de distribuição, algumas plantas ao longo do tempo foram adquirindo estratégias que possibilitam a disseminação dos seus propágulos, quer seja através de sementes com algum mecanismo que lhes permita fixarem-se ao pelo dos animais, ou às roupas das pessoas, ou outras formas de dispersão (invasoras.pt, 2022b).

Embora nem todas as espécies se tenham deslocado para além da sua área de distribuição nativa, o grande número de espécies transportadas e a variedade de caminhos que as movem significam que as espécies não nativas, e em particular aquelas que revelam comportamento invasor, são agora reconhecidas como um dos principais causadores da perda global de biodiversidade, sendo mesmo considerada pela, uma das cinco causas principais para a ameaça à biodiversidade (Brondízio et al., 2019). Também causam danos significativos às economias e à saúde humana (Kolar & Lodge, 2001) (Diagne et al., 2021).

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

A perda de biodiversidade é um grave problema global, sendo que as taxas atuais e projetadas para a extinção de espécies excedem as taxas normais do passado geológico em várias ordens de magnitude, e são considerados como o sexto grande evento de extinção em massa (Dueñas et al., 2021). A identificação dos fatores de perda e extinção da biodiversidade é uma das tarefas mais importantes na biologia da conservação (Didham et al., 2007). Sendo que as principais ameaças à biodiversidade são a perda e degradação de habitat, sobre-exploração de espécies, poluição, alterações climáticas, espécies invasoras e doenças (McRae et al., 2016).

1.1. Espécies invasoras e seus impactes

Tendo em conta a situação atual do mundo e como este tem vindo a evoluir, encontramos-nos num ponto onde muitas das plantas que nos rodeiam são na verdade espécies exóticas, isto é, foram transportadas do seu habitat natural para outros locais. Ser uma espécie exótica não significa que está vá ter automaticamente consequências negativas no local onde está inserida. Muitas das espécies exóticas foram e continuam a ser muito importantes para o desenvolvimento de muitos países da Europa (e de quase todo o Mundo), tal como escreveu McNeill em 1999, "As batatas, ao alimentar a população em rápido crescimento, permitiram que um punhado de países europeus impusesse seu domínio sobre a maior parte do mundo entre 1750 e 1950". Não só as espécies com fins alimentares, mas também de uso florestal e ornamental, conseguem coexistir com as espécies nativas de forma equilibrada. No entanto, há outras que conseguem proliferar para além do local onde são inseridas e acabam por se tornar nocivas. Para além de superarem as barreiras geográficas, estas espécies conseguem superar barreiras bióticas e abióticas, mantendo populações estáveis (invasoras.pt, 2022).

De acordo com uma revisão do uso do conceito de espécie invasora, por Pereyra, (2016), uma espécie é considerada invasora quando:

Tabela 1 - Critérios de classificação para identificar uma espécie como "invasora"

Categoria	Critério de definição
Dispersão (S)	Uma espécie é invasora porque se dissemina para além do local onde é introduzida
Dominância (D)	Uma espécie é invasora porque domina a comunidade que invade
	Uma espécie é invasora porque a sua população tem rápido crescimento
Impacto (I)	Uma espécie é invasora por que causa impactes negativos
Invasora noutro local	Uma espécie é invasora porque invade noutro local
	Uma espécie é invasora de acordo com uma opinião de um especialista

Assim, o autor demonstra que as diferentes categorias identificadas na **Tabela 1** aparecem combinadas em diversos artigos, sendo as combinações possíveis as seguintes:

- S+D: Uma espécie é invasora por que se dissemina e tem um grande crescimento populacional ou domina os ecossistemas que invade;
- S+I: Uma espécie é invasora porque se dissemina e causa impactes;
- D+I: Uma espécie é invasora por que causa impactes e tem um grande crescimento populacional ou domina os ecossistemas que invade;
- S+D+I: Uma espécie é invasora porque se dissemina, tem um grande crescimento populacional ou domina os ecossistemas que invade e causa impactes.

Ainda que aparentemente diferente, o website invasoras.pt apresenta uma definição de invasora baseada em Richardson et al. (2000), que se foca nos mesmos

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

aspectos, mas sublinhando quais os requisitos cumulativos (e não em diferentes combinações) para que se possa considerar uma espécie invasora:

- A espécie tem que ser exótica;
- A espécie ser capaz de se reproduzir de forma autónoma e numerosa;
- Que esta se afaste dos locais onde foi inicialmente introduzida, tanto no espaço como no tempo, o que varia com o tipo de planta (e.g. mais de 100 metros e em menos de 50 anos para espécies dispersas por semente ou outros propágulos e mais de seis metros a cada três anos para espécies herbáceas com reprodução vegetativa);
- Atinge densidades elevadas;
- Promove alterações ambientais e/ou prejuízos socioeconómicos negativos;

Na **Figura 1**, são representadas as diferentes etapas que as espécies realizam até se tornarem invasoras. Começando pela introdução de uma espécie exótica, esta pode manter-se no local no qual foi introduzida e não apresentar comportamento de espécie invasora. Uma parte das espécies pode conseguir multiplicar-se, sem dispersar muito nem dominar, entrando numa fase de naturalização. Contudo, na sequência de um determinado estímulo podem tornar-se invasoras. Por exemplo, com a introdução de indivíduos do sexo masculino numa população onde até ao momento existia apenas indivíduos do sexo feminino, irá permitir a reprodução desta espécie. A ocorrência de uma tempestade ou mudanças climáticas, uma perturbação causada pelas atividades humanas, como alterações do uso do solo são outros exemplos de estímulos que podem desencadear o processo de invasão biológica.

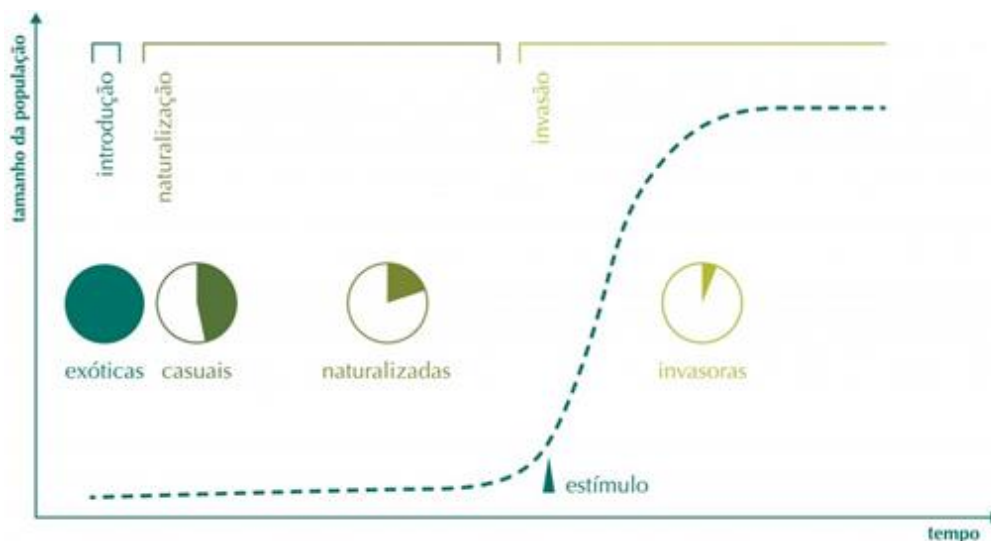


Figura 1 - Principais etapas de um processo de invasão biológica. (Fonte: Invasoras.pt)

Estas espécies são conhecidas por causarem perdas económicas de elevada dimensão, quer seja na agricultura, floresta ou outro segmento da economia mundial. Elas afetam negativamente a integridade ecológica (Pimentel, 2005). Com a presença de invasoras no ecossistema, o risco de extinção de espécies nativas aumenta, afeta a composição genética das populações nativas, modifica a diversidade filogenética e funcional das comunidades invadidas e das redes tróficas, altera a produtividade dos ecossistemas e ainda o ciclo dos mesmos (Pyšek et al., 2020).

Segundo Haubrock et al., (2021), foi estimado que na Europa, as espécies invasoras tenham causado, entre 1960 e 2020, um total de 140,60 mil milhões de dólares americanos de prejuízo acumulado. Mais de metade deste valor (62,54 mil milhões) foi de facto observado, enquanto o restante foi calculado segundo custos potenciais não empíricos. Portugal registou um valor de 7,89 mil milhões de dólares de prejuízo.

1.2. Invasoras em ambiente urbano

A urbanização é um importante agente de mudança para os sistemas sociais, económicos e ecológicos (Mumford, 1962). Tendo em conta que se acredita que os ecossistemas intactos são relativamente resistentes à invasão por espécies exóticas (Cadotte e Lovett-Doust, 2001), segundo Cadotte et al., (2017), as áreas urbanas podem oferecer oportunidades únicas para facilitar o estabelecimento das espécies exóticas através de três causas distintas.

Primeiro, as áreas urbanas são caracterizadas por uma combinação única de condições ambientais que não existem em paisagens naturais, quer se trate de alterações à estrutura do solo, regimes hidrológicos, dinâmica de nutrientes ou clima regional (frequentemente mais ameno), os organismos que persistem nos habitats urbanos precisam de ser flexíveis ou pré adaptados a estas condições;

A segunda razão pela qual se acredita que os habitats urbanos oferecem oportunidades de sucesso para as espécies exóticas, é porque as cidades são ilhas de concorrência reduzida ou podem proporcionar refúgio dos inimigos naturais. As plantas que normalmente se devem encontrar rodeadas por uma multidão de grandes concorrentes, podem, em vez disso, crescer em habitats urbanos com menos concorrentes. Isto porque muito pouca luz atinge o solo em comunidades naturais, mas nas áreas urbanas, a maior parte da cobertura do solo é aberta ou baixa, de modo que a luz atinge a superfície do solo;

Por fim, a última razão pela qual as áreas urbanas oferecem oportunidades para as espécies exóticas, é pelo facto de as áreas urbanas serem um local com muito movimento, onde as pessoas se deslocam com frequência e onde também há deslocação de organismo por diversos motivos, facilitando a dispersão.

Além disso, foi verificado por Cadotte et al., (2017) que espécies exóticas tendem a ter mais sucesso em áreas urbanas, quando comparando com espécies nativas e que

na generalidade, plantas exóticas substituem as nativas à medida que o sistema de torna mais urbanizado.

1.3. Legislação de espécies invasoras

Em Portugal existe legislação que regula a introdução de espécies não indígenas na Natureza. Inicialmente, de forma abrangente, com o Decreto-Lei nº 565/99, de 21 de dezembro que regulamentava a “introdução na natureza de espécies não indígenas da flora e da fauna” e proibia a “cedência, a compra, a venda, a oferta de venda, o transporte, o cultivo, a criação ou a detenção em local confinado, a exploração económica e a utilização como planta ornamental ou animal de companhia de espécimes das espécies” constantes do anexo I no próprio decreto-lei. Em 2019, foi publicado o Decreto-Lei nº 92/2019, de 10 de julho que veio revogar o Decreto-Lei n.º 565/99, de 21 de dezembro, na qual este último foi revisto e foram feitas alterações, visando concretizar uma das medidas previstas na Estratégia Nacional para a Conservação da Natureza e Biodiversidade para 2030 (ENCNB 2030), permitindo, simultaneamente, dar plena execução no ordenamento jurídico nacional ao regime instituído pelo Regulamento (UE) n.º 1143/2014, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 22 de outubro de 2014, relativo à prevenção e gestão da introdução e propagação de espécies exóticas invasoras.

O Decreto-Lei nº 92/2019 estabelece o regime jurídico atualmente aplicável ao controlo, à detenção, à introdução na natureza e ao repovoamento de espécies exóticas e assegura a execução, na ordem jurídica nacional, do Regulamento (UE) n.º 1143/2014.

Nesta atualização algumas coisas mudaram, entre elas foi a linguagem utilizada, passando a referir-se a espécies com origem de outros países como exóticas e não de não-indígenas. Foi feita também uma atualização da Lista Nacional de Espécies Invasoras (LNEI) que teve um aumento significativo. Nesta lista foram incluídas mais 18 algas, mais de 200 plantas, sendo que em alguns casos foram incluídos os géneros inteiros, 20

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

moluscos, 4 insetos, 14 crustáceos, mais de 30 peixes, 4 anfíbios, mais de 10 répteis, 18 aves e mais de 23 mamíferos. Na LNEI estão assinaladas algumas espécies com asterisco (*) significando que são apenas classificadas como espécies invasoras na Região Autónoma da Madeira. Tal como no Decreto-Lei anterior, é interdita a detenção, cultivo, criação, comércio, introdução na natureza e o repovoamento de espécimes de espécies listadas nesta lista. Este Decreto-Lei “investe numa cultura preventiva, e instituem-se mecanismos de monitorização, deteção precoce e reação rápida para conter a propagação de espécies invasoras, que envolve a participação em rede de diversos sectores de atividade e níveis de governação, a que acresce a manutenção dos planos de controlo, contenção e erradicação já previstos nos regimes jurídicos anteriores, mas cuja elaboração ganhará agora uma maior efetividade” (Diário da República, 2019).

Segundo o artigo 28.º do Decreto-Lei n.º 92/2019, “as espécies constantes da Lista Nacional de Espécies Invasoras com ocorrência verificada no território nacional devem ser objeto de planos de ação nacionais ou locais com vista ao seu controlo, contenção ou erradicação, os quais podem também abarcar grupos de espécies com características semelhantes”. Ainda no artigo 28.º é previsto que o ICNF, I.P., identifique de forma atualizada no respetivo sítio na Internet, até seis meses após a primeira ocorrência verificada no território nacional, as espécies da Lista Nacional de Espécies Invasoras, respetivamente a planos de controlo, contenção ou erradicação, bem como as entidades competentes e o prazo para a respetiva elaboração. Também pelo artigo n.º 39, “os proprietários e os detentores de plantas ornamentais das espécies exóticas incluídas na Lista Nacional de Espécies Invasoras, introduzidas na natureza e mantidas sem fins comerciais ao abrigo do Decreto-Lei n.º 565/99, de 21 de dezembro, aí não identificadas como invasoras ou de risco ecológico, devem informar o ICNF, I. P., da localização desses espécimes e proceder à sua erradicação, no prazo de seis meses”.

1.4. Projeto LIFE+ Stop Cortaderia

Em Portugal vários projetos têm tido como objetivos informar, sensibilizar e apoiar o combate às espécies invasoras. Um desses projetos foi o projeto LIFE+ Stop Cortaderia, recentemente concluído. Tal como o nome indica, é um projeto do programa LIFE, programa este que é o único instrumento financeiro da União Europeia que é dedicado exclusivamente ao meio ambiente. Está dividido em vários períodos, sendo que o projeto Stop Cortaderia está inserido no período de 2004-2020 que tem como objetivo geral a contribuição para o desenvolvimento sustentável e a consecução dos objetivos e metas da Estratégia Europa 2020 e das estratégias e planos relevantes da União Europeia no domínio do ambiente e do clima. O programa LIFE tem como grande objetivo global fornecer soluções e melhores práticas para alcançar objetivos ambientais e climáticos através de mudanças no desenvolvimento e implementação de políticas (Life Stop Cortaderia, 2019).

Relativamente ao projeto LIFE+ Stop Cortaderia este teve como grande objetivo definir medidas urgentes para controlar a propagação de erva-das-pampas (*Cortaderia selloana*) no Arco Atlântico através da implementação de uma estratégia transnacional comum. Para que isto seja possível, foram implementadas um total de 20 ações por uma equipa de seis parceiros de Espanha e Portugal, durante o período de 2018 a 2022. O projeto conta com apoio financeiro do programa LIFE da Comissão Europeia e do Ministério dos Assuntos Rurais, Pescas e Alimentação do Governo da Cantábria, entre outros. Alguns dos objetivos foram os seguintes:

- Promover ações de atuação e divulgação a médio e longo prazo através do envolvimento de partes interessadas;
- Fomentar a troca de experiências e divulgação de metodologias de materiais entre o grupo de trabalho que incluiu muitas entidades dos dois países;
- Reduzir a presença da erva-das-pampas nos habitats mais sensíveis Sítio de Importância Comunitária (SIC) da Rede Natura 2000;

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

- Fazer a localização e quantificação da distribuição da erva-das-pampas na Cantábria e Norte de Portugal;
- Testar novas metodologias para controlar a espécie em áreas de alta densidade e divulgar os resultados destas metodologias;
- Promover ações de sensibilização à população do Arco Atlântico em relação à erva-das-pampas face aos danos causados ao nível da biodiversidade.
- Dinamizar a Estratégia transnacional de luta contra *Cortaderia selloana* no Arco do Atlântico, à qual aderiram mais de 150 entidades, incluindo a Câmara Municipal de Coimbra (CMC). No âmbito desta adesão a CMC começou a realizar ações de controlo desta espécie.

Projetos como este são muito necessários na medida em que permitem a partilha de experiências práticas para que assim se possa aplicar técnicas sabendo que a eficácia das mesmas está comprovada por outro parceiro.

1.5. Invasoras.pt

A plataforma “invasoras.pt” teve origem em 2013 no âmbito do projeto “Plantas Invasoras: uma ameaça vinda de fora”, co-financiado pela EU/FEDER, através da QREN (Programa Fatores de Competitividade – COMPETE) e por fundos nacionais através da Ciência Viva – Agência Nacional para a Cultura Científica e Tecnológica. Surgiu na sequência das tarefas de divulgação de projetos *INVADER* e *INVADER II*, sendo estes dois dos projetos pioneiros sobre a problemática das plantas invasoras em Portugal, e do projeto Ciência Viva “Divulgação sobre Espécies de Plantas Invasoras em Portugal”. Os conteúdos e ferramentas desta plataforma estão disponíveis no website, e incluem a App Plantas Invasoras (android e iOS) e App Web.

O principal objetivo da plataforma é “alertar para o problema das invasões biológicas, dar a conhecer as plantas invasoras a nível nacional e estimular a participação

ativa do público quer no mapeamento destas espécies quer em atividades de controlo e divulgação” (invasoras.pt, 2020).

No website invasoras.pt é possível consultar os perfis completos de grande parte das espécies de plantas consideradas invasoras no território nacional, fornecendo informação útil para o planeamento e gestão de áreas invadidas por cada espécie. Disponibilizam também material de apoio para atividade de educação ambiental, para professoras e grupos informais de ação.

Além da informação disponível no website existe também a aplicação de ciência-cidadã, “Plantas invasoras”, que permite envolver os cidadãos na recolha de dados essenciais para a gestão das plantas invasoras, submetendo dados de localização, fotografias e informações sobre as plantas invasoras que avistam. A app ajuda a identificar as espécies de plantas invasoras e permite recolher dados sobre a sua distribuição em Portugal. Esta aplicação tem um papel importante pois as plantas invasoras, de forma geral, têm a capacidade de se dispersarem com relativa rapidez e facilidade, assim, com a ajuda dos cidadãos é possível ter um mapa mais atualizado que é fundamental pois serve como ferramenta de gestão e para base de estudos científicos.

1.6. Espécies selecionadas para estudo e sua caracterização

Para o desenvolvimento deste plano de gestão, foram escolhidas quatro espécies invasoras. *Fallopia japonica* (Sanguinária-do-Japão) por se tratar de uma espécie relativamente nova em Portugal e sobretudo na região de Coimbra ainda está pouco disseminada, com elevado potencial invasor, e é uma boa oportunidade para conseguir agir rapidamente de forma a evitar que se expanda e cause danos maiores no futuro.

Cortadeira selloana (Erva-das-pampas) foi escolhida pois é a espécie alvo do projeto LIFE+ Stop Cortaderia, no âmbito do qual a Câmara Municipal de Coimbra aderiu à Estratégia transnacional de luta contra esta espécie. É uma invasora que já está bastante disseminada um pouco por todo o concelho e até mesmo nas zonas mais

urbanas do concelho, pelo que tem muita relevância para o município a definição de uma estratégia de controlo.

Ailanthus altissima (Espanta-lobos) foi escolhida por se tratar de uma espécie que, embora ainda não existam extensas áreas com grande densidade desta espécie, verifica-se a sua ocorrência em muitos locais do concelho. É bastante resistente e não aplicando os métodos de controlo correto, pode estar a potenciar a sua dispersão.

Por fim, *A. dealbata* (Acácia-mimosa) por se tratar de uma das espécies mais disseminadas no concelho e uma das espécies invasoras em Portugal com mais consequências negativas para o ambiente (Marchante et al., 2008).

1.6.1. *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene

Fallopia japonica (**Figura 2**) de nome comum sanguinária-do-Japão, é originária da Ásia (Japão, Coreia e China), pertence à família *Polygonaceae*. Em Portugal está listada como invasora na LNEI e está presente essencialmente no Minho, Douro Litoral e Beira Litoral (Invasoras.pt, 2020c). Além de *F. japonica*, existem outras espécies e híbridos difíceis de distinguir, não estando confirmado totalmente todas as que existem em Portugal.

Em Portugal foi feito um protocolo de risco adaptado do Australian Weed Risk Assessment (Pheloung et al., 1999), por Morais et al., (2017), no qual foi feita uma avaliação de 174 plantas de forma a poder serem classificadas quanto ao risco de invasão. Com esta avaliação é possível identificar espécies com potencial para se disseminarem pelo território antes de acontecer e assim poder tomar medidas de prevenção. Esta avaliação consistiu na realização de 49 questões para cada espécie divididas em três categorias, biogeografia, atributos indesejáveis e biologia/ecologia das espécies onde cada questão atribuíra certa pontuação. Para ser possível realizar estas questões para o território português, foram alteradas oito questões. Assim, espécies com valor superior a 13 valores, são consideradas espécies que tem risco de ter

comportamento invasor no território português. De acordo com este protocolo de risco adaptado, *F. japonica* obteve nível de risco 20.



Figura 2 - *Fallopia japonica* na cidade de Coimbra.

Trata-se de uma erva perene, rizomatosa, com caules aéreos de até três metros. As folhas são largas, ovadas, truncadas na base, pecioladas e glandulosas com tamanho entre 5-14 x 3-13 cm. As flores são unissexuais, esbranquiçadas e estão reunidas em fascículos de duas a cinco flores, são de tamanho pequeno e estão reunidas em panículas que aparentam frequentemente estar proeminentes acima da parte vegetativa da planta. A floração geralmente acontece entre os meses de julho a setembro. Os frutos são secos, negros e com 4x2 mm (Invasoras.pt, 2022).

Esta espécie tem determinadas características que facilitam a sua invasão e disseminação. Apresenta rizomas, que são órgãos subterrâneos acumuladores de reservas, ricos em amido que podem estar enterrados a até três metros de profundidade (Marchante & Marchante, 2022). A reprodução dá-se tanto por via sexuada, através das sementes, como por propagação vegetativa. *Fallopia japonica* é considerada uma das maiores plantas vasculares do mundo devido ao seu extenso crescimento clonal

observado e quantificado no Reino Unido (Hollingsworth & Bailey, 2000). Uma vez que pequenos fragmentos podem dar origem a uma nova planta, sendo a reprodução vegetativa a principal forma de dispersão, estando associada ao transporte de solos que têm fragmentos de rizomas de *F. japonica*. Além disso, está também confirmada a produção de sementes pelas plantas presentes em Portugal (Marchante & Marchante, 2022).

O seu crescimento e dispersão é também facilitado pelo facto desta se regenerar rapidamente perante um corte ou agressão, seja esta causada por insetos, herbívoros ou ação humana, conseguindo facilmente regenerar as folhas e caules a partir das reservas acumuladas nos rizomas.

Nos ecossistemas que invade, consegue competir, tendo vantagem, em relação à vegetação nativa, impossibilitando a regeneração desta. A fauna indígena não está preparada para utilizar esta planta e como tal, ela não tem predadores. Tem grande facilidade em criar folhagem densa, provocando ensombramento e afetando a flora competidora. Esta planta tem capacidade de produzir muita biomassa, atingindo por vezes quantidades duas a seis vezes mais elevadas que a quantidade de biomassa da vegetação nativa (Aguilera et al., 2010). Além disso, verificou-se que *F. japonica* tem efeitos de alelopatia nas plantas que a rodeiam, afetando particularmente a sua germinação e crescimento de novos rebentos, induzindo necrose nas raízes de plantas próximas (Murrell et al., 2011). Provoca também uma alteração na composição do solo, alterando o ciclo de nutrientes e a produtividade da zona ripícola devido a grande quantidade de hidrogénio presente nas suas folhas (Urgenson, 2006).

Não só tem impactes ao nível dos ecossistemas como também a nível económico. Esta espécie tem uma rápida capacidade do crescimento das raízes, o que faz com que se consiga danificar fundações de construções, estradas, entope canalizações, produz danos na paisagem devido ao efeito de uniformidade, diminui o valor dos pastos, dificulta o tráfego ferroviário e rodoviário e nas zonas ripícolas reduz a capacidade do desaguamento dos rios e danifica os canais dos mesmos.

Em Portugal está confirmada a sua presença desde pelo menos 1951, tendo vindo a ser utilizada como espécie ornamental. No entanto com o passar do tempo foi se dispersando e só mais recentemente é que se tem tido noção dos seus efeitos nos ecossistemas, tornando-se uma espécie de elevada importância devido aos danos que pode causar (Marchante & Marchante, 2022).

1.6.2. *Cortaderia selloana* (Schult. & Schult.f.) Asch. & Graebn.

Cortaderia selloana (**Figura 3**) de nome comum erva-das-pampas, é originária da América do Sul (Chile e Argentina) e pertence à família *Poaceae*. Em Portugal está listada como invasora na LNEI e está presente essencialmente no Minho, Douro Litoral e Beira Litoral.



Figura 3 - Conjunto de vários indivíduos de *Cortaderia selloana* com panículas já após a deiscência dos frutos.

Tal como *F. japonica*, *C. selloana* também foi avaliada segundo o protocolo de nível de risco adaptado do *Australian Weed Risk Assessment* (Pheloung et al. 1999) ((Morais et al., 2017) e obteve 26 valores.

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

Cortaderia selloana é uma erva perene com altura de até 2,5 metros, podendo por vezes chegar a quatro metros. É rizomatosa, tem as folhas acinzentadas ou verde-azuladas, lineares e de margens muito cortantes com ápice acuminado, formando um “v” quando vistas em corte transversal. Produzem panículas grandes e formam flores do sexo feminino ou, em indivíduos diferentes, flores hermafroditas. As flores estão reunidas em panículas, semelhantes a plumas grandes, densas, branco-prateadas com 40 a 70 cm. Apesar de ser uma espécie ginodióica, ou seja, tem indivíduos com flores femininas e outros com flores hermafroditas, raramente acontece a formação de semente por parte dos indivíduos hermafroditas, necessitando de indivíduos femininos relativamente próximos para ocorrer a formação de sementes (invasoras.pt, 2020b). Uma planta feminina pode produzir mais de um milhão de sementes que são facilmente transportadas pelo vento. Estas sementes são cinco vezes mais viáveis se tiverem origem de uma planta feminina em vez de uma planta hermafrodita (CABI, 2009). A sua floração ocorre entre agosto e outubro.

Em Portugal foi introduzida durante o último século como planta ornamental. Inicialmente eram apenas utilizadas plantas do sexo feminino, que por si só não possibilitava a sua reprodução, no entanto mais tarde foram introduzidos indivíduos hermafroditas. Assim, começou a ocorrer a reprodução entre indivíduos do sexo feminino e hermafroditas, possibilitando a sua dispersão pelo território português. Apesar de estar listada como planta invasora no Decreto-lei n.º 92/2019, ainda é bastante utilizada como ornamental, sendo possível vê-la em diversos jardins e parques (Life Stop Cortaderia, 2019).

No caso de *C. selloana*, ela é capaz de produzir cerca de um milhão de sementes por planta que são facilmente transportadas pelo vento. Esta não se reproduz por via vegetativa (Saura-Mas & Lloret, 2005).

Cortaderia selloana forma densos povoamento e por vezes impenetráveis tal é a sua densidade. Também causa dificuldade ao nível da visibilidade das estradas, bem como dificulta os acessos a certas áreas naturais. Como resultado da sua elevada

densidade impede a germinação da vegetação nativa. O seu controlo tem custos relativamente elevados (Harradine, 1991).

No que diz respeito à saúde pública, esta espécie também tem implicações. De acordo com um estudo realizado por Rodríguez et al., (2021), no qual foram selecionados 98 pacientes alérgicos ao pólen de espécies autóctones e foram colocados em contacto com pólen de *C. selloana*. Chegando-se à conclusão de que o pólen de *C. selloana* causa os mesmos efeitos do pólen de espécies autóctones, no entanto isto estende o período no qual pessoas com reação alérgica ao pólen são afetadas a até três meses, pois com *C. selloana* a polinização ocorre mais tarde que as espécies autóctones.

1.6.3. *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle

A espécie *Ailanthus altissima* (**Figura 4**) de nome comum espanta-lobos ou árvore-do-céu tem como distribuição nativa a China. Esta pertence à família *Simaroubaceae*. Em Portugal está listada como invasora na LNEI e está largamente distribuída por todo o território português incluindo as ilhas de São Miguel, Santa Maria, Graciosa, Pico, Faial, Flores no arquipélago dos Açores e a ilha da Madeira no arquipélago da Madeira (Invasoras.pt, 2022).



Figura 4 - *Ailanthus altissima* ainda jovem no concelho de Coimbra.

Esta espécie foi também avaliada segundo o protocolo de risco adaptado do *Australian Weed Risk Assessment* por Morais et al., (2017), e obtendo o valor de 20 relativamente ao nível de risco de ter comportamento invasor no território português.

Trata-se de uma árvore poligâmica, caducifólia de rápido crescimento. Foi introduzida na Europa no século XVIII (Hu, 1979), e está atualmente largamente estabelecida. Foi inicialmente introduzida como árvore ornamental, principalmente em meio urbanos, mas também para utilização de madeira para carpintaria e marcenaria (Vasconcelos et al., 2018). Geralmente atinge entre 6 e 10 metros de altura, no entanto, pode em alguns casos atingir até 30 metros com copa ampla. O tronco é acinzentado, liso ou longitudinalmente fendilhada e os ramos são castanho-brilhantes, grossos, tortuosos e medulosos. As folhas são alternas, imparifolioladas com comprimento entre 45 e 60 cm, são pecioladas e cada folha tem entre 13 e 25 folíolos (Vasconcelos et al., 2018), as folhas jovens têm as extremidades avermelhadas. É entre abril e julho que acontece a floração, as flores são geralmente unissexuais, por vezes hermafroditas, sendo as flores esverdeadas, de pequenas dimensões (sete a oito mm), reunidas em panículas de 10 a 20 cm. Tem frutos monocarpas samariformes com três a quatro cm,

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

avermelhados no início e de maturação anual. A semente está incluída na parte média da sâmara e a frutificação ocorre de setembro a outubro, sendo os frutos dispersos principalmente pelo vento (Invasoras.pt, 2022).

O aumento da sua área de distribuição é facilitado por um diverso conjunto de características desta espécie. Ela é uma espécie pioneira, extremamente competitiva e de crescimento muito rápido, sendo que os rebentos jovens podem crescer de entre três e cinco metros por ano (USDA, 2014). *Ailanthus altissima* tem a capacidade de se reproduzir através de semente, podendo produzir até 300 mil sementes por árvore por ano, estas geralmente não ficam viáveis no banco de semente mais do que dois anos, mas podem ser facilmente transportadas a grandes distâncias pelo vento. Contudo, consegue também fazê-lo por via vegetativa, sendo que quando é cortada ou perturbada, rebenta de forma vigorosa formando novos rebentos da touça ou das raízes que estão até 30 metros da árvore mãe (USDA, 2014). Outra característica que permite que ela tenha vantagem competitiva em comparação às espécies autóctones é o seu efeito alelopático que impede o desenvolvimento da restante vegetação e acaba por formar densos povoamentos de clones (Heisey, 1990).

O seu comportamento invasor irá consequentemente causar prejuízos. A nível ecológico, tal como referido anteriormente, depois de se estabelecer, impede o desenvolvimento da vegetação nativa.

Esta espécie coloniza muito facilmente áreas perturbadas bem como ao longo das linhas de caminho de ferro, estradas, áreas de bordadura, clareiras e zonas ribeirinhas. São sensíveis ao ensombramento e às cheias, mas por outro lado conseguem crescer em locais que poucas árvores têm capacidade, nomeadamente em fendas de falésias, zonas pavimentadas como zonas alcatroadas, calçadas, parques de estacionamento, etc. Nas áreas urbanas, as raízes da árvore do céu podem danificar diversas estruturas causando prejuízos económicos (Sladonja et al., 2015).

É uma potencial fonte de compostos bioativos com ações antioxidantes, nomeadamente compostos flavonoides e fenólicos sendo este último um dos mais

importantes encontrado em plantas (Luís et al., 2012). Estes compostos apresentam atividades anticarcinogênicas, anti-inflamatórias, antiaterogênicas, antitrombóticas, imunomoduladoras e analgésicas, entre outras (Kassim et al., 2010). Esta espécie é também rica em alcaloides, os quais podem ter usos medicinais ou industriais.

1.6.4. *Acacia dealbata* Link

Acacia dealbata (**Figura 5**), de nome comum, acácia-mimosa ou mimosa, tem como distribuição nativa o sudeste da Austrália e a Tasmânia. Em Portugal é possível encontrá-la em todas as províncias de Portugal continental e ainda na Ilha da Madeira. É uma planta angiospérmica que pertence à família *Fabaceae*. Tal como todas as espécies referidas anteriormente, esta também se encontra listada na LNEI.



Figura 5 - *Acacia dealbata* (Fonte: Invasoras.pt).

Segundo o protocolo de risco adaptado do *Australian Weed Risk Assessment* por Morais et al., (2017), *A. dealbata* obteve o valor de 31 relativamente ao nível de risco de ter comportamento invasor no território português.

Acacia dealbata é uma espécie que geralmente pode atingir 15 metros de altura de copa arredondada. É caracterizada por ter o ritidoma liso e acinzentado. As folhas são perenes de cor verde-acinzentada, recompostas com 10 a 26 pares de pínulas, por

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

sua vez com 20 a 50 pares de folíolos. Tem ráquis central da folha com glândulas apenas nas zonas de inserção das pínulas. O fruto é uma vagem, de cor castanho-avermelhada e comprimida. A floração ocorre entre janeiro e abril, na qual as flores são de cor amarela, reunidas em capítulos de cinco a seis mm de diâmetro, formando grandes panículas (Invasoras.pt, 2020d).

Existem diversas características biológicas que são fatores-chave para o sucesso da invasão de várias espécies Australianas no Sul da Europa, incluindo *A. dealbata*. Estas incluem um conjunto de atributos biológicos pré-adaptativos, tais como banco de sementes armazenado no solo a longo prazo, capacidade de prosperar em substratos de baixo teor em nutrientes e sistemas de dispersão de sementes altamente eficaz (Carr, 2001).

Acacia dealbata tem capacidade de se reproduzir por via vegetativa, rebentando de forma bastante vigorosa quando é realizado o corte da árvore, podendo também formar rebentos na própria raiz. Além disso, produz muitas sementes, que se vão acumulando, formando banco de sementes muito numerosos. Estas sementes também podem ser dispersas por animais, sobretudo pássaros e formigas.

Causa povoamento muito densos, impedindo o desenvolvimento da vegetação nativa. Ainda além da grande densidade, tem efeitos alelopáticos, que impede o desenvolvimento de outras espécies. A folha é muito rica em azoto, o que promove a alteração do solo, podendo afetar de forma negativa, a sobrevivência das espécies nativas (Invasoras.pt, 2020d).

Outra característica importante de *A. dealbata* é que esta acumula grandes quantidades de sementes no solo. Elas permanecem adormecidas, mas temperaturas superiores as 60°C são suficientes para promover a germinação. Além disso, estas sementes permanecem viáveis por vários anos (Passos et al., 2017).

1.7. Detecção remota

A deteção remota é uma ciência que permite a obtenção de informação sobre um objeto, área, ou fenómenos através da análise de dados obtidos através de um dispositivo que não está em contacto direto com o objeto, área ou fenómeno a ser estudado (Lillesand & Kiefer, 1987).

A deteção remota surgiu na década de 60 como uma ferramenta para monitorização de áreas queimadas, fotointerpretação de grandes áreas, atualização e preparação de mapas temáticos usando técnicas fotogramétricas bem como monitorização de danos na floresta e alterações no uso do solo usando dados recolhidos por veículos aéreos e satélites (Lillesand & Kiefer, 1987).

O programa Copernicus é um programa Europeu que tem como objetivo a observação da Terra. Foi criado através de regulamento pelo Parlamento Europeu e pelo Conselho Europeu. Baseado numa parceria entre a União Europeia, a Agência Espacial Europeia e diversos estados membros. O principal objetivo do Copernicus é a disponibilização de serviços, de forma gratuita, que permitem o acesso a um conjunto de informações sobre o ambiente, proteção civil, gestão de áreas urbanas, saúde, pescas, transportes, turismo, agricultura, segurança do cidadão entre outros. Foi através deste programa que foi possível recolher e analisar as imagens provenientes do satélite Sentinel-2.

1.8. Objetivos

Sendo as espécies invasoras uma das principais causas da perda de biodiversidade, é fundamental fazer uma abordagem aos efeitos destas nos ecossistemas, saber as suas origens e formas de introdução bem como fazer uma sensibilização para a importância do controlo deste tipo de espécies.

Assim, o presente relatório tem como principais objetivos:



- Identificar, localizar e registar quatro espécies de plantas invasoras (*Fallopia japonica*, *Cortaderia selloana*, *Ailanthus altissima* e *Acacia dealbata*) de forma a perceber qual a situação do concelho de Coimbra quanto a estas espécies;
- Caracterizar as espécies mencionadas no ponto anterior, incluindo quais os métodos de controlo possíveis para cada uma;

Propor um plano de controlo, sendo este exemplificado através de uma área piloto, onde cada área está associada a uma espécie alvo, de forma a explicar a metodologia de controlo, calendarização das operações e custos associados a cada área. Cada método é explicado indicando explicitamente quais técnicas a utilizar e os seus custos associados.

2. Materiais e métodos

2.1. Área de estudo

Para que seja possível definir um plano de controlo de invasoras, antes de mais é necessário conhecer as características da área de intervenção. Sabendo isto, é possível que o plano seja adaptado às condições da área, aumentando a probabilidade de sucesso das técnicas a aplicar.

O concelho de Coimbra é a capital de Distrito e da Região Centro de Portugal Continental, está incluído na região Centro (NUT II) e na Região de Coimbra (NUT III). Confina a norte com o concelho da Mealhada, a este com o concelho de Penacova, Vila Nova de Poiares e Miranda do Corvo, a sul com o concelho de Condeixa-a-Nova, a oeste

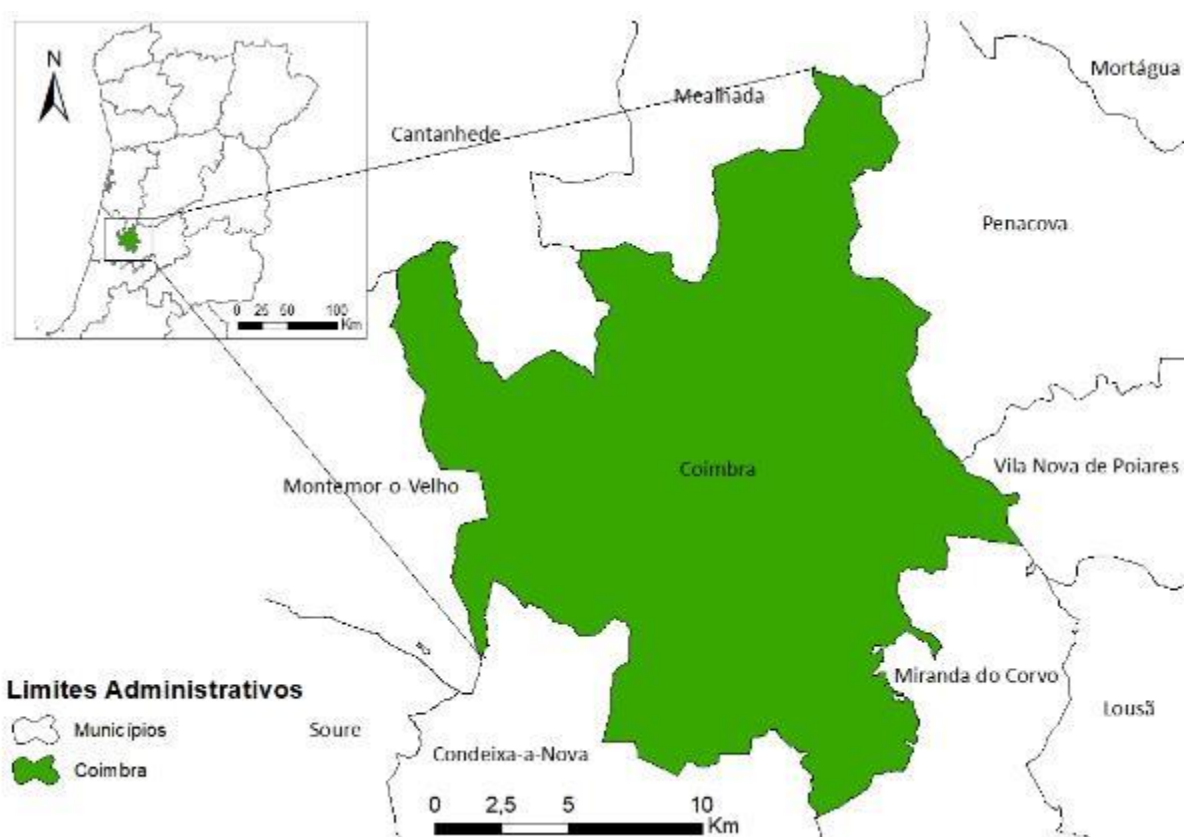


Figura 6 - Localização concelho de Coimbra.

com o concelho de Montemor-o-Velho e a noroeste com o concelho de Cantanhede (Figura 6).

Banhado pelo rio Mondego, proveniente da serra da Estrela, o Concelho de Coimbra possui uma localização estratégica e privilegiada no centro do país. Tem aproximadamente 319 km² e é composto por 18 freguesias, onde segundo dados do Instituto Nacional de Estatística, habitam 140 mil pessoas, sendo por isso o concelho mais populoso da Região Centro (Instituto Nacional de Estatística, 2021).

2.1.1. Caracterização climática

De acordo com dados retirados do Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA), analisando a normal climatológica entre 1981 e 2010 da estação meteorológica Coimbra/Bencanta, é possível constatar que a temperatura média anual é de 16°C, sendo o valor mais elevado de 22,2°C, registado em agosto e o menor de 9,9°C registado em janeiro. A média da temperatura máxima diária teve o valor mais elevado em agosto, com 28,8°C, seguida por julho e setembro, com 28,3°C e 27,3 °C respetivamente. Sendo que é em janeiro que este valor é menos, com 14,8°C, seguido de dezembro com 15,4°C e janeiro com 16,2°C. No que diz respeito à média da temperatura mínima diária, são os meses de julho e agosto que tem valores mais elevados com 15,6°C. Por outro lado, 5°C é a média da temperatura mínima diária mais baixa que ocorreu durante o mês de janeiro, seguido por fevereiro com 5,9°C e dezembro com 6,5°C.

De acordo com a normal climatológica para Coimbra, entre os anos 1981 e 2010, a precipitação média anual foi de 880,9 mm e foi em dezembro que se registou maior média de precipitação mensal com 126,2 mm seguido por novembro e outubro com 118,1 mm e 116,8, respetivamente. Por oposição, em julho foi quando se registou o valor mais baixo de média de precipitação mensal com apenas 10,9 mm, seguido de agosto com 14,1 mm (IPMA, 2022b).

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

Com os dados recolhidos no IPMA da normal climatológica, da temperatura e da precipitação, foi feito um diagrama ombrotérmico (**Figura 7**). Este diagrama permite analisar e comparar diretamente os valores de precipitação e temperatura, sendo possível tirar conclusões mais facilmente da nossa área de estudo relativamente ao perfil climático da mesma.

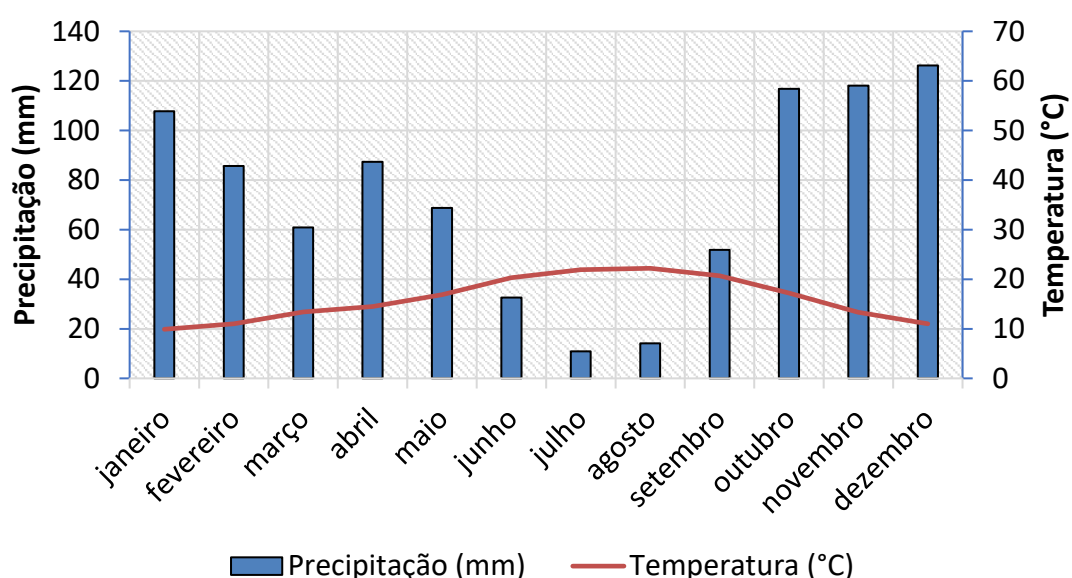


Figura 7 - Diagrama ombrotérmico com dados da normal climatológica entre os anos 1981 e 2010 registados na estação meteorológica de Coimbra/Bencanta consultados no IPMA.

Assim, pelo diagrama ombrotérmico, verifica-se que nos meses junho, julho e agosto a linha de temperatura encontra-se acima da barra da precipitação, o que significa que esses meses são considerados secos. Segundo a classificação de Köppen, que é baseada nas temperaturas médias de cada região, o concelho de Coimbra está classificado como clima temperado tendo como característica Invernos chuvosos e Verões secos e pouco quentes (Csb) (IPMA, 2022a).

Esta caracterização é importante pois pode ser uma condicionante na decisão dos prazos de aplicação de certas metodologias de controlo, pois afeta o crescimento das espécies e as fases fenológicas.

2.1.2. Caracterização dos Solos

Os solos têm um papel importante no que diz respeito ao planeamento das operações de controlo e à maquinaria utilizada para as mesmas, sendo que solos diferentes tem diferentes condicionantes.

Para fazer a caracterização dos solos foram utilizados dados cartográficos do atlas do ambiente. Esta cartografia foi produzida pela Agência Portuguesa do Ambiente, sendo uma representação da carta apresentada à Organização para a Alimentação e Agricultura (FAO) pelo Serviço de Reconhecimento e de Ordenamento Agrário (SROA), atual Centro Nacional de Reconhecimento e Ordenamento Agrário (CNROA).

No concelho de Coimbra existem diferentes tipos de solos, sendo que podem ser divididos em cinco grandes categorias, cambissolos, podzois, fluvisolos, litossolos, luvisolos (**Anexo I e Figura 8**).

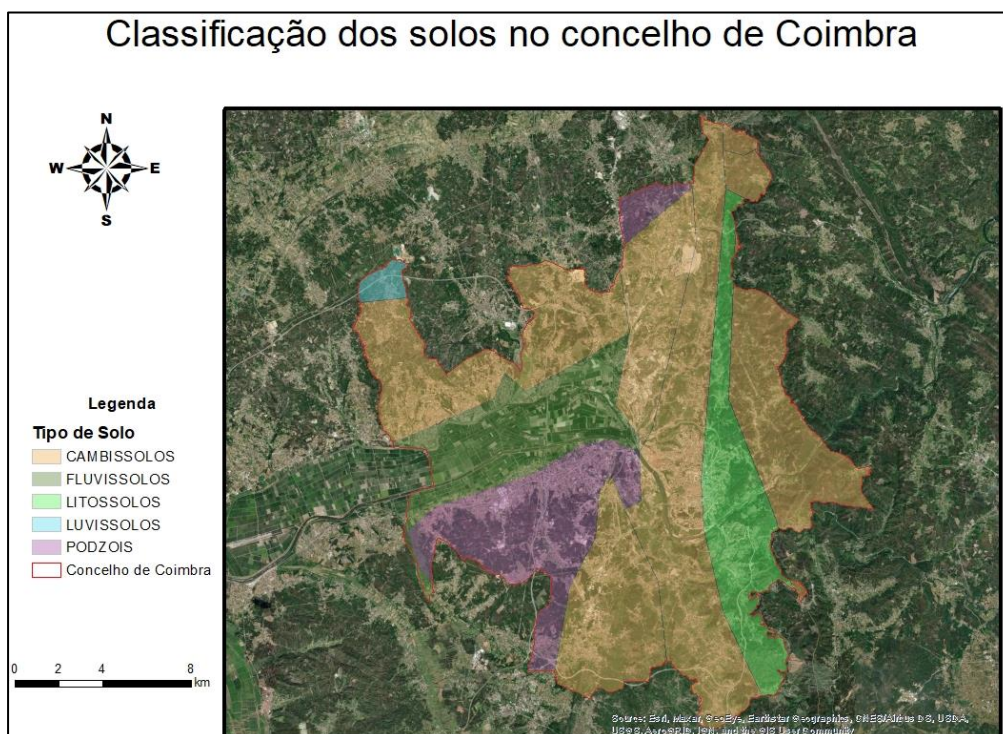


Figura 8 - Classificação dos solos no concelho de Coimbra.

Os solos são outro fator a ter em consideração uma vez que o tipo de solo presente na área a intervencionar, pode afetar a escolha das metodologias ou o valor do custo das operações.

Os luvisolos, sendo compostos por um horizonte mais enriquecido em argila, pode ter tendência a compactar mais facilmente o que pode comprometer a utilização de máquinas pesadas.

2.1.3. Uso e Ocupação do Solo

Para analisar o uso do solo no Concelho de Coimbra irá ser utilizada a Carta de Uso e Ocupação do Solo (COS) de 2018. Esta carta é produzida pela Direção-Geral do Território e é de acesso livre. A COS é uma cartografia de polígonos, na qual um hectare (ha) é a unidade cartográfica mínima e tem distância mínima entre linhas igual ou superior a 20 metros. É obtida através da fotointerpretação de imagens aéreas de grande resolução espacial (25 cm) e quatro bandas espectrais (azul, verde, vermelho e infravermelho próximo). A COS2018 possui 83 classes diferentes, o que significa mais 35 classes que a sua última versão produzida em 2015, permitindo a obtenção de dados mais detalhados do uso do solo (Direção-Geral do Território, 2019).

A COS2018 divide o uso e ocupação de solo em diferentes níveis, sendo que o nível 1 está dividido em Territórios artificializados, Agricultura, Pastagens, Superfícies agroflorestais, Florestas, Matos, Espaços descobertos ou com pouca vegetação, Zonas húmidas e Massas de águas superficiais onde cada classe é subdividida até ao nível 4, nível este que é o mais detalhado possível de consultar na COS2018.

Consultado os dados cartográficos da COS2018, fez-se o mapa da **Figura 9 (ANEXO II)** e foi possível fazer a **Tabela 2**, onde estão identificadas as principais classes representadas na área de estudo.

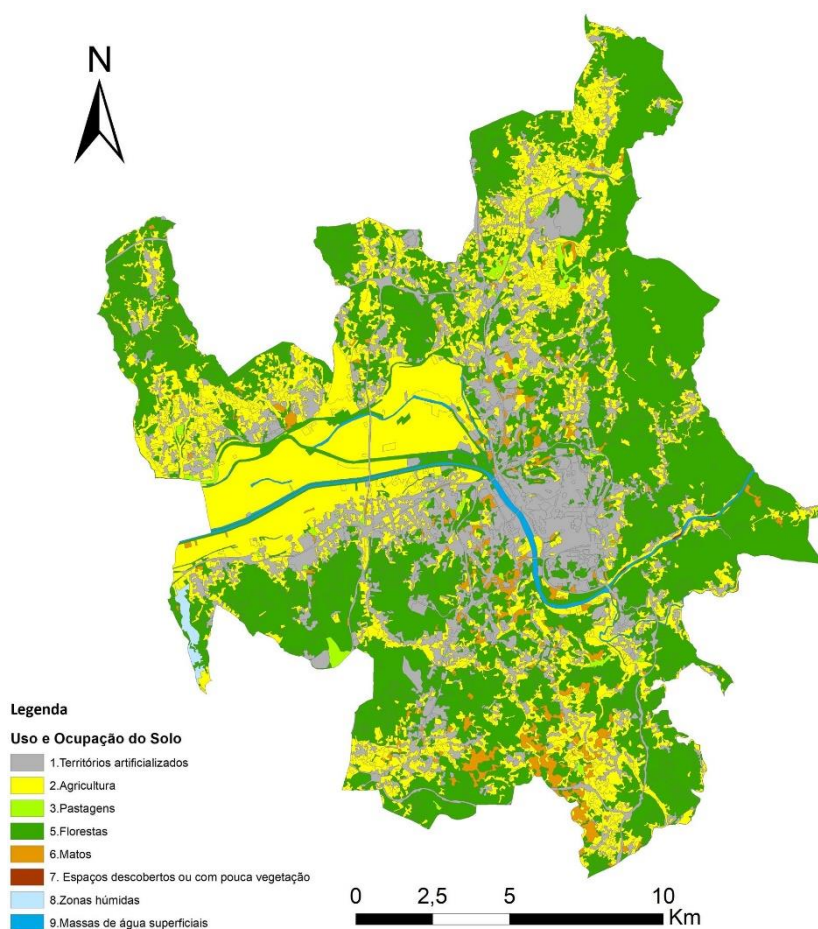


Figura 9 - Carta de uso e ocupação do solo do concelho de Coimbra.

Tabela 2 - Área em ha e percentagem do uso do solo por classe de Nível 1 no concelho de Coimbra.

Classe de Uso do Solo	Área (ha)	Área (%)
Territórios artificializados	5711,79	17,88
Agricultura	9499,78	29,74
Pastagens	269,78	0,84
Florestas	15243,53	47,73
Matos	782,45	2,45
Espaços descobertos ou com pouca vegetação	6,27	0,02
Zonas húmidas	88,66	0,28
Massas de água superficiais	337,69	1,06
Total Geral	31939,94	100

Fonte: COS2018

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

Desta forma, verificamos que segundo a COS2018 a floresta é o tipo de uso de solo que está mais representado, ocupando uma área de 15243,53 ha, o que corresponde a 47,73 % da área total do concelho, seguido pela agricultura com 9499,78 ha correspondendo a 29,74 %.

Para o objetivo do presente estudo a classe que tem maior importância é a das florestas, uma vez que é nesta classe que, no nível 4, estão incluídas as áreas ocupadas por espécies invasoras, não significando que todas as invasoras selecionadas se encontrem nesta classe. Esta classe é importante para perceber qual o ponto de situação no concelho relativamente a grandes áreas (>1 ha) ocupadas por invasoras. Como tal, na **Tabela 3**, estão divididas todas as classes de nível 4 correspondentes à classe de nível 1 Florestas.

Tabela 3 - Área em hectares e percentagem de espécies florestais dominantes.

Tipo de Florestas	Área (ha)	Área (%)
Florestas de outros carvalhos	193,03	1,27
Florestas de castanheiro	1,24	0,01
Florestas de eucalipto	8066,42	52,92
Florestas de espécies invasoras	269,84	1,77
Florestas de outras folhosas	1787,47	11,73
Florestas de pinheiro-bravo	4489,39	29,45
Florestas de pinheiro-manso	347,69	2,28
Florestas de outras resinosas	88,46	0,58
Total Geral	15243,53	100

Fonte: COS2018

Verificamos que a classe mais representada são as florestas de eucalipto com 8066,42 ha o que corresponde a 52,92 % da área total de floresta, seguida pelas florestas de pinheiro-bravo com 4489,39 ha, equivalente a 29,45 % da área florestal. Relativamente às florestas de invasoras, estas ocupam 269,84 ha, representando 1,77% da área florestal do concelho e 0,85% da área total do mesmo. É importante também referir que as espécies invasoras podem estar também presentes no subcoberto de outras classes.

2.2. Recolha de dados

Para fazer a definição de um plano, é necessário saber como estão distribuídas as espécies de interesse. Para que se tenha este tipo de informação existem várias formas de a obter, quer seja por métodos de observação e registo com GPS, através de análise de imagens de satélite ou através da utilização de SIG.

2.2.1. Recolha de dados em campo, e seu tratamento posterior, para realização de mapas de localização de *Ailanthus altissima*, *Cortaderia selloana* e *Fallopia japonica*

Das diversas possibilidades para recolha de dados, a que se foi selecionada para *C. selloana*, *A. altissima* e *F. japonica* foi a realização de saídas de campo e registo em *shapefile* através do programa *Arcgis* em forma de ponto. Por se tratar de espécies que não permitem a sua identificação através de deteção remota de forma automática, ao contrário de *A. dealbata*, por exemplo, a marcação de pontos aquando da saída de campo mostrou ser a melhor opção para marcação de indivíduos ou manchas em Sistemas de Informação Geográfica (SIG).

Utilizando a aplicação *QField for QGIS* para smartphone, onde foi detetada a presença de uma planta das espécies selecionadas, foi feita uma marcação de um ponto. Esta marcação é importante pois permite associar informação a este ponto e seguir a sua evolução ao longo do tempo após a implementação das técnicas escolhidas para o controlo da espécie. O que se revela importante para análise futura da eficácia do plano. Relativamente à limitação, por se tratar de um processo manual e não automático, tem a limitação de ser possível haver áreas invadidas que possam não ser vistas e conseqüentemente não ficarem assinaladas no SIG. No entanto, existem plataformas que permitem fazer recolha de mais dados de localização de espécies forma automática, online. Estes dados são submetidos por cidadãos-cientistas, por exemplo, na plataforma

invasoras.pt e no website biodiversity4all.org, podendo posteriormente fazer-se o *download* dos dados no website gbif.org. Para estas três espécies recorreu-se também a estes dados.

2.2.2. Recolha e tratamento de dados através de deteção remota – mapeamento de *Acacia dealbata*

Este método de recolha de dados é feito sem a necessidade de ir a todos os locais na qual a espécie-alvo se encontra e foi utilizado exclusivamente para a deteção de *A. dealbata*.

Para a realização desta técnica foram utilizadas imagens do satélite Sentinel-2 que são obtidas através da produção e visualização de compósitos coloridos, cálculo de estatísticas de bandas e o cálculo de vegetação normalizado (NDVI). Estes dados estão disponíveis online através do seguinte link <https://scihub.copernicus.eu/> e podem ser usados de forma gratuita.

Foi realizada a classificação supervisionada, na qual foram definidas áreas de treino com base na interpretação do mapa da **Figura 10**, por interpretação de imagem de satélite e por conhecimento da área de estudo. Com esta técnica é possível a produção de uma carta de uso e ocupação do solo obtida através de diferentes tipos de classificação, sendo que o que é pertinente para o tema é a presença de *A. dealbata*.

2.2.2.1. Imagens de satélite Sentinel-2

A missão Copernicus Sentinel-2 compreende uma constelação de dois satélites em órbita polar colocados na mesma órbita síncrona do sol, em fases a 180° um do outro. É caracterizado por ter um alto tempo de revisita, sendo de 10 dias no equador com um satélite e cinco dias com dois satélites. Nas latitudes médias é de dois a três dias.

Do satélite Sentinel-2 é possível obter 13 bandas, quatro delas correspondem ao comprimento de onda da luz visível, seis são de infravermelho próximo e três são ondas curtas de infravermelho. Dependendo do comprimento de onda, as resoluções espaciais variam entre 10, 20 e 60 metros (Sinergise, 2022). Para o objetivo proposto inicialmente, foram utilizadas as bandas 08, 04 e 03 que têm resolução espacial de 10 metros.

Ao fazer “composite bands” utilizando as bandas 08, 04 e 03 pela respetiva ordem, deu origem ao compósito falsa cor. “Este é um dos compósitos mais utilizados, combinando a luz infravermelho próximo como vermelho, a luz vermelha como verde e a luz verde como azul” (King et al., 2014). Com esta composição é possível analisar o estado das culturas e das florestas, além disso, espécies diferentes refletem luz diferente e como tal é possível distinguir algumas espécies. Na **Figura 10** e **Anexo III**, está representado o mapa obtido através da composição das bandas 8, 4 e 3. Estas bandas foram capturadas pelo satélite sentinel-2 no dia 28 de julho de 2021.

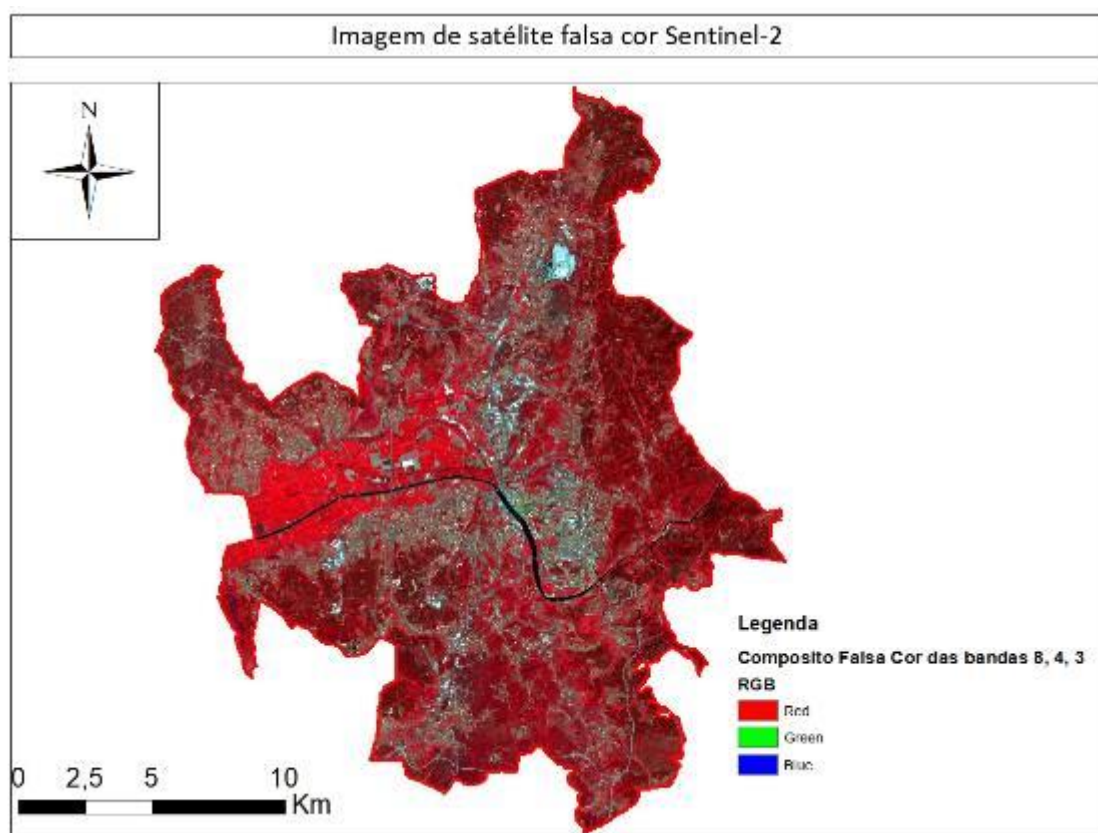


Figura 10 - Imagem de satélite falsa cor obtida através da composição das bandas 8, 4 e 3 provenientes do Sentinel-2, na área de estudo.

2.2.2.2. Classificação supervisionada

Para a obtenção de um mapa resultante de uma classificação assistida, antes de mais foi necessário definir uma nomenclatura, isto é, as classes que o mapa iria assumir. Associada a cada nomenclatura está também um valor que neste caso está compreendido entre 1 e 7. Na **Tabela 4** são apresentadas as classes que foram escolhidas.

Tabela 4 - Nomenclatura definidas para a área de estudo.

Valor	Nome da classe
1	Água
2	Agricultura
3	Solo Nu
4	Matos
5	Área Social
6	Acácia
7	Floresta diversa

Como o que tinha interesse principal era a distinção de *A. dealbata* para as restantes espécies, esta tem uma classe dedicada.

A classe água são todos os corpos de água, onde se incluem rios, lagos, albufeiras, podendo estes ser de origem artificial ou natural.

Na classe agricultura é o cultivo de espécies herbáceas na qual está incluída a agricultura de sequeiro e de regadio.

A classe solo nu pode ter origem de diversos usos, mas é caracterizado por apresentar o solo descoberto, sem vegetação. Esta pode representar cortes recentes de povoamentos florestais, novas plantações, etc.

Matos é caracterizada por apresentar vegetação arbustiva de caules lenhosos.

Área Social é caracterizado por zonas artificiais, sendo geralmente composta por edificações e estradas.

Acácia é a classe que nos interessa para o caso de estudo, é essencialmente constituída por *A. dealbata*.

Por fim, a floresta diversa é a classe onde estão incluídas todas as espécies florestais, desde as resinosas como o pinheiro-manso, pinheiro-bravo ou as folhosas como eucaliptos, carvalhos ou outras folhosas.

Após termos definido a nomenclatura para esta classificação, foi necessário definir amostras de treino para cada classe. Estas amostras de treino são polígonos que

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

têm como objetivo fazer a distinção das diferentes classes. Elas foram criadas tendo em conta a interpretação das imagens de satélite, quer utilizando o mapa de composição de bandas de falsa cor, quer pela utilização do *Google Earth* ou mesmo através do conhecimento do local. Na **Figura 11**, é possível verificar o número de áreas de treino criadas para cada classe.

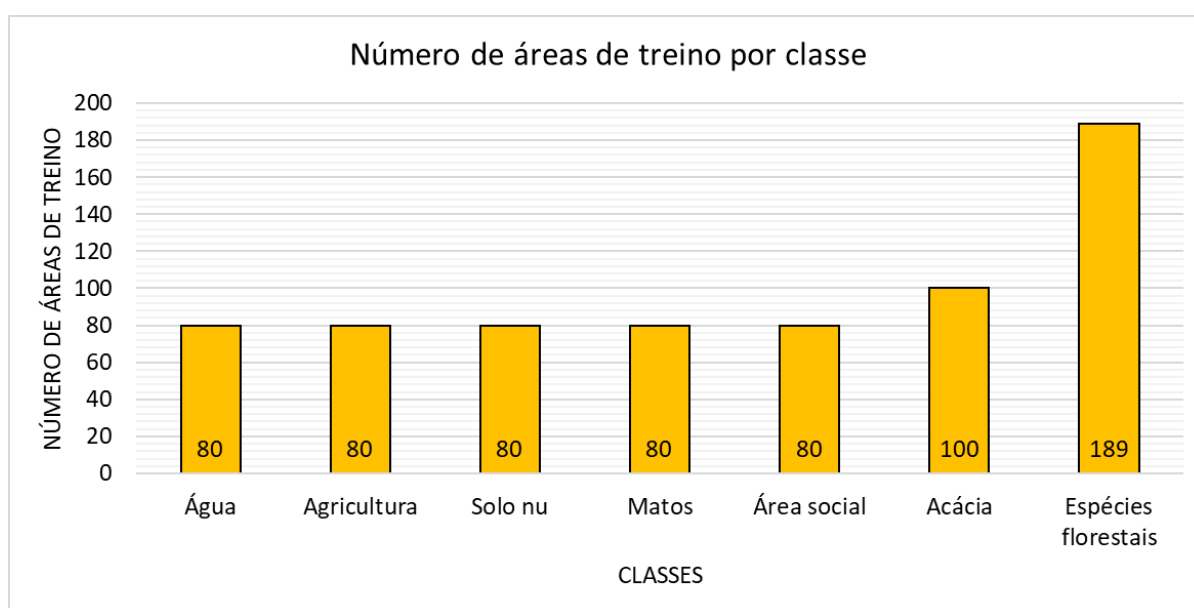


Figura 11 - Número de áreas de treino criadas para cada classe de uso selecionada com objetivo de classificação total do concelho de Coimbra.

Quanto maior o número de classes, mais preciso será o resultado final, assim foram criadas 80 áreas de treino para cada classe à exceção das acácias e das espécies florestais. A acácia por se tratar da espécie que interessa mapear e como tal quanto mais amostras possíveis mais satisfatórias será o resultado final e as espécies florestais, pois estas incluíam diversas espécies o que fez aumentar o número de áreas de treino. Estas áreas de treino representam cerca de 262 ha.

De seguida, foi feita uma classificação da máxima verossimilhança, utilizando a ferramenta *maximum likelihood classification*. “Esta ferramenta considera as médias e covariâncias das assinaturas de classe a atribuir a cada célula a uma das classes

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

representadas no ficheiro de assinaturas espectrais” (ESRI, sem data). Assim, utilizando as áreas de treino anteriormente definidas o programa irá classificar toda a área de treino, tendo em conta a classificação dos pixéis feitos na área de treino, onde a cada pixel é atribuída uma classe à qual tem maior probabilidade de pertencer.

Por fim, em 30 pontos de classe espécies florestais, sete na realidade pertenciam à classe dos matos e dois à classe das acácias. Com base nestes valores, o programa *Arcgis*, através da ferramenta *computes confusion matrix*, calculou o coeficiente de *Kappa* para cada classe e no geral.

2.3. Estimativa de custos

Para apresentar um plano de gestão, o mesmo deve conter nele os custos previstos para as operações indicadas ao longo do tempo. Como tal, para fazer essa estimativa de custos, os valores foram baseados nas tabelas da Comissão de Acompanhamento das Operações Florestais (CAOF). Estas tabelas permitem avaliar com clareza os tempos de trabalho, rendimentos de trabalho e respetivos custos, das múltiplas operações e intervenções que podem ser realizadas em áreas florestais ou com vocação florestal (ICNF, 2021). Embora possam estar um pouco desatualizadas, dado que a mais recente relativa à beneficiação de povoamentos florestais é de 2015/2016, ainda é um instrumento útil para servir de orientação.

3. Resultados e discussão

3.1. Ponto de situação e métodos de controlo de *Fallopia japonica*

Fallopia japonica é muito particular e talvez a espécie que mais desafios vai apresentar caso não sejam tomadas medidas rapidamente, devido às suas características já anteriormente mencionadas. Como tal, é necessário que se faça uma

gestão bem planeada. Por outro lado, tem-se apenas conhecimento de um local onde esta se encontra na área de estudo e como tal deve focar-se a intervenção neste mesmo local pois é uma forma de conseguir eliminar *F. japonica* do concelho de Coimbra, por enquanto, apesar deste ser o único local onde é conhecida a presença de *F. japonica* deverá ser feito uma prospeção para verificar se de facto é o único local. É importante também que se façam campanhas de divulgação de invasoras na qual se inclua a *F. japonica* para que os municípios reportem a presença desta espécie noutros locais do concelho.

Para controlar *F. japonica* existem várias opções, podendo este ser um controlo químico, físico ou biológico. Em seguida serão explicados quais as formas de controlo possível e posteriormente qual a forma que será recomendada para controlar esta área em específico.

De forma a ser possível fazer o controlo de uma espécie invasora, deve ser feita uma gestão bem planeada. Esta gestão deve incluir a determinação da área invadida, identificação das causas da invasão, avaliação dos impactes, definição das prioridades de intervenção, seleção das metodologias de controlo adequadas e sua aplicação (invasoras.pt, 2022). Posteriormente, será fundamental a monitorização da eficácia das metodologias e da recuperação da área intervencionada, de forma a realizar, sempre que necessário, o controlo de seguimento.

Como prioridade, devem adotar-se medidas preventivas que impeçam o estabelecimento desta espécie (e de outras invasoras), que incluam, por exemplo:

Apostar no bom estado de conservação de ecossistemas ripícolas e restauro dos ecossistemas alterados/ intervencionados, o que ajudará a evitar o estabelecimento e a expansão da invasora nesses locais.

Controlar o destino dos solos "contaminados" com *F. japonica* de forma a evitar a sua transferência e reutilização.

3.1.1. Metodologias de controlo de *Fallopia japonica*

Como controlo físico existe a possibilidade de realizar o arranque manual. Quando a planta já se encontra estabelecida, este método de controlo inclui o arranque dos rizomas, no entanto, sabendo que a planta pode ter rizomas localizados até três metros de profundidade, esta tarefa pode tornar-se extremamente trabalhosa, demorada e por consequência dispendiosa, exigindo material adequado (Invasoras.pt, 2022). De notar que este método só é viável em pequenas invasões e muito localizadas. No concelho de Coimbra não faz sentido este método para a situação atual, uma vez que se trata de uma zona urbana, rodeada de alcatrão, betuminoso e cimento, logo não é possível aplicar esta técnica.

Outro método é fazer utilização de geotêxteis de forma a evitar a regeneração após o corte, no entanto também funciona apenas em pequenas áreas invadidas. Sendo que com o geotêxtil se deve cobrir o solo com a tela e colocar uma camada adicional de 40 cm de solo. Sabendo que os rizomas se podem espalhar subterraneamente é recomendado cobrir até um raio de três metros de distância do limite da área onde foram detetadas as plantas e garantir que este seja mantido durante pelo menos dois anos. Esta ação elimina também a vegetação existente, pelo que é necessário a colocação de espécies autóctones de forma a ocupar a área invadida e competir com eventuais rebentos da invasora (Invasoras.pt, 2022). Mais uma vez, pelos mesmos motivos explicados para o método anterior, este não seria viável.

É possível também fazer cortes sucessivos como forma de controlo. Estes cortes devem ser feitos pelo menos quatro vezes por ano. O corte deve ser feito quando a planta atinge entre 60 a 90 cm de altura. Em populações novas esta técnica pode controlar de forma eficaz, contudo se a população já é mais desenvolvida apenas a irá suprimir (Panke & Renz, 2012).

O pastoreio intensivo com animais domésticos pode também ser um método possível de se utilizar para evitar a propagação da espécie. As vacas, ovelhas, cabras,

cavalos e burros podem alimentar-se da sanguinária-do-Japão, no entanto, vão preferir alimentar-se da planta quando esta tem os ramos e folhas mais tenros, sendo que no verão a sua preferência pela planta tem tendência a diminuir à medida que os caules se vão tornando mais lenhificados, portanto para utilizar este método deve ser feito previamente um corte para remover os caules mais antigos (Panke & Renz, 2012). Tratando-se de uma zona localizada no centro da cidade e com pouca quantidade de *F. japonica*, o pastoreio também não faz sentido neste local.

Fallopia japonica também pode ser controlada com uso de herbicidas. É uma espécie resistente a vários herbicidas, sendo o glifosato, um dos poucos princípios ativos que são utilizados com êxito. O glifosato tem elevada toxicidade para a fauna aquática e como tal, não se deve utilizar o mesmo em situações de proximidade de linhas de água, corpos de água, locais de cultivo de alimentos e outras áreas sensíveis. Devem ser utilizados sempre produtos comerciais homologados para uso nestas situações, o que carece de atualização em Portugal, esta informação deve ser consultada no sistema SIFITO, através do seguinte link <https://sifito.dgav.pt/divulgacao/produtos>.

Para a utilização de herbicida, existem vários métodos de aplicação. Deve ser feita uma pulverização das folhas 15 dias após o aparecimento dos caules durante as primeiras horas da manhã ou últimas da tarde. Posteriormente repete-se a pulverização dois meses após a primeira aplicação para destruir os rebentos das gemas que não foram afetados escavação previa do solo até 50 cm de profundidade. Em alternativa, pode também fazer-se corte após a primeira rebentação de primavera, entre os meses de maio e junho, reduzindo assim a vitalidade da planta, quando a planta voltar a atingir altura igual ou inferior a 1,30 m deve ser feito um novo corte e após isso, deve ser feita a aplicação de glifosato entre o período de Setembro a Outubro, por fim deve ser feita a restauração com plantação de alta densidade de espécies autóctones (Invasoras.pt, 2022).

Está também a ser colocado em prática um método de controlo biológico, que consiste na libertação de um inseto, a psila *Aphalara itadori* Shinji, originário do Japão.

Formam libertados inicialmente em Inglaterra em 2010 e posteriormente nos Países Baixos em 2020, inseridos num programa de luta biológica contra *F. japonica*. Porém, embora o inseto tenha sobrevivido, o seu estabelecimento em Inglaterra e o aumento das populações está muito aquém do esperado não resultando no controlo substancial da espécie-alvo. Contudo nos Países Baixos o cenário parece ser mais positivo.

Certos compostos fitotóxicos de origem fúngica também estão a ser estudados, estando identificados pela Universidade de Montana 25 fitotoxinas diferentes que são potencialmente eficazes na utilização para controlo de *F. japonica* (Invasoras.pt, 2022).

Mycosphaerella polygoni-cuspidati Hara, é um fungo patogénico prejudicial que causa danos à Sanguinária-do-Japão e existe com frequência nas plantas desta espécie na sua região nativa. Por se tratar de um fungo, não é considerado um agente clássico de controlo biológico, no entanto devido às suas propriedades genéticas e biológicas, pode vir a ser utilizado para desenvolvimento de um micoherbicida que teria este fungo em vez da presença de um químico como ingrediente ativo, na qual seria escolhido um tipo isolado de fungo para impedir a sua reprodução, dispersão e sobrevivência na natureza, evitando danificar as plantas nativas. Já estão a ser desenvolvidos testes em sob quarentena em estufas de forma a mostrar que este agente patogénico pode ter impacto no crescimento de *F. japonica* infetada (CABI, sem data).

3.1.2. Área com presença de *Fallopia japonica* e proposta de controlo

Em Coimbra é conhecido apenas um local onde se encontra a presença desta espécie. Trata-se de um canteiro, junto ao Pavilhão Engenheiro Jorge Anjinho. Neste local já foram realizadas diversas intervenções de modo a conter a propagação de *F. japonica*. Inicialmente foram feitos três cortes entre abril e agosto, para depois proceder à aplicação de herbicida em novembro. Pela visita ao local realizada em março, verificou-se que a mesma ainda estava viva e estaria novamente a rebentar. Segundo Rudenko & Hulting, (2010), a aplicação de herbicida feita no início do outono e posterior

restauração com espécies herbácea no final do outono ou início da primavera, antes do surgimento de *F. japonica* pode ser efetivo. Como tal, esta pode ter sido uma das causas para o ressurgimento da sanguinária-do-japão neste local, pois não foi feita a restauração com espécies arbustivas.

Assim, como método de controlo proposto para esta área, deverá ser realizado tal como feito anteriormente o corte de *F. japonica* na primavera seguido de um novo corte no verão, de modo a reduzir a sua força, e posteriormente fazer a aplicação de glifosato, antes das folhas começarem a amarelecer. No entanto, desta vez é importante fazer a restauração com espécies herbáceas. De notar que deve ser feita a remoção da biomassa seca antes de aplicar as sementes de herbáceas. Tendo em atenção que todo o material que é removido deve ser devidamente eliminado, podendo deixar-se secar e posteriormente queimar, ou serem colocados em local seguro onde a sua regeneração não seja possível, dando origem a uma nova planta. Tratando-se de uma zona urbana com objetivo ornamental, o alecrim (*Salvia Rosmarinus*), que sendo uma espécie autóctone, seria uma opção viável.

3.2. Ponto de situação e métodos de controlo possíveis de *Cortaderia selloana*

Cortaderia selloana, das espécies escolhida para estudo nesta dissertação, é a que se tem melhor conhecimento da sua distribuição, estando mapeada parte significativa da cidade de Coimbra e áreas envolventes. Em seguida são apresentadas as melhores opções de controlo para *C. selloana* na área de estudo.

Distribuição de Erva-das-pampas no concelho de Coimbra

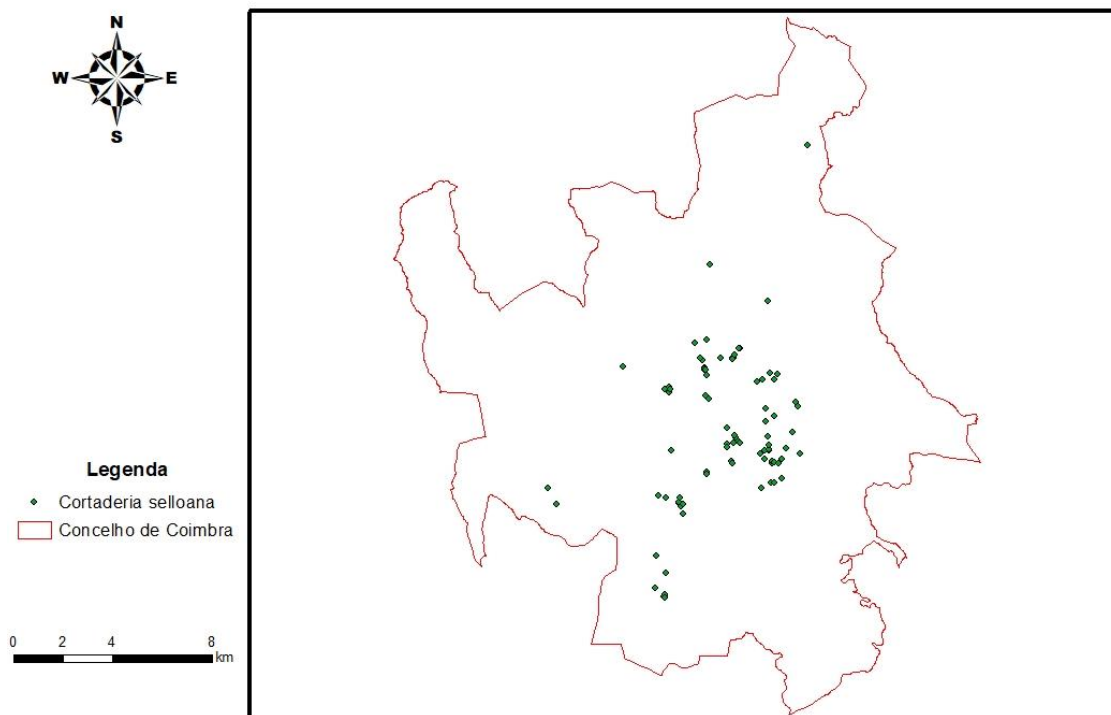


Figura 12 - Distribuição parcial de *Cortaderia selloana* no concelho de Coimbra, através de pontos de geolocalização recolhidos em campo e pontos recolhidos em plataformas online (e.g. GBIF).

3.2.1. Controlo físico de *Cortaderia selloana*

Como forma de controlo físico de *C. selloana*, existe a opção de se realizar o arranque manual. De notar que este método é aplicado apenas em plântulas e plantas jovens presentes em solos arenosos, caso os solos sejam mais compactos, deve ser feito o arranque na época das chuvas, facilitando a remoção do sistema radicular. Este método pode ser lento e trabalhoso, no entanto é bastante eficaz para controlar pequenas invasões em locais de difícil acesso. É necessário garantir que não ficam raízes de maiores dimensões no solo e/ou rizomas arrancados em contacto com o solo, pois

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

existe a possibilidade de estes recuperarem. Uma vez que as folhas desta planta são cortantes, é recomendado o uso de equipamento de proteção individual (González et al., 2022).

Quando as dimensões das plantas não permitem que seja feito o arranque manual, utiliza-se máquinas apropriadas ao serviço como por exemplo, uma retroescavadora tal como demonstrado na **Figura 13**.



Figura 13 - Remoção de *Cortaderia selloana* de grandes dimensões no parque verde, junto à margem esquerda do rio Mondego.

No entanto este método pode causar danos à vegetação circundantes assim como a perturbação do solo causada pela máquina. Além disso em áreas declivosas ou de difícil acesso este método pode não ser viável (Gosling et al., 2000).

Caso o tamanho das plantas não permita que seja feita o arranque manual e não seja possível utilizar maquinaria pesada, pode optar-se por fazer o corte da parte aérea da planta com uma motorroçadora e posteriormente remover as raízes de maiores dimensões e/ou rizomas.

Não sendo possível fazer o arranque manual, nem o arranque mecânico, pode fazer-se o corte das panículas, devendo este ser efetuado antes da dispersão das sementes. As panículas devem ser colocadas em sacos duplos para serem

posteriormente destruídas ou aguardar a sua degradação (invasoras.pt, 2020b). No entanto, as plantas nas quais são cortadas as panículas podem desenvolver mais plumas na época de floração (DiTomaso et al., 2013).

Por fim, outra alternativa que está a ser utilizada pelo Departamento de Sustentabilidade e Meio Natural do Conselho Regional de Biscaia, desde 2014, é o arranque mecânico de plantas adultas com utilização de um guincho inserido num veículo.

3.2.2. Controlo químico de *Cortaderia selloana*

Como por vezes nem sempre é eficaz aplicar métodos de controlo físico, quer por questões relacionadas à dificuldade de acesso de máquinas, quer por questões de disponibilidade de maquinaria, pode também optar-se por fazer aplicação de herbicidas.

O controlo de *C. selloana* com recurso à aplicação de herbicidas tem sido amplamente usado, fazendo utilização de gama de produtos químicos e técnicas diversas (Gosling et al., 2000).

Os herbicidas são aplicados por bomba pulverizadora de costas, equipamento motorizado de pulverização, por aeronaves equipadas com uma lança de pulverização, ou equipamento especializado de aplicação pontual (Gosling et al., 2000). Na área de estudo, quando não for de todo possível arrancar, pode proceder-se ao corte raso, deixar-se formar rebentos e quando estes atingirem cerca de 50 cm podem pulverizar-se com glifosato usando equipamento especializado.

3.2.3. Área piloto de *Cortaderia selloana* e proposta de controlo

Foi selecionada uma área do domínio da Câmara Municipal de Coimbra com *C. selloana* de forma a ser possível propor um plano de gestão para controlar esta invasora.

Esta área (**Figura 14**) tem 0,723 ha e pertence à União de freguesias de Eiras e São Paulo de Frades. Está localizada junto à escola EB 1 do Ingote. Tendo também na sua proximidade a urbanização Ar e Sol e o bairro camarário do Ingote.

Esta área tem bons acessos, possibilitando a entrada de maquinaria de forma fácil e não apresenta declive acentuado.



Figura 14 - Área Piloto com presença de *Cortaderia selloana*.

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

Esta área é caracterizada por ter presença de *C. selloana* e dois indivíduos de *A. altissima*.

Estão presentes cerca de 55 indivíduos de *C. selloana*. A maior parte destes são indivíduos adultos com dimensões consideráveis, tal como se pode observar na **Figura 15**. Estes de maior dimensão apresentam grande densidade numa zona específica da área e acabam por estar em contacto uns com os outros, impossibilitando a passagem em determinados pontos da área.



Figura 15 - Área piloto de *Cortaderia selloana* com vários indivíduos adultos.

Existem também alguns indivíduos de pequenas dimensões, sendo cerca de 10 (**Figura 16**), no entanto com densidades muito inferiores aos restantes e mais dispersos pela área.



Figura 16 - Indivíduo de *Cortaderia selloana* de pequenas dimensões na área piloto para controlo da espécie.

Além de *C. selloana*, existe também a presença de duas árvores de *A. altissima*, tal como se verifica pela **Figura 17**. Embora esta seja uma área piloto de *C. selloana*, será também feita a proposta para remoção de *A. altissima*.



Figura 17 - *Ailanthus altissima* na área piloto com *Cortaderia selloana*.

Dado o ponto de situação da área escolhida, é proposto que se faça o arranque de *C. selloana* com a utilização de maquinaria, nomeadamente com utilização de uma retroescavadora. Devido ao tamanho dos indivíduos presentes, o arranque manual não é opção, devido à dificultada que iria apresentar. É, no entanto, necessário que esta operação seja acompanhada por outro trabalhador de forma a analisar o resultado do arranque e verificar que não fica nenhuma raiz de grandes dimensões no local do arranque. Neste local há também presença de indivíduos de pequenas dimensões e poderiam ser arrancados de forma manual, mas uma vez que já há deslocação de uma máquina para o local, esta também poderá arrancar os indivíduos de menores dimensões.

Para resumir a informação das técnicas e do equipamento de proteção individual a utilizar, foi feita a ficha da **Tabela 5**.

Tabela 5 - Ficha técnica para controlo de *Cortaderia selloana*.

Objetivo:	Controlo físico da erva-das-pampas (<i>Cortaderia Selloana</i>)
Responsável:	Executor da Tarefa
Método	Descrição das tarefas
Arranque da erva-das-pampas e remoção do sistema radicular	Arrancar as plantas manualmente utilizando as ferramentas descritas nos materiais necessários, tendo o cuidado de remover todo o sistema radicular da planta. Caso o tamanho da planta assim o justifique, utilizar uma retro-escavadora/outras máquinas.
Ferramentas necessárias	
Enxadas; Gadanho; Outras;	
Cuidados a ter durante a realização da tarefa	
Assegurar-se que não ficam as raízes principais	
Equipamento de proteção individual (EPI):	
Luvas anti-corte Botas com biqueira de aço e rasto anti-derrapante Roupa de mangas compridas	
Vantagens	Desvantagens
Remoção eficaz	Se ficarem as raízes principais pode rebentar novamente

3.3. Ponto de situação e métodos de controlo possíveis de *Ailanthus altissima*

No caso da espécie *A. altissima*, no concelho de Coimbra não é comum encontrar áreas com grande densidade da mesma, uma vez que o que se verifica são áreas de bordadura invadidas por ela, nomeadamente ao longo das vias de comunicação e ao longo de caminhos de ferro. Além desses locais, também existe muita presença de *A. altissima* em zonas mais urbanas, juntos aos edifícios.

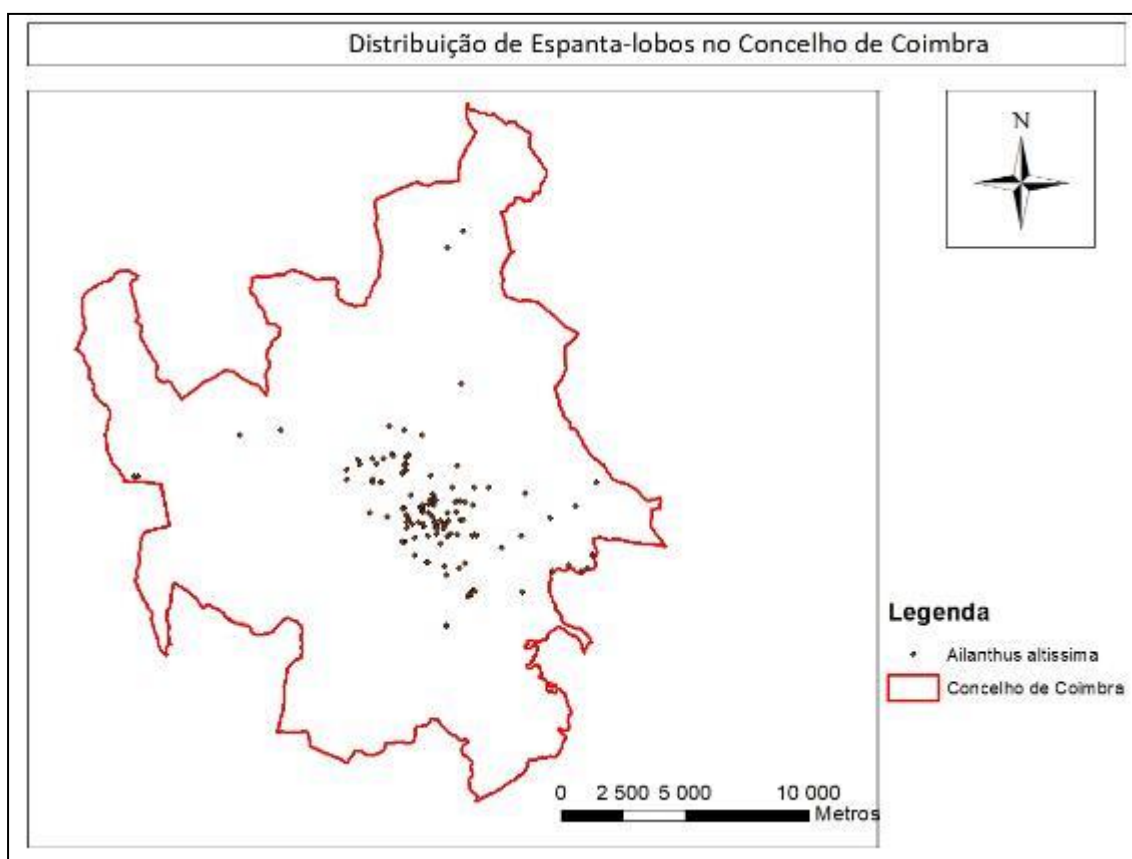


Figura 18 – Distribuição parcial de *Ailanthus altissima* no concelho de Coimbra, através de pontos de geolocalização recolhidos em campo e pontos recolhidos em plataformas online (e.g. GBIF).

3.3.1. Controlo físico de *Ailanthus altissima*

Controlar *A. altissima* de forma mecânica, através do corte, é por norma, muito difícil. Esta tem a capacidade de rebentar vigorosamente, tanto no local do corte, como na raiz.

Como método de controlo físico, existe a possibilidade de arrancar os rebentos à mão, com ajuda de uma forquilha para soltar as raízes da terra, em substratos mais compactados, deve ser realizado na altura das chuvas (Invasoras.pt, 2020). No entanto, este método apenas resulta em plantas jovens e quando as condições do solo são favoráveis, é apenas eficaz quando se trata de poucas plantas, estabelecidas há pouco tempo. Quando for optado por este método, é necessário garantir que a raiz inteira seja removida, pois fragmentos da raiz podem rebentar e dar origem a uma nova planta. Caso a planta em questão seja um rebento de uma raiz já existente como na **Figura 19**, este método não é viável, uma vez que seria extremamente difícil remover a raiz por completo.



Figura 19 - Rebento de *Ailanthus altissima* proveniente de uma raiz de um indivíduo adulto de grandes dimensões.

O corte rente frequente pode ser também uma das formas utilizadas para controlar esta espécie. Após o corte dos indivíduos de maiores dimensões, os rebentos seguintes serão inicialmente de madeira macia, sendo possível fazer o corte com utilização de uma motorroçadora. Estes cortes têm de ser feitos de forma frequente de forma a diminuir as reservas acumuladas da planta. Contudo, caso haja falha na frequência com que os cortes são feitos, a planta pode recuperar as suas reservas, anulando os efeitos de todos os cortes anteriores(USDA, 2014).

3.3.2. Área piloto *Ailanthus altissima* e proposta de controlo

Tal como dito anteriormente, ao contrário de *C. selloana*, *A. altissima*, em Coimbra, não se verifica a sua presença com elevada densidade numa determinada área. Como tal, foi escolhida uma área piloto com características idênticas ao estado geral do concelho. Este polígono tem 0,68 ha de área e localiza-se junto do bairro Monte Formoso. Na **Figura 20**, está representado o mapa da área escolhida. Esta área caracteriza-se por ter presença de *A. altissima*, verificando-se a existência de pelo menos três indivíduos adultos que ao longo das suas raízes apresentam diversos rebentos que dão origem a mais árvores de *A. altissima*. Tal como em vários polígonos na qual foi feita visita de campo, os indivíduos de *A. altissima* encontra-se na zona de bordadura entre o restante polígono e a estrada.

Nesta área, como método de controlo, é proposto a utilização de herbicida no qual tenha como princípio ativo o glifosato. São feitos furos com um berbequim em toda a circunferência do tronco, espaçados por aproximadamente 10 cm entre si, a cerca de um metro de altura do solo. O herbicida deve ser aplicado nos buracos resultantes, no entanto, deve ser aplicado o mais rapidamente possível, tendo em atenção que se deve retirar o serrim do buraco. Contudo nos indivíduos de menor dimensão na qual não é possível aplicar a mesma técnica, deve ser feito o corte manual e aplicação de químico sobre o corte.



Figura 20 - Área Piloto com *Ailanthus altissima*.

A abertura de um novo buraco só deve ser feita posteriormente à aplicação de herbicida no buraco anterior. Esta aplicação pode ser realizada durante/finais da primavera para garantir que a árvore está na sua fase mais ativa, permitindo que o herbicida circule por toda a árvore. Nesta altura as folhas estão a terminar o seu crescimento e como tal, alguns dias depois deve se verificar a queda das mesmas (por ação do herbicida). Após a aplicação do herbicida é recomendado esperar pelo próximo ano, de forma a garantir que as folhas não voltam a nascer, indicando a morte da árvore. Com este método todos os rebentos ao longo da raiz também irão ser afetados. Após garantir a morte da árvore no ano seguinte à aplicação de herbicida, é então possível proceder ao abate da mesma. A ficha da **Tabela 6** é onde está resumida a informação sobre técnicas relacionadas ao método de controlo proposto para esta área.

Tabela 6 - Ficha técnica para controlo de *Ailanthus altissima*.

Objetivo:	Controlo químico de Espanta-lobos (<i>Ailanthus altissima</i>)
Responsável:	Executor da Tarefa
Método	Descrição das tarefas
Aplicação de herbicida no interior do tronco, imediatamente após abertura de buracos com berbequim.	Devem ser abertos vários buracos ao longo da circunferência do tronco, espaçados com aproximadamente 10 cm e a altura de um metro. Após a abertura dos buracos, deve certificar-se que é retirado todo o serrim do mesmo antes da aplicação do herbicida. Para maior taxa de sucesso, deve-se aplicar o herbicida imediatamente após a abertura de cada buraco.
Ferramentas necessárias	
Berbequim com broca para madeira; Esguicho de plástico;	
Cuidados a ter durante a realização da tarefa	
Não utilizar herbicida em excesso ao ponto de derramar;	
Equipamento de proteção individual (EPI):	
Luvas com no mínimo 0,4 mm de espessura; Máscara para aplicação de herbicida;	
Vantagens	Desvantagens
Remoção eficaz	Tempo de espera alto para confirmação de sucesso da técnica

3.4. Ponto de situação e métodos de controlo possíveis de *Acacia dealbata*

Na **Figura 21** pode ver-se os *scatter plot* de cada classe e áreas de treino definidas para a área de estudo. O *scatter plot* permite visualizar a relação entre os valores RGB de cada pixel das áreas de treino, que significa o valor de cada pixel é definido por um sistema de cores, vermelha, verde e azul, onde cada cor tem determinado valor.

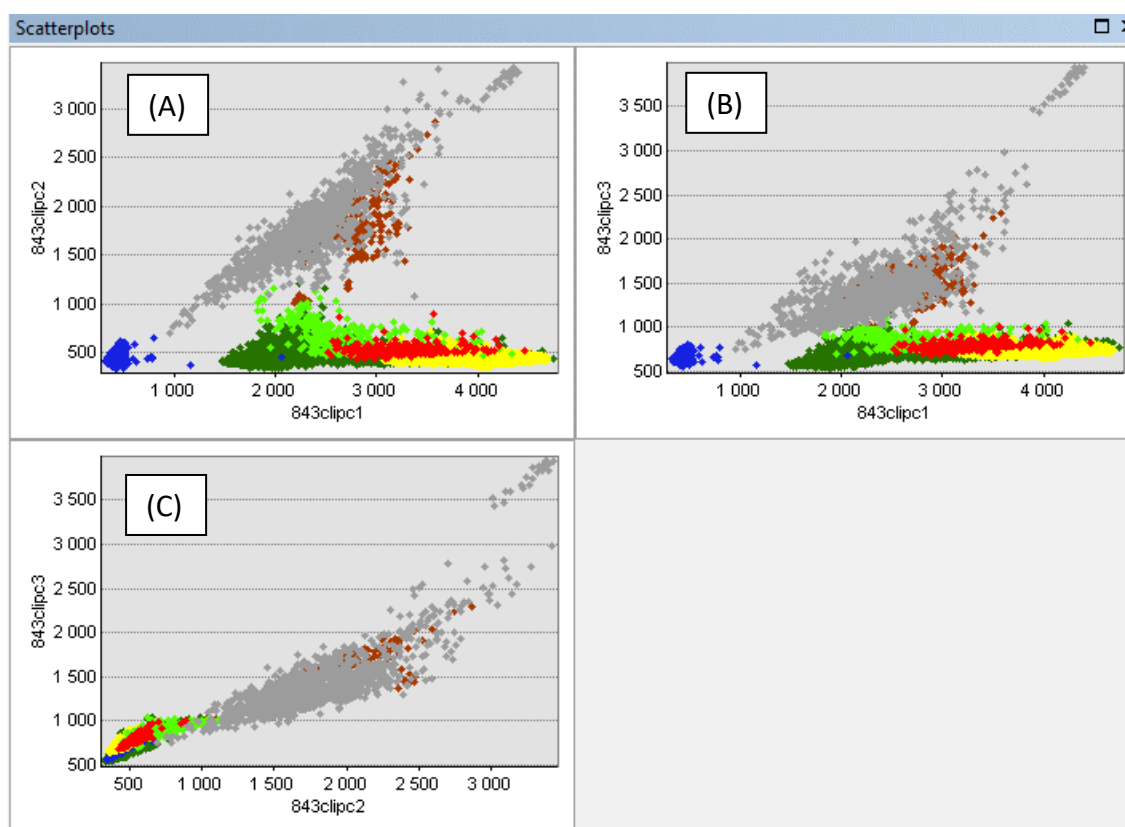


Figura 21 - Scatter plots para as áreas de treino definidas na área de estudo, sendo o eixo 843clipc1 significa o valor do pixel para a cor vermelha, 843clipc2 para a cor verde e 843clipc3 para a cor azul. O gráfico (A) mostra a relação entre o valor da cor vermelha e o valor da cor verde, O gráfico (B) mostra a relação entre o valor da cor vermelha e da cor azul e o gráfico (C) a relação entre os valores da cor verde e da cor azul.

As cores do gráfico da **Figura 21** servem para distinguir as diferentes classes a que cada pixel corresponde, sendo que as cores de cada classe estão identificadas na **Figura 22**.

Para obtenção de melhores resultados, o ideal será haver o mínimo de sobreposição possível entre cada classe; o que podemos verificar que para algumas classes isso não acontece, como é o caso das áreas sociais, a cinzento, e da classe solo nu a castanho. A classe das acácias, a vermelho, também apresenta alguma sobreposição com a classe da agricultura, a amarelo, e com a classe matos a verde-claro e com a floresta diversa a verde-escuro.

Na **Tabela 7** podemos confirmar o que foi visto anteriormente, isto é, a classe do solo nu (3) e a classe da área social (5), são as que apresentam maior proximidade (0,37). De seguida a classe da acácia (6), também se encontra relativamente próxima da classe das florestas diversas (7) e dos matos com o número (4), com valores de 2,41 e 2,91, respetivamente.



Figura 22 - Cor associada a cada classe de uso do solo para a deteção remota.

Tabela 7 - Distância entre pares combinados de classes.

Distances between Pairs of Combined Classes (in the sequence of merging)		
Remaining Class	Merged Class	Between-Class Distance
3 (Solo Nu)	5 (Área Social)	0,37352
6 (Acácia)	7 (Floresta diversa)	2,41509
4 (Matos)	6 (Acácia)	2,91155
2 (Agricultura)	4 (Matos)	3,00466
2 (Agricultura)	3 (Solo Nu)	11,7793
1 (Água)	2 (Agricultura)	22,1974

Na **Figura 23** está o resultado da utilização da ferramenta da classificação da máxima verossimilhança. Verificando-se que onde existe área de cor vermelha é provável que esteja associada à presença de *A. dealbata*.

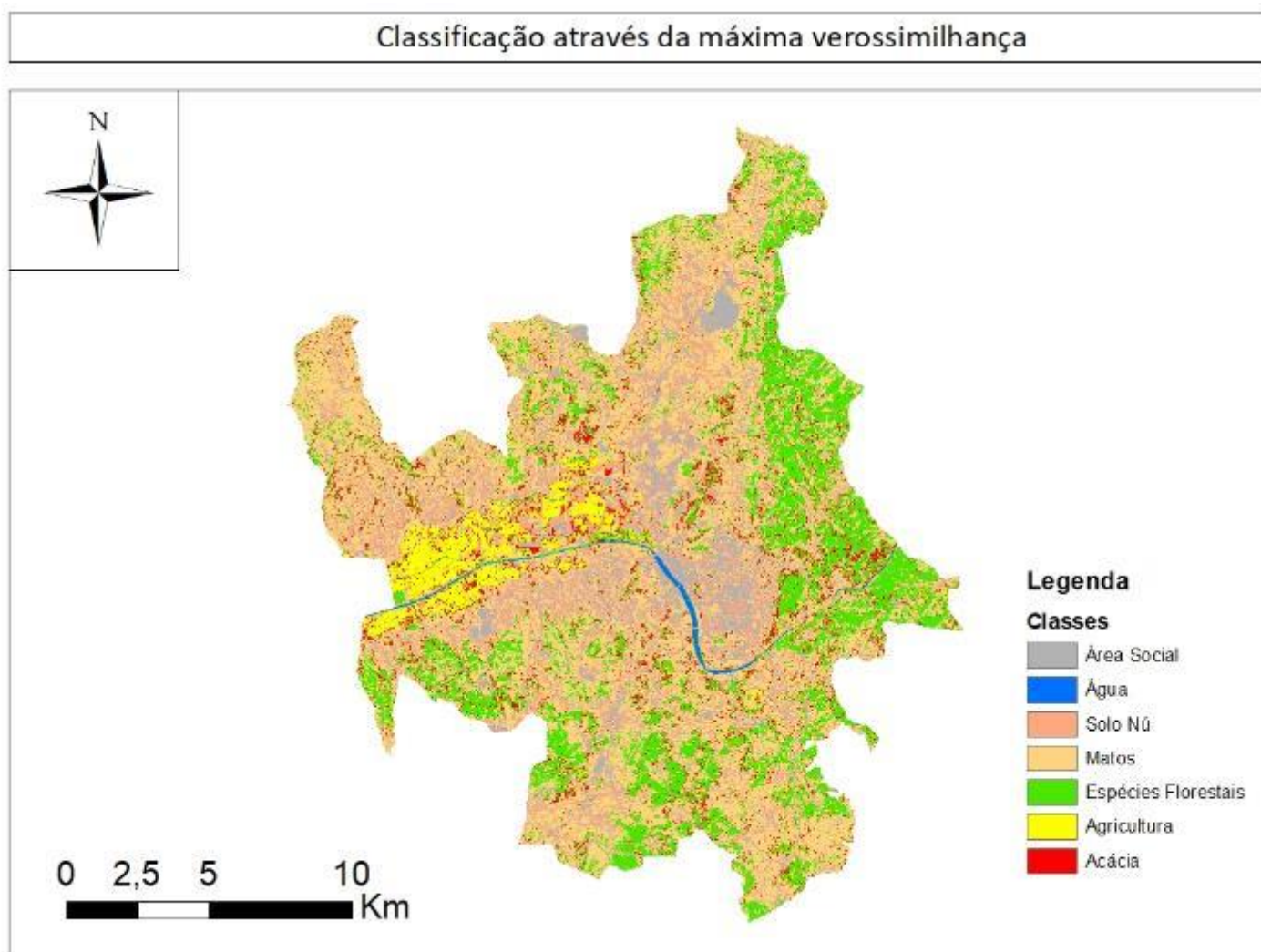


Figura 23 - Mapa da área de estudo resultante da classificação utilizando a ferramenta da máxima verossimilhança.

Para verificar a exatidão do mapa, utilizou-se o coeficiente de *Kappa*, escolhendo aleatoriamente 122 pontos de validação distribuídos pelo concelho de Coimbra.

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

Tabela 8 - Aplicação do coeficiente de *Kappa* tendo em conta 122 pontos de amostragem estratificada.

		Uso real							Total	U_Accuracy			
		C_1	C_2	C_3	C_4	C_5	C_6	C_7					
Uso calculado	ClassValue	C_1	10	0	0	0	0	0	0	10	1		
	C_2	0	9	0	0	0	1	0	10	0,9			
	C_3	0	0	7	0	4	0	0	11	0,64			
	C_4	0	3	0	36	1	0	7	47	0,77			
	C_5	0	1	0	1	8	0	0	10	0,8			
	C_6	0	1	0	1	0	6	2	10	0,6			
	C_7	0	1	0	0	0	2	21	24	0,88			
	Total	10	15	7	38	13	9	30	122	0			
P_Accuracy		1	0,6	1	0,95	0,62	0,67	0,7	0	0,80	Kappa		
										Kappa	0,74		

Cada ponto tem associado a ele a informação de qual era a classe a que pertencia no mapa resultante da classificação supervisionada e qual a classe real do mesmo. Assim podemos verificar que para a classe 1, que é a classe da água, na qual foram selecionados 10 pontos, todos eles correspondiam na realidade à classe da água, portanto relativamente à classe da água, o mapa calculado para esta classe apresenta 100% de exatidão. Por outro lado, na classe 2, que é a classe de agricultura, em 15 pontos selecionados, nove pertenciam realmente à classe de agricultura. No entanto, três deles, no mapa calculado foi assumido como classe de agricultura quando na realidade era matos. O mesmo aconteceu para outros três pontos, sendo um na classe de Área social, outro na classe de acácia e outro na classe de espécies florestais. Relativamente à classe solo nu, em sete pontos selecionados, todos eles correspondiam à classe solo nu na realidade. Para a classe dos matos, em 38 pontos, o mapa apenas errou o cálculo em dois deles, sendo um pertencia à classe da Área social e outro a classe das acácias. Na classe da Área social, em 13 pontos, quatro na realidade pertenciam à classe de solo nu e um à classe dos matos. Na classe das acácias, em nove pontos, dois deles na realidade pertenciam à classe espécies florestais. O valor obtido relativamente

ao índice *Kappa* foi de 0,8 valores o que segundo a **Tabela 9**, este apresenta uma proximidade substancial relativamente à realidade.

Tabela 9 - Interpretação do coeficiente de *Kappa*.

Kappa	Interpretation
< 0	Poor
0 – 0.2	Slight
0.21 – 0.4	Fair
0.41 – 0.6	Moderate
0.61 – 0.8	Substantial
0.81 - 1	Almost Perfect

Source: Adapted from Landis; Koch (1977)

3.4.1. Controlo físico de *Acacia dealbata*

O controlo de *A. dealbata* e das acácias em geral é trabalhoso, de longa duração e tem custos elevados (Campbell & Kluge, 1999). Tratando-se de uma espécie que tem como característica ter uma forte rebentação quando cortada, este método por si só não irá ser suficiente. Como tal uma alternativa viável é o descasque, principalmente quando se trata de pequenos núcleos. Este deve ser feito retirando toda a casca da acácia desde a altura a que se faz a incisão até ao solo (Campbell, 1987). Esta metodologia é especialmente recomendada para plantas adultas com casca lisa e sem feridas. Além disso esta técnica tem de ser aplicada na altura do ano em que a planta estiver com o seu câmbio vascular ativo, geralmente estas épocas coincidem com temperaturas amenas e com alguma humidade (Invasoras.pt, 2020a). A vantagem deste método é que é eficaz, sendo bem executado, permite uma fácil operacionalização com grupos grandes e é aplicável em árvores de quase todos os diâmetros. No entanto é um trabalho moroso e oneroso se for realizado por grupos profissionais pois é necessária bastante mão de obra. Além disso é necessário mais tarde fazer o corte da árvore descascada, pelo que são duas operações que são realizadas de forma espaçada para a mesma planta. Para plântulas jovens é possível realizar o arranque manual, no entanto,

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

se o substrato estiver mais compactado, deve ser realizado na época das chuvas permitindo o arranque do sistema radicular.

Para indivíduos mais jovens pode optar-se por realizar cortes sucessivos, isto é, realiza-se o primeiro corte e quando houver rebentação e esta atinja entre 50-100 cm, realiza-se um novo corte. Estes cortes devem ser realizados entre 3 a 4 vezes.

3.4.2. Controlo físico e químico de *Acacia dealbata*

O controlo químico pode ser combinado com controlo físico. Deve ser feito o corte das plantas e deixar a altura da toíça menor do que 15 cm (Webber, 2003), nos segundos imediatamente a seguir faz-se a pincelagem de herbicida cujo princípio ativo seja o glifosato. Ocorre com frequência a formação de rebentos de raiz, os quais devem ser eliminados quando atingirem alturas entre 25 e 50 cm. Rebentos superiores a estas dimensões devem ser descascados ou aplicar novamente o método explicado anteriormente.

O controlo físico combinado com químico também é uma alternativa que se mostra eficaz. Neste método é feito o corte dos indivíduos, esperar a rebentação e quando esta atingir cerca de 50 a 100 cm, pulverizar com herbicida.

É importante referir que todas as áreas onde estas operações são realizadas deve existir posteriormente uma monitorização contínuo do local para verificar o sucesso das operações.

3.4.3. Controlo biológico de *Acacia dealbata*

O controlo biológico, é um dos métodos com melhor custo-benefício, mais sustentável e fiável para as acácias australianas em geral (Dennill et al., 1999).

Em 1994 fez-se a primeira libertação de *Melanterius maculatus* Lea, um gorgulho que se alimenta das sementes da acácia, causando a redução do número de sementes,

no entanto os resultados não chegaram a ser verificados e este projeto só ganhou mais força em 1997. Após libertação do gorgulho em vários locais de África do Sul, verificou-se que este se estabeleceu com sucesso (Impson et al., 2011). Em Portugal está a ser testado de forma a verificar se a sua utilização é segura relativamente às espécies nativas, sendo que ainda não estão concluídos os testes, este método ainda não é uma alternativa possível (Invasoras.pt, 2020b).

3.4.4. Área piloto *Acacia dealbata*

A polígono escolhido como área piloto de *A. dealbata* está localizado na margem direita do rio Mondego imediatamente após a Portela do Mondego. Este polígono tem área de aproximadamente 23 Ha. Foi escolhida esta área por se tratar de uma zona que pode vir a desempenhar um papel importante tanto ao nível da biodiversidade quanto à função de estabilização das margens do rio Mondego, pois é nesta zona que o rio Ceira converge com o rio Mondego. Trata-se de uma área sensível devido a instabilidade das margens.

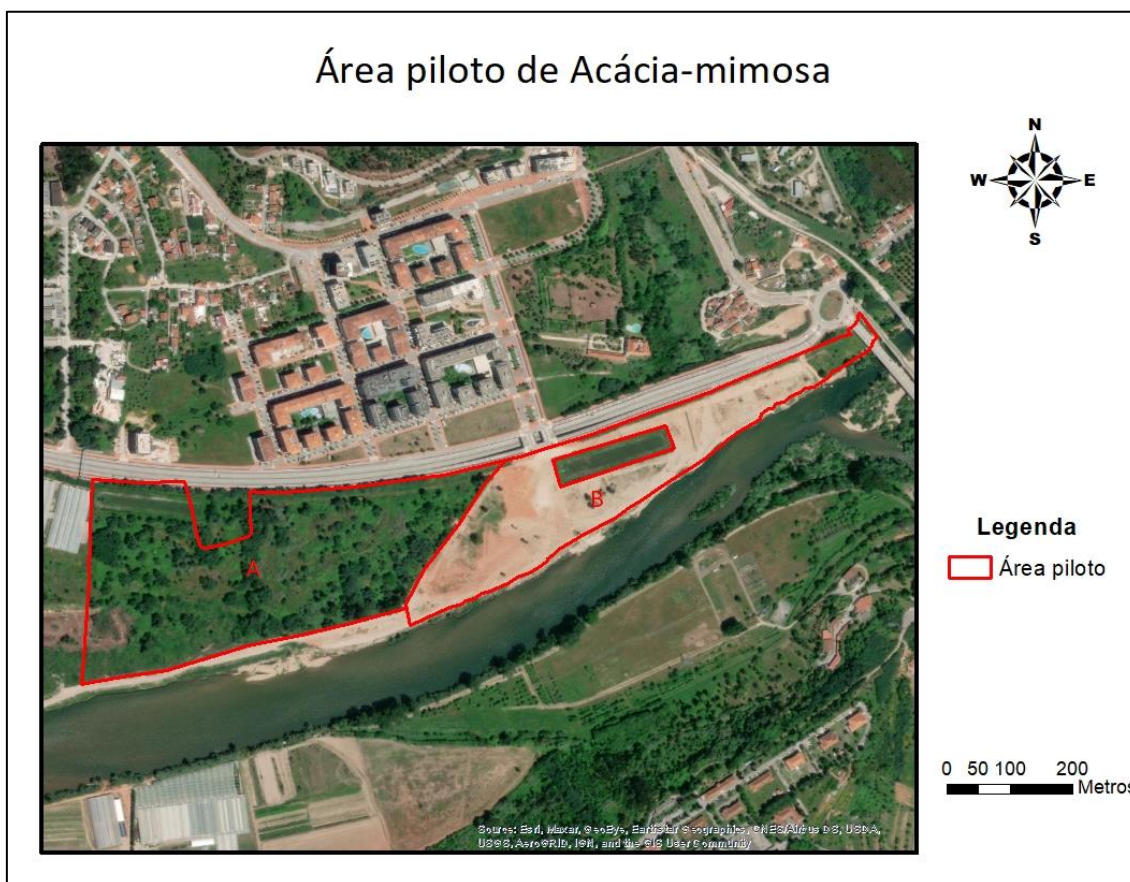


Figura 24 - Área Piloto com *Acacia dealbata*.

É necessário no momento de definição do plano de controlo, optar por uma restauração ativa. A restauração ativa acrescenta despesas adicionais, mas pode ser eficaz na redução dos custos a longo prazo das operações de acompanhamento e manutenção (Wilson et al., 2011) . Os custos são reduzidos significativamente todos os anos e depois ficam estabilizados ao nível do controlo de manutenção (P. Campbell & Kluge, 1999).

Neste local existe *A. dealbata* com as mais variadas dimensões, desde pequenas plântulas a árvores adultas de grande dimensão. De forma geral podemos considerar que a área pode ser dividida em dois, sendo o lado A, **Figura 25**, tem presente indivíduos adultos, com grande densidade. Neste lado A, com área total de cerca de 12,22 ha, *A. dealbata* ocupa aproximadamente 6 ha e o lado B, demonstrado na **Figura 26**, com área

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

total de aproximadamente 6,50 ha, apresenta *A. dealbata* em toda a sua extensão. Por ter sido alvo de um corte recente, apenas tem presença de indivíduos jovens, mas também com alta densidade.



Figura 25 - Local A da área piloto de *Acacia dealbata* com indivíduos de maiores dimensões e grande densidade.



Figura 26 - Local B da área piloto de *Acacia dealbata* com indivíduos de pequena dimensão e grande densidade.

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

Por ser uma área que apresenta dois locais com indivíduos de diferentes dimensões o método escolhido irá ser diferente. No local A, é proposto que se façam ações de voluntariado envolvendo a população com o objetivo de realizar descasque de *A. dealbata*. Os indivíduos descascados têm de secar totalmente, o que demora alguns meses e depois tem de ser cortados com utilização de motosserra. No local B, para indivíduos de menores dimensões, o corte pode ser feito com utilização de uma motorroçadora. É sugerido que neste local se façam cortes sucessivos. Após cada corte, irá haver rebentação de *A. dealbata* e quando esta atingir altura entre 50-100 cm deve ser feito o corte com motorroçadora novamente. Por fim, havendo nova rebentação de *A. dealbata*, deve ser feito o arranque manual.

É necessário também definir uma estratégia para fazer a restauração desta área. Esta restauração não deverá ser feita no primeiro ano, uma vez que corremos o risco de “perder” a plantação para as acácias. Como tal, sugerindo-se a plantação de espécies adaptadas as condições locais de zona ribeirinha, podendo esta ser composta por um conjunto de espécies como o salgueiro-preto (*Salix atrocinerea*) e salgueiro-branco (*Salix alba*), o freixo (*Fraxinus angustifolia* subsp. *angustifolia*) e ulmeiro (*Ulmus minor*), de forma a renaturalizar o local e torná-lo mais interessante do ponto de vista ecológico, e tornando-o numa área importante para aumentar a biodiversidade local e ao mesmo tempo estabilizar as margens do rio Mondego.

Tal como para as operações anteriores, na **Tabela 10** e **Tabela 11** é resumida a informação relativa à metodologia de controlo escolhida para indivíduos adultos e para indivíduos jovens, respetivamente.

Tabela 10 - Ficha técnica para controlo de *Acacia dealbata*.

Objetivo:	Controlo físico da acácia-mimosa (<i>Acacia dealbata</i>) para indivíduos adultos
Responsável:	Executor da Tarefa
Método	Descrição das tarefas
Descasque da <i>Acacia dealbata</i>	Deve ser feita uma incisão em anel, à volta do tronco, a uma altura adequada ao utilizador e remover toda a casca desde a altura da incisão até à superfície do solo
Ferramentas necessárias	
Tesoura da poda, foice, serrote, canivete ou podoa;	
Cuidados a ter durante a realização da tarefa	
Assegurar-se que não fica nenhuma raiz	
Equipamento de proteção individual (EPI):	
Luvas;	
Vantagens	Desvantagens
Remoção eficaz; Fácil operacionalização em grupo;	Moroso; Mais de uma intervenção para o mesmo indivíduo (descasque e posteriormente o corte);

Tabela 11 - Ficha técnica para controlo de *Acacia dealbata* jovem.

Objetivo:	Controlo físico da acácia-mimosa (<i>Acacia dealbata</i>) para indivíduos jovens
Responsável:	Executor da Tarefa
Método	Descrição das tarefas
Corte com utilização de motorroçadora	Deve ser feito o corte de toda a <i>Acacia dealbata</i> , com utilização de motorroçadora, junto ao solo
Ferramentas necessárias	
Motorroçadora;	
Cuidados a ter durante a realização da tarefa	
Assegurar-se que toda a <i>Acacia dealbata</i> jovem é cortada;	
Equipamento de proteção individual (EPI):	
Capacete com protetores auriculares e viseira adequada; Óculos de proteção; Luvas; Calças de proteção; Botas de segurança;	
Vantagens	Desvantagens
Remoção eficaz se forem feitos os cortes previstos; Pouco perturbação no solo; Não requer maquinaria difícil de operar;	Necessidade de vários cortes sucessivos; Moroso e dispendioso;

3.5. Custos de controlo das áreas piloto

Para a determinação dos custos de intervenção foram utilizadas as tabelas CAOF como base. Na **Tabela 12**, estão sintetizados os custos referentes à área piloto de *C. selloana*.

Tabela 12 - Custo de intervenção na área piloto de *Cortaderia selloana* na área piloto

Ano	Área a intervir (Ha)	Ação	Objetivo	Custo (Euros)		
				Custo/h	Horas	Custo Total
1º	0,72	Arranque com retroescavadora	Arranque de <i>Cortaderia selloana</i> de grandes dimensões com uso de retroescavadora	30	18	540,00
	-	Arranque manual com enxada	Arranque de <i>Cortaderia selloana</i> de menores dimensões e para complementar a retroescavadora	11,97	8	95,76
	-	Recolha de sobrantes	Recolha de <i>Cortaderia selloana</i> removida	40	5	200
2º	-	Arranque manual com enxada	Arranque de <i>Cortaderia selloana</i> de menores dimensões	11,97	8	95,76
					Total	931,52

Na área piloto de *A. dealbata* deve também ser considerado o custo de dos seguros de forma a poder trabalhar com voluntários, no entanto isso irá depende dos participantes.

O lado A irá ter um custo inicial de 585,58 euros, referente à limpeza de vegetação espontânea, de forma a ser possível aos voluntariados fazem o descasque das acácias. No ano 2 é necessário fazer o corte, recolha e estilhagem da madeira, tendo custo previsto de 5929 euros.

No local B o custo inicial é de 2484,17 e os seguintes cortes sucessivos de igual forma, no entanto é provável que com o tempo, caso os cortes sejam feitos atempadamente, o valor do custo possa diminuir.

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

Quanto à área piloto de *A. altissima*, é assumido que o custo por aplicação de herbicida por árvore é de 6,12 euros. Tratando-se de uma área com três indivíduos no qual é necessário fazer aplicação, ficaria a 18,36 euros para o ano um.

Tabela 13 - Custo de intervenção na área piloto de por operação e por ano.

Ano	Área a intervir (Ha)	Ação	Época do ano	Objetivo	Custo (Euros)		
					Custo/Ha	Custo/h	Custo Total
1º	6,48	Corte de acácia com motorroçadora	maio a setembro	Eliminar plantas jovens resultantes de rebentos	383,36	-	2484,17
	12,22	Controlo de vegetação espontânea de forma localizada	-	Eliminar vegetação espontânea	47,92	-	585,58
2º	5,97	Corte de acácia com motosserra	maio a setembro	Eliminar árvores adultas	575,04	-	3432,99
	-	Recolha de resíduos para estilhagem	-	Recolher os sobrantes do corte	-	40	1920,00
	-	Estilhagem de madeira	-	Estilhaçar a madeira resultante do corte de <i>Acacia dealbata</i>	-	72	576,00
	6,48	Corte de acácia com motorroçadora	maio a setembro	Eliminar plantas jovens resultantes de rebentos	383,36	-	2484,17
3º	6,48	Corte de acácia com motorroçadora	maio a setembro	Eliminar plantas jovens resultantes de rebentos	383,36	-	2484,17
4º	6,48	Corte de acácia com motorroçadora	maio a setembro	Eliminar plantas jovens resultantes de rebentos	383,36	-	2484,17
Total							16451,26

3.6. Monitorização e avaliação de resultados

Como forma de aumentar a probabilidade de sucesso das operações, é importante fazer a monitorização das operações, por um técnico responsável com formação adequada. Quer durante a sua aplicação, para assegurar que as recomendações técnicas são corretamente aplicadas, e se aumenta a taxa de sucesso, quer posteriormente, para monitorizar os resultados. Devem fazer-se visitas regulares (pelo menos, de 3 em 3 meses) a cada área na qual foram feitas intervenções. Com esta visita espera-se que o técnico responsável verifique qual o nível de sucesso das operações e se existe o surgimento de novos indivíduos da espécie-alvo.

Havendo recuperação das espécies invasoras, o que é provável, é essencial que sejam realizadas intervenções de controlo de continuidade.

Devem também ser realizadas campanhas de sensibilização para as invasoras em geral. O município pode promover ações de voluntariado envolvendo os munícipes, no qual deve ser informado as consequências das espécies a remover. À semelhança do que foi feito noutras câmaras como o caso de Águeda e de Paredes, seria interessante realizar uma exposição temporária “Espécies invasoras – a ameaça não vem do espaço”.

4. Conclusão e perspetivas futuras

Ao longo deste trabalho, foram abordados tópicos fundamentais que explicam os problemas das espécies invasoras, as suas consequências e a importância de combater. Em Coimbra verifica-se que ainda há muito trabalho a fazer para o combate às espécies invasoras, e foi possível ver que por norma, tal como a pesquisa bibliográfica indica, as espécies invasoras têm mais tendência a estabelecer-se em zonas perturbadas. Nestas zonas, é dada oportunidade às espécies com características de rápido crescimento, facilidade de dispersão e resilientes a danos/perturbações se estabeleçam, sendo que de forma geral, são espécies exóticas invasoras.

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

Para que seja feito um combate às invasoras de forma equilibrada e mais eficiente, é necessário conhecer o “inimigo”. Este trabalho deu um contributo para aumentar o conhecimento de algumas das espécies invasoras no território do concelho. No entanto, muito fica ainda por fazer.

As metodologias aplicadas para mapeamento das espécies revelaram eficácias variáveis. No que diz respeito à marcação de indivíduos/manchas das espécies *F. japonica*, *A. altissima* e *C. selloana* com GPS, é uma metodologia que é realizada no local e, tendo conhecimento para distinguir com segurança as espécies-alvo, os pontos são colocados com precisão. No entanto, não foi feita uma cobertura exaustiva do território. Os pontos obtidos de outras fontes ajudaram a completar a informação e obter mapas mais próximos da realidade, mas é provável que nem todas as áreas tenham sido geolocalizadas. Quanto ao mapeamento de *A. dealbata* através de deteção remota verificou-se um pouco desfasado da realidade; ainda que pela avaliação do índice Kappa se tenha verificado um valor razoável, para a exigência que se pedia para o trabalho atual, não se verificou ser a melhor opção, uma vez que havia alguma confusão entre as classes de áreas invadidas por acácia e a classe da agricultura e a classe dos matos.

A forma de recolher informação através de marcação de GPS deve ser implementada e, havendo operações de controlo, estas devem também estar presentes nas informações de cada ponto para determinada espécie, de forma que no futuro seja possível visitar novamente o local e verificar a eficácia da metodologia aplicada.

Relativamente à situação do concelho de Coimbra para as espécies selecionadas, verificamos que tanto na *C. selloana*, *A. altissima* e *A. dealbata* estão amplamente disseminadas pelo concelho e também inclusive na zona mais urbana da cidade. Facilmente se encontra *A. altissima* ao lado de prédios ou *C. selloana* em terrenos que não têm uso definido. A tendência será cada vez mais haver zonas com presença desta espécie e como tal, é importante agir o mais rápido possível para evitar no futuro que a área de intervenção seja maior e como consequência os custos também.

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

Todas as medidas propostas são com vista a controlar as espécies invasoras, mas é necessário que em todos os casos é necessário que haja uma continuidade nas operações, quer seja de remoção quer seja de manutenção para que sejam obtidos melhores resultados, caso contrário será gasto dinheiro sem obtenção de resultados.

Tal como se viu anteriormente, uma das causas que leva a que ocorra uma dispersão de espécies invasoras é a falta do uso adequado do solo. Assim, deve ser revisto a utilização destas áreas que estejam sem nenhum uso associado e fazer o possível para implementar espécies autóctones de forma que estas espécies impeçam a proliferação de invasoras.

Para o futuro, espera-se que haja maior sensibilidade por parte da população em geral, de forma que sejam também uma ajuda para a deteção precoce de espécies invasoras no concelho de Coimbra. Contudo, o município tem um papel fundamental neste aspeto, pois deve fazer a promoção de campanhas que promovam esta sensibilização. Deve dar a conhecer estas espécies para que a população as consiga identificar e demonstrar o porquê de ser importante combatê-las. Além disso deve apostar-se na troca de experiência prática e conhecimentos com outros Municípios, empresas, associações, grupos de trabalho e especialistas da área, pois esta luta deve ser feita em conjunto uma vez que as espécies invasoras não conhecem limites administrativos.

5 Bibliografia

- Aguilera, A. G., Alpert, P., Dukes, J. S., & Harrington, R. (2010). Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. *Biological Invasions*, 12(5), 1243–1252. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9543-z>
- Brondízio, E. S., Settele, J., Díaz, S., & Ngo, H. T. (2019). *The global assessment report of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services*.
- CABI. (sem data). *Invasive species Japanese knotweed*. Obtido 22 de Abril de 2022, de <https://www.invasive-species.org/species/japanese-knotweed/>
- CABI. (2009, Julho 15). *Cortaderia selloana* (pampas grass). <https://www.cabi.org/isc/datasheet/11872#tosummaryOfInvasiveness>
- Cadotte, M. W., & Lovett-Doust, J. (2001). Ecological and taxonomic differences between native and introduced plants of Southwestern Ontario. *Ecoscience*, 8(2), 230–238. <https://doi.org/10.1080/11956860.2001.11682649>
- Cadotte, M. W., Yasui, S. L. E., Livingstone, S., & MacIvor, J. S. (2017). Are urban systems beneficial, detrimental, or indifferent for biological invasion? *Biological Invasions*, 19(12), 3489–3503. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1586-y>
- Campbell, P., & Kluge, R. (1999). Development of integrated control strategies for wattle. 1. Utilization of wattle, control of stumps and rehabilitation with pastures. *Plant Grond*, 16(1).
- Campbell, P. L. (1987). Control of silver wattle. *Farming in South Africa*.
- Carr, G. W. (2001). Australian plants as weeds in Victoria. *Plant Protection Quarterly*, 16, 124–125.
- Dennill, G. B., Donnelly, D., Stewart, K., & Impson, F. A. C. (1999). Insect agents used for the biological control of Australian *Acacia* species and *Paraserianthes lophantha* (Willd.) Nielsen (Fabaceae) in South Africa. *Biological Control of Weeds in South Africa (1990-1998)*. <https://doi.org/10.3/JQUERY-UI.JS>

- Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A. C., Gozlan, R. E., Roiz, D., Jarić, I., Salles, J. M., Bradshaw, C. J. A., & Courchamp, F. (2021). High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature*, 592(7855), 571–576. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03405-6>
- Didham, R. K., Tylianakis, J. M., Gemmell, N. J., Rand, T. A., & Ewers, R. M. (2007). Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. Em *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 22, Issue 9, pp. 489–496). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.07.001>
- Direção-Geral do Território. (2019). *Especificações técnicas da Carta de Uso e Ocupação do Solo (COS) de Portugal Continental para 2018. Relatório Técnico.*
- DiTomaso, J. M., Kyser, G. B., & Oneto, S. R. (2013). *Weed Control in Natural Areas in the Western United States* (p. 544). University of California Weed Research & Information Center.
- Dueñas, M. A., Hemming, D. J., Roberts, A., & Diaz-Soltero, H. (2021). The threat of invasive species to IUCN-listed critically endangered species: A systematic review. *Global Ecology and Conservation*, 26. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01476>
- ESRI. (sem data). *How Maximum Likelihood Classification works*. Obtido 12 de Maio de 2022, de <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/latest/tools/spatial-analyst-toolbox/how-maximum-likelihood-classification-works.htm>
- González, F., Serrano, B., Urchaga, A., García De Enterría, S., Alves, H. N., Marchante, H., & Almeida, M. R. (2022). *Manual de boas práticas para o controlo da Cortaderia selloana.*
- Gosling, D. S., Shaw, W. B., & Beadel, S. M. (2000). Review of control methods for pampas grasses in New Zealand. *Science for Conservation*, 30, 165.
- Harradine, A. R. (1991). *The impact of pampas grasses as weeds in southern Australia.*
- Haubrock, P. J., Turbelin, A. J., Cuthbert, R. N., Novoa, A., Taylor, N. G., Angulo, E., Ballesteros-Mejia, L., Bodey, T. W., Capinha, C., Diagne, C., Essl, F., Golivets, M.,

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

- Kirichenko, N., Kourantidou, M., Leroy, B., Renault, D., Verbrugge, L., & Courchamp, F. (2021). Economic costs of invasive alien species across Europe. *NeoBiota*, 67, 153–190. <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.58196>
- Heisey, R. M. (1990). EVIDENCE FOR ALLELOPATHY BY TREE-OF-HEAVEN (*Ailanthus altissima*). Em *Journal of Chemical Ecology* (Vol. 16, Issue 6).
- Hollingsworth, M. L., & Bailey, J. P. (2000). Evidence for massive clonal growth in the invasive weed *Fallopia japonica* (Japanese Knotweed). *Botanical Journal of the Linnean Society*, 133(4), 463–472. <https://doi.org/10.1006/BOJL.2000.0359>
- Hu, S. Y. (1979). *Ailanthus*. *Arnoldia*, 39(2), 29–50. <http://www.jstor.org/stable/42954660>
- ICNF - Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. (2021). <https://www.icnf.pt/florestas/arborizacoes/caof>
- Impson, F. A. C., Kleinjan, C. A., Hoffmann, J. H., Post, J. A., & Wood, A. R. (2011). Biological control of Australian *Acacia* species and *Paraserianthes lophantha* (Willd.) Nielsen (Mimosaceae) in South Africa. Em *African Entomology* (Vol. 19, Issue 2, pp. 186–207). <https://doi.org/10.4001/003.019.0210>
- Instituto Nacional de Estatística. (2021). *Censos 2021*. https://www.ine.pt/scripts/db_censos_2021.html
- Invasoras.pt. (2020a). *Acacia dealbata*. <https://invasoras.pt/pt/planta-invasora/acacia-dealbata>
- Invasoras.pt. (2020b). *Acacia dealbata - controlo*. <https://invasoras.pt/pt/planta-invasora/acacia-dealbata>
- Invasoras.pt. (2020c). *Fallopia japonica - Plantas Invasoras em Portugal*. <https://www.invasoras.pt/pt/planta-invasora/fallopia-japonica>
- invasoras.pt. (2020a). *O Projecto | Plantas Invasoras em Portugal*. <https://invasoras.pt/pt/o-projecto>
- invasoras.pt. (2020b, Junho 26). *Cortaderia selloana - Controlo*. <https://invasoras.pt/pt/planta-invasora/cortaderia-selloana>

- Invasoras.pt. (2020d, Junho 27). *Acacia dealbata*. <https://www.invasoras.pt/pt/planta-invasora/acacia-dealbata>
- invasoras.pt. (2022a). *Gestão de plantas invasoras*. <https://invasoras.pt/pt/gest%C3%A3o-de-plantas-invasoras>
- invasoras.pt. (2022b). *O que são plantas invasoras*.
- Invasoras.pt. (2022, Junho 23). *Ailanthus altissima*. <https://www.invasoras.pt/pt/planta-invasora/ailanthus-altissima>
- IPMA. (2022a). *Clima de Portugal Continental*. <https://www.ipma.pt/pt/educativa/tempo.clima/>
- IPMA. (2022b). *Normais climatológicas 1981-2010 - Temperatura do Ar - Coimbra*. <https://www.ipma.pt/pt/oclima/normais.clima/1981-2010/>
- Kassim, M., Achoui, M., Mustafa, M. R., Mohd, M. A., & Yusoff, K. M. (2010). Ellagic acid, phenolic acids, and flavonoids in Malaysian honey extracts demonstrate in vitro anti-inflammatory activity. *Nutrition Research*, 30(9), 650–659. <https://doi.org/10.1016/j.nutres.2010.08.008>
- King, M., Salomonson, V., Mayer, D., Pavon, P., & Franch, B. (2014, Março 4). *How to Interpret Common False Color Images*. <https://earthobservatory.nasa.gov/features/FalseColor/page6.php>
- Kolar, C. S., & Lodge, D. M. (2001). Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(4), 199–204. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02101-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02101-2)
- Life Stop Cortaderia. (2019). *Programa LIFE+*. <http://stopcortaderia.org/language/pt/programa-life-2/>
- Lillesand, T. M., & Kiefer, R. W. (1987). *Remote sensing and image interpretation. Second edition*. John Wiley and Sons Inc., New York, NY.
- Luís, Â., Gil, N., Amaral, M. E., Domingues, F., & Duarte, A. P. (2012). *Ailanthus altissima*: bioactives. Em *BioResources* (Vol. 7, Issue 2).

- Marchante, E., Freitas, H., & Marchante, H. (2008). Guia prático para a identificação de plantas invasoras de Portugal Continental. Em *Guia prático para a identificação de plantas invasoras de Portugal Continental*. Imprensa da Universidade de Coimbra. <https://doi.org/10.14195/978-989-26-0398-8>
- Marchante, E., & Marchante, H. (2022, Julho 19). *Sanguinária-do-japão: Sem saber, podemos estar a ajudar esta terrível invasora*. <https://www.wilder.pt/naturalistas/sanguinaria-do-japao-sem-saber-podemos-estar-a-ajudar-esta-terrivel-invasora/>
- MCNEILL, W. H. (1999). How the Potato Changed the World's History. *Social Research*, 66(1), 67–83. <http://www.jstor.org/stable/40971302>
- McRae, Louise., Freeman, Robin., & Marconi, Valentina. (2016). *Living Planet Report 2016 : Risk and Resilience in a New Era*.
- Morais, M., Marchante, E., & Marchante, H. (2017). Big troubles are already here: risk assessment protocol shows high risk of many alien plants present in Portugal. *Journal for Nature Conservation*, 35, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2016.11.001>
- Mumford, L. (1962). *The city in history. Its origins, its transformations and its prospects*. New York : Harcourt, Brace & World, Inc.,.
- Murrell, C., Gerber, E., Krebs, C., Parepa, M., Schaffner, U., & Bossdorf, O. (2011). Invasive knotweed affects native plants through allelopathy. *American Journal of Botany*, 98(1), 38–43. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000135>
- Panke, B., & Renz, M. (2012). *Management of invasive plants in Wisconsin: Japanese knotweed*. www.uwex.edu/ces/cty
- Passos, I., Marchante, H., Pinho, R., & Marchante, E. (2017). What we don't seed: the role of long-lived seed banks as hidden legacies of invasive plants. *Plant Ecology*, 218(11–12), 1313–1324. <https://doi.org/10.1007/s11258-017-0770-6>

MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

- Pereyra, P. J. (2016). Revisiting the use of the invasive species concept: An empirical approach. Em *Austral Ecology* (Vol. 41, Issue 5, pp. 519–528). Blackwell Publishing. <https://doi.org/10.1111/aec.12340>
- Perrings, C., Burgiel, S., Lonsdale, M., Mooney, H., & Williamson, M. (2010). International cooperation in the solution to trade-related invasive species risks. Em *Annals of the New York Academy of Sciences* (Vol. 1195, pp. 198–212). Blackwell Publishing Inc. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05453.x>
- Pheloung, P. C., Williams, P. A., & Halloy, S. R. (1999). A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. Em *Journal of Environmental Management* (Vol. 57). <http://www.idealibrary.comon>
- Pimentel, D. (2005). *Environmental consequences and economic costs of alien species*. <http://www.ahsc.arizona.edu/uac/iacuc/poultry/poultry.shtml>
- Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., Dawson, W., Essl, F., Foxcroft, L. C., Genovesi, P., Jeschke, J. M., Kühn, I., Liebhold, A. M., Mandrak, N. E., Meyerson, L. A., Pauchard, A., Pergl, J., Roy, H. E., Seebens, H., ... Richardson, D. M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, 95(6), 1511–1534. <https://doi.org/10.1111/brv.12627>
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Dane Panetta, F., & West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6(2), 93–107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>
- Rodríguez, F., Lombardero-Vega, M., San Juan, L., de las Vecillas, L., Alonso, S., Morchón, E., Liendo, D., Uranga, M., & Gandarillas, A. (2021). Allergenicity to worldwide invasive grass *Cortaderia selloana* as environmental risk to public health. *Scientific Reports*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-03581-5>
- Rudenko, M., & Hulting, A. (2010). *Integration of Chemical Control with Restoration Techniques for Management of Fallopia japonica Populations*.

- Saura-Mas, S., & Lloret, F. (2005). Wind effects on dispersal patterns of the invasive alien *Cortaderia selloana* in Mediterranean wetlands. *Acta Oecologica*, 27(2), 129–133. <https://doi.org/10.1016/J.ACTAO.2004.12.001>
- Sinergise. (2022). *About Sentinel-2 L2A Data*. <https://docs.sentinel-hub.com/api/latest/data/sentinel-2-l2a/>
- Sladonja, B., Sušek, M., & Guillermic, J. (2015). Review on Invasive Tree of Heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) Conflicting Values: Assessment of Its Ecosystem Services and Potential Biological Threat. *Environmental Management*, 56(4), 1009–1034. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0546-5>
- Urgenson, L. S. (2006). *The Ecological Consequences of Knotweed Invasion into Riparian Forests*.
- USDA. (2014). *Field Guide for Managing Tree-of-heaven in the Southwest*.
- Vasconcelos, T., Soares, A. L., Cunha, A. R., Forte, P., & Arsénio, P. (2018). *Ailanthus altissima*.
- Webber, E. (2003). *Invasive plant species of the world: a reference guide to environmental weeds*. (Vol. 8). <https://www.cabi.org/isc/abstract/20033158536>
- Wilson, J. R. U., Gairifo, C., Gibson, M. R., Arianoutsou, M., Bakar, B. B., Baret, S., Celesti-Grapow, L., DiTomaso, J. M., Dufour-Dror, J.-M., Kueffer, C., Kull, C. A., Hoffmann, J. H., Impson, F. A. C., Loope, L. L., Marchante, E., Marchante, H., Moore, J. L., Murphy, D. J., Tassin, J., ... Richardson, D. M. (2011). Risk assessment, eradication, and biological control: global efforts to limit Australian acacia invasions. *Diversity and Distributions*, 17(5), 1030–1046. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00815.x>



**Escola Superior
Agrária**

Politécnico de Coimbra

ESCOLA SUPERIOR AGRÁRIA
INSTITUTO POLITÉCNICO DE COIMBRA

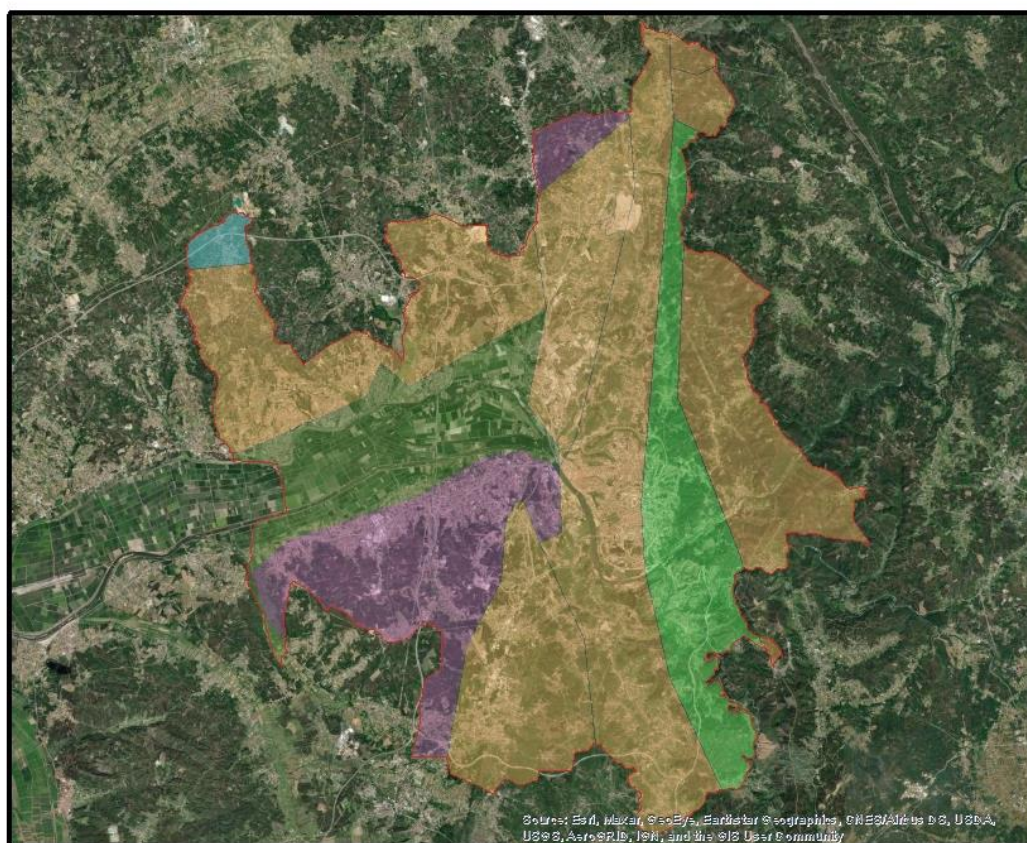
MESTRADO EM RECURSOS FLORESTAIS

Anexos

ANEXO I – Carta de classificação dos solos concelho de Coimbra

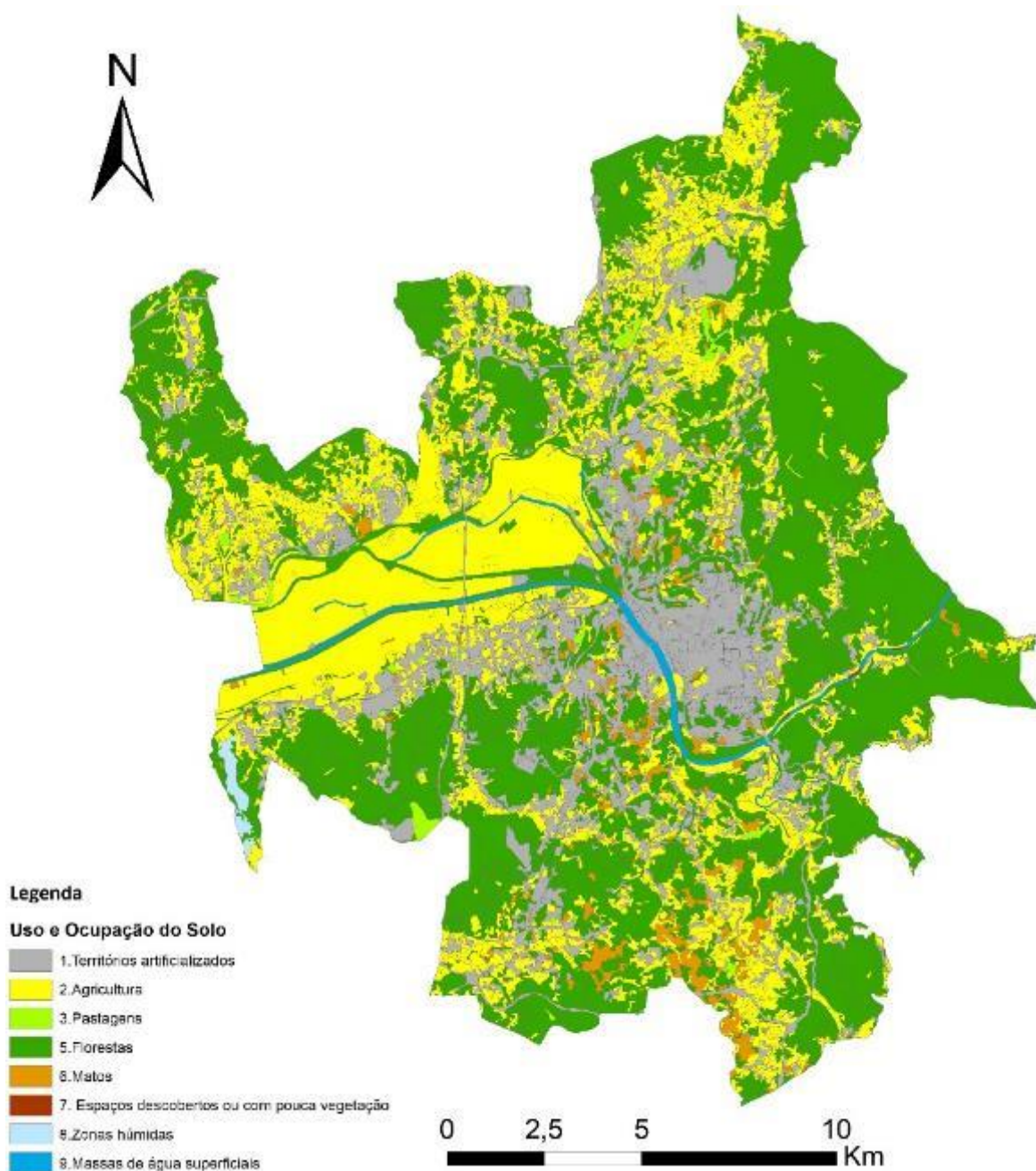


- Legenda**
- Tipo de Solo**
-  CAMBISSOLOS
 -  FLUVISSOLOS
 -  LITOSSOLOS
 -  LUVISSOLOS
 -  PODZOIS
 -  Concelho de Coimbra



Source: Esri, Maxar, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS User Community

**ANEXO II – Carta de uso e ocupação do solo no concelho de Coimbra com
base nos dados da COS2018**



ANEXO III – Imagem de satélite falsa cor obtida pelo satélite Sentinel-2

Imagem de satélite falsa cor Sentinel-2

