



Afonso Eurico Correia de Freitas de Lisboa

Licenciado em Ciências de Engenharia do Ambiente

Contribuição para o estudo da biodiversidade de Espaços Verdes Urbanos e Hortas Comunitárias: Caso de estudo da Freguesia de Parede/Carcavelos

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente – Perfil de Engenharia de Sistemas Ambientais

Orientador: Maria Teresa Calvão Rodrigues, DCEA, FCT-UNL

Co-orientador: André Filipe Torres de Castro Miguel, Cascais Ambiente

Presidente: Prof. Doutor António Manuel Fernandes Rodrigues

Vogais: Prof.^a Doutora Maria Luísa Faria de Castro e Lemos

Prof.^a Doutora Maria Teresa Calvão Rodrigues

Dissertação Contribuição para o estudo da biodiversidade de Espaços Verdes Urbanos e Hortas Comunitárias: Caso de estudo da Freguesia de Parede/Carcavelos.

Copyright © Afonso Eurico Correia de Freitas Lisboa, FCT/UNL e da UNL, 2016

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

Agradecimentos

No presente projeto, gostaria de expressar os meus agradecimentos:

À minha orientadora, Prof. Teresa Calvão pela disponibilidade e interesse em realizar esta dissertação e por todo o empenho e apoio, tanto na elaboração do projeto como no trabalho de campo, que dificilmente podem ser traduzidos por palavras.

Ao meu co-orientador e amigo, Eng. André Miguel pela disponibilidade do tema desta dissertação, pelas constantes deslocações às hortas comunitárias e espaços verdes urbanos e pelo apoio decisivo na organização do projeto.

Às minhas colegas Mónica Barreiros, Quelvina Fortes, Beatriz Moreira e Patrícia Santos, pela disponibilidade e auxílio no trabalho de campo, bem como na identificação de espécies recolhidas.

À minha colega Cátia Ferreira pela disponibilidade, apoio, conselhos e ferramentas úteis para a estruturação do trabalho.

Agradeço também aos meus companheiros da Cascais Ambiente. Ao Diogo Rama da Silva e Sara Gonçalves pelo fornecimento de material útil e auxílio na identificação de espécies insetívoras. À Sara Saraiva pela constante motivação e apoio na identificação de aves. Ao Rui Peixoto, Vasco Silva e Nuno Louro pela transmissão dos conhecimentos e sugestões para o desenvolvimento do projeto.

À minha Avó Maria, à Tia Isabel e Tio Miguel, pelo forte apoio ao longo dos meses do desenvolvimento do projeto.

À minha Tia Belica (Isabel) que, apesar de não ter contribuído de forma direta para a dissertação, transmitiu, incansavelmente, palavras de incentivo nesta fase terminal do curso, tendo sido também muito importante ao longo de todo o meu percurso enquanto estudante pré-universitário e à minha Prima Margarida pela amizade e cedência de material muito útil.

Aos meus Pais, pelo amor, carinho e forma como me motivaram e me ajudaram a caminhar até a esta fase terminal do meu percurso universitário e aos meus Irmãos que, apesar de se encontrarem longe, acompanharam o desenvolvimento do projeto e transmitiram palavras de motivação.

De forma sincera, muito obrigado.

Resumo

A biodiversidade tem uma importância global, sendo a sua conservação crucial para a prestação dos serviços ecológicos dos ecossistemas e decisivos no que respeita à sua contribuição para a estabilidade no meio urbano nas várias vertentes da sustentabilidade. A manutenção ou implementação de novas infraestruturas verdes nas cidades potencia o aumento da biodiversidade, gerando inúmeros benefícios ambientais, sociais e económicos.

No âmbito do tema geral da biodiversidade, pretende-se com este projeto a execução de um estudo da biodiversidade no meio urbano em áreas pertencentes ao concelho de Cascais. O estudo baseou-se numa recolha de dados da presença de espécies das várias classes de seres vivos, incluindo a flora e a fauna, no sentido de adquirir conhecimentos para melhor compreender a dinâmica dos ecossistemas de carácter urbano, e, entre as hortas comunitárias e os espaços verdes urbanos, estimar qual dos tipos de espaço terá maior potencial enquanto promotor da biodiversidade.

No respeitante às aves, o Relvado de S. João e os Jardins da Parede são as áreas de estudo que apresentam os maiores valores do índice de Shannon-Wiener e do inverso do índice de Simpson, enquanto as Hortas de S. João e dos Lombos são apresentadas menores valores. Em relação às formigas, os espaços que detêm os maiores valores do índice de Shannon-Wiener e de Simpson são o Relvado e a Horta do bairro de S. João. No que aos insetos voadores diz respeito, a Horta dos Lombos apresenta os maiores índices de Shannon-Wiener e de Simpson, enquanto que o Relvado de S. João apresenta os valores mais baixos dos dois índices. Finalmente, verificou-se uma maior diversidade de plantas nas duas hortas comunitárias. A diversidade de plantas presentes nas hortas comunitárias é muito superior à diversidade presente nos espaços verdes urbanos.

Palavras-chave: biodiversidade; riqueza específica; estrutura ecológica; espaço verde urbano; horta comunitária; Shannon-Wiener; Simpson

Abstract

Biodiversity has a global importance, and its crucial conservation for the provision of ecological services of ecosystems and decisive with regard to its contribution to stability in the urban environment in the various aspects of sustainability. The maintenance or implementation of new green infrastructures in cities potentiates the increase in biodiversity, generating many environmental, social, and economic benefits.

Under the general theme of biodiversity, it is intended with this project the implementation of a biodiversity study in the urban environment in areas belonging to the municipality of Cascais. The study was based on a collection of data regarding the presence of species of the various classes of living beings, including plants and animals, to acquire knowledge for a better understanding of the dynamics of the urban character of ecosystems, and from the community gardens and urban green spaces, estimate which of these two types of space has greater potential as a biodiversity promoter.

Regarding birds the lawn of S. João and the green space of Jardins da Parede are those with higher values of Shannon-Wiener and Simpson indices. Regarding the ants, the spaces that hold the highest values of the Shannon-Wiener and Simpson indices are the green space of Jardins da Parede and the community garden of Lombos. Finally, relatively to flying insects, the community garden of Lombos has the highest rates of Shannon-Wiener and Simpson, while the S. João's lawn clearly presents the lowest values of the two indices. Finally, it was concluded that there was a greater diversity of plants in both community gardens. Plant diversity in community gardens is much higher in community gardens than in urban green spaces.

Key-words: biodiversity; specific wealth; ecological structure; urban green space; community garden; Shannon-Wiener, Simpson

Índice

Agradecimentos	III
Resumo	V
Abstract.....	VII
Índice de figuras	XIII
Índice de tabelas	XV
Lista de siglas e acrónimos	XVII
Capítulo 1 - Introdução	1
1.1 Definição do âmbito	1
1.2 Objetivo	2
1.3 Organização da dissertação	3
Capítulo 2 - Enquadramento teórico	5
2.1 A biodiversidade nos ecossistemas	5
2.1.1 O conceito de biodiversidade	5
2.1.2 Os serviços e funções dos ecossistemas	11
2.1.3 A biodiversidade no meio urbano.....	19
2.1.4 Amostragem para a medição da diversidade	24
2.1.4.1 Flora.....	28
2.1.4.2 Fauna	32
2.1.5 Medidas e índices de biodiversidade.....	47
2.2 Estrutura ecológica.....	50
2.2.1 O conceito de estrutura ecológica	50
2.2.2 Estrutura ecológica municipal	51
2.2.2.1 Estrutura ecológica fundamental.....	52

2.2.2.2	Estrutura ecológica complementar.....	54
2.2.2.3	Estrutura ecológica urbana.....	54
2.3	Espaços verdes urbanos.....	55
2.3.1	O conceito de espaço verde urbano.....	55
2.3.2	Os espaços verdes urbanos como promotores da biodiversidade.....	57
2.3.3	Enquadramento legislativo.....	59
2.4	Hortas urbanas.....	60
2.4.1	Agricultura urbana.....	60
2.4.2	Agricultura convencional vs agricultura biológica.....	64
2.4.3	Agricultura biológica enquanto promotora da biodiversidade.....	67
2.4.4	Hortas comunitárias.....	71
Capítulo 3	- Metodologia.....	79
3.1	Área de estudo.....	79
3.1.1	Localização geográfica.....	79
3.1.2	Clima.....	82
3.1.3	Paisagem.....	82
3.2	Procedimento metodológico e métodos de campo.....	83
3.3	Tratamento de dados.....	86
Capítulo 4	- Resultados e discussão.....	87
4.1	Flora.....	87
4.1.1	Espaços Verdes Urbanos.....	87
4.1.2	Hortas comunitárias.....	89
4.2	Insetos rastejantes.....	91
4.3	Insetos voadores.....	93
4.4	Aves.....	96

Capítulo 5 - Conclusões e considerações finais	101
Referências bibliográficas	103
Legislação	112
Sites consultados.....	113
Anexos.....	115

Índice de figuras

Figura 2.1 - Exemplo de um ecossistema marinho, representando uma grande diversidade de espécies; exemplo de um ecossistema glacial apresentando uma diversidade de espécies reduzida.	6
Figura 2.2 - Recursos naturais, os seus benefícios provenientes da diversidade nos ecossistemas e os potenciais fatores que contribuem para a sua perda.	7
Figura 2.3 - Os benefícios criados pelos serviços dos ecossistemas e os agentes que limitam a produção natural destes serviços.....	12
Figura 2.4 - Os tipos e respetivos exemplos de serviços dos ecossistemas.	13
Figura 2.5 - Exemplo de espaço verde urbano utilizado para recreio.....	56
Figura 2.6 - A agricultura desempenhada em hortas no meio urbano.	62
Figura 2.7 - Previsão para a agricultura urbana vertical desempenhada em Paris no ano 2050.	63
Figura 2.8 - A prática da agricultura biológica no mundo.....	67
Figura 2.9 - Uma horta comunitária do concelho de Cascais (Horta dos Lombos, Carcavelos). .	74
Figura 2.10 - Os quatro eixos estratégicos do Programa Hortas de Cascais.	75
Figura 3.1 - Localização do concelho de Cascais no território de Portugal Continental.	79
Figura 3.2 - Localização dos espaços de estudo no interior do concelho de Cascais.	80
Figura 3.3 - Relvado do bairro de S. João e Horta comunitária de S. João, em Carcavelos.....	80
Figura 3.4 - Localização da Horta dos Lombos, em Carcavelos.....	81
Figura 3.5 - Área de intervenção no EVU correspondente aos Jardins da Parede.	81
Figura 3.6 - Carta de ocupação e uso do solo do concelho de Cascais.	83
Figura 3.7 - Procedimento metodológico do estudo da biodiversidade.....	84
Figura 4.1 - Dominância dos tipos de ocupação do solo no Relvado de S. João.	87
Figura 4.2 - Cobertura vegetal das espécies presentes no Relvado de S. João.	87

Figura 4.3 - Dominância dos tipos de ocupação do solo no espaço verde dos Jardins da Parede.	88
Figura 4.4 - Percentagem da cobertura vegetal de cada espécie observada nos Jardins da Parede.....	89
Figura 4.5 - Cobertura vegetal das espécies verificadas nas áreas de estudo das duas HC durante o processo amostral.	90
Figura 4.6 - Valor percentual da abundância de espécies de formigas observadas nos quatro espaços de estudo.....	92
Figura 4.7 - Principais espécies de insetos voadores detetadas e respetiva percentagem.	95
Figura 4.8 - Gráfico referente à percentagem do número de indivíduos de cada espécie de aves do total de indivíduos observados.	98

Índice de tabelas

Tabela 4.1 - Quadro de resultados dos parâmetros da diversidade de plantas nas HC de S. João e dos Lombos.	89
Tabela 4.2 - Comparação dos índices de Shannon-Wiener e de Simpson para a diversidade de plantas, entre as HC dos Lombos e de S. João.	90
Tabela 4.3 - Quadro de resultados dos cálculos dos parâmetros de diversidade para as formigas.	91
Tabela 4.4 - Comparação dos índices de Shannon-Wiener e de Simpson para a diversidade de insetos rastejantes, entre os quatro espaços de estudo.	93
Tabela 4.5 - Quadro de resultados dos parâmetros de diversidade relativos aos insetos voadores.	94
Tabela 4.6 - Relação entre os índices de diversidade de cada par de espaços de estudo, tendo em consideração os insetos voadores.	96
Tabela 4.7 - Quadro de resultados dos parâmetros de diversidade calculados para as aves.	97
Tabela 4.8 - Comparação dos índices de Shannon-Wiener e Simpson de cada par de espaços de estudo.	98

Lista de siglas e acrónimos

AEA – Agência Europeia do Ambiente

AA – Amostragem Aleatória

AE – Amostragem Estratificada

ACV – Análise do Ciclo de Vida

AS – Amostragem Sistemática

AAE – Amostragem Aleatória Estratificada

AAS – Amostragem Aleatória Simples

AU – Agricultura Urbana

CCDR – Comissão de Coordenação do Desenvolvimento Regional

CCDR-LVT – Comissão de Coordenação do Desenvolvimento Regional de Lisboa e Vale do Tejo

CDB – Convenção sobre a Diversidade Biológica

CE – Comissão Europeia

CEE – Comunidade Económica Europeia

CMC – Câmara Municipal de Cascais

CMF – Câmara Municipal do Funchal

DGADR – Direção Geral de Agricultura e Desenvolvimento Regional

EEC – Estrutura Ecológica Complementar

EEF – Estrutura Ecológica Fundamental

EEM – Estrutura Ecológica Municipal

EEU – Estrutura Ecológica Urbana

EPA – Environmental Protection Authority

EVU – Espaço Verde Urbano

FAO – Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura

FMA – Fundo Mundial para o Ambiente

HC – Horta Comunitária

ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e Florestas

IFOAM – International Foundation for Organic Agriculture

IGT – Instrumentos de Gestão Territorial

IC – Infraestrutura cinzenta

IV – Infraestrutura Verde

MPB – Modo de Produção Biológico

ONU – Organização das Nações Unidas

PDM – Plano Diretor Municipal

PHC – Programa “Hortas de Cascais”

PIB – Produto Interno Bruto

PNUA – Programa das Nações Unidas para o Ambiente

RFCN - Rede Fundamental de Conservação da Natureza

RJIGT – Regime Jurídico dos Instrumentos de Gestão Territorial

SAS – Sistema Agrícola Sustentável

SAL – Superfície Agrícola Utilizada

UE – União Europeia

ZPE – Zona de Proteção Especial

Capítulo 1 - Introdução

1.1 Definição do âmbito

O conceito de diversidade biológica tem gerado um crescimento da consciencialização e reconhecimento da importância na sua manutenção, sendo este uma questão fundamental no âmbito da sustentabilidade (Colwell, 2009). Ao longo do século XX, a biodiversidade tem decrescido em todo o mundo, resultante da atividade humana (Ghorbani, et al., 2011). No último quartel deste século começou a gerar-se uma preocupação ambiental, sendo que os principais problemas a nível ambiental passaram a fazer parte do dia-a-dia dos decisores políticos, o que proporcionou um aumento gradual da legislação ambiental e uma distribuição de responsabilidades entre governos e organizações, considerando a conservação da biodiversidade uma área prioritária do ambiente (Hill, et al., 2005).

Portugal, devido à sua localização em termos geográficos, possui uma diversidade de ecossistemas muito elevada, com uma biodiversidade e número de endemismos também elevados, no entanto o nosso país é, ao nível da UE, um dos países mais vulneráveis face a estas perdas, em consequência das alterações de uso e da transformação do solo, principalmente (Correia, 2012; ICNF, s.d.).

A importância de uma espécie para o ecossistema e seu funcionamento é determinada pelas suas características funcionais, que contribuem para o suporte dos ecossistemas, e pela sua abundância relativa, pelo que a sua redução poderá dificultar o desenvolvimento económico e social, que se traduzem na satisfação das necessidades das sociedades em todo o planeta (Duraiappah & Naeem, 2005; Cardinale, et al., 2012; ICNF, s.d.). A biodiversidade e os serviços dos ecossistemas dão um contributo indispensável para o bem-estar da humanidade e garantem a subsistência da espécie humana, sendo essenciais para reduzir a pobreza e atingir os diversos objetivos de desenvolvimento sustentável (Pinto, et al., 2010).

O aumento exponencial da população mundial, potenciou o crescimento de cidades e vilas em todo o mundo, de maneira a poder alojar grande parte da população que atualmente atinge, aproximadamente, 7,5 mil milhões de pessoas (Worldometers, 2016). Apesar do grande desenvolvimento urbano em todo o planeta, as cidades podem ter um papel fundamental no que se refere à conservação de espécies.

A biodiversidade que ocorre na cidade, em particular nos espaços verdes das cidades, providencia um conjunto essencial de serviços ecossistémicos para as populações humanas tais como a regulação do clima local, a infiltração das águas pluviais e a proteção de cheias, a purificação do ar, e o recreio (Cabral, et al., 2012). As cidades são consideradas locais que acolhem uma gama de biodiversidade muito inferior quando comparados com as áreas rurais circundantes, no entanto a incorporação ou manutenção dos espaços verdes urbanos podem fornecer habitats para as mesmas espécies que também se encontram nas áreas rurais adjacentes, incluindo espécies raras e ameaçadas (Mercer, et al., 2015; Brennan & O'Connor, 2008). Os EVUs proporcionam um embelezamento da paisagem urbana, habitats para uma variedade de aves, mamíferos, peixes, insetos e outros organismos, servindo ainda de corredores ecológicos, ou segundo Mercer (2015), “corredores de vida selvagem”, que permitem a ligação entre habitats e que asseguram o *continuum naturale* (Rocha, 2012; Brennan & O'Connor, 2008; Queiroz, et al., 2012; Neto, 2010). Estas conexões entre espaços verdes facilitam a dinâmica e mobilidade da fauna, especialmente os insetos e as aves, entre espaços verdes individuais, e atua favoravelmente na prevenção da fragmentação e isolamento da vida selvagem (Mercer, et al., 2015).

Quanto às hortas urbanas e comunitárias, proporcionam, para além do fornecimento de alimentos saudáveis, outros serviços igualmente importantes para a sustentabilidade das cidades, nomeadamente serviços de regulação como a polinização, a regulação do clima local, a formação do solo e a proteção contra cheias (Speak, et al., 2015). Atualmente reconhece-se que a redução das práticas de agricultura convencional e a prática de agricultura biológica em hortas comunitárias tende a beneficiar a diversidade de espécies (Chamorro, et al., 2016; Gabriel, et al., 2013; Organic Research Centre, 2010). Consequentemente, a manutenção da diversidade de plantas impulsiona o crescimento da diversidade de fauna nestes locais, com a presença de uma maior diversidade de aves e de agentes polinizadores como os himenópteros voadores e os lepidópteros (Chamorro, et al., 2016).

1.2 Objetivo

No concelho de Cascais assistiu-se à recuperação de várias áreas urbanas, tendo sido convertidas em espaços verdes seminaturais, de boa qualidade, e perfeitamente adequados para a utilização dos residentes locais, encarando-se a preservação da biodiversidade como uma preocupação atual e um dos indicadores mais importantes da sustentabilidade dos ecossistemas. A presença destas áreas verdes proporciona um maior contacto entre os

habitantes locais e a natureza, e a uma melhoria do ambiente e da qualidade estética da paisagem.

Desta forma, a presente dissertação tem por objetivo contribuir para o estudo da diversidade biológica presente no concelho de Cascais, mais concretamente na freguesia de Parede/ Carcavelos, em dois espaços verdes urbanos e duas hortas comunitárias, tanto da flora como da fauna.

Como objetivo final, pretende-se a realização de uma análise comparativa entre os dois tipos de áreas verdes – espaços verdes urbanos e hortas comunitárias – avaliando qual dos dois tipos de espaços apresenta e mais contribui para a biodiversidade presente nas áreas urbanas da união das freguesias da Parede e Carcavelos.

1.3 Organização da dissertação

A presente dissertação encontra-se organizada em cinco capítulos.

No capítulo 1 dá-se a apresentação do tema, das questões e motivações que justificam a elaboração da dissertação.

No capítulo 2 é efetuada a revisão bibliográfica abordando e descrevendo os conceitos centrais que se encontram envolvidos no estudo pretendido, nomeadamente o conceito de biodiversidade, conceito e constituição da estrutura ecológica e uma descrição sobre as definições de espaço verde urbano e de horta comunitária, os tipos de espaço onde se irá efetuar a recolha de informação relativa à diversidade biológica local. Para além da abordagem aos principais conceitos, foram apresentadas as diversas metodologias de amostragem correspondentes a cada classe de seres vivos tida em consideração na recolha de dados nos espaços selecionados *in loco*.

No terceiro capítulo é apresentada a metodologia adotada para a recolha de dados informativos das espécies presentes nas áreas de estudo, bem como a caracterização do concelho e meio urbano em que estas áreas se encontram.

No capítulo 4 são apresentados os resultados relativos à diversidade presente nas quatro áreas estudadas, nomeadamente as espécies de plantas e de fauna - as aves e os insetos.

Finalmente no capítulo 5 são registadas as conclusões finais relativamente aos objetivos propostos, justificando devidamente qual dos dois tipos de espaço possui uma maior biodiversidade. Adicionalmente são registadas algumas propostas para desenvolvimento

futuro, de forma a poder dar-se uma continuidade ao estudo efetuado na presente dissertação.

Capítulo 2 - Enquadramento teórico

2.1 A biodiversidade nos ecossistemas

2.1.1 O conceito de biodiversidade

O conceito de diversidade biológica, ou simplesmente biodiversidade, é vulgarmente utilizado para descrever o número e a variedade dos organismos vivos (ICNF, s.d.). Consiste na variedade de formas de vida, as diferentes plantas, animais e microorganismos, os genes constituintes e os ecossistemas por si formados (EPA, 2002). A biodiversidade define-se como a variabilidade entre os organismos vivos presentes em ecossistemas terrestres, marinhos ou outros corpos aquáticos, e dos complexos ecológicos nos quais são parte integrante (Duraiappah & Naeem, 2005; ONU, 1992). A biodiversidade é, usualmente, considerada em três vertentes: diversidade genética, diversidade de espécies e diversidade de ecossistemas (EPA, 2002; ICNF, s.d.).

Embora Edward Osbourne Wilson tenha utilizado o termo “biodiversidade” pela primeira vez em 1988, o conceito de diversidade biológica, o qual tem gerado um crescimento da consciencialização e reconhecimento da importância na sua manutenção, foi desenvolvido desde o século XIX e continua a ser muito utilizado (Colwell, 2009).

Numa perspetiva global, este termo de Wilson pode ser considerado como um sinónimo de "Vida na Terra", resultado de mais de 3 mil milhões de anos de evolução (ICNF, s.d.). Segundo o ICNF (s.d.), o número exato de espécies atualmente existentes é desconhecido e, até aos dias de hoje, foram identificadas cerca de 1,7 milhões, numa altura em que as estimativas apontam para um mínimo de 5 milhões e um máximo de 100 milhões. A biodiversidade engloba toda a variedade de vida, em todos os níveis organizacionais, classificados por critérios de evolução filogenética, e critérios funcionais e ecológicos (Colwell, 2009). A variação genética é uma forte promotora da biodiversidade (Colwell, 2009). Portugal, graças à sua localização geográfica e condicionantes geofísicas, possui uma grande diversidade biológica, sendo detentor de um elevado número de espécies endémicas (ICNF, s.d.). As Figuras 2.1 representa exemplos da biodiversidade em ecossistemas específicos.



Figura 2.1 - Exemplo de um ecossistema marinho, representando uma grande diversidade de espécies (Imperial College of London, 2013); exemplo de um ecossistema glacial apresentando uma diversidade de espécies reduzida (Center for Biological Diversity of Arizona, s.d).

Para além da sua contribuição direta com material necessário ao bem-estar e subsistência, a biodiversidade proporciona inúmeros benefícios de carácter indireto para a comunidade humana, a nível da segurança, resiliência, relações sociais, saúde, e da liberdade de ação e de escolhas (Duraiappah & Naeem, 2005). O património natural constitui também um fator importante de afirmação de uma identidade própria no contexto da diversidade europeia e mundial, a par do património histórico e cultural que se encontram relacionados com esta diversidade (ICNF, s.d.).

A biodiversidade é um conceito reconhecido como sendo de importância global, contudo as espécies e habitats continuam, de uma maneira geral, submetidos a uma grande pressão de influência humana, sejam em locais de carácter urbano, rural, ou natural/selvagem (Hill, et al., 2005). A Figura 2.2 apresenta diversos exemplos de pressões de carácter urbano, prejudiciais aos ecossistemas, causando inúmeros prejuízos nos recursos naturais e os seus benefícios para a sociedade, também estes representados.



Figura 2.2 - Recursos naturais, os seus benefícios provenientes da diversidade nos ecossistemas e os potenciais fatores que contribuem para a sua perda (Ohio State University, 2016; Union of concerned scientists, 2015; Oregon State University, 2016; Agência Europeia do Ambiente, 2014; United Way of Northeast Mississipi, 2014; The Nature Conservancy, 2016; Live Science, 2015; Geogofili world, 2015; American Chemical Society, 2016).

A biodiversidade tem decrescido em todo o mundo, resultante da atividade humana (Ghorbani, et al., 2011). Principalmente no último quartel do século XX começou a gerar-se uma preocupação ambiental, sendo que os principais problemas a nível ambiental passaram a fazer parte do dia-a-dia dos decisores políticos, o que proporcionou um aumento gradual da legislação ambiental e uma distribuição de responsabilidades entre governos e organizações na conservação da biodiversidade (Hill, et al., 2005). O termo científico de biodiversidade, ganhou, uns anos mais tarde, maior força no dia-a-dia das sociedades (Solan, 2004).

Com a atribuição e distribuição de tarefas e responsabilidades, as entidades atuam no sentido de desenvolver ferramentas e estratégias para a conservação ambiental e da biodiversidade numa forma sustentável e ambientalmente favorável (Hill, et al., 2005).

A ação destas entidades provém da urgência de prever e encerrar um ciclo de contínua destruição de ecossistemas e espécies, sendo resultado do aumento exponencial da atividade humana e sua influência e controlo sobre os ecossistemas e a paisagem (Hill, et al., 2005). Apesar da extinção das espécies constituir uma parte natural do processo de evolução, atualmente, e devido às atividades humanas, as espécies e os ecossistemas estão mais ameaçados do que em qualquer outro período histórico (ICNF, s.d.).

No último século, parte da população mundial beneficiou da conversão de ecossistemas naturais para ecossistemas dominados pelo homem, da exploração de recursos

proporcionados pela biodiversidade (Duraiappah & Naeem, 2005). A espécie humana depende da diversidade biológica para a sua própria sobrevivência, dado que pelo menos 40% da economia mundial e 80% das necessidades dos povos dependem dos recursos biológicos (ICNF, s.d.).

Naturalmente, a intensificação da atividade humana gera um grande aumento da “pegada ecológica” por parte da nossa espécie, resultante de atividades diversas como a desflorestação, a extração de recursos, a construção de edifícios, construção de redes rodoviárias, a geração de energia através de combustíveis fósseis, entre muitos outros aspetos (Hill, et al., 2005). Os grandes problemas relacionados com a perda da biodiversidade prendem-se com o crescimento exponencial da população mundial, a intensificação da produção agrícola e o desenvolvimento industrial, tendo estes dois últimos factos resultado precisamente do aumento populacional, de forma a poder satisfazer as necessidades do grande número de seres humanos presentes no planeta (Hill, et al., 2005).

A perda de diversidade ocorre tanto nas florestas tropicais (onde estão presentes 50 a 90% das espécies já identificadas), como nos rios, lagos, desertos, florestas mediterrânicas, montanhas e ilhas (ICNF, s.d.). As estimativas mais recentes prevêm que, devido às taxas de desflorestação atuais, 2 a 8% das espécies que vivem na Terra venham a desaparecer nos próximos 25 anos (ICNF, s.d.). Desta forma, requer-se, no âmbito da preservação da diversidade biológica, a proteção direta e *in situ* dos ecossistemas, habitats e da paisagem, e não somente uma gestão do aumento do número de espécies em vias de extinção (Scott, et al., 1989).

As extinções poderão ter profundas implicações no desenvolvimento económico e social, para além de serem consideradas uma tragédia ambiental (ICNF, s.d.). Quanto maior for a diversidade biológica, maiores serão as oportunidades para descobertas no âmbito da medicina, da alimentação saudável, do desenvolvimento económico e de serem encontradas respostas adaptativas às alterações ambientais (ICNF, s.d.). Para tal, é urgente a adoção de políticas e medidas que reduzam a exploração e consumo desenfreado de recursos e que apostem na sustentabilidade da utilização de recursos. A utilização sustentável refere-se ao uso de componentes da biodiversidade, numa forma e velocidade adequada, que não ponha em causa a riqueza biológica a longo prazo, mas que mantenha o potencial necessário, com fim a satisfazer as necessidades das gerações presentes e das gerações futuras (ONU, 1992). A manutenção da variedade da vida é então encarada como uma medida de segurança e de estabilidade do planeta (ICNF, s.d.).

Convenções e declarações internacionais

A conservação da diversidade biológica e a utilização sustentável dos seus componentes não é um tema novo nas agendas diplomáticas (ICNF, s.d.). Esta relação foi realçada pela primeira vez em em 1972, durante a Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente Humano, em Estocolmo (Handl, 2012). Na sequência deste evento deu-se a primeira sessão do Conselho Governamental para o novo Programa das Nações Unidas para o Ambiente (PNUA) no ano seguinte, identificando a "conservação da natureza, da vida selvagem e dos recursos genéticos" como uma área prioritária (ICNF, s.d.).

A Convenção de Berna, celebrada em 1979, teve uma grande influência no desenvolvimento da legislação europeia, no que à conservação da natureza diz respeito (Hill, et al., 2005). A convenção teve como principais objetivos a conservação da flora e fauna de carácter selvagem e respetivos habitats, a promoção da cooperação entre estados e dar importância às espécies mais vulneráveis e em risco de extinção (Hill, et al., 2005). A realização da conferência de Berna motivou uma resposta, baseada na criação de leis (diretivas) na então Comunidade Económica Europeia (CEE), como a Diretiva europeia das Aves e a Diretiva de Habitats (Hill, et al., 2005).

A Diretiva Aves, também nomeada por Diretiva 79/409/CEE, tem por fim promover a proteção, a gestão e controlo da avifauna em locais naturais, sob uma variedade de mecanismos adequadamente definidos, focando principalmente as espécies mais vulneráveis às mudanças no seu meio envolvente, ou em risco de extinção. Com esta diretiva estabeleceu-se uma rede coordenada de zonas de proteção especial (ZPE) à escala da agora União Europeia (UE), a qual é mantida sob o controlo do respetivo Estado-Membro, que toma as devidas ações que evitem a destruição das espécies (Hill, et al., 2005). A Diretiva 92/43/CEE, Diretiva da Conservação de Habitats Naturais, mais conhecida simplesmente como a Diretiva Habitats, constitui também uma resposta à Convenção de Berna, com o objetivo de contribuir para a manutenção dos índices de biodiversidade através da implementação de orientações estratégicas e consequentes medidas de conservação dos habitats, permitindo a proteção da flora e fauna selvagem em territórios correspondentes à UE (Hill, et al., 2005).

Em 1992, decorreu a segunda convenção internacional para o ambiente e desenvolvimento no Rio de Janeiro e a assinatura da declaração desta convenção por parte de diversos estados (Handl, 2012). Paralelamente a esta convenção, oficialmente intitulada de Conferência Internacional para o Ambiente e Desenvolvimento, do Rio de Janeiro, celebrou-se outra convenção – Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB). Esta convenção teve como

propósito demonstrar a realidade relativa à exploração excessiva dos recursos naturais. Adicionalmente teve como objetivo assegurar a cooperação entre os estados comprometidos em estabelecer estratégias, instrumentos planos e programas, que fomentem a utilização sustentável das componentes da biodiversidade, a partilha equilibrada e equitativa dos seus benefícios na sociedade, o acesso apropriado aos recursos e dos meios tecnológicos e de transporte adequados, limpos e sustentáveis (ONU, 1992; ICNF, s.d.). Embora o termo “diversidade biológica” tenha apenas surgido como um problema ambiental na década de 80 do século XX, foi a Conferência para o Ambiente e Desenvolvimento, no Rio de Janeiro, que o colocou no centro das atenções dos cientistas, decisores políticos e da imprensa (Solan, 2004).

A conservação da diversidade biológica deixou de ser encarada apenas em termos de proteção das espécies ou dos ecossistemas ameaçados, tendo-se introduzido, após a CDB, uma nova forma de abordagem ao reconciliar a necessidade de conservação com a preocupação do desenvolvimento, baseada em considerações de igualdade e partilha de responsabilidades (ICNF, s.d.). Reconhecendo a importância da conservação da diversidade biológica, Portugal ratificou a Convenção da Diversidade Biológica, através do Decreto n.º 21/93, de 21 de junho, tendo entrado em vigor a 21 de março de 1994 (ICNF, s.d.). Desta forma, a implementação da CDB em Portugal foi assegurada pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 41/99 de 17 de maio, estando o nosso país comprometido a atuar de acordo com as seguintes normas:

- Diretiva Aves e Diretiva Habitats consagradas pelo Decreto-lei n.º 140/99 de 24 de abril, transpostas das Diretivas Comunitárias 79/409/CEE e 92/43/CEE, para a legislação nacional (Decreto-Lei n.º 140/99 de 24 de abril);
- Rede Natura 2000 que resulta da implementação das Diretivas Aves e Habitats (incluindo as ZPE) (Decreto-Lei n.º 140/99 de 24 de abril);
- CITES, Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies da Fauna e da Flora Selvagem Ameaçadas de Extinção, que tem por objetivo assegurar que o comércio de animais e plantas não ponha em risco a sua sobrevivência no estado selvagem (Decreto-lei n.º 114/90 de 5 de abril).

Desta forma, reconhece-se a conservação da diversidade biológica como uma preocupação e prioridade global, e que a redução desta diversidade dificulta o desenvolvimento económico e social e as necessidades das sociedades em todo o planeta (ICNF, s.d.).

2.1.2 Os serviços e funções dos ecossistemas

Nos ecossistemas verifica-se a existência de um conjunto de espécies que interagem, direta ou indiretamente, numa dada região, conjuntamente com os fatores físico-químicos do meio envolvente – a luz, temperatura e a salinidade (Pinto, et al., 2010). Os ecossistemas são muito diversos. Ecossistemas como a floresta Amazónica possuem um elevadíssimo número de espécies (Pinto, et al., 2010). Por outro lado, observam-se ecossistemas, como as fontes hidrotermais, com um número muito mais reduzido de espécies (Pinto, et al., 2010). A biodiversidade do planeta abrange, uma grande diversidade de ecossistemas, com estruturas e funções muito variadas (ICNF, 2015). Graças à diversidade biológica, os ecossistemas têm capacidade e potencial de gerar serviços de natureza que se traduzem em bens materiais e imateriais (ICNF, 2015).

Os serviços dos ecossistemas são definidos como um conjunto de processos que decorrem do ambiente natural, que podem traduzir-se em inúmeros benefícios para o homem (Cardinale, et al., 2012; Speak, s.d.). Tais serviços são alvo de procura pelas comunidades humanas, com vista à promoção do desenvolvimento económico, a nutrição equilibrada, o acesso a água potável, ar limpo e ainda o desenvolvimento de setores como a ciência, sendo geradores de benefícios para estas comunidades e setores, cobrindo as diversas dimensões do bem-estar e felicidade humana (ICNF, 2015). Estes serviços, alguns deles representados na Figura 2.3, tratam-se de contribuições, tanto diretas como indiretas, dos ecossistemas, com vista à prosperidade económica, bem-estar, qualidade de vida e sobrevivência do ser humano (AEA, 2015; Müller, et al., 2015; Pinto, et al., 2010).



Figura 2.3 - Os benefícios criados pelos serviços dos ecossistemas e os agentes que limitam a produção natural destes serviços (Canadian Natural, 2016; Soil Science Society of America, 2016; Iowa State University, 2016; Commonwealth of Massachusetts, 2014; Reuters, 2016; Royal Society for the Protection of Birds, s.d.; Universidade de Oxford, 2016; European Environment Agency, 2015; NASA, 2016).

Nos últimos 25 anos, investigadores desenvolveram estudos complexos, com o objetivo de compreender, de modo rigoroso, os serviços que os ecossistemas naturais e ecossistemas modificados fornecem à sociedade, clarificando a sua formação e importância no planeta (Cardinale, et al., 2012; Biala, et al., 2011).

A composição de espécies é tão ou mais importante que a riqueza de espécies, no que diz respeito aos serviços de ecossistemas (Duraiappah & Naeem, 2005). O funcionamento ecossistémico e, conseqüentemente os serviços, são em qualquer altura influenciados pelas características ecológicas das espécies mais abundantes e não pelo número de espécies presentes (Duraiappah & Naeem, 2005; Cardinale, et al., 2012). A importância de uma espécie para o ecossistema e seu funcionamento é determinada pelas suas características funcionais e pela sua abundância relativa (Duraiappah & Naeem, 2005; Cardinale, et al., 2012).

Os serviços prestados pelos ecossistemas podem ser divididos em quatro tipos, representados na Figura 2.4 (AEA, 2015; Speak, s.d.):

- Serviços de suporte ou habitat;
- Serviços de aprovisionamento;
- Serviços de regulação;
- Serviços culturais.



Figura 2.4 - Os tipos e respetivos exemplos de serviços dos ecossistemas (adaptado de IFOAM, 2016).

Serviços de suporte

Os serviços de suporte incluem a prestação de serviços imateriais como a formação do solo, a fotossíntese, o ciclo de nutrientes e o fornecimento de habitats, sendo cruciais para o desempenho de todos os tipos de serviços (Biala, et al., 2011; Duraiappah & Naeem, 2005; Speak, s.d.). Outros exemplos de serviços de suporte são a produtividade primária, que consiste na produção de matéria inorgânica em tecidos, pelas plantas, através da utilização de luz solar e o ciclo de nutrientes, que se baseia em processos de captura de nutrientes, que depois são libertados e recapturados (Cardinale, et al., 2012). Finalmente refira-se também os serviços e processo da decomposição, um processo no qual os resíduos orgânicos como os cadáveres de plantas e animais são decompostos, sendo os nutrientes nestes retidos disponibilizados (Cardinale, et al., 2012).

A relação entre a diversidade biológica e os serviços de suporte dos ecossistemas depende da composição, abundância relativa e da diversidade funcional (Duraiappah & Naeem, 2005). Se a diversidade for baixa no interior de um ecossistema, os serviços de suporte reduzem de intensidade, tornando o ecossistema menos estável e mais pobre em recursos naturais (Duraiappah & Naeem, 2005).

Serviços de provisão

Os serviços de provisão incluem a produção de recursos naturais essenciais com benefício direto para o ser humano, dos quais é comum a atribuição de um valor monetário (Biala, et al., 2011; AEA, 2015). Nos sistemas florestais os recursos são extraídos do meio e posteriormente transformados e utilizados pelo homem, nomeadamente os alimentos em geral, a produção de madeira de espécies arbóreas e arbustivas, plantas com fins medicinais, o fornecimento de biocombustível, entre outros (Cardinale, et al., 2012; ICNF, 2015; Biala, et al., 2011; Duraiappah & Naeem, 2005; Speak, s.d.).

Os sistemas agrícolas ou agrossistemas proporcionam bens diários, não só a alimentação, mas também matérias primas e fibras naturais (Müller, et al., 2015; ICNF, 2015). Os agroecossistemas na Europa detêm um valor económico total anual de cerca de 150 mil milhões de dólares (AEA, 2015). A produção de madeira em 2007 foi de 728 milhões de m³, perfazendo cerca de 33,8% da produção global (AEA, 2015). A agricultura representa, atualmente, o suporte de vida mais valioso (Müller, et al., 2015). Uma em cada três pessoas da população ativa mundial dedica-se ao setor primário, traduzindo-se, em números, num total de 1,3 mil milhões de pessoas, e no principal meio de subsistência de 70% da população rural e mundial (Müller, et al., 2015).

Os ecossistemas dulçaquícolas (de água doce) fornecem também serviços de provisão, como o acesso a água doce e a pesca (AEA, 2015).

Serviços de regulação

Os serviços de regulação são definidos como sendo os benefícios obtidos pela regulação dos processos dos ecossistemas, que apoiam na manutenção e conservação de habitats (AEA, 2015). Desta forma, são considerados como sendo muito valiosos, no entanto não lhes é normalmente atribuído um valor monetário (Biala, et al., 2011). Entre os serviços de regulação encontram-se os processos de regulação climática e de desastres naturais, entre os quais se destaca a purificação de água e do ar, gestão de resíduos, polinização, e o controlo de pragas, pestes e doenças (AEA, 2015; ICNF, 2015; Cardinale, et al., 2012; Speak, s.d.). Segundo Biala et al. (2011), estes tipos de serviços desempenham outras funções igualmente vitais à sobrevivência do homem, sendo estes o sequestro de carbono, e a proteção contra cheias, tempestades e deslizamentos de terras.

As florestas e pantanais são de vital importância para a regulação climática (AEA, 2015). Nas florestas, as espécies arbóreas constituem fontes indispensáveis para o desempenho de

serviços naturais de regulação (Speak, s.d.). Desta maneira, os ecossistemas florestais são fortes contribuidores para o sequestro de carbono da atmosfera, regulação da erosão e para a purificação da água e do ar (AEA, 2015; Cardinale, et al., 2012). Por outro lado, as florestas e os pantanais, conjuntamente com sistemas aquáticos como os rios e lagos, regulam a quantidade e qualidade das águas interiores (AEA, 2015).

Os ecossistemas marinhos constituem também fortes contribuidores para a purificação de água, através da remoção de nutrientes e outros poluentes químicos, ou da redução de cargas de pragas prejudiciais (Cardinale, et al., 2012). Refira-se, como exemplo, as algas, cuja diversidade de espécies e genética contribuem para a remoção de substâncias poluentes nas águas, e ainda a diversidade de organismos que se alimentam por filtragem de organismos patogénicos presentes na água (Cardinale, et al., 2012). A regulação de pragas é um serviço de regulação chave em agroecossistemas, matagais e matos (AEA, 2015).

Um outro serviço de regulação de fulcral importância, prestado em ecossistemas como as florestas, sistemas agrícolas, matagais, matos e prados é a polinização (AEA, 2015). A polinização é um serviço de ecossistemas, desempenhado por diversos seres vivos polinizadores e essencial para a produção de uma grande parte de culturas alimentares em todo o mundo (Cardinale, et al., 2012). Cerca de 75% das culturas mundiais de plantas, bem como muitas outras plantas com propriedades farmacêuticas dependem da polinização de seres vivos, tendo um valor económico total e anual das culturas polinizadas por insetos de, aproximadamente, 15 mil milhões de dólares (AEA, 2015). Os serviços de polinização são um fator crítico para a produção de uma porção muito considerável de frutos, vegetais, vitaminas e minerais indispensáveis para a dieta humana (Duraiappah & Naeem, 2005). Cerca de 30% dos frutos, 7% dos vegetais e 48% de frutos secos produzidos na UE dependem essencialmente dos agentes polinizadores (AEA, 2015).

Também a preservação do número, tipo e abundância relativa de espécies residentes num determinado ecossistema pode contribuir de forma considerável para a resistência à invasão por parte de espécies exóticas numa vasta gama de ecossistemas naturais e seminaturais, evitando, na medida do possível, eventuais distúrbios no funcionamento dos ecossistemas (Duraiappah & Naeem, 2005).

Serviços culturais

Os serviços culturais prestados pelos ecossistemas baseiam-se em benefícios imateriais e não consumíveis que o ser humano obtém através de ecossistemas, ou seja, não existe uma

extração física de recursos pelo homem (AEA, 2015; Biala, et al., 2011). Entre os serviços culturais incluem-se as atividades recreativas, o ecoturismo, educação e atividades científicas e culturais, os valores estéticos e paisagísticos e ainda o enriquecimento e compromissos espirituais e religiosos (Cardinale, et al., 2012; AEA, 2015; Biala, et al., 2011; Duraiappah & Naeem, 2005). Tais valores culturais provém de processos desempenhados em ecossistemas como os prados, florestas, pantanais, matagais, matos, lagos e rios (AEA, 2015).

As funções dos ecossistemas controlam os fluxos de energia, nutrientes e matéria orgânica num determinado meio (Cardinale, et al., 2012). A biodiversidade e os serviços dos ecossistemas dão, assim, um contributo indispensável para o bem-estar da humanidade e garantem a subsistência da espécie humana, sendo essenciais para reduzir a pobreza e atingir os diversos objetivos de desenvolvimento (Pinto, et al., 2010). O bom funcionamento dos ecossistemas e os serviços que estes prestam à humanidade dependem da gestão da biodiversidade que os compõem (Pinto, et al., 2010).

Entretanto, vários estudos demonstram que a biodiversidade está a perder-se de forma acelerada e irreversível, e considera-se que muitos serviços prestados pelos ecossistemas estão a diminuir (Pinto, et al., 2010; Speak, s.d.). Os ecossistemas vão-se degradando com o passar do tempo, enquanto que a procura pelos seus serviços naturais aumenta, fruto do crescimento populacional (Liu, 2005). Esta realidade tem um grande impacto negativo no desenvolvimento sustentável (Liu, 2005). Segundo a Comissão Europeia (CE) (2011), cerca de 30% do território da UE considera-se já como estando moderada ou altamente fragmentado. Atualmente, cerca de 25% das espécies de fauna da Europa encontram-se em risco de extinção (CE, 2011).

No que se refere às perdas da biodiversidade, tem-se como exemplo os impactos da redução da polinização na agricultura, um serviço de extrema importância, principalmente numa época em que se verifica o decréscimo dos agentes polinizadores a um nível global (Speak, s.d.). O decréscimo destes agentes polinizadores, especialmente as abelhas, poderá potenciar consequências desastrosas na produção agrícola (Speak, s.d.). A extensão das alterações das funções dos ecossistemas após a extinção de uma ou mais espécies dependerá das espécies e respetivas características biológicas e funcionais (Cardinale, et al., 2012).

Os fatores diretos que mais contribuem para a perda da biodiversidade e da redução de serviços nos ecossistemas são as alterações de habitat (Duraiappah & Naeem, 2005). As alterações climáticas (AC), a invasão de espécies exóticas, a poluição e a sobreexploração de

recursos naturais dos ecossistemas correspondem a outros fatores que conduzem à perda de biodiversidade e redução de serviços dos ecossistemas (Duraiappah & Naeem, 2005).

No século XX, a população mundial beneficiou da conversão de ecossistemas naturais em ecossistemas dominados pelo homem e da exploração de recursos, para a produção de bens materiais (Duraiappah & Naeem, 2005). Esta exploração de recursos foi realizada com custos elevados no que diz respeito à perda da biodiversidade e à degradação de inúmeros serviços (Duraiappah & Naeem, 2005). É urgente a redução da exploração de recursos naturais na Europa e também nos restantes continentes (CE, 2011). No território e águas da UE, consomem-se atualmente mais do dobro do que a terra e o mar conseguem devolver em termos de recursos naturais (CE, 2011). Os prejuízos causados, não só a nível europeu, mas também a nível mundial, poderão originar externalidades negativas, conduzindo, *a posteriori*, à pobreza de certos povos (Duraiappah & Naeem, 2005). Uma externalidade refere-se a um ou mais impactes de uma transação ou atividade desenvolvida por uma certa entidade singular ou coletiva a uma outra entidade, causando danos a uma entidade terceira, com a qual não foi celebrado qualquer acordo para a realização da transação ou atividade propriamente dita (Müller, et al., 2015). Eventuais impactes gerados em entidades terceiras poderão traduzir-se em benefícios ou externalidades positivas, ou em custos, ou seja, o desencadeamento de uma externalidade negativa (Müller, et al., 2015). Atividades como a pesca, a agricultura e a silvicultura, nos últimos tempos, desencadearam perdas na biodiversidade mundial (Duraiappah & Naeem, 2005). Estas três atividades foram o principal sustento no desenvolvimento de estratégias nacionais com vista a aumentar o crescimento económico (Duraiappah & Naeem, 2005). A produção alimentar representa cerca de 70% das perdas de biodiversidade, e a agricultura é a maior contribuidora para a perda da diversidade genética em locais de variedades de culturas ou de criação de gado (Müller, et al., 2015).

Conclusivamente, urge proceder a uma avaliação dos serviços prestados pelos ecossistemas, no sentido de criar medidas estratégicas para a conservação destes locais e para uma melhoria da prestação dos respetivos serviços, de forma a que a capacidade e potencial dos ecossistemas na produção de recursos e serviços possa pelo menos igualar a procura de recursos por parte do homem (Speak, s.d.; Pinto, et al., 2010).

Nos últimos 25 anos foram feitos progressos marcantes no entendimento de como as perdas de biodiversidade afetam o funcionamento dos ecossistemas e, conseqüentemente, a sociedade (Cardinale, et al., 2012). Após a Conferência para o Ambiente e Desenvolvimento do Rio de Janeiro em 1992, gerou-se um aumento de interesse e preocupação em compreender

como a perda de biodiversidade pode afetar a dinâmica e o funcionamento dos ecossistemas e o abastecimento de bens e serviços (Cardinale, et al., 2012).

Em 2011, a CE adotou uma nova estratégia para travar ou minimizar as perdas de biodiversidade e melhorar o estado dos ecossistemas e respetivos serviços, habitats e espécies nativas da UE, até ao ano de 2020 (CE, 2011; ICNF, 2015). A estratégia tem ainda como fim assegurar que no ano de 2020 os ecossistemas sejam resilientes e que continuem a fornecer serviços essenciais, garantindo a diversidade a nível global, a partilha equilibrada de recursos e a redução ou mesmo a erradicação da pobreza (ICNF, 2015). A estratégia consiste em seis medidas gerais (CE, 2011):

1. A implementação total da legislação europeia;
2. Melhoria da proteção e restauro de ecossistemas e respetivos serviços naturais, e uma maior utilização de infraestruturas verdes;
3. Práticas mais sustentáveis de agricultura e silvicultura;
4. Melhoria na gestão das reservas de peixe e atividades piscícolas mais sustentáveis;
5. Controlo mais rigoroso das espécies exóticas;
6. Uma maior contribuição da UE na prevenção e minimização das perdas de biodiversidade.

No caso de Portugal, a avaliação dos ecossistemas são hoje uma área prioritária no compromisso para o crescimento verde elaborado pela Comissão da Reforma da Fiscalidade Verde, consequentemente adoptado em 2015 pelo Governo português, e um objetivo de política inscrito na revisão da Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e da Biodiversidade (ICNF, 2015).

De acordo com Duraiappah & Naeem (2005), as alterações na diversidade biológica decorreram a uma maior velocidade nos últimos 60 anos do que em qualquer outra altura desde o aparecimento da espécie humana. Segundo algumas projeções, prevê-se a continuidade destas alterações ou até mesmo a sua aceleração (Duraiappah & Naeem, 2005). Se os ecossistemas são bem geridos, estes poderão reduzir riscos e fragilidades, enquanto os ecossistemas mais pobres em recursos e serviços podem provocar distúrbios ambientais e catástrofes, nomeadamente o aparecimento de doenças, cheias, aridez e o empobrecimento

no rendimento de culturas, originando um aumento dos riscos e fragilidades ambientais no ecossistema (Liu, 2005).

2.1.3 A biodiversidade no meio urbano

As cidades em geral constituem a residência de mais de metade da população mundial e são responsáveis pela pegada ecológica mundial, desproporcionalmente grande, o que ameaça de forma clara a saúde e a conservação dos ecossistemas (ONU, 2010; McDonnell & Hahs, 2013). Cerca de um século após o aparecimento do conceito de ecologia, a população mundial aumentou em cerca de 2 mil milhões de habitantes (McDonnell & Hahs, 2013). O crescimento da população urbana em países ainda em desenvolvimento é extremamente veloz (Chen & Jim, 2010). A China em 2014 teve uma população urbana com cerca de 758 milhões de habitantes, estimando-se um aumento da sua população para um valor superior a mil milhões de habitantes em 2050 (ONU, 2014; Chen & Jim, 2010). No mesmo país, a migração da população de áreas rurais para as cidades é de 12 milhões de pessoas por ano (Chen & Jim, 2010). O crescimento de cidades e vilas em todo o mundo acelerou rapidamente, de maneira a poder alojar grande parte da população mundial que atualmente atinge, aproximadamente, 7,5 milhões de pessoas (Worldometers, 2016). Entre 1990 e 2000 nos EUA, mais de 1,4 milhões de hectares associados a zonas rurais adjacentes a áreas urbanas, foram destruídas, em resultado da expansão e desenvolvimento urbano (McDonnell & Hahs, 2013). As áreas urbanas consistem em paisagens altamente modificadas pela ação do homem, sendo, tal como os sistemas agrícolas e indústrias, responsáveis pelas mudanças ambientais que se verificam em todo o mundo, nos dias de hoje (McDonnell & Hahs, 2013).

Embora as cidades ocupem somente cerca de 2% da superfície da Terra, os seus habitantes utilizam um total de 75% dos recursos naturais (PNUA, 2005). À medida que as cidades crescem, a natureza nos respetivos interiores degrada-se devido à destruição dos habitats, dando lugar à construção de mais edifícios (Chen & Jim, 2010). A urbanização da paisagem provoca claros distúrbios na biodiversidade e fragmenta o ambiente natural gradualmente, alterando por completo o aspeto estético e os seus processos ecológicos (Cabral, et al., 2012; Chen & Jim, 2010). Estudos acerca da pegada ecológica causada pelas cidades demonstram que estas afetam uma área geográfica muito superior à sua própria área de superfície (PNUA, 2005). A pegada ecológica gerada nestas “ilhas urbanas” contribui significativamente para a perda de biodiversidade, tanto a um nível local como a um nível mais global (PNUA, 2005).

Geralmente, as cidades levam a cabo a exploração e consumo desenfreados dos recursos naturais de ecossistemas circundantes, a fim de produzir bens e serviços, no sentido de

satisfazer as necessidades das populações (PNUA, 2005). No entanto, se saudáveis, estes ecossistemas e a sua diversidade biológica são vitais para o funcionamento e dinâmica das cidades (PNUA, 2005). A exploração irracional de recursos naturais efetuadas pelo homem produz efeitos nefastos à própria saúde e bem-estar dos cidadãos e comprometem os benefícios de que dispõem em redor da sua localização (PNUA, 2005). Dando como exemplo a capital queniana, Nairobi, a procura desenfreada de carvão vegetal em áreas adjacentes tem causado uma grande perturbação, principalmente no Parque Nacional de Aberdare, uma área legalmente protegida, que desempenha um papel crucial para o sistema de captação e purificação de água da cidade (PNUA, 2005). As consequências ecológicas da expansão urbana incluem alterações na distribuição, abundância e composição das espécies de plantas e animais, na extinção de várias espécies nativas e na introdução de novas espécies nos ecossistemas urbanos (McDonnell & Hahs, 2013).

A presença reduzida de vegetação e de fauna nos ambientes urbanos causam inúmeros impactes nos cidadãos locais, levando a uma redução da conexão entre o ser humano e a natureza (McDonnell & Hahs, 2013). É já uma evidência o facto da presença de vegetação e de espaços verdes e públicos contribuem positivamente para a saúde do ser humano, bem como para o seu bem-estar (McDonnell & Hahs, 2013; PNUA, 2005). A biodiversidade que ocorre na cidade, em particular nos espaços verdes das cidades, providencia um conjunto essencial de serviços ecossistémicos ao ser humano, tais como a regulação do clima local, a infiltração das águas pluviais e a proteção de cheias, a purificação do ar, e o recreio (Cabral, et al., 2012). Os ecossistemas saudáveis fornecem uma vasta variedade de serviços essenciais à sustentabilidade económica e social (PNUA, 2005).

Gerou-se nos últimos anos uma maior preocupação, consciencialização e reconhecimento sobre a importância da conservação da natureza nos habitats urbanos, em combinação com a procura de benefícios recreacionais, espirituais, culturais, educacionais e de lazer (Chen & Jim, 2010). O reconhecimento da importância dos serviços prestados pelos ecossistemas fez com que a conservação da biodiversidade se tornasse uma necessidade (Cabral, et al., 2012).

As cidades desempenham um papel fundamental nos esforços globais que atuam no sentido de proteger e gerir da melhor forma a biodiversidade e os ecossistemas, pois parte desta diversidade concentra-se nas vilas e cidades (PNUA, 2005; McDonnell & Hahs, 2013). Tal como a pegada ecológica desencadeada por uma cidade induz impactes negativos para além da periferia das cidades, algumas ações urbanas podem proporcionar impactes positivos vastos (PNUA, 2005).

As autoridades locais podem contrariar os cenários negativos, através do desenvolvimento de estratégias que dêem origem a alterações positivas na biodiversidade urbana e zonas adjacentes (ONU, 2010). Ao realizar uma abordagem mais ativa na gestão e melhoria da biodiversidade urbana, torna-se possível reverter as tendências de deterioração ambiental dentro das cidades e potenciar a sua saúde e resiliência, tanto para a população como para a biodiversidade (McDonnell & Hahs, 2013).

O plano de ação de governos e outras autoridades regionais e locais para a biodiversidade e no âmbito da Convenção da Diversidade Biológica (CDB) adotada em 2010, em Nagoya, no Japão, tem como objetivo o apoio aos políticos e seus parceiros, e outras autoridades locais na implementação do plano estratégico para a Biodiversidade desde 2011 a 2020, seguindo os seguintes princípios (ONU, 2010):

- O aumento da colaboração entre autoridades e governos regionais e/ou locais na implementação de estratégias de biodiversidade nacional e de planos de ação, no plano estratégico para a biodiversidade entre 2011 e 2020, nas metas a atingir no ano de 2020 e nos programas de trabalho nos termos definidos pela CDB;
- A melhoria na coordenação e troca de informações adquiridas entre partidos na CDB e organizações mundiais e regionais;
- Identificação, melhoria e disseminação de ferramentas políticas, linhas orientadoras e programas que facilitem o desenvolvimento de ações locais na biodiversidade;
- Reforço da capacidade das autoridades locais, para que auxiliem os respetivos governos nacionais na implementação das estratégias e medidas em vigor na CDB;
- Desenvolvimento de programas de biodiversidade relativos à consciencialização e cuidados a ter em conta, por parte dos residentes locais, empresas, administrações locais e organizações não governamentais (ONG), que estejam em conformidade com as estratégias de sensibilização pública.

Em 2002 as Partes da Convenção da Diversidade Biológica (CBD) comprometeram-se a reduzir o ritmo da perda da biodiversidade até o ano de 2010 (Cabral, et al., 2012). No entanto o objetivo não foi alcançado e a velocidade da perda da biodiversidade é a mais rápida já observada, revelando uma inadequabilidade das políticas adotadas e uma lacuna entre as pressões sobre a biodiversidade e as respostas para a sua mitigação cada vez maior, com o decorrer do tempo (Cabral, et al., 2012).

A biodiversidade e os ecossistemas necessitam de ser valorizados e geridos como parte do conjunto de infraestruturas das cidades e de ser integradas em todos os aspetos nas governâncias locais, nomeadamente no planeamento financeiro e do ordenamento do território, nos transportes, mecanismos de incentivos económicos e de mercado, no desenvolvimento de infraestruturas e promoção de serviços (ONU, 2010). As cidades deverão (ONU, 2010):

1. Gerir o ambiente urbano de forma a beneficiar a integração da biodiversidade;
2. Implementar um planeamento estratégico regional e das cidades, com vista à redução da expansão urbana;
3. Gerir a conservação da paisagem local;
4. Gerir a agricultura urbana e implementar ligações a mercados;
5. Facilitar o consumo sustentável de recursos que geram impactes na biodiversidade;
6. Estabelecer parcerias sinérgicas com os respetivos governos e com o setor privado;
7. Aumentar a consciencialização dos cidadãos acerca da importância e dos cuidados a ter com a biodiversidade.

As ligações entre cidades permitem uma dinamização na transmissão e partilha de conhecimentos e informações acerca da biodiversidade urbana (PNUA, 2005). A conservação biológica nos centros urbanos constitui um desafio ambiental chave para os decisores políticos locais (Chen & Jim, 2010). A participação em redes internacionais entre cidades em associações como as Cidades Unidas e Governância Local (CUGL) (com o termo inglês de “United Cities and Local Governance” (UCLG)), União Internacional de Conservação da Natureza (UICN) ou o Conselho Internacional para as Iniciativas Ambientais Locais (CIAL) (International Council for Local and Environment Initiatives (ICLEI)), permite uma influência a nível global nas decisões políticas nas cidades (PNUA, 2005; ONU, 2010; McDonnell & Hahs, 2013).

Ao conetar as atividades urbanas à proteção dos ecossistemas e conservação da biodiversidade, as cidades podem dar vários tipos de apoio (PNUA, 2005). A organização Fundo Mundial para o Ambiente (FMA) (Global Environment Facility (GEF)) por exemplo, tem como objetivo apoiar, em termos financeiros, o desenvolvimento de projetos de países, os quais definem orientações estratégicas e medidas para a proteção ambiental, em ações que incluem o apoio à conservação e ao uso sustentável da diversidade biológica e da partilha justa e equilibrada dos benefícios que esta diversidade proporciona (PNUA, 2005). As cidades, em cooperação com os respetivos governos nacionais têm a oportunidade de adquirir apoio em

organizações como o FMA, para o estabelecimento de medidas que proporcionem impactos benéficos à biodiversidade local, e conseqüentemente a um longo prazo, à biodiversidade global (PNUA, 2005).

Os cidadãos e residentes locais têm também um papel importante na conservação da biodiversidade urbana (Chen & Jim, 2010). O sucesso das estratégias da conservação da natureza depende muito da forma como as próprias estratégias são incorporadas no contexto social e da forma como as ações políticas e comportamentos dos cidadãos são concretizados (Chen & Jim, 2010). Existem diversas oportunidades para envolver e educar um vasto conjunto de pessoas, no interior de uma pequena parcela geográfica, e criar apoios para iniciativas mais ecológicas, nomeadamente nos comportamentos de consumo, comportamentos individuais e no ativismo (McDonnell & Hahs, 2013). Os cidadãos podem ter um papel fundamental através das seguintes funções (ONU, 2010):

- Obtenção de informação sobre a biodiversidade da cidade onde habitam;
- A compreensão dos fatores responsáveis para a perda da biodiversidade;
- A redução do uso da energia dos combustíveis fósseis, do consumo, a reutilização de materiais e a reciclagem de resíduos;
- Evitar o uso de produtos nocivos para o ambiente;
- A promoção de sistemas produtivos e ambientalmente responsáveis;
- A comunicação do valor e da importância da biodiversidade;
- A participação em atividades que envolvam a conservação da biodiversidade;
- Aderir a organizações nacionais e internacionais de biodiversidade.

Nos passados 25 anos os ecologistas urbanos têm estudado os padrões da biodiversidade nas vilas e cidades (McDonnell & Hahs, 2013). Com a alteração dos comportamentos do ser humano para outros mais responsáveis e positivos, surge uma boa oportunidade para os ecologistas urbanos poderem participar na criação de cidades sustentáveis e ricas em biodiversidade para o futuro (McDonnell & Hahs, 2013). Com o suporte de outras organizações parceiras, incluindo a Organização das Nações Unidas (ONU), as ações futuras traçadas pelos sistemas urbanos atuarão no sentido de preservar os ecossistemas e biodiversidade e terão um papel fundamental nos esforços globais que se efetuam no âmbito da conservação da vida no planeta (PNUA, 2005).

2.1.4 Amostragem para a medição da diversidade

É importante que os gestores investigadores dos espaços compreendam quais as dimensões e métodos de amostragem mais apropriados, para os estudos em causa (Barnett & Stohlgren, 2003). Normalmente os investigadores têm apenas a possibilidade de efetuar uma amostragem numa porção pequena de uma certa área ou paisagem (Barnett & Stohlgren, 2003).

A amostra é um subconjunto retirado da população, que se supõe ser representativo de todas as características da mesma, sobre a qual será feito o estudo, com o objetivo de serem tiradas conclusões válidas sobre a população (Pocinho, 2009). Uma amostra será considerada como representativa se, de facto, as suas características se assemelharem às da população alvo, o que se considera fundamental para o estudo (Pocinho, 2009; Gregory, et al., 2004). Caso contrário, a estimativa final ou o índice calculado poderá estar enviesado/a (Gregory, et al., 2004). Quanto maior for a amostra, mais significativo será o estudo (Pocinho, 2009).

A amostragem é o procedimento pelo qual um subconjunto de uma população é escolhido com vista a obter informações relacionadas com um fenómeno, e de tal forma que a população inteira esteja representada (Pocinho, 2009). O objetivo da amostragem passa por evitar o estudo de um atributo por toda a área de estudo, mas para obter condições necessárias para que se possa efetuar uma estimativa quanto à ocorrência do mesmo atributo (Hill, et al., 2005).

Caraterísticas e número de amostras

Para a escolha das técnicas de amostragem mais adequadas é preciso analisar os seguintes aspetos (Eekhout, 2010; Hill, et al., 2005; Leis, et al., 2003):

- O objetivo do estudo;
- O ser vivo ou outro tipo de atributo a estudar;
- O método utilizado;
- A variabilidade do atributo ao longo do local em intervenção (se conhecido);
- A conspicuosidade das espécies de interesse (a sua atividade e habitat);
- O custo, tempo e recursos necessários para a amostragem.

Os métodos de amostragem são selecionados de acordo com o tipo de seres vivos que se pretendem amostrar na área de estudo e dependem, para além da sua presença, da sua densidade e do tamanho (Leis, et al., 2003). Quanto maior o tamanho da amostra (número de

locais em que se efetuou a recolha de dados relativos ao número de indivíduos e espécies em toda a área de estudo), maior a precisão das estimativas e o tempo requerido para a recolha de dados, portanto é necessário alcançar um equilíbrio, percebendo qual o tamanho mais adequado da amostra para que se realizem estimativas realistas, sem que se consoma uma quantidade de tempo excessiva (Hill, et al., 2005; Gregory, et al., 2004). Para cada plano considerado podem-se fazer estimativas do tamanho da amostra com base no conhecimento do grau de precisão desejado (Pocinho, 2009; Gregory, et al., 2004).

Paralelamente à questão da estratégia amostral, é necessário tomar decisões quanto à unidade de amostragem (Gregory, et al., 2004). Na elaboração dos planos de amostragem, usa-se o termo “unidade amostral”, que consiste na unidade pela qual são efetuadas medições acerca de um determinado atributo (Hill, et al., 2005). O tamanho da unidade amostral depende da espécie ou do habitat que se pretende avaliar, o tipo de medições efetuadas e o método utilizado para a amostragem (Hill, et al., 2005).

Amostragem aleatória

A definição da amostragem aleatória (AA) consiste na igual probabilidade de cada unidade amostral vir a ser selecionada para a recolha da amostra (Coe, 2008; Gregory, et al., 2004). Para a execução de uma amostragem aleatória simples (AAS), é necessária uma delimitação da área de estudo e a consequente seleção de locais para a amostragem, de forma aleatória (Coe, 2008). A seleção de um primeiro local para a implantação de uma unidade amostral não altera, de forma alguma, a probabilidade de qualquer outro vir a ser igualmente eligida (Coe, 2008).

A AA apresenta como vantagens a forma aleatória como as amostras podem ser colocadas no meio, não requer muitos conhecimentos acerca da área de estudo e os dados são de simples análise (Hill, et al., 2005). Como desvantagens a recolha de dados na AA pode envolver uma grande quantidade de tempo e pode obter maiores erros para uma certa dimensão da unidade amostral ou na estratégia do processo amostral (Hill, et al., 2005).

Amostragem sistemática

Nalguns casos é conveniente o uso de uma metodologia que envolvam unidades de terreno localizadas em intervalos regulares entre si, não existindo portanto uma aleatoriedade e independência na colocação de unidades amostrais na área de estudo (Hill, et al., 2005). Uma das justificações para a utilização desta estratégia é para o mapeamento da distribuição e da abundância de um certo organismo no interior de uma área de estudo (Hill, et al., 2005).

A amostragem sistemática (AS) pode ser útil pelo facto de que os locais a amostrar são relativamente fáceis de se seleccionar e de se recolocar a unidade amostral, e também mais apelativos e diretos para os operadores (Hill, et al., 2005; Huang, et al., 2015). Levantamentos através de tabelas de unidades amostrais repetitivas podem, de forma regular, fornecer bons dados comparativos, no sentido de identificar causas e influências de eventuais mudanças ao longo do tempo (Hill, et al., 2005).

Amostragem estratificada

Por vezes, utilizam-se conhecimentos adquiridos previamente sobre uma espécie ou área alvo, de modo a proceder a uma amostragem mais eficaz (Gregory, et al., 2004). Frequentemente ocorre uma variação substancial numa dada área, e nos atributos sob medição, devido a uma eventual ocorrência de gradientes ambientais e de diferenças a nível de gestão do espaço, por exemplo (Hill, et al., 2005). A AA ao longo de uma certa área de estudo pode, eventualmente, resultar na seleção de um conjunto de unidades amostrais onde a espécie se encontra, na maioria das unidades amostrais, ausente (Gregory, et al., 2004). Esta situação levaria a estimativas imprecisas e inexatas (Gregory, et al., 2004). Nesse sentido, a amostragem estratificada (AE) é um método, no qual a área de estudo é dividida em espaços homogéneos, designados por estratos (proveniente do termo “stratum” (singular) e “strata” (plural)), onde, em cada qual, são selecionadas unidades amostrais, de forma independente e aleatória, a fim de melhorar a precisão das estimativas (Statistics Canada, 2010; Hill, et al., 2005; Gregory, et al., 2004). Para maximizar os benefícios da estratificação, a área em estudo é dividida numa forma que minimize a variabilidade no interior de cada estrato (Hill, et al., 2005). Com a AE tem-se a oportunidade de efetuar uma amostra adequada para cada tipo de estratos, diferenciados em usos no solo, habitat, por abundância de espécies, entre outros aspetos (Coe, 2008; Gregory, et al., 2004). Este método tem também como vantagem a redução do tempo requerido para a recolha de dados na amostra (Hill, et al., 2005).

A distribuição aleatória destas unidades amostrais obtém, normalmente, dados semelhantes aos dados recolhidos na AS (Huang, et al., 2015). Embora as divisões possam não ser tão exatas, este último procedimento amostral fornece melhores resultados ao longo da área de estudo, desde que a variabilidade no interior de cada estrato se mantenha reduzida (Hill, et al., 2005).

Contudo este tipo de amostragem apresenta algumas desvantagens, sendo estas as seguintes (Statistics Canada, 2010):

1. Requer uma boa qualidade na estrutura da amostragem para todas as unidades amostrais presentes;
2. A criação de uma estrutura amostral é muito complexa e exige um grande esforço laboral, comparativamente com a AAS e AS;
3. Pode resultar numa estratégia amostral estatisticamente menos eficiente que a AAS e a AS para variáveis de levantamento que não estão correlacionadas com as variáveis de estratificação;
4. A estimação é muito complexa relativamente à AAS e AS.

Amostragem por clusters

Amostragem por grupos (com o termo inglês “clusters”) é um processo de seleção aleatória de *clusters* de unidades amostrais (Statistics Canada, 2010). Esta estratégia consiste em dois passos (Statistics Canada, 2010). Primeiramente, procede-se à seleção aleatória de uma população de grupos ou *clusters*, à qual se segue a recolha de uma ou mais amostras (Statistics Canada, 2010). Na amostragem por *clusters* recolhem-se os dados de todas as unidades amostrais contidas em cada grupo selecionado (Hill, et al., 2005). Uma das razões que leva à adoção da amostragem por *clusters* deve-se à facilidade de operação e à redução do custo do esforço laboral, especialmente se a população de uma dada espécie se encontra muito dispersa em toda a área de estudo (Statistics Canada, 2010). Na amostragem por *clusters* a área de estudo é dividida em inúmeros locais (Hill, et al., 2005). Em diversas situações, as áreas a intervir são de tal forma grandes, que requerem um enorme consumo de tempo para o deslocamento entre unidades amostrais (Hill, et al., 2005). Desta forma, a amostragem por *clusters* aperfila-se como um método com a capacidade de aumentar a eficiência na amostragem e, nalguns casos, aumentar a precisão para uma certa dimensão de amostras (Hill, et al., 2005). O método pode ser estatisticamente mais eficiente se as unidades amostrais no interior dos *clusters* forem heterogéneas (Statistics Canada, 2010).

O aspeto principal relativo a esta técnica de amostragem é o facto das unidades amostrais no interior de cada área de estudo serem, pouco provavelmente, independentes umas das outras, verificando-se uma eventual correlação espacial, isto é, quanto ao seu conteúdo, as unidades amostrais revelam uma tendência para serem mais semelhantes entre si dependentemente de quão próximas se encontram (Hill, et al., 2005). Desta forma, a amostragem por clusters é provavelmente muito útil em áreas que são relativamente uniformes a uma escala espacial de grandes proporções (Hill, et al., 2005).

As desvantagens em relação à utilização deste método são a menor eficiência se as características no interior das unidades amostrais de cada *cluster* forem homogêneas, o tamanho da amostra não é previamente conhecido antes da fase terminal da recolha da realização da amostragem e a complexidade na organização do procedimento amostral (Statistics Canada, 2010).

2.1.4.1 Flora

Nos últimos anos desenvolveram-se inúmeras obras com foco na importância da biodiversidade e dos respetivos processos de recolha de espécies de plantas (Stohlgren, et al., 1995). A manutenção de um crescimento da diversidade das espécies de plantas trata-se de uma missão mundial de extrema importância (Ghorbani, et al., 2011). O objetivo da amostragem de uma comunidade vegetal passa pela necessidade de adquirir um conjunto de dados da vegetação local, que sejam representativos da área de estudo (Leis, et al., 2003).

Os métodos de amostragem deverão ser escolhidos de acordo com o tipo de vegetação que se apresenta na área em questão (Leis, et al., 2003). Para tal, dever-se-á tomar em conta a densidade do meio, o tipo de porte (arbóreo, arbustivo, herbáceo...) e o tamanho da vegetação da respetiva área de estudo (Leis, et al., 2003). Em alguns casos poderão ser adotados mais do que um método em simultâneo.

Materiais e métodos

Parcelas simples

As parcelas são pequenas áreas com uma determinada forma utilizadas para definir locais de amostragem em toda a área de estudo considerada, com o objetivo de estudar a presença de uma certa espécie (Nautiyal, et al., 2015). Dentro da área de estudo, um conjunto destas unidades amostrais é distribuído, utilizando diversas metodologias possíveis para a amostragem, com vista a registar, em cada uma das unidades amostrais, a presença ou ausência de espécies entre outros parâmetros (Eekhout, 2010; Nautiyal, et al., 2015). Desta forma, compreende-se a população de parcelas como o número total destas unidades amostrais inseridas na área de estudo, com uma determinada área (Hill, et al., 2005). As parcelas poderão ter uma forma, quadrangular, circular ou retangular (Hill, et al., 2005; Papanastasis, 1977). A localização de indivíduos no interior de parcelas pode ser definida com qualquer das formas que compõem as parcelas, sendo que as retilíneas conferem menor tempo de operações, bem como uma maior precisão (Hill, et al., 2005). Embora as parcelas quadrangulares tenham sido tradicionalmente muito utilizadas, estudos posteriores revelaram

que as parcelas com forma retangular são, de um modo geral, mais apropriadas, tendo uma maior precisão e sugerida para grandes extensões de vários tipos de vegetação (Papanastasis, 1977). Independentemente da forma das parcelas, este tipo de unidade amostral é muito útil para o estudo da riqueza específica, bem como para a cobertura vegetal no solo (Naveh, 2007).

A parcela ideal, em termos de tamanho e forma, tem em conta não só a exatidão nas estimativas, mas também o tempo exigido para a amostragem, correspondente ao custo da amostragem (Papanastasis, 1977). As parcelas maiores são estatisticamente mais eficazes, mas menos eficientes, no que diz respeito ao consumo de tempo operacional (Papanastasis, 1977). As parcelas de menores dimensões são observadas mais facilmente, com maior exatidão, e com menores períodos de tempo (Nautiyal, et al., 2015). Se as parcelas forem demasiado reduzidas, existe o risco de não se detetarem espécies que estejam presentes na área definida para o processo amostral, especialmente se essa espécie for rara (Nautiyal, et al., 2015).

As parcelas poderão ter diversos tamanhos, o que depende naturalmente do tipo e tamanho de vegetação presente no local em que se pretende introduzi-la (Nautiyal, et al., 2015; Papanastasis, 1977). O tamanho ideal para as parcelas tem em conta não só o tamanho da vegetação, mas também a precisão das estimativas e o tempo de esforço necessário para a processo amostral (Papanastasis, 1977). O tempo de recolha de dados varia consoante o tamanho da área de amostragem (Hill, et al., 2005). Naturalmente existe um aumento linear de recolha de espécies desde as parcelas de tamanho mais reduzido para as de maiores dimensões (Papanastasis, 1977). A riqueza específica e a cobertura de espécies de tamanho mais reduzido, como as gramíneas e as herbáceas, são avaliadas através de parcelas de menores dimensões, frequentemente na ordem do 1 m² (Naveh, 2007; Nautiyal, et al., 2015). Quanto às espécies lenhosas, nomeadamente arbustivas, são consideradas as parcelas na ordem dos 25 m², enquanto na vegetação de porte arbóreo, as parcelas poderão estender-se dos 100 aos 400 m² (Naveh, 2007; Nautiyal, et al., 2015; Huang, et al., 2015).

Método das parcelas aninhadas

Uma de outras estratégias consiste na utilização de parcelas aninhadas (Stohlgren, et al., 1995; Ghorbani, et al., 2011). O método baseia-se numa amostragem com escala multiescalar, com a utilização de uma parcela quadrangular com um determinado comprimento e largura, cujo seu interior contém subparcelas que permitem a recolha de diferentes espécies em diferentes escalas espaciais (Stohlgren, et al., 1995; Ghorbani, et al., 2011). As escalas utilizadas dependem do tamanho e tipo de vegetação presente (Stohlgren, et al., 1995; Ghorbani, et al., 2011). Desta forma, é colocada uma área quadrangular em metade da área da parcela

principal, com uma área de, por exemplo, 64 (8 × 8) m² (Stohlgren, et al., 1995). No interior desta área quadrada introduz-se uma parcela retangular de 32 (4 × 8) m², ocupando metade da área da parcela principal. Seguidamente, na área retangular será colocada uma outra parcela, abrangendo também metade da sua área, com uma área de 16 (4 × 4) m², e assim sucessivamente até se atingir uma área ideal para as parcelas de amostragem do tipo de vegetação com menores dimensões no habitat em questão (Stohlgren, et al., 1995).

Uma vantagem da amostragem por parcelas aninhadas trata-se da possibilidade de estimar a relação entre o número de espécies e a área da parcela, conhecida como a curva espécies-área (Ghorbani, et al., 2011).

Transectos

Os investigadores optam, normalmente, por modelos envolvendo parcelas para uma amostragem em diversos ecossistemas, porém os métodos por parcelas podem ser complementados por transectos, que são mais adequados quando o tempo para operações é mais reduzido ou limitado (Leis, et al., 2003).

O transecto consiste na implementação de uma linha ou fita métrica com uma trajetória linear, atravessando o meio de uma certa área até a um outro local pertencente à mesma (Nautiyal, et al., 2015). Dependendo da decisão dos investigadores, é acompanhado por outros métodos ou outras formas de unidades amostrais. Com o uso destas faixas, tem-se como objetivo de efetuar uma recolha de dados para o estudo de certos organismos (Nautiyal, et al., 2015). Os transectos são utilizados com muita frequência, podendo abranger um grande conjunto de técnicas de amostragem, quer para o estudo de flora quer para a fauna (Nautiyal, et al., 2015).

O comprimento do transecto pode ser variado, estando este dependente da dimensão da área ou habitat em estudo (Nautiyal, et al., 2015). A presença de inúmeros transectos curtos poderão ser estudados de forma mais rápida que um transecto muito longo (Leis, et al., 2003).

Transecto das parcelas contíguas

Neste método, ao longo do comprimento do transecto são introduzidas parcelas de amostragem, separadas equidistantemente entre si (Zhu, et al., 2015; Leis, et al., 2003; Bertoncini, et al., 2012). O transecto pode ter diversos comprimentos, o que depende naturalmente da dimensão do habitat em questão e, desta forma, o número de parcelas implementadas equidistantemente entre si e ao longo do transecto, também (Nautiyal, et al., 2015). O tamanho das parcelas depende do tamanho da vegetação (Nautiyal, et al., 2015).

Os transectos de parcelas contíguas permitem aos utilizadores apurar atributos espaciais da vegetação, no entanto a execução deste método é relativamente prolongada (Leis, et al., 2003). Estes transectos permitem avaliar a riqueza específica, o número individual ou a cobertura do solo por parte de cada espécie (Zhu, et al., 2015).

Contudo, estes transectos apresentam como desvantagem a pouca eficiência na estimação do número de espécies com uma cobertura vegetal inferior a 1% de uma área (Stohlgren, et al., 1998).

Transecto de interceto do ponto

O transecto de interceto do ponto desenvolve-se desde uma extremidade do transecto até a uma outra parte extrema do transecto introduzido no meio (Leis, et al., 2003). É colocada uma estaca no início e no fim de cada intervalo definido, ao longo do transecto, onde todas as espécies em contacto físico com a estaca são registadas (Leis, et al., 2003).

Embora o transecto do interceto de ponto seja rápido e apropriado para determinados objetivos, os dados recolhidos são de pequena resolução (Leis, et al., 2003). O método alcança um elevado número de espécies por hora, no entanto, segundo Leis et al. (2003), o seu índice da riqueza específica de espécies é normalmente menor, comparativamente com a riqueza específica estimada recorrendo ao transecto de parcelas contíguas.

Transecto do interceto de linha

A cobertura vegetal e a riqueza específica de um habitat podem também ser conduzidas através de outro tipo de transectos, nomeadamente os transectos do interceto de linha (Abom & Schwarzkopf, 2016). Neste tipo de transecto consiste, tal como nos tipos de transecto anteriores, na introdução de uma linha ou fita métrica de uma extremidade a uma outra, dentro de uma área de estudo. Contudo este transecto não é auxiliado pela inserção de parcelas contíguas ou pontos. O transecto do interceto de linha tem como objetivo o registo de cada indivíduo e espécie, bem como a sua cobertura vegetal, que estão em contacto físico, ou que se cruzam na trajetória percorrida pelo próprio transecto (Abom & Schwarzkopf, 2016; Woodall, et al., 2012). Consoante as opções dos operadores, o transecto pode ou não ser englobado por uma área, a qual permite, para além da vegetação que interceta a trajetória do transecto, que também o espaço adjacente a esta linha, tanto de um lado como do outro, e até a uma determinada distância, seja amostrada (Soule & Knapp, 1996). O perímetro da parcela envolvente determina o limite para a execução da amostragem (Soule & Knapp, 1996; Woodall, et al., 2012).

O transecto do interceto de linha aperfila-se como um método adequado para vegetação, especialmente vegetação de menores dimensões, noeadamente herbáceas, gramíneas e plantas hortaliças (Abom & Schwarzkopf, 2016).

2.1.4.2 Fauna

2.1.4.2.1 Insetos

2.1.4.2.1.1 *Himenópteros*

Os himenópteros, assim designados pela ordem *himenoptera*, são um conjunto onde incluem-se as abelhas, vespas e as formigas (Maravalhas, 2003). Mundialmente é a segunda ordem mais abundante, estando contabilizadas cerca de 200.000 espécies (Maravalhas, 2003). Em Portugal estão registadas mais de um milhar de espécies (Maravalhas, 2003; Pinto, et al., 2010). Os himenópteros são um grupo muito importante do ponto de vista ecológico, destacando a função polinizadora de muitas das espécies, cuja ação é vital para a reprodução e, conseqüentemente para a sobrevivência de um número de plantas fundamental (Maravalhas, 2003).

2.1.4.2.1.1.1 *Himenópteros rastejantes*

As formigas pertencem à família *Formicidae* e à ordem dos himenópteros (Folgarait, 1998). A família das formigas encontra-se distribuída em todo o mundo (Folgarait, 1998). As formigas são consideradas como seres úteis nos ecossistemas por variados motivos (Underwood & Fisher, 2006). Estes himenópteros são componentes importantes dos ecossistemas, pelo motivo de que uma grande parte da biomassa presente pertencer precisamente a estes “engenheiros dos ecossistemas” (Folgarait, 1998). As formigas são omnipresentes nos ecossistemas, estejam estes intactos ou degradados, e a sua amostragem é relativamente acessível, sem que seja necessária uma grande experiência por parte do operador (Underwood & Fisher, 2006; Pacheco & Vasconcelos, 2006). Este tipo de organismos, de forma direta ou indireta, controlam a disponibilidade de recursos para outros organismos, pela sua capacidade de alteração do estado físico de materiais bióticos e abióticos (Folgarait, 1998). Estes insetos desempenham um papel fundamental na manutenção, estrutura e funcionamento do solo em ecossistemas terrestres (Pacheco & Vasconcelos, 2006). As formigas atuam como agentes na dinâmica dos solos, sendo importantes na distribuição dos nutrientes e ainda cruciais nas alterações físicas e químicas, afetando o fluxo de energia e de material nos ecossistemas. (Pacheco & Vasconcelos, 2006; Underwood & Fisher, 2006; Folgarait, 1998). A sua amostragem é, pois, de grande importância, pelo facto de a sua reação, face às mudanças climáticas, aos

impactes humanos e a outras variáveis ambientais, ser extremamente rápida, permitindo a utilização frequente destes insetos como bioindicadores em estudos ecológicos e programas de monitorização (Underwood & Fisher, 2006; Pacheco & Vasconcelos, 2006; Wang, et al., 2001; Folgarait, 1998). As alterações nos fatores ambientais conduzem a perdas na diversidade deste grupo de insetos (Folgarait, 1998). Os insetos como as formigas, devido às suas elevadas populações, ao seu índice de diversidade nos ecossistemas e à simplicidade na captura, são um dos grupos da fauna mais frequentemente amostrados (Buffington & Redak, 1998).

Materiais e métodos

Amostragem por parcelas

A deteção e levantamento de animais invertebrados pode ser levada a cabo através da inserção de parcelas no meio amostral (Hill, et al., 2005). A recorrência a estas parcelas é perfeitamente adequada, dado que estes invertebrados possuem uma locomoção lenta (Hill, et al., 2005). Os métodos de utilização de parcelas, sejam aleatórios ou sistemáticos, constitui uma boa solução para a deteção de espécies distintas (Hill, et al., 2005).

Amostragem por transectos

Como alternativa, considera-se perfeitamente adequado o uso de transectos, cujo seu número e comprimento dependerá, naturalmente, da dimensão da área e do índice de heterogeneidade das espécies de formigas presentes na área em que se pretende efetuar o levantamento (Pacheco & Vasconcelos, 2006; Culin, s.d.). Caso o local de amostragem seja heterogéneo, requer-se, à partida, a utilização de pelo menos dois transectos (Pacheco & Vasconcelos, 2006). O levantamento poderá ser realizado com recorrência a armadilhas, ou a contabilização de indivíduos observados em intervalos regulares ao longo do transecto (Pacheco & Vasconcelos, 2006; Culin, s.d.).

Todos os métodos possíveis têm vantagens e desvantagens, no que se refere aos custos de material e operações, qualidade de amostragem, representação da riqueza específica de formigas, a abundância relativa e a repetibilidade (Wang, et al., 2001). A eficácia da técnica difere, normalmente nas espécies de formigas (Véle, et al., 2009). Os métodos são executados dependendo também do tipo de habitats (Véle, et al., 2009). No entanto, alguns cientistas utilizam uma combinação de métodos, se aplicável (Véle, et al., 2009). Em cada parcela ou transecto de as formigas poderam ser recolhidas com recorrência a armadilhas de queda e/ou iscos, peneiração de matéria orgânica do solo, ou também através de escavações no solo (Véle, et al., 2009; Kwon, 2015; Wang, et al., 2001).

Amostragem por armadilha de queda

Uma das técnicas passivas trata-se da armadilha de queda, conhecida globalmente com o termo inglês de “pitfall trap”, um método muito eficiente para a amostragem de himenópteros rastejantes (Underwood & Fisher, 2006; Véle, et al., 2009; Hill, et al., 2005; Kwon, 2015; Culin, s.d.). Este método permite uma boa estimativa da riqueza de espécies presente no meio amostral e de abundância relativa (Wang, et al., 2001). A armadilha de queda baseia-se na inserção de um recipiente aberto no solo, normalmente de plástico, cuja sua altura máxima encontra-se alinhada com a superfície do solo, ou a uma cota ligeiramente inferior (Underwood & Fisher, 2006). Os recipientes possuem uma solução para efeitos de conservação dos corpos dos indivíduos capturados (Véle, et al., 2009; Pacheco & Vasconcelos, 2006; Underwood & Fisher, 2006; Kwon, 2015; Wang, et al., 2001). As formigas observadas são capturadas e, sequencialmente identificadas (Véle, et al., 2009). As armadilhas de queda poderão ser distribuídas ao longo de transectos, em intervalos regulares entre armadilhas, ou então inseridas em parcelas distribuídas na área e em locais equidistantes (Pacheco & Vasconcelos, 2006; Hill, et al., 2005; Kwon, 2015). As armadilhas de queda são utilizadas em períodos veranís, normalmente entre junho e agosto, são de fácil utilização e poderão ser operacionalizadas continuamente durante um ou mais dias e noites, durante longos períodos de tempo, sem que se requeira uma grande atenção à sua instalação durante tal período (Wang, et al., 2001; Véle, et al., 2009; Culin, s.d.).

Amostragem por isco

A técnica de amostragem com recorrência a um isco consiste na introdução de produtos alimentares em recipientes colocados, de forma sistemática ou aleatória, na superfície do solo, tendo como exemplo o atum ou sardinhas em lata com óleo vegetal, uma pequena dose de mel, ou então de água açucarada (Pacheco & Vasconcelos, 2006; Véle, et al., 2009; Wang, et al., 2001). Se o tamanho da área justificar, poderá proceder-se à introdução de um transecto, definindo intervalos regulares para a colocação de recipientes com um produto no seu interior (Wang, et al., 2001; Véle, et al., 2009).

Os iscos são observados entre as 8 e as 17 horas, entre os meses de maio e outubro, e em intervalos de tempo, não regulares, implicando normalmente um aumento significativo do número de formigas presentes na armadilha ao longo das observações (Kwon, 2015; Véle, et al., 2009; Wang, et al., 2001). Um isco é vigiado duas vezes por amostragem, no momento em que a armadilha foi introduzida e no momento em que foi removida (Véle, et al., 2009). Se se verificar uma implantação de armadilhas em altitudes diferentes, a captura das formigas

através de isco tem tendência a decrescer em função da altitude da armadilha (Kwon, 2015). Após a observação das armadilhas, os indivíduos são transportados para um laboratório, para a devida visualização e identificação da espécie associada a cada indivíduo (Véle, et al., 2009). Se possível, as espécies associadas aos indivíduos capturados são identificadas, *in situ*. (Véle, et al., 2009). A amostragem com recorrência a um isco tem como vantagem a acessibilidade na sua aplicação e a limpeza nas amostras, relativamente às amostras recolhidas pela técnica da armadilha por queda (Wang, et al., 2001). No entanto, de acordo com Underwood & Fischer (2006), a amostragem por isco é, comparativamente ao método da armadilha por queda, o método menos eficiente, no que se refere à obtenção da riqueza específica desta classe de seres vivos. Os iscos são muito seletivos, pelo que poderão atrair umas espécies, repelir outras, ou serem totalmente indiferentes a um outro conjunto de espécies (Wang, et al., 2001). As mudanças climáticas e a altura do dia também influenciam a aproximação das espécies aos iscos (Wang, et al., 2001). Finalizada o processo amostral, os recipientes das amostras são transportados para um laboratório e inseridos num congelador para que possam num tempo breve ser examinados (Wang, et al., 2001).

Amostragem por escavação

A escavação, consiste na recolha de um certo número de amostras de solo no interior de uma ou mais parcelas, contidas numa área definida, podendo eventualmente envolver um ou mais transectos, a uma profundidade de cerca de 10 cm, desde que a rocha-mãe ou uma grande compactação do solo não interfira na operação (Véle, et al., 2009). As parcelas associadas ao local de escavação são incorporadas equidistantemente entre si na área de estudo (Véle, et al., 2009).

Amostragem através de uma rede de captura

A utilização de uma rede manual e a recolha manual tratam-se também de um método utilizado para a captura dos insetos visualmente detetados (Buffington & Redak, 1998; Wang, et al., 2001). A rede, embora mais propícia para a captura de insetos voadores, poderão ser utilizadas na captura de insetos não voadores e que se deslocam nas plantas (Culin, s.d.).

2.1.4.2.1.1.2 Himenópteros voadores

Um dos serviços dos ecossistemas mais valiosos, proporcionados por insetos é a polinização (Pardee & Philpott, 2014). Os himenópteros voadores, nomeadamente as abelhas e as vespas, são um grupo ecológico de grande relevância, devido às suas funções essenciais como agentes polinizadores (Steffan-Dewenter, 2002). A polinização consiste numa função ecossistémica

verdadeiramente imprescindível para a manutenção da diversidade atual da flora e fauna global, bem como para a produção dos alimentos em culturas importantes para a alimentação da fauna e dos seres humanos (Tscheulin, et al., 2011). A diversidade e a abundância de abelhas e vespas asseguram os serviços de polinização e a manutenção da diversidade presente nos ecossistemas (Tscheulin, et al., 2011).

A maioria das plantas de maior porte, incluindo algumas hortaliças, dependem largamente das espécies polinizadoras para a sua reprodução (Tscheulin, et al., 2011). As abelhas, em particular, polinizam mais de 66% das espécies de culturas em todo o mundo (Pardee & Philpott, 2014). A abundância de diferentes grupos de abelhas é influenciada pelos parâmetros paisagísticos e de uso e ocupação do solo (Tscheulin, et al., 2011). A polinização pode decrescer com a abundância de abelhas e a diversidade de espécies de himenópteros (Pardee & Philpott, 2014). Relatórios recentes associam a perda de habitats com o declínio de espécies polinizadoras, devido ao aumento da urbanização e intensificação agrícola (Pardee & Philpott, 2014). A amostragem de seres como as abelhas e as vespas são de importância extrema para a averiguação de mudanças ecológicas e nos habitats, incluindo as funções indispensáveis nos ecossistemas, desde a polinização, predação e mortalidade (Tsharnke, et al., 1998). A degradação de áreas naturais reduz ou elimina os recursos que as espécies polinizadoras necessitam para a sua sobrevivência (Pardee & Philpott, 2014).

Segundo Laurent et al. (2015), verificou-se nos últimos anos um decréscimo preocupante no número de abelhas e número de colónias tanto nos Estados Unidos da América como na UE, em geral. Contrariamente, o número de abelhas em Portugal tem vindo a aumentar (Laurent, et al., 2015). Segundo Gonçalves (2016), presidente da Federação Nacional de Apicultores de Portugal, o efetivo nacional passou de 566 mil colónias de abelhas em 2013, para 619 mil em 2015, fruto do investimento num valor de 50 milhões de euros no setor, que impulsionou a geração da atividade por parte de um grande número de jovens apicultores.

Outro foco de ameaça é a *Vespa velutina*, ou vespa asiática, que desde 2012 se instalou no norte litoral do país e ataca as abelhas nativas (Gonçalves, 2016). O combate a esta espécie requer muitas vezes intervenção especializada para a destruição dos seus ninhos, o que levou a Assembleia da República Portuguesa (ARP) a aprovar, em maio de 2016, uma campanha de informação sobre as práticas a adotar aquando na presença de um ninho desta vespa (Gonçalves, 2016).

Em espaços verdes urbanos (EVU) e hortas comunitárias (HC), muitas espécies ou culturas poderão encontrar-se dependentes ou serem beneficiadas pelo processo de polinização,

atraindo uma grande variedade de insetos polinizadores (Matteson & Langellotto, 2010; Pardee & Philpott, 2014). Estes dois tipos de espaços contêm uma grande diversidade de flora possuidora de pólen e néctar, fontes fundamentais para a integração e sobrevivência dos himenópteros nestes locais (Matteson & Langellotto, 2010). A presença de uma variedade de himenópteros poderá contribuir, de forma considerável, para o aumento do rendimento das culturas da agricultura urbana, promovendo uma maior segurança aos agregados familiares detentores de uma área de cultivo numa horta comunitária (Matteson & Langellotto, 2010).

Adicionalmente, as características locais do EVU ou HC, a dimensão da área, a abundância e riqueza específica de flora podem influenciar o assentamento de abelhas ou vespas nestes locais (Pardee & Philpott, 2014).

Para além das características locais dos habitats urbanos, a sua localização, ou a paisagem envolvente pode afetar fortemente as comunidades de himenópteros (Pardee & Philpott, 2014). As restrições na disponibilidade de radiação solar, devido à presença de edifícios, condicionam a presença e atividade das abelhas (Pardee & Philpott, 2014). É importante que as condições climáticas sejam favoráveis, com um mínimo de 15°C, ausência ou pouco vento, ausência de chuva e vegetação seca (Tscheulin, et al., 2011).

As abelhas, bem como outros himenópteros, poderão ser recolhidos através de vários métodos, entre maio e outubro (Pardee & Philpott, 2014; MacIvor, et al., 2013). Tais métodos, para além de uma utilização individual, poderão ser utilizados em simultâneo (Pardee & Philpott, 2014).

Materiais e métodos

Transectos

Os himenópteros podem ser amostrados através de dois tipos de transectos: os transectos do interceto de linha e transectos variáveis de interceto de linha (Tscheulin, et al., 2011). Nos transectos do interceto de linha é marcada uma linha prática ou totalmente reta e contínua, com um determinado comprimento e largura, dependentemente da dimensão da área a amostrar (Tscheulin, et al., 2011). A linha reta correspondente ao comprimento do transecto poderá não ser totalmente contínua devido ao estado do terreno que dificulta a implementação de um transecto completamente retilíneo (Tscheulin, et al., 2011). Relativamente aos transectos variáveis de interceto de linha, não é definida uma linha reta e fixa de um transecto, pelo que a estratégia traduz-se no percurso a uma velocidade muito moderada por locais tendencialmente mais frequentados pelos insetos, no interior da área em

estudo (Tscheulin, et al., 2011). Ao longo do percurso do trajeto definido pelo transecto são contabilizadas e, na medida do possível, capturadas todas as espécies de himenópteros voadores, durante um certo período, utilizando, em paralelo, algumas das técnicas que se seguem nesta seção (Tscheulin, et al., 2011).

Amostragem com uma rede manual de captura

Os himenópteros poderão ser amostrados através da utilização de uma rede manual (Pardee & Philpott, 2014; Matteson & Langellotto, 2010; Matteson & Langellotto, 2011). Este método pode ser utilizado pelo menos uma vez por mês, em cada espaço amostral, entre os meses de maio e agosto, durante um período de, aproximadamente, 30 minutos (Matteson & Langellotto, 2010; Pardee & Philpott, 2014).

Este método poderá ser usado em todos os locais da área definida, caso a área não seja de grandes dimensões, focando na captura de espécies ainda não capturadas em amostragens anteriores, ou visualizadas pela primeira vez, no sentido de proteger a biodiversidade do meio (Matteson & Langellotto, 2011).

Observação direta

As observações diretas a himenópteros voadores podem ser efetuadas, caso os indivíduos detetados no meio se encontrem devidamente identificados quanto à espécie associada (Pardee & Philpott, 2014; Matteson & Langellotto, 2011). As observações diretas a himenópteros voadores podem ser efetuadas uma vez por mês, entre os meses de maio e agosto entre as 9 e as 14 horas, sob condições climáticas favoráveis, e durante um período de 30 minutos, com o auxílio de uma rede manual de captura caso as espécies ainda não estejam identificadas (Pardee & Philpott, 2014).

Método da armadilha por coloração

Individual ou simultaneamente à utilização da rede manual de captura, é muito frequente a execução de armadilhas por coloração, através da utilização de recipientes abertos como tigelas de coloração destacável, tal como indica o termo inglês “bowl trap” ou “pan(panela)-trap”, que contrastem consideravelmente com o meio, mais vegetativo ou mais desértico em que estão inseridas (Pardee & Philpott, 2014; Matteson & Langellotto, 2010; Matteson & Langellotto, 2011).

Em cada unidade amostral para a recolha de espécies, um conjunto de recipientes, cada qual com uma cor diferente, é colocado (Matteson & Langellotto, 2010; Matteson & Langellotto,

2011). As cores normalmente utilizadas nos recipientes são o branco, o amarelo e o azul, nas quais é adicionada uma solução letal e de conservação para os indivíduos capturados (Pardee & Philpott, 2014; Matteson & Langellotto, 2011). As armadilhas poderão ser colocadas na superfície do solo, ou, caso o solo esteja coberto de vegetação e seja de difícil deslocação para o amostrador, inseridas em vegetação de grande porte (Matteson & Langellotto, 2010; Matteson & Langellotto, 2011). As armadilhas são colocadas em locais fixos separadas em intervalos regulares na parte de manhã, e recolhidas a meio da tarde do mesmo dia, ou então podem ser mantidas por períodos mais extensos, entre as 24 e as 48 horas (Matteson & Langellotto, 2010; Matteson & Langellotto, 2011; Pardee & Philpott, 2014).

2.1.4.2.1.2 *Lepidópteros*

Contrariamente à maioria das ordens de insetos, as borboletas encontram-se bem documentadas e são de fácil reconhecimento (Swaay, et al., 2012). O segundo maior grupo de espécies de uma ordem em Portugal são os lepidópteros que incluem as borboletas e as traças, encontrando-se representado em mais de 2.200 espécies (Maravalhas, 2003). A diversidade de lepidópteros atualmente conhecida é estimada entre 160 000 a 175 000 espécies, no entanto, pensa-se que o total de espécies poderá chegar a meio milhão (Garcia-Pereira, et al., 2012; Maravalhas, 2003).

Os lepidópteros são seres vivos que, tal como os himenópteros, reagem de forma muito rápida a alterações no uso e ocupação do solo, e à intensificação ou abandono agrícola, demonstrando uma grande vulnerabilidade relativamente à fragmentação de habitats (Swaay, et al., 2012). Adicionalmente, os lepidópteros são altamente sensíveis a alterações climáticas e ambientais e reagem mais rapidamente a estas alterações comparativamente a outros organismos como as plantas (Swaay, et al., 2012; Wikstrom, et al., 2008). Estes insetos também são um dos melhores grupos de seres vivos para fins de monitorização de alterações a nível da biodiversidade e do estado dos habitats (Swaay, et al., 2012).

Inúmeras espécies de flora, incluindo as hortaliças presentes em HC, podem estar dependentes, ou simplesmente beneficiar da presença dos insetos polinizadores (Matteson & Langellotto, 2010). As borboletas proporcionam serviços consideráveis à flora e ao homem e são, tal como as abelhas, agentes polinizadores que efetuam o transporte do pólen (Maravalhas, 2003). Estes seres vivos, como agentes polinizadores, contribuem para a agricultura urbana, promovendo a segurança alimentar às famílias que desempenham a atividade hortícola numa HC (Matteson & Langellotto, 2010). Por outro lado, os recursos florísticos que compõem a vegetação local, nomeadamente a flora detentora de pólen e

néctar, são muito importantes, no sentido de manter a circulação e garantir a sobrevivência dos agentes polinizadores em hortas ou parques/espços verdes urbanos (Matteson & Langellotto, 2010).

Segundo Matteson & Langellotto (2010), a presença de polinizadores, grupo no qual estão integrados os lepidópteros, é influenciada pela quantidade de radiação solar no espaço verde e o tipo e abundância de vegetação presente na área. A atividade das borboletas é também muito limitada pela temperatura do ar, uma vez que a maioria das espécies desta ordem exige uma gama restrita e elevada de temperatura corporal para poder voar (Wikstrom, et al., 2008).

A diversidade dos lepidópteros tem, durante o século XX, decrescido à escala europeia, de forma preocupante tendo este facto sido evidenciado há cerca de 50 anos (Wikstrom, et al., 2008; Schneider & Fry, 2001). Esta perda de diversidade de lepidópteros vem da sequência de uma grande perda e fragmentação de habitats, outrora importantes para a sobrevivência e o desempenho de funções destes seres vivos (Wikstrom, et al., 2008). Resultados de investigações relativas a ecologia paisagística demonstram que a paisagem tem também uma grande influência sob a diversidade de espécies desta ordem (Schneider & Fry, 2001).

As borboletas são de fácil amostragem e monitorização e podem ser utilizadas como indicadores do estado dos habitats, das condições ambientais e das alterações climáticas (Wikstrom, et al., 2008).

Materiais e métodos

Estes insetos devem ser contabilizados durante a sua época alta, nomeadamente o período veranil, sob boas condições climatéricas, que assegurem a visualização de vários exemplares (Swaay, et al., 2012; Schneider & Fry, 2001). As borboletas deverão ser alvo de amostragem pelo menos, uma vez por semana, ou pelo menos uma em cada duas ou três semanas, em cada área de estudo, uma vez que quanto maior o número de processos amostrais, maior será a fiabilidade dos resultados obtidos (Swaay, et al., 2012).

A contagem de borboletas é normalmente efetuada entre as 10 e as 17 horas, intervalo de tempo mais adequado para a sua visualização e consequente identificação, seja de forma visual e direta, em imagens fotográficas, ou em análises laboratoriais (Auckland, et al., 2004; Matteson & Langellotto, 2011). Após a realização do processo amostral, registam-se alguns parâmetros, como a temperatura do ar, a velocidade do vento e a percentagem da nebulosidade (Wikstrom, et al., 2008). A contabilização ou captura deverá ser executada em temperaturas superiores aos 13°C (Swaay, et al., 2012). Entre os 13 e os 17°C, é importante

que o céu se encontre com um índice de nebulosidade não superior a 50% (Swaay, et al., 2012). Se as temperaturas ultrapassam os 17°C, o índice de nebulosidade poderá ser de 0 a 100% (Swaay, et al., 2012; Wikstrom, et al., 2008; Schneider & Fry, 2001). A percentagem de nebulosidade no céu pode ser dividida em quatro categorias: 0-25%, 26-50%, 51-75%, 76%-100% (Wikstrom, et al., 2008). O vento deve apresentar uma intensidade igual ou inferior a 5 na escala de beaufort (Swaay, et al., 2012; Wikstrom, et al., 2008).

Alguns dos métodos abordados posteriormente poderão ser utilizados em simultâneo, de modo a garantir uma maior qualidade e eficiência no processo de amostragem. No entanto, estes métodos nem sempre são possíveis de serem implementados (Henry, et al., 2015).

Parcelas

Em cada momento de amostragem, recorrendo a parcelas implementadas no local a intervir, são contabilizadas todas as espécies num certo período de tempo, no interior de uma dada área de uma zona selecionada para a recolha de amostras (Matteson & Langellotto, 2010; Auckland, et al., 2004). Para a amostragem de lepidópteros, uma dos vários métodos possíveis trata-se da simples visualização e contabilização do número de indivíduos e número de espécies durante um período definido, ou, adicionalmente, proceder à utilização de outros métodos em simultâneo, tendo como exemplo o uso da rede manual de captura, nos caso em que a espécie não tenha, ate à altura, sido identificada diretamente e a olho nu (Matteson & Langellotto, 2011).

Método da marcação e recaptura

A marcação e recaptura é o método mais rigoroso, pois permitem a estimação diária e total dos tamanhos de uma população e de outros parâmetros demográficos, da sobrevivência e das probabilidades de deteção dos indivíduos e espécies (Henry, et al., 2015). Contudo, esta técnica dispões de alguns inconvenientes, nomeadamente o risco de provocar danos nos lepidópteros durante o processo de marcação, é um processo muito intensivo e exigente quanto ao custo e fornecimento de recursos (Henry, et al., 2015; Swaay, et al., 2012). Tal justificação indica que o método da marcação e captura não será a opção mais viável (Swaay, et al., 2012).

Transecto do interceto de linha (ou área)

Como alternativa, a contagem por transectos, conhecido pelo termo inglês de “butterfly transect method” ou “Pollard Walk”, é utilizada para efetuar levantamentos de borboletas e

para estimar a abundância e a densidade de espécies, incluindo as raras (Henry, et al., 2015; Isaac, et al., 2011). A averiguação da diversidade de insetos através de transectos são considerados eficientes e relativamente fiáveis (Hill, et al., 2005). As borboletas são registadas a uma distância no máximo de cinco metros em cada lado do transecto, à frente e na retaguarda da posição do observador (Schneider & Fry, 2001; Swaay, et al., 2012; Wikstrom, et al., 2008). O transecto deve ser percorrido de forma lenta e constante (Swaay, et al., 2012). Nos casos em que um exemplar deva ser capturado, devido a não ter sido ainda identificado, o tempo da amostragem é temporariamente interrompido, enquanto o processo de captura do indivíduo não é concluído (Wikstrom, et al., 2008). A implementação destes transectos, com o comprimento e a largura do campo de visualização definidos, é perfeitamente adequada, especialmente em zonas abertas, como os relvados, onde não incluem uma densidade considerável de vegetação de porte arbóreo ou arbustivo (Henry, et al., 2015). A recorrência a transectos tem ainda como desvantagem a diminuição da eficácia quando as condições atmosféricas são desfavoráveis e os solos se encontram muito húmidos (Hill, et al., 2005; Swaay, et al., 2012).

Não é aconselhável a seleção de transectos muito compridos. Caso estejamos perante uma área amostral de grandes dimensões, não é aconselhada a implementação de um transecto comprido, mas sim a implementação de um pequeno conjunto de transectos mais curtos, ou seja, de menor comprimento (Swaay, et al., 2012). Caso se verifique uma mudança no tipo de habitat ou no uso do solo, os transectos deverão ser divididos em seções, ou então proceder à implementação de um único transecto em cada tipo de habitat ou uso do solo, no sentido de garantir uma verdadeira representatividade da área e de cada tipo de habitat, e de facilitar o processo de amostragem e de processamento de dados, caso se requeira uma ou mais repetições (Swaay, et al., 2012; Schneider & Fry, 2001).

Métodos repetitivos, economicamente acessíveis e eficazes são componentes fundamentais para uma boa amostragem e averiguação da diversidade de borboletas (Wikstrom, et al., 2008). O conhecido Sistema de Monitorização de Borboletas do Reino Unido (United Kingdom Butterfly Monitoring Scheme) utiliza um transecto dividido em seções para a contabilização de borboletas ao longo de percursos traçados por transectos (Isaac, et al., 2011). O método é também executado de forma frequente, noutros países do centro da Europa como a Bélgica e os Países Baixos (Wikstrom, et al., 2008).

Transectos por pontos fixos

Um outro método passa pela utilização de pontos fixos e em intervalos regulares e retilíneos, definidos como “transectos de comprimento nulo”, utilizados em detrimento dos métodos anteriores, quando estes não são adequados, devido às condições de mobilidade no terreno (Henry, et al., 2015). O método por pontos fixos ao longo de um transecto revela-se uma boa alternativa pela sua acessibilidade de implementação e económica, e pela sua menor nocividade para o meio envolvente, prevenindo eventuais danos nos habitats presentes no local (Henry, et al., 2015).

Em caso de uso deste método, é definido um certo número de pontos ao longo do transecto, igualmente distanciados entre si, e de forma retilínea (Henry, et al., 2015). A amostragem é então feita, tendo como campo de visualização de borboletas, um raio com um determinado comprimento de cada ponto amostral (Isaac, et al., 2011).

Método de captura com uma rede manual

A recorrência a uma rede manual de captura de lepidópteros constitui uma ferramenta útil, quando se pretende a identificação de espécies que não terão, até dada altura, sido identificadas, independentemente do uso de parcelas, de transectos, ou de outros métodos de amostragem (Matteson & Langellotto, 2011). Os indivíduos capturados poderão, de seguida, ser colocados em embalagens, de forma a poderem ser transportados e analisados num laboratório (Auckland, et al., 2004).

2.1.4.2.2 Aves

As comunidades de aves representam uma componente importante na biodiversidade nas cidades (Ferenc, et al., 2013). Em Portugal Continental já foram registadas um total de 539 espécies em estado selvagem, nas quais uma boa parte destas poderá ser encontrada em meios urbanos (Elias, et al., 2008). As aves têm, de um modo geral, uma deslocação elevada e muito dinâmica (Hill, et al., 2005).

Na avaliação da qualidade dos espaços urbanos, as aves tornaram-se num aspeto importante para as investigações pelo facto de serem diurnas, conspícuas, e podem ser visualizadas facilmente, o que permite estudar, de forma mais adequada, as variações espaciais destes seres vivos (Paker, et al., 2013). As aves terrestres têm alterado os seus comportamentos e localizações devido às atividades humanas como a desflorestação, reflorestação e a mudanças na gestão e intensificação da agricultura, sendo influenciadas pela escassez de alimentos e

água, e às mudanças no uso e ocupação do solo (Graham, et al., 2015). No entanto, é possível a recolonização de aves nos casos em que se verificam melhorias na qualidade dos habitats, particularmente em habitats restaurados (Trathnigg & Phillips, 2015).

Os tipos de habitat mais importantes das urbes, e para a diversidade de aves, são as denominadas zonas verdes que se encontram distribuídas nestas áreas (Ferenc, et al., 2013). Estes parques ou jardins urbanos são áreas por vezes isoladas no interior do meio urbano, sem qualquer ligação com outro tipo de infraestrutura verde, mas que providenciam espaços, não só para a frequência do ser humano, mas também de habitação para seres vivos como as aves (Huang, et al., 2015).

As aves nativas são normalmente atraídas pelas espécies de flora nativas, que se desenvolvem de forma espontânea nestas áreas menos urbanizadas (Paker, et al., 2013). Entretanto, nos locais com níveis de urbanização mais elevados, existem maiores probabilidades de estas zonas serem ocupadas por espécies exóticas e invasoras, que são atraídas pelos resíduos produzidos no local e, como habitat, têm preferência em nidificar em buracos de edifícios ou de outras estruturas artificiais (Paker, et al., 2013).

As aves são relativamente acessíveis, no que diz respeito à realização de levantamentos da sua diversidade, e respondem de forma complexa a alterações nos habitats, devido às suas exigências espaciais e à sensibilidade face a certas condições, perturbações e mudanças ambientais, no que se refere à sua abundância e distribuição (Ferenc, et al., 2013; Graham, et al., 2015; Huang, et al., 2015). A resposta das comunidades de avifauna ao ambiente urbano e a eventuais alterações, poderá fornecer um conjunto de informações úteis para o planeamento e gestão dos parques urbanos, enquanto habitats para aves (Huang, et al., 2015). As comunidades de aves representam um modelo adequado para a avaliação de alterações a nível ambiental nas áreas de carácter urbano (Ferenc, et al., 2013).

Diversos fatores afetam a presença e distribuição das comunidades de aves, os quais se destacam a estrutura e composição das plantas nos parques e jardins, a cobertura de vegetação arbustiva e arbórea, a dimensão do parque ou jardim urbano, o nível de urbanização e os riscos de predação (Huang, et al., 2015; Trathnigg & Phillips, 2015; Ferenc, et al., 2013; Paker, et al., 2013).

O aumento das comunidades de aves em parques urbanos é cada vez mais desejado, não só por questões de conservação, mas também para fins educacionais e comunicação dos valores e importância da conservação das espécies neste tipo de habitats (Ferenc, et al., 2013). A

gestão destes espaços deverá tida com a maior consideração possível, de modo a que estes seres possam co-existir com os seres humanos no meio urbano (Huang, et al., 2015).

Materiais e métodos

O levantamento de aves poderá ser realizado, especialmente durante a época de nidificação ou na época migratória, normalmente de abril a julho (Huang, et al., 2015; Goddard, et al., 2013; Graham, et al., 2015; Ferenc, et al., 2013).

Através da captura de fotografias de qualidade e de sons emitidos por indivíduos, as espécies podem ser identificadas e, em caso de necessidade, com o auxílio de um ornitologista ou outro especialista em avifauna (Nautiyal, et al., 2015). As espécies incluídas podem ser tanto as residentes como as aves de caráter migratório, ou provenientes de outros habitats, como as gaivotas, que estão adaptadas a locais mais costeiros e marinhos, constituindo também uma relevância saber que tipos de aves frequentam os espaços em estudo (Hill, et al., 2005; Huang, et al., 2015).

As aves poderão ser visualizadas entre as sete da manhã e as seis da tarde (Graham, et al., 2015). No entanto, segundo Yong et al. (2016) e Ferenc et al. (2013), recomenda-se o levantamento de aves nos períodos entre as cinco e as dez horas da manhã, período associado a uma maior ocorrência e atividade de espécies de avifauna. Nos locais de amostragem, cada qual poderá ser utilizado enquanto local de registo de indivíduos, com um certo período de tempo que pode variar entre 10 e 50 minutos (Huang, et al., 2015; Goddard, et al., 2013). As aves que voam sob o espaço do parque não são contabilizadas (Paker, et al., 2013). Para a observação de aves numa dada área de estudo, o levantamento de espécies é realizado em mais do que uma ocasião, sendo necessário pelo menos um levantamento por mês (Goddard, et al., 2013). No estudo de vertebrados, as espécies alvo de conservação e de amostragem são, na medida do possível, fotografadas para facilitar a identificação da espécie correspondente (Nautiyal, et al., 2015).

Observação direta

As aves, independentemente da espécie, podem ser identificadas, recorrendo à utilização de variadas estratégias que favoreçam de forma considerável a deteção de diversos exemplares, em locais de visualização bastante favorável e reconhecida de espécies (Nautiyal, et al., 2015). As aves poderão ser alvo de uma simples contagem direta e total, uma forma prática para a obtenção de dados da abundância de espécies (Hill, et al., 2005). Para uma melhor visualização, uma ferramenta como os binóculos poderão ser decisivos na identificação dos indivíduos

quanto à espécie associada, caso estes ainda se encontrem a uma distância considerável (Huang, et al., 2015).

Levantamentos acústicos

Os levantamentos acústicos baseiam-se no registo de todas as espécies de avifauna, de acordo com o som emitido correspondente a cada espécie (Goddard, et al., 2013). O método tem como objetivo estimar a biodiversidade, através da captação de sons produzidos por uma espécie ou uma comunidade de fauna (Gasc, et al., 2015; Nautiyal, et al., 2015). O interesse na utilização de índices de biodiversidade acústicos deve-se, sobretudo, à rapidez na análise e identificação das espécies detetadas, sem ser necessária uma grande experiência por parte do analisador (Gasc, et al., 2015).

Transecto do interceto de linha

O método é muito útil no cálculo da densidade de espécies e na estimativa das populações (Hill, et al., 2005). Nos transectos do interceto de linha é implementada, estrategicamente ou aleatoriamente, uma fita métrica em linha reta, secante à área de estudo, a qual é percorrida pelo/s observador/es no sentido de visualizar e identificar todos os indivíduos que cruzam, ou que se encontram até a uma determinada distância máxima adjacente ao transecto, tanto de um lado como do outro (Nautiyal, et al., 2015; Hill, et al., 2005).

Na implementação de transectos, a quantidade e respetivo comprimento dependerá, naturalmente, do tamanho e quantidade de áreas de estudo (Yong, et al., 2016; Huang, et al., 2015; Goddard, et al., 2013). Por vezes os espaços têm uma grande dimensão, pelo que a introdução de um só transecto não será suficiente para obter resultados que correspondam, verdadeiramente, à representatividade da área de estudo (Huang, et al., 2015). Os transectos do interceto de linha são mais adequados em terrenos agrícolas e espaços de vegetação de menor altitude, que noutros locais com vegetação densamente arbustiva ou arbórea, pois locais com vegetação de menor altitude proporciona uma deslocação mais rápida e acessível para a execução dos trabalhos (Hill, et al., 2005).

Pontos estacionários de contagem

A diversidade de aves poderá também ser estudada através da fixação de pontos estacionários de contagem no interior da área de amostragem, tanto através da visualização direta como através de sons emitidos pelas espécies (Yong, et al., 2016; Hill, et al., 2005; Ferenc, et al., 2013; Paker, et al., 2013). Os pontos de amostragem são semelhantes quando comparados

com os transectos do interceto de linha, contudo nos pontos de amostragem, apesar da conexão entre pontos poder ter uma forma de linha reta, não se efetua um percurso contínuo de visualização e audição de indivíduos/espécies (Hill, et al., 2005; Huang, et al., 2015). Nos pontos de contagem, os observadores são colocados num ponto no interior da área de amostragem, de forma aleatória, onde registam todos os indivíduos observados ou detetados, através dos sons emitidos, até a um determinado comprimento do raio dos pontos, devidamente definido, que podem estender-se desde os 30 aos 100 metros (Nautiyal, et al., 2015; Ferenc, et al., 2013; Paker, et al., 2013). O espaçamento entre pontos de contagem pode variar entre os 100 e os 500 metros (Ferenc, et al., 2013; Paker, et al., 2013; Graham, et al., 2015; Nautiyal, et al., 2015). O número de pontos de contagem definidos, o comprimento do raio de visualização e a distância entre pontos depende da dimensão da área submetida a observações (Graham, et al., 2015; Paker, et al., 2013). O período de tempo é também definido de acordo com o observador (Nautiyal, et al., 2015). O levantamento de avifauna através de pontos estacionários pode ser efetuado, com um tempo de cerca de 15 ou 20 minutos cada, aproximadamente (Goddard, et al., 2013; Gregory, et al., 2004). Os pontos de contagem são mais adequados em locais mais florestais e em matagais, pois, apesar da densidade vegetativa de grande porte poder ser elevada, não implicam uma grande deslocação no terreno (Hill, et al., 2005). Geralmente os pontos de amostragem ou contagem são menos eficientes que os transectos do interceto de linha, no que se refere à acumulação de dados recolhidos por unidade de tempo (Hill, et al., 2005).

Parcelas

Um pouco à semelhança dos pontos estacionários de observação, alguns estudos optam pela recorrência a parcelas. A visualização de aves poderá ser realizada através da utilização de parcelas com uma área que varia entre um e três hectares, dependendo naturalmente da dimensão da área selecionada para executar o levantamento de aves observadas (Trathnigg & Phillips, 2015).

2.1.5 Medidas e índices de biodiversidade

Constitui uma prática comum dos ecologistas estudar a diversidade dos ecossistemas, ou seja, a variedade de espécies presente numa certa área de estudo (Heip, et al., 1998; EPA, 2004). A diversidade é avaliada usando diferentes métodos, geralmente através do número de espécies e do número de indivíduos de cada espécie presente na área de estudo, o que permite o cálculo de índices (Chernov, et al., 2015; EPA, 2004).

Quanto mais diferenciada for uma espécie, maior será a sua contribuição para qualquer medida de diversidade biológica (EPA, 2004). A importância ecológica de uma espécie pode induzir um efeito direto na estrutura das comunidades, e, portanto, em toda a diversidade biológica (EPA, 2004).

As teorias do desenvolvimento dos índices de biodiversidade foram muito discutidas durante as décadas de 60 e 70 (Heip, et al., 1998). Os índices de biodiversidade passaram a ser parte integrante da generalidade das metodologias em inúmeros campos da ecologia, como estudos de poluição e também estudos de impacto ambiental (Heip, et al., 1998).

Um fator importante a ter em consideração é o número de amostras necessárias para representar a comunidade, bem como o tempo necessário para a recolha dos dados relevantes para o estudo da biodiversidade (Leis, et al., 2003).

A contabilização de todas as espécies de uma determinada área não é viável, a menos que contenha uma comunidade muito simples e homogênea (Nautiyal, et al., 2015). Por este motivo recorre-se a vários métodos para elaborar uma estimativa dos parâmetros mais relevantes de diversidade, que garantam a representatividade.

A diversidade inclui duas componentes distintas: a riqueza de espécies, ou riqueza específica e a equitabilidade (Chernov, et al., 2015; Nautiyal, et al., 2015).

A riqueza específica é simplesmente o número de espécies presente. (Nautiyal, et al., 2015; Heip, et al., 1998; Ferenc, et al., 2013). É uma medida de diversidade que se baseia no número total de espécies detetadas por unidade de área, ou presente numa determinada comunidade, durante um certo número de visitas correspondente a cada ponto de observação (Nautiyal, et al., 2015; Heip, et al., 1998; Ferenc, et al., 2013). A riqueza específica é medida pelo número de espécies encontradas em cada unidade de amostragem, independentemente da presença ou ausência de espécies raras (Leis, et al., 2003).

A riqueza específica é considerada como sendo a forma mais simples de descrever a diversidade biológica de uma comunidade ou de uma região (Ghorbani, et al., 2011). A estimativa deste parâmetro a nível local e a sua variação temporal é muito útil para a gestão territorial (Ghorbani, et al., 2011).

A equitabilidade expressa a regularidade da distribuição dos indivíduos pelas espécies presentes (Heip, et al., 1998). Numa comunidade com equitabilidade elevada, a maior parte

das espécies existentes apresenta níveis semelhantes de abundância, ou seja, não existe uma espécie claramente dominante.

Muitos índices têm sido propostos, uns de cálculo simples, outros mais complexos, sendo os mais utilizados os de Simpson e de Shannon-Wiener, apresentados em seguida.

O índice de Shannon-Wiener, H' , tem a capacidade de refletir quer a riqueza específica quer a equitabilidade (Nautiyal, et al., 2015; Song, et al., 2016; Chernov, et al., 2015). De acordo com Heip et al. (1998), o índice de diversidade de Shannon-Wiener pode ser representado na fórmula seguinte

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log p_i$$

em que H' representa o índice, p_i é a abundância relativa de cada espécie e S é o número total de espécies (Chernov, et al., 2015; Naveh, 2007). O índice de Shannon-Wiener é muito sensível à riqueza, tendo as classes raras um peso desproporcionado no valor do índice em comparação com outros índices de diversidade (Naveh, 2007; Magurran, 2004).

Apesar deste índice contabilizar quer a abundância quer a equitabilidade, foi desenvolvido um índice específico para a avaliação da equitabilidade. A medida da equitabilidade (E) obtida pelo índice de Shannon-Wiener é dada pelo quociente entre o valor do índice de Shannon-Wiener calculado e o logaritmo neperiano do número de espécies em consideração calculado, como se encontra representado na seguinte fórmula (Chernov, et al., 2015)

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

Um outro índice de diversidade usado frequentemente é o índice de Simpson, D , o qual se traduz na probabilidade de dois indivíduos, selecionados ao acaso, pertencerem à mesma espécie (Chernov, et al., 2015). O índice de diversidade de Simpson é uma medida de diversidade que, tal como o índice de Shannon-Wiener, tem em conta tanto a riqueza específica como a equitabilidade, sendo dado pela seguinte fórmula (Nautiyal, et al., 2015)

$$D = \sum_i \frac{N_i(N_i - 1)}{N(N - 1)}$$

em que N_i representa o número de organismos de cada espécie e N é o número total de organismos (Chernov, et al., 2015; Nautiyal, et al., 2015; Heip, et al., 1998). O índice de

Simpson varia entre 0 e 1 (Nautiyal, et al., 2015). O valor de D decresce com o aumento de espécies (Chernov, et al., 2015)

O índice de Simpson é frequentemente usado na forma $1/D$ (o índice inverso ou de reciprocidade de Simpson) (Chernov, et al., 2015; Nautiyal, et al., 2015). O índice de Simpson, ao contrário do índice de Shannon-Wiener, é pouco sensível à riqueza, dando maior ênfase às espécies mais abundantes (Magurran, 2004).

Estes dois índices também foram escolhidos pois permitem a aplicação de métodos estatísticos para detetar diferenças entre valores das várias comunidades amostradas.

2.2 Estrutura ecológica

2.2.1 O conceito de estrutura ecológica

As alterações do uso do solo são um dos fatores mais importantes na perda contínua da biodiversidade e degradação dos ecossistemas e seus serviços (Correia, 2012). Estas alterações implicam uma redução do número e área de habitats naturais e a sua fragmentação desencadeada pelo desenvolvimento de infraestruturas e urbanizações (Madureira, et al., 2011). Portugal possui uma diversidade de ecossistemas muito elevada, com uma biodiversidade e número de endemismos também elevados, no entanto o nosso país é, ao nível da UE, um dos países mais vulneráveis face a estas perdas, em consequência das alterações do uso do solo e também do regime de incêndios (Correia, 2012). Nas últimas décadas ocorreram mudanças na forma de ocupação do território, com grandes impactes no ambiente e consumo de recursos naturais (Cascais Natura, 2009). É uma evidencia que estes recursos são finitos, tornando-se necessário avaliar a capacidade do meio para suportar o nosso modo de vida atual (Cascais Natura, 2009). Torna-se desta forma uma prioridade, a nível regional e local, a criação de medidas e políticas que permitam o equilíbrio entre o uso e a manutenção dos serviços ecológicos prestados pelos ecossistemas inerentes (Cascais Natura, 2009).

Neste contexto, a estrutura ecológica de uma região constitui um elemento de extrema importância, devido ao seu múltiplo papel no equilíbrio urbano, proporcionando não apenas benefícios ecológicos e ambientais, como também serviços sociais e económicos, domínios que constituem as três vertentes da sustentabilidade, de modo a satisfazer as necessidades da sociedade (Quintas & Curado, 2010). O potencial de configuração de uma estrutura ecológica trata-se de uma ideia que começou por ser explorada no século XX, resultado da adoção do

conceito de conectividade (Madureira, et al., 2011). Apesar da existência, ao longo da história, dos conceitos a esta associados, o termo "estrutura ecológica" surge apenas nos anos 80 (Neto, 2010). A estrutura ecológica consiste num instrumento de ordenamento do território, com o objetivo na preservação e salvaguarda de áreas essenciais para a manutenção dos serviços ecológicos (Cascais Natura, 2009). O conceito surgiu em 1999, na legislação portuguesa, podendo ser adaptado a paisagens rurais e urbanas, devendo ser considerada em diversos planos, com diferentes âmbitos e escalas (Quintas, 2014; Correia, 2012).

Conforme estabelecido no artigo 14º do Decreto-Lei n.º 46/2009, de 20 de fevereiro, a estrutura ecológica encontra-se também definida no Regime Jurídico dos Instrumentos de Gestão Territorial (RJIGT) como "áreas, valores e sistemas fundamentais para a proteção e valorização ambiental dos espaços rurais e urbanos" (Quintas, 2014).

A estrutura ecológica em ambiente urbano ameniza e equilibra a área construída, assumindo-se em alinhamentos de árvores, jardins públicos ou em parques urbanos (Cascais Natura, 2009). Em áreas rurais, estabelece um mosaico de paisagens multifuncionais que permite preservar o legado cultural e histórico (Cascais Natura, 2009). A par da proteção dos recursos naturais indispensáveis à sustentabilidade do território, a estrutura ecológica define os usos possíveis em espaço natural e constitui o suporte de atividades complementares em espaço rural e urbano" (Neto, 2010; Cascais Natura, 2009).

2.2.2 Estrutura ecológica municipal

Foi a partir de 1999 que a lei portuguesa vigorizou a integração das redes ecológicas em planos espaciais (Correia, 2012). Um instrumento que permite operacionalizar esta estratégia de desenvolvimento sustentável são as definições de Estrutura Ecológica Regional (EER) e Estrutura Ecológica Municipal (EEM), ferramentas de ordenamento a nível regional e municipal, respetivamente (Cascais Natura, 2009; Correia, 2012). A EEM constitui uma ferramenta territorial portuguesa fulcral para a contribuição do equilíbrio ecológico para o território português (Correia, 2012). A EEM é um instrumento de ordenamento do território que tem como objetivo principal a salvaguarda das áreas importantes no que se refere à manutenção das funções ecológicas do território (Neto, 2010). Este instrumento de ordenamento de apoio à tomada de decisão no âmbito local assume-se como um modelo de gestão ativo na preservação e valorização do património natural, histórico e cultural, articulando as infraestruturas urbanas com o espaço natural de forma coerente e organizada no interior do concelho associado (Cascais Natura, 2009).

Estas estruturas são devidamente coordenadas pelos respetivos municípios, enquadradas no Plano Diretor Municipal (PDM), um instrumento de gestão territorial (IGT) que apresenta o regulamento e as orientações estratégicas para o ordenamento do território e das alterações do uso e ocupação do solo que lhe pertencem (Correia, 2012). As câmaras municipais são responsáveis pela delimitação e regulação do seu território, tanto as áreas de carácter rural como as áreas urbanas, adicionando os sistemas fundamentais para a proteção do ambiente (Correia, 2012). Contudo, o conceito técnico e a referência às áreas integradas nas EEM foram somente definidas em 2009, a partir de uma altura em que os PDM viriam a sofrer constantes revisões, devido à pouca experiência e falta de conhecimentos, no que diz respeito à integração destas estruturas ecológicas territoriais (Correia, 2012). Em 2011, foi publicada nova legislação referente aos IGT, incluindo os Decretos Regulamentares n.º 9/2009, 10/2009 e 11/2009, de 29 de maio que estabelecem, respetivamente, os conceitos técnicos, a cartografia a utilizar nos IGT e os critérios de classificação, reclassificação e qualificação do solo (Quintas, 2014). A EEM é uma ferramenta de ordenamento de território que, tal como outras, não pode atuar de forma isolada dos restantes planos de ordenamento do território que intervêm na gestão do território dos municípios (Neto, 2010). Só com adaptação e inclusão da estrutura ecológica no PDM se garante a implementação das medidas de gestão territorial (Neto, 2010).

No âmbito local, a EEM divide-se em três tipos: a Estrutura Ecológica Urbana (EEU), Estrutura Ecológica Fundamental (EEF) e Estrutura Ecológica Complementar (EEC) (Neto, 2010).

2.2.2.1 Estrutura ecológica fundamental

A Estrutura Ecológica Fundamental (EEF) compreende as áreas abrangidas pela legislação e que se encontram incluídas na Rede Fundamental de Conservação da Natureza (RFCN), de acordo com o disposto no Artigo 5º do Decreto-Lei n.º 142/2008 de 24 de julho, nomeadamente, a Reserva Agrícola Nacional (RAN), a Reserva Ecológica Nacional (REN) e os Habitats Naturais da Rede Natura 2000 (Neto, 2010; Cascais Natura, 2009).

A REN foi criada pelo Decreto-Lei n.º 321/83, de 5 de julho, que, de acordo com o Artigo 1º integra as "áreas indispensáveis à estabilidade ecológica do meio e à utilização racional dos recursos naturais, tendo em vista o correto ordenamento do território". Este diploma legal foi revogado pelo Decreto-Lei n.º 93/90, de 19 de março, o qual sofreu várias alterações, destacando-se a operada pelo Decreto-Lei n.º 180/2006, de 6 de setembro, por consagrar a possibilidade de viabilizar atividades não prejudiciais à permanência dos recursos, valores e processos ecológicos nas áreas integradas na REN (CCDR-LVT, 2015). Mais tarde ocorreu uma

nova revisão do regime jurídico da REN, concretizada pelo Decreto-Lei n.º 166/2008, de 22 de agosto (CCDR-LVT, 2015). Nos termos deste diploma, a REN foi definida como uma estrutura biofísica que integra áreas com valor e sensibilidade ecológicos ou expostas e com suscetibilidade perante riscos naturais e uma restrição de utilidade pública que condiciona a ocupação, o uso e a transformação do solo a usos e ações compatíveis com os seus objetivos (CCDR-LVT, 2015; CCDR-LVT, 2015; DGADR, s.d.). O Decreto-Lei n.º 96/2013, de 19 de julho estabelece o regime jurídico aplicável às ações de arborização e rearborização recorrendo a várias espécies arbóreas de carácter florestal, procedendo à alteração do artigo 20º do Decreto-Lei n.º 166/2008 (CCDR-LVT, 2015).

O conceito da RAN é instituído no Decreto-Lei n.º 451/82, pela sua importância para a sobrevivência e o bem-estar das populações e para a independência económica do país, por ser o suporte da produção vegetal essencial para a alimentação (Neto, 2010). Este diploma legal viria a ser substituído pelo Decreto-Lei n.º 196/89 onde se atribuía a gestão das áreas integradas na RAN a órgãos regionais representativos com responsabilidade na matéria - as comissões regionais da reserva agrícola (Neto, 2010). De acordo com a DGADR (s.d.), o Diário da República (2009) e Neto (2010), o Artigo 2º do Decreto-Lei n.º 73/2009 define a RAN como o conjunto de terras que, pelas suas propriedades, em termos agroclimáticos, geomorfológicos e pedológicos, apresentam maior aptidão para a atividade agrícola. O mesmo decreto-lei torna as autarquias responsáveis pela delimitação das áreas de RAN aquando da revisão do PDM ou de Planos de Pormenor (PP), com a supervisão da Direção Regional de Agricultura e Pescas (DRAP) territorialmente responsável (Neto, 2010). Tal como a REN, a RAN é uma restrição de utilidade pública, mas em que se aplica um regime territorial especial, que estabelece um conjunto de condicionamentos à utilização não agrícola do solo, identificando quais as permitidas tendo em conta os objetivos do presente regime nos vários tipos de terras e solos (Decreto-Lei n.º 73/2009). A medida procurava minimizar ou travar a ocupação irracional de áreas de maior aptidão agrícola que, no momento da vigorização deste decreto-lei, em 1982, já totalizavam cerca de 12 % da superfície total do país (Neto, 2010). Assim, os objetivos da RAN são os seguintes (DGADR, s.d.):

- A proteção do solo, elemento fundamental das terras, como suporte do desenvolvimento da atividade agrícola;
- Contribuição para o desenvolvimento sustentável da atividade agrícola;
- Promoção da competitividade dos territórios rurais e contribuição para o ordenamento do território;

- Contribuição para a preservação dos recursos naturais;
- Assegurar que a atual geração respeite os valores a preservar, permitindo uma diversidade e uma sustentabilidade de recursos às gerações seguintes;
- Contribuir para a conectividade e a coerência ecológica da RFCN;

A RAN constitui um instrumento de gestão do solo agrícola para os agricultores e contribui para a fixação da população ativa na agricultura, para a valoração da paisagem, para a melhoria da estrutura fundiária e para o fomento da agricultura familiar (Decreto-Lei n.º 119/2015). Nas áreas da RAN são excecionalmente permitidas utilizações não agrícolas consideradas compatíveis com os objetivos de proteção da atividade agrícola, mediante parecer prévio vinculativo ou comunicação prévia à entidade regional da RAN territorialmente competente (DGADR, s.d.). Os pareceres favoráveis só poderão ser concedidos quando estejam em causa, sem que haja uma alternativa viável fora da RAN, uma ou mais das situações referidas nas alíneas do n.º 1 do artigo 22.º do Decreto-Lei n.º 73/2009, de 31 de março, com as alterações introduzidas pelo Decreto-Lei n.º 199/2015, de 16 de setembro (DGADR, s.d.).

2.2.2.2 Estrutura ecológica complementar

A implementação da EEC tem como princípio conservar as restantes áreas que não se encontram abrangidas pela legislação nacional ou europeia e que apresentem valores elevados de interesse, nomeadamente o valor biológico da vegetação atual, a valoração das unidades de paisagem, valoração do património histórico e cultural e o valor ecológico do solo, no sentido de garantir a interligação e coerência da EEM (Cascais Natura, 2009; Neto, 2010). Nesta estrutura as áreas com valores de baixo e médio interesse permitem estabelecer a conectividade entre os corredores ecológicos, reduzir a fragmentação e garantir a manutenção de uma paisagem multifuncional (Cascais Natura, 2009).

2.2.2.3 Estrutura ecológica urbana

A EEU incorpora os espaços verdes dentro dos perímetros urbanos necessários ao equilíbrio do sistema edificado, nomeadamente, jardins públicos, parques urbanos, árvores de arruamento, espaços verdes de enquadramento e privados, entre outros, com o objetivo de planear a localização de futuros espaços verdes (Neto, 2010). São considerados os espaços livres em meio urbano com potencial para a criação de novos parques e jardins de forma a colmatar a necessidade dos mesmos em função da densidade populacional (Cascais Natura, 2009). Estas áreas devem ser tratadas conjuntamente, numa estrutura coerente, em vez de serem geridas e

de forma isolada (Quintas & Curado, 2010). Deste modo, os seus benefícios tornam-se consideravelmente superiores, na medida em que todos os seus elementos constituintes funcionam de forma unida e coordenada, tendo como fim o desempenho eficaz das funções urbanas que contribuem para a promoção do equilíbrio, sustentabilidade e qualidade de vida nestas áreas (Quintas & Curado, 2010).

Na legislação portuguesa, a designação “Estrutura Ecológica Urbana” (EEU) surge pela primeira vez no RJIGT, incorporado no Decreto-Lei 380/99, de 22 de setembro. Segundo o próprio diploma legal, a EEU é formada por “*áreas, valores e sistemas fundamentais para a proteção e valorização ambiental*”, nas áreas urbanas, sendo considerada como uma categoria de solo pertencente à classe “solo urbano”, e devendo ser identificada nos PDM de cada concelho (Quintas & Curado, 2010).

2.3 Espaços verdes urbanos

2.3.1 O conceito de espaço verde urbano

A preservação dos espaços naturais ainda remanescentes e criação de uma estrutura ecológica tornaram-se primordiais e, nesse sentido, surgiu o conceito de “espaço verde urbano”, designando as áreas onde se tentava recriar a natureza em meio urbano, funcionando como locais de encontro, estadia ou passeio público (Quintas, 2014). Definem-se espaços verdes urbanos (EVU) como áreas livres nas cidades, com características fundamentalmente naturais (Queiroz, et al., 2012). Os EVU são, reconhecidamente, de grande importância na melhoria da qualidade de vida dos cidadãos e na criação de uma imagem atrativa e competitiva das cidades, dado que os centros urbanos têm vindo, com o passar dos anos, a ficar mais adensados (Vasconcelos & Vieira, 2010; Queiroz, et al., 2012). O seu contributo para a melhoria da qualidade de vida pode ser alcançado através das suas diversas funções, designadamente as funções biofísicas que se traduzem em benefícios climáticos, biológicos, hidrológicos que contribuem para a preservação e equilíbrio dinâmico dos ecossistemas (Vasconcelos & Vieira, 2010; Queiroz, et al., 2012; Teiga & Torres, 2013; Mercer, et al., 2015). Contudo, frequentemente, estes espaços encontram-se isolados e desarticulados dos usos das zonas envolventes, acabando por ficarem esquecidos no meio das construções e densificação urbana (Rocha, 2012).

Existe uma forte relação entre o espaço verde aberto, o bem-estar físico e mental das populações e a presença da biodiversidade e habitats, dentro de ambientes urbanos (Karuppanan, et al., 2013). A utilização desses espaços potencia a capacidade de

concentração e disciplina das crianças nas atividades do dia-a-dia, aliviam o *stress* urbano e a fadiga, conduzindo a uma diminuição da agressividade e da violência e influenciam a capacidade de relacionamento com os vizinhos e o sentimento de pertença a um lugar (bairro, vila ou cidade) (Santana, et al., 2010; Mercer, et al., 2015). Ademais, os EVU, tendo como exemplo o espaço representado na Figura 2.5, contribuem para a adoção de modos de vida mais saudáveis, propiciando a sua utilização para o recreio, lazer e a prática de desporto (Rocha, 2012; Santana, et al., 2010; Neto, 2010).



Figura 2.5 - Exemplo de espaço verde urbano utilizado para recreio (Portal do ambiente e do cidadão, 2005).

Para além destes benefícios, os EVU são também apontados como um dos principais mitigadores do efeito de “ilha de calor urbano”, nomeadamente através da sombra e de evapotranspiração (Vasconcelos & Vieira, 2010; Santana, et al., 2010). Esta capacidade de arrefecimento dos EVU torna-os particularmente importantes durante o período estival, onde a necessidade de arrefecimento nas cidades é mais acentuada (Vasconcelos & Vieira, 2010). Ao mesmo tempo, estes espaços atenuam os efeitos de uma das principais fontes poluidoras de uma cidade, o tráfego automóvel, atuando como filtro de partículas e purificador do ar, protegendo os cursos de água da poluição difusa, reduzindo a fragmentação dos habitats, garantindo a sobrevivência da fauna e flora dentro de áreas cada vez mais artificializadas (Rocha, 2012; Teiga & Torres, 2013; Brennan & O’Connor, 2008). A vegetação urbana tem a capacidade em armazenar carbono, o que leva à redução de dióxido de carbono na atmosfera, contribuindo para a mitigação das alterações climáticas (Mercer, et al., 2015).

Os EVU podem dividir-se em dois tipos: Jardins públicos e parques urbanos. Por definição, os jardins públicos são espaços verdes de pequenas dimensões, inferiores a 3 ha que reúnem condições para o recreio infantil e juvenil, e convívio de adultos e idosos, sendo usados diariamente pelos moradores e trabalhadores do bairro ou quarteirão correspondente (Neto,

2010). Estes espaços são geralmente artificializados (Neto, 2010). A natureza urbana presente nos jardins públicos proporciona uma melhoria nos padrões de vivência nas cidades, induzindo alterações positivas no comportamento e atitude dos habitantes locais face à conservação natural e de ecossistemas (Paker, et al., 2013).

Os parques urbanos são áreas verdes, normalmente isoladas de outras infraestruturas verdes (IV), que se encontram no interior de áreas urbanas (Huang, et al., 2015). Os parques urbanos são espaços verdes com o tamanho superior a 3 ha, com uma maior diversidade de usos do que os jardins públicos (Neto, 2010). São geralmente usados semanalmente ao fim de semana e feriados, podendo também ter um uso diário por parte de moradores e trabalhadores mais próximos (Neto, 2010). No século XIX, Frederick Law Olmsted e Calvert Vaux trabalharam em diversos parques urbanos, entre os quais apresentaram, em 1859, um projeto que se tornou um dos mais famosos parques urbanos da história: o Central Park (1858 – 1861), em Nova Iorque (Quintas, 2014). Tal como os jardins públicos, os parques urbanos são geralmente artificializados, mas, devido à sua dimensão, permitem por vezes promover alguma naturalidade do espaço (Neto, 2010). Estes espaços são fortes potenciadores de recreio dos cidadãos locais e para a integração de habitats para a fauna, a qual é favorecida com a conectividade dos parques com outros espaços verdes envolventes formando um sistema verde integrado (Huang, et al., 2015). Por outro lado, estas zonas são permeáveis, permitindo a infiltração da água de chuva no solo, potenciando assim condições para o crescimento e desenvolvimento de plantas (Brennan & O'Connor, 2008; Huang, et al., 2015).

Os EVU conferem uma paisagem única que acolhe uma variedade de flora e fauna e favorece o contacto direto do ser humano com a natureza que tem implicações significativas na qualidade de vida dos habitantes locais (Brennan & O'Connor, 2008).

2.3.2 Os espaços verdes urbanos como promotores da biodiversidade

De facto, um dos maiores problemas relacionados com a perda de biodiversidade nas áreas urbanas dinâmicas, além da redução do número e área de habitats naturais, é a sua fragmentação provocada pelas infraestruturas (Madureira, et al., 2011). Apesar de uma maior atenção e preocupação com estas questões ambientais, existem poucos conhecimentos acerca das questões de conservação da biodiversidade e da vida selvagem em meio urbano (Karuppanan, et al., 2013).

O planeamento do EVU tem sido realizado para satisfazer as necessidades da sociedade, mas tem tido pouca consideração no que diz respeito aos aspetos ambientais, da vida selvagem e

da biodiversidade (Karuppanan, et al., 2013). Assim, os fenômenos da fragmentação dos espaços verdes que ficam então isolados nas cidades são o resultado do planejamento para a ocupação do solo desarticulado, afetando a biodiversidade urbana (Karuppanan, et al., 2013). Devido à ausência de prioridade atribuída aos EVU, muitas cidades reduzem o seu orçamento relativo à manutenção destes espaços, ou simplesmente ignoram a importância do planejamento de tais IV (Karuppanan, et al., 2013). Desta forma é fundamental prosseguir com as investigações acerca da importância dos espaços verdes e da atitude dos habitantes face à presença destes espaços e da biodiversidade presente, para assegurar um planejamento urbano mais responsável e ponderado (Karuppanan, et al., 2013).

As cidades são consideradas como locais que acolhem uma gama de biodiversidade muito inferior quando comparados com as áreas rurais localizadas adjacientemente, no entanto os espaços verdes incorporados podem fornecer habitats para as mesmas espécies que também se encontram nas áreas rurais adjacentes, incluindo espécies raras e ameaçadas (Mercer, et al., 2015; Brennan & O'Connor, 2008). Assim, urge compreender o ecossistema humano em relação à vegetação e vida selvagem urbana (Karuppanan, et al., 2013). Ao contrário da infraestrutura cinzenta (IC), que tem uma só finalidade, a IV apresenta uma multiplicidade de benefícios (CE, 2013). As áreas e IC, como se designa o espaço constituído por construções, são tradicionalmente encaradas como zonas de benefícios muito limitados para a biodiversidade, instaladas sem qualquer tipo de consideração pela natureza (Brennan & O'Connor, 2008). A presença frequente de superfícies seladas, como o asfalto e o cimento, não proporcionam condições para a sobrevivência de flora e de fauna selvagem (Brennan & O'Connor, 2008). No entanto, para algumas espécies, os EVU terão mesmo melhores condições de habitação que as áreas rurais com campos agrícolas intensivos, sugerindo que as cidades e vilas poderão desempenhar um papel importante a nível da conservação e integração de flora e de fauna selvagem (Mercer, et al., 2015; Brennan & O'Connor, 2008).

O planejamento para a biodiversidade deve ter em consideração os requisitos espaciais para espécies, para que forneça habitats de dimensões suficientemente grandes para a sua integração (Brennan & O'Connor, 2008). Os EVU proporcionam um embelezamento da paisagem urbana, habitats para uma variedade de aves, mamíferos, peixes, insetos e outros organismos, servindo ainda de corredores ecológicos, ou “corredores de vida selvagem”, que permitem a ligação entre habitats e que asseguram o *continuum naturale* (Rocha, 2012; Brennan & O'Connor, 2008; Queiroz, et al., 2012; Neto, 2010; Mercer, et al., 2015). Estas conexões entre espaços verdes facilitam a dinâmica e movimento da fauna, especialmente os

insetos e as aves, entre espaços verdes individuais, e atuam favoravelmente na prevenção da fragmentação e isolamento da vida selvagem (Mercer, et al., 2015).

No Reino Unido, os EVU formam uma zona importante de habitats para os polinizadores como as abelhas, borboletas e outros agentes polinizadores (Mercer, et al., 2015). A manutenção de uma população saudável de agentes polinizadores é de fulcral importância, dado que muitas espécies de flora dependem da presença destes insetos, para que possam reproduzir-se (Mercer, et al., 2015). As populações de polinizadores encontram-se em decréscimo em todo o mundo, de tal forma que a provisão de habitats viáveis em regiões urbanizadas devem ser parte integrante das estratégias de combate a estas tendências (Mercer, et al., 2015).

2.3.3 Enquadramento legislativo

Quase cerca de dois terços da área urbana que existirá em 2030 encontra-se ainda por construir, o que torna vital o aproveitamento das oportunidades para a criação e manutenção de ambientes urbanos saudáveis e sustentáveis (Mercer, et al., 2015). No caso de Portugal, houve, durante o século XX, um dos crescimentos urbanos mais rápidos da UE, focados nas duas principais áreas metropolitanas do país – Lisboa e Porto (Madureira, et al., 2011). O reconhecimento destes fenómenos de crescimento urbanos conduziu à consagração da participação pública como um princípio básico das leis europeias (Teiga & Torres, 2013).

O envolvimento da sociedade em questões ambientais começou a dar os primeiros passos no século XX (Teiga & Torres, 2013). A Cimeira da Terra (1992) publicou a Agenda 21 (AI21, 2010) e a Carta da Terra (Carta-Terra, 2006), documentos essenciais que visam o desenvolvimento sustentável para todo o planeta, a nível económico, social, ambiental e espiritual (Teiga & Torres, 2013). A contribuição dos EVU para o desenvolvimento sustentável tem-se destacado nos últimos anos em diversas publicações e organizações internacionais, nomeadamente a Agência Europeia do Ambiente (AEA), a Organização Mundial da Saúde (OMS), as Nações Unidas (NU)-Habitat, entre outras (Madureira, et al., 2011).

De forma a proteger o capital natural e a assegurar o investimento nas IV na Europa como os EVU, foi delineada, no ano de 2010, a Estratégia de Biodiversidade da UE para 2020 que inclui o compromisso da CE na preparação de uma estratégia para as incorporação destas infraestruturas (CE, 2013). Nas propostas da CE relativas ao Fundo de Coesão e ao Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (FEDER), as IVs são especificamente identificadas como uma das prioridades em matéria de investimento (CE, 2013). Reconhece-se que as IV

contribuem para a política regional e para a sustentabilidade na Europa, propiciando um crescimento inteligente e sustentável (CE, 2013).

Apesar da participação pública ser uma exigência regulamentar, de acordo com os termos da Convenção de Aarhus de 2008 e da Diretiva Quadro de Água do ano 2000, os formatos mais utilizados da participação pública em Portugal continuam a ser passivos (consulta e audiência pública), que apesar de importantes nos processos formativos, não integram as componentes de esclarecimento e debate, nomeadamente com público-alvo específico, desde agricultores, pescadores, industriais de pecuária, entre outras áreas (Teiga & Torres, 2013). A nível nacional e, de acordo com a última versão da Lei de Bases do Ambiente, o n.º 3, do Artigo 16.º, da Lei n.º 19/2014, a participação pública está consignada na legislação, assegurando o acesso e liberdade de informação e participação, constituindo, em matéria do ambiente, um direito/dever constitucional dos cidadãos cooperar com o Estado (Lei n.º 19/2014).

Distinguem-se três níveis sequenciais de participação pública (Teiga & Torres, 2013):

- Informação – o primeiro nível de participação que confere ao público o acesso à informação e assegurar a sua transmissão e divulgação ativamente.
- Consulta – o direito dos cidadãos de darem o próprio parecer, como reação às propostas, sendo que nalguns planos é exigível, no ponto de vista legal, que o público se manifeste por escrito, contudo na maioria, a consulta oral é suficiente.
- O envolvimento ativo – envolve uma maior participação do público, efetuando discussões com as autoridades e decisores, planeamento de atividades, colaboração no desenvolvimento de soluções, envolvimento nas decisões e a participação na implementação e gestão dos espaços verdes.

2.4 Hortas urbanas

2.4.1 Agricultura urbana

O crescimento das cidades deve-se principalmente ao desencadeamento da Revolução Industrial, o que conduziu a aumentos dos avanços tecnológicos, das capacidades de produção e a uma forte migração humana das áreas rurais para as cidades (European Cooperation in Science and Technology, 2013). A pressão que as cidades exercem sobre o meio natural é muito grande (Azoteas Verdes, 2012). Para além dos distúrbios provocados nos ecossistemas, estas pressões diminuem a diversidade biológica (Azoteas Verdes, 2012). As cidades possuem um sistema prevalecente que atua sobre a natureza e o seu equilíbrio ecológico, desperdiçando

uma grande quantidade de recursos, resultado de uma produção e consumo descontrolados dos produtos extraídos (Azoteas Verdes, 2012). Dados estes factos, urge estudar e recorrer a alternativas que atuem no sentido de alcançar a sustentabilidade nas cidades (Azoteas Verdes, 2012).

Um grande problema a nível mundial prende-se com a alimentação, devendo-se não só ao alcance dos alimentos por parte dos cidadãos, mas à má distribuição entre estes (Azoteas Verdes, 2012). Um dos objetivos que deverá ser prioritário no âmbito da sustentabilidade passa pela satisfação alimentar da população mundial adotando estratégias sustentáveis e mais racionais (Azoteas Verdes, 2012). Como alimentar as populações em crescimento de uma forma sustentável, ecológica e socialmente equilibrada é um tema de grande destaque entre os decisores políticos desde as últimas décadas (McClintock, et al., 2015). Foi devido a estes aspetos que terão surgido o conceito de horta urbana, uma forma de aumentar a produção de alimentos no interior das cidades (European Cooperation in Science and Technology, 2013). Naturalmente existirão diversas formas para o combate às desigualdades na distribuição de recursos, sendo que uma destas passará pela agricultura urbana (AU) (Azoteas Verdes, 2012).

A AU é uma atividade praticada no interior (agricultura intraurbana) ou na periferia (agricultura periurbana) de uma cidade ou localidade, que se baseia na produção, processamento e distribuição de uma diversidade de alimentos e outros produtos não alimentares em espaços agrícolas urbanos, através da utilização de recursos materiais e humanos pertencentes às próprias cidades, a fim de abastecer a respetiva população dos produtos e serviços produzidos nestes espaços (European Cooperation in Science and Technology, 2013; CMC, 2011; Azoteas Verdes, 2012). Para além de contribuir para uma alimentação equilibrada da sociedade local, a agricultura urbana, representada na Figura 2.6, desencadeia uma melhoria na resiliência dos sistemas urbanos alimentares (McClintock, et al., 2015; Yadav, et al., 2011).



Figura 2.6 - A agricultura desempenhada em hortas no meio urbano (CMF, s.d.).

Por seu lado, a agroecologia caracteriza-se pela agricultura numa perspetiva ecológica, definindo-se como o manuseamento sustentável e ecológico dos ecossistemas de carácter agrícola, mediante a ação social e coletiva, integrando conhecimentos tradicionais, modernos e técnicos para a obtenção de métodos de produção que respeitem o ambiente e a sociedade (Azoteas Verdes, 2012). A agroecologia constitui uma alternativa ao modelo de manuseamento agroindustrial que contribui para prejuízos a nível ecológico e também social, resultado da globalização económica (Azoteas Verdes, 2012).

A AU é realizada, geralmente, em pequenas áreas e destina-se sobretudo a uma produção para utilização e consumo próprio dos agricultores ou para a venda em mercados locais (CMC, 2011). Descrita como a produção de culturas alimentares, esta atividade pode diversificar-se em várias formas desde a produção agrícola em hortas comunitárias hortas em casa, quintas urbanas, hortas comerciais, e hortas organizacionais e institucionais, geridas por igrejas, organizações não governamentais, escolas entre outras instituições (McClintock, et al., 2015).

A AU serve múltiplas funções (McClintock, et al., 2015). Em termos de ecologia urbana, este tipo de agricultura tem a vantagem de promover maiores índices de biodiversidade e a implementação de mais espaços verdes nas cidades, com todas as vantagens que lhe estão associadas (CMC, 2011). Contribui ainda para o desempenho de inúmeras funções ecossistémicas, nomeadamente a melhoria da infiltração da água de chuvas, a redução do efeito de “ilha de calor urbano”, sequestro de carbono no solo e contribui de forma positiva para a redução de gases de efeito de estufa (GEE), ao reduzir a distância relativa ao transporte dos alimentos até chegar ao consumidor final e, por conseguinte, a pegada ecológica dos alimentos (McClintock, et al., 2015; PNUA, 2005; CMC, 2011). Outros serviços de ecossistemas de regulação muito importantes relacionado com a diversidade biológica, para os quais a AU é forte contribuidora, incluem-se a melhoria da conservação dos solos, da hidrologia urbana, do

microclima e do controlo natural de pragas, permitindo a produção sustentável de culturas produzidas para o mercado local (Yadav, et al., 2011; PNUA, 2005).

Os benefícios sociais da AU incluem a melhoria da saúde alimentar e mental, fortalecem a interação e a coesão sociais entre cidadãos locais, impulsiona a justiça e soberania alimentar em comunidades de baixo rendimento e confere uma maior segurança alimentar urbana (McClintock, et al., 2015). A soberania alimentar é o direito de cada nação em definir as respetivas políticas e estratégias sustentáveis de produção, distribuição e consumo de alimentos que assegurem o direito à alimentação de toda a população, com base na pequena e média produções (Azoteas Verdes, 2012). A AU permite aumentar a quantidade de bens alimentares disponibilizados aos cidadãos que habitam nas cidades e a disponibilização de produtos frescos - como legumes, fruta, carne ou peixe – aos consumidores urbanos (CMC, 2011).

Em termos económicos, muitos estudantes académicos e agricultores destacam a revitalização das cidades e bairros, o aumento do valor e condições dos solos, uma redução das despesas familiares ao nível da alimentação, geração de oportunidades de emprego, o aumento do acesso a uma melhor saúde alimentar e a sustentação das cidades pela formação de sistemas ecológicos de circuito fechado, recorrendo a espaços desocupados, e águas e sólidos residuais como recursos (Yadav, et al., 2011; McClintock, et al., 2015). A Figura 2.7 demonstra uma das propostas de aumento da resiliência e sustentabilidade das cidades, utilizando práticas agrícolas.



Figura 2.7 - Previsão para a agricultura urbana vertical desempenhada em Paris no ano 2050 (Agriculturers, 2015).

No entanto, é preciso tomar os devidos cuidados quanto à utilização dos solos urbanos. Eventualmente, os solos urbanos encontram-se contaminados devido às atividades antropogénicas, compactados por equipamentos pesados, remoção do solo superficial,

deposição atmosférica de compostos tóxicos, contaminação por metais pesados, utilização de fertilizantes, aplicação de pesticidas químicos, e outros contaminantes a nível industrial e dos transportes (Yadav, et al., 2011).

Nos primeiros anos após o aparecimento deste tipo de hortas, Portugal não atribuiu muita importância a esta forma de produção alimentar, até ao século XX, mais concretamente durante o começo da segunda guerra mundial, a qual ameaçou as cidades europeias pela falta de alimentos (European Cooperation in Science and Technology, 2013). A prática da agricultura urbana em Portugal é, atualmente, muito frequente.

A AU pode ajudar a dar resposta a muitos dos desafios das cidades, tendo benefícios transversais a todas as vertentes do desenvolvimento sustentável (CMC, 2011).

2.4.2 Agricultura convencional vs agricultura biológica

O solo agrícola produtivo é um recurso não renovável que se encontra em risco, degradando-se a uma velocidade muito maior que a sua própria formação, um processo muito mais lento, sendo necessários aproximadamente 500 anos para produzir 25 mm de solo perdido por erosão (Barros & Freixial, 2011). De todos os factores, aquele que mais contribui para a perda do solo por erosão e para a sua degradação é a sua mobilização intensa e continuada (Barros & Freixial, 2011).

Em primeiro lugar, a agricultura intensiva, acompanhada pela aplicação de adubos orgânicos para o aumento da produção é, tradicionalmente, reconhecida como agricultura convencional (Theocharopoulos, et al., 2012). O método agrícola convencional baseia-se na introdução de produtos químicos como os fertilizantes, herbicidas e pesticidas (Foteinis & Chatzisyneon, 2015). Desta forma, a utilização extensiva da agricultura convencional traz inúmeros efeitos negativos no ambiente e na qualidade dos produtos agrícolas, numa altura em que emergiu a introdução de formas alternativas de agricultura, com recorrência a uma produção agrícola integrada e orgânica (Papadopoulos, et al., 2015).

Durante as duas últimas décadas, os países industrializados focaram-se na redução da poluição por fertilizantes e pesticidas sintéticos na agricultura convencional (Theocharopoulos, et al., 2012). É urgente a adoção de métodos para uma agricultura de conservação. O conceito de agricultura de conservação consiste numa forma de prática de agricultura procurando manter ou melhorar a fertilidade do solo, através de melhorias das características físicas (manutenção e melhoria da estrutura), químicas (elevação do teor de matéria orgânica) e biológicas (criação e manutenção de condições favoráveis para os organismos do solo), de forma que as gerações

futuras possam obter produtividades iguais ou superiores às que se obtinham no modo convencional, melhorando a sua qualidade de vida, com recurso a práticas fundamentais para o sistema (Barros & Freixial, 2011). Tais práticas incluem a mobilização reduzida do solo, a rotação de culturas, a utilização de maquinaria leve, ordenamento do pastoreio, entre outros, na tentativa de inverter o ciclo de degradação associado à instalação de culturas no modo convencional com o recurso à mobilização do solo (Barros & Freixial, 2011).

A preocupação da sociedade em relação aos problemas ambientais causados pela agricultura com métodos convencionais, em combinação com o aumento da procura da sustentabilidade no setor agrícola e da segurança alimentar conduziu ao delineamento de novas alternativas de sistemas agrícolas, designadamente sistemas agrícolas sustentáveis (SAS), como sistemas agrícolas orgânicos, integrados, ou ainda gestão de culturas integradas. (Theocharopoulos, et al., 2012). Um SAS é um sistema que envolve uma melhor utilidade dos recursos naturais, uma melhor eficiência nos recursos utilizados e um balanço com o ambiente favorável ao ser humano e a outras espécies (Theocharopoulos, et al., 2012).

A agricultura orgânica consiste numa forma sustentável de produção agrícola, sem o auxílio de agentes ou adubos químicos durante a prática da agricultura, enquanto um sistema agrícola integrado é um modo sustentável de cultivo que se encontra entre os processos do sistema convencional e do sistema orgânico agrícola, sendo um sistema agrícola que utiliza recursos naturais e mecanismos de regulação na prática agrícola, de forma a substituir completamente os adubos fora dos campos agrícolas, garantindo uma produção sustentável de alimentos com qualidade, através da utilização de tecnologias seguras (Theocharopoulos, et al., 2012). A agricultura integrada e orgânica são os SAS que se têm desenvolvido durante a última década (Theocharopoulos, et al., 2012). A agricultura biológica ou orgânica constitui um sistema agrícola com o objetivo de produzir alimentos, causando o mínimo de danos possível para os ecossistemas, seres humanos e restantes seres vivos (Papadopoulos, et al., 2015). Nesse sentido, evita de forma clara o uso de produtos químicos, como os fertilizantes e os pesticidas (Theocharopoulos, et al., 2012; Mourão, 2007; Foteinis & Chatzisyneon, 2015). Esta supressão de pesticidas, herbicidas e fertilizantes químicos proporciona, na agricultura biológica, uma redução dos impactes ambientais (Foteinis & Chatzisyneon, 2015). O sistema orgânico foca-se numa rotação de culturas, resíduos, fertilizantes orgânicos e implementa um controlo biológico contra eventuais pragas (Foteinis & Chatzisyneon, 2015). De acordo com o Regulamento (CE) N.º 834/2007 e (Mourão, 2007), a produção biológica é um sistema global de gestão das explorações agrícolas e de produção de géneros alimentícios que combina as

melhores práticas ambientais, um elevado nível de biodiversidade, a preservação dos recursos naturais, a aplicação de normas exigentes em matéria de bem-estar dos animais e método de produção, em sintonia com a preferência de certos consumidores por produtos obtidos utilizando substâncias e processos naturais. O método de produção biológica abastece um mercado específico que responde à procura de produtos biológicos e mais saudáveis por parte dos consumidores e, por outro lado, fornece bens públicos que contribuem para a proteção do ambiente e o bem-estar do ser humano e dos animais (Mourão, 2007; Theocharopoulos, et al., 2012). A agricultura biológica deve dar prioridade aos mercados locais, importando apenas produtos que não são produzidos na região e exportando produtos de alto valor comercial (Mourão, 2007).

A Federação Internacional de Movimentos de Agricultura Biológica (IFOAM), atualmente com sede na Alemanha, foi fundada em 1972, em França (Mourão, 2007). Nos anos 80, ocorreu, globalmente, um grande desenvolvimento da agricultura biológica, desencadeado pelo reconhecimento dos motivos da necessidade de proteção ambiental e pela procura de alimentos mais saudáveis, por parte dos consumidores, tendo surgido em Portugal a Associação Portuguesa de Agricultura Biológica (Agrobio), em 1985 (Mourão, 2007). O conceito de agricultura orgânica ou biológica foi incorporado na legislação europeia, mais concretamente através da vigorização do regulamento CEE n.º 2092/91 e, seguidamente, pelo Regulamento CEE n.º 2078/92, os quais estabelecem os métodos de produção agrícola atuam no sentido de proteger o ambiente e de preservar os espaços naturais, tendo em consideração a eliminação do uso de adubos químicos, na maximização de adubos agrícolas e orgânicos, e em técnicas de controlo biológico em detrimento dos pesticidas (Mourão, 2007; Theocharopoulos, et al., 2012; Comissão Europeia, 1992). As políticas relativas à agricultura biológica surgiram na então Comunidade Europeia, através do Regulamento CEE n.º 2092/91. Estes regulamentos foram recentemente revogados pelo Regulamento CE n.º 834/2007, de 28 de junho (Mourão, 2007; Theocharopoulos, et al., 2012).

Na UE, em 2006, a percentagem de área no modo de produção biológico (MPB) relativamente à Superfície Agrícola Utilizada (SAU) total era cerca de 4%, havendo países que apresentavam valores mais elevados, acima de 10%, como a Áustria e Suíça, seguindo-se a Itália com cerca de 8% (Mourão, 2007). Em Portugal, em 2005, a área total de MPB era de 233.458 ha (6,1% da SAU total) (Mourão, 2007). A Figura 2.8 apresenta os valores, em percentagem, da prática da agricultura biológica nos seis continentes do mundo.

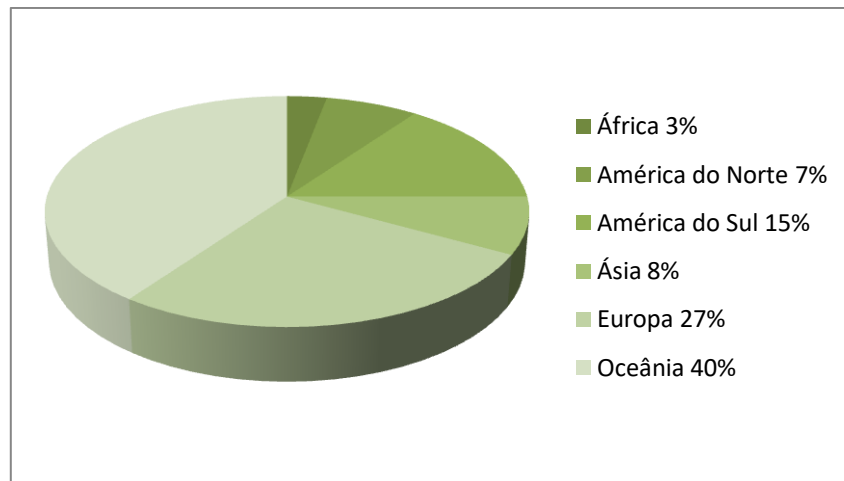


Figura 2.8 - A prática da agricultura biológica no mundo (adaptado de IFOAM, 2014).

No que diz respeito à produção e, de acordo com diversos estudos, a produção orgânica é normalmente inferior aos índices de produção da agricultura convencional (Papadopoulos, et al., 2015; Foteinis & Chatzisyneon, 2015; Ponti, et al., 2012). Somente em alguns casos os rendimentos obtidos na produção orgânica atingem os da produção através de meios convencionais (Papadopoulos, et al., 2015).

O cultivo orgânico induz impactes ambientais positivos por unidade de área, quando comparado com o convencional, mas não necessariamente por unidade de produto, uma vez que o cultivo orgânico requer mais espaço para a produção da mesma quantidade de produto (Foteinis & Chatzisyneon, 2015). Deste modo, a adoção de culturas orgânicas pode conduzir a maiores alterações no uso do solo, substituindo prados e florestas por novas áreas de cultivo, também com impactes ambientais adversos (Foteinis & Chatzisyneon, 2015). Consequentemente, para um desenvolvimento contínuo da agricultura sustentável, torna-se necessária a realização de estudos com o objetivo de avaliar a pegada ecológica gerada por estes sistemas de cultivo biológico (Foteinis & Chatzisyneon, 2015). A análise do ciclo de vida (ACV) constitui uma ferramenta importante para a avaliação da sustentabilidade ambiental de um sistema, proporcionando dados fiáveis e uma quantificação completa dos impactes ambientais gerados (Foteinis & Chatzisyneon, 2015). A ACV promove dados e informações úteis para que se estudem alternativas e se tomem decisões quanto ao sistema agrícola, envolvendo os investigadores e os decisores políticos (Foteinis & Chatzisyneon, 2015).

2.4.3 Agricultura biológica enquanto promotora da biodiversidade

A agricultura tem sido considerada como sendo o fator primário de destruição da biodiversidade, no entanto tais espaços de produção de alimentos poderão também ser a

solução para a conservação e manutenção da vida na Terra (Lockwood, 1999). Nas últimas décadas verificou-se um decréscimo da riqueza específica e abundância de espécies com a intensificação agrícola, tanto à escala regional como à escala de terrenos agrícolas (Chamorro, et al., 2016).

O crescimento da produção de alimentos hortícolas pode ser efetuado através de duas formas principais: através da intensificação agrícola com a elevada introdução de fertilizantes sintéticos ou através da extensificação, ou seja, o aumento da zona de cultivo (Gabriel, et al., 2013). Os efeitos acumulativos da exploração agrícola de alta intensidade são os principais fatores que influenciam, de forma direta, o decréscimo da biodiversidade e, especialmente, da flora que se encontra entre áreas de cultivo, nomeadamente ervas daninhas, em diferentes países europeus (Chamorro, et al., 2016). Segundo alguns estudos, o índice de ervas daninhas na Europa central terá sofrido uma redução de espécies entre os 20 e 50%, no período entre 1950 e 1990 (Chamorro, et al., 2016). Com a intensificação agrícola e a alteração do uso do solo como principais fatores da perda da diversidade biológica, estes têm um grande peso no impacto causado ao ambiente e à vida selvagem (Gabriel, et al., 2013).

Por outro lado, a agricultura biológica ou orgânica é considerada como um sistema de produção agrícola mais sustentável do que sistemas de agricultura mais convencionais e tradicionais, pois a agricultura de carácter biológico baseia-se na produção agrícola e hortícola, ao mesmo tempo que gere a conservação de vários parâmetros ecológicos, nomeadamente a conservação do solo, água, energia e biodiversidade (Gabriel, et al., 2013). Este tipo de agricultura é encarado como sendo respeitador do ambiente, com práticas capazes de contrariar os efeitos negativos da agricultura intensiva e da perda de biodiversidade em paisagens de carácter agrícola (Chamorro, et al., 2016). Segundo as conclusões da Conferência Internacional da Agricultura Biológica e Segurança Alimentar, realizada em 2007, pela Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação (FAO), a agro-biodiversidade é protegida e sustentavelmente utilizada pela agricultura biológica (Mourão, 2007). É um princípio geral da agricultura biológica que cada organismo vivo deve ser tido em alta consideração: desde o mais pequeno microrganismo presente no solo até à maior árvore desenvolvida (Nunes, et al., 2013). Cada elemento na cadeia de abastecimento de alimentos de agricultura biológica contribui para a manutenção ou até mesmo para o aumento da diversidade de plantas e animais (Nunes, et al., 2013). A agricultura biológica tem em conta os ciclos naturais das plantas e dos animais, através da implementação de normas de produção rigorosas na legislação europeia e nas normas sobre a rotulagem que garantem a qualidade

dos produtos alimentares biológicos, independentemente do local onde foram produzidos (CE, 2013).

De acordo com estudos desenvolvidos pelas Universidades de Leeds e de York, no Reino Unido, existe uma maior biodiversidade em locais de agricultura biológica, do que em locais onde se pratica a atividade agrícola por meios convencionais (Organic Research Centre, 2010). É então reconhecido que a redução das práticas de agricultura convencional e a prática de agricultura biológica em campos ou hortas tendem a beneficiar a diversidade de espécies, tendo como foco especial a flora entre áreas de cultivo, bem como a ocorrência de espécies de ervas raras (Chamorro, et al., 2016; Gabriel, et al., 2013; Organic Research Centre, 2010). Consequentemente, a manutenção da diversidade destas espécies impulsiona o crescimento da diversidade de fauna nestes locais, com a presença de uma maior diversidade de aves e de agentes polinizadores como os himenópteros e os lepidópteros (Chamorro, et al., 2016). As práticas de agricultura ou horticultura biológica como as culturas rotacionais, cobertura de culturas e os fertilizantes orgânicos aumentam a densidade e a riqueza de invertebrados nativos, espécies do solo raras ou ameaçadas, artrópodes benéficos, anélídeos e micróbios (FAO, s.d.). Esta biodiversidade no solo proporciona melhorias substanciais na formação do solo, na reciclagem de nutrientes, na proteção e estabilização do solo contra a erosão e as cheias, descontamina os ecossistemas e contribui para o potencial de sequestro de carbono dos solos (FAO, s.d.). A agricultura orgânica gere, a nível local, os recursos disponíveis, no sentido de otimizar a concorrência por alimentos e espaço entre diferentes espécies de plantas e animais (FAO, s.d.). A manipulação da distribuição espacial e temporal da biodiversidade é considerada a principal contribuição para os agricultores (FAO, s.d.).

No entanto, alimentar o mundo através deste tipo de agricultura, pode requerer uma maior área para o cultivo, comparativamente à requerida para a agricultura convencional e, consequentemente, a área de espaços naturais e seminaturais sofre uma redução, precisamente para a instalação adicional de áreas de cultivo orgânico, reduzindo a biodiversidade nesses espaços, mas mantendo o seu índice à volta destes espaços agrícolas (Ponti, et al., 2012).

Muitos dos benefícios da agricultura biológica dependem do estabelecimento do equilíbrio ecológico entre o solo, as plantas e os animais, e não apenas da substituição de fertilizantes e pesticidas de síntese por produtos orgânicos (Mourão, 2007). A manutenção da vegetação adjacente às culturas e a flora entre as áreas de cultivo são comuns em sistemas de agricultura ou horticultura orgânica, providenciando à fauna, desde aves, insetos, agentes polinizadores,

flora selvagem, entre outros seres vivos, inúmeros refúgios e uma diversidade de alimentos (FAO, s.d.; Chamorro, et al., 2016). As ervas têm múltiplas funções (Chamorro, et al., 2016). No ponto de vista agronómico, as ervas representam um problema para os agricultores ou horticultores, devido ao facto de estas se encontrarem associadas a perdas de produção nas áreas de cultivo, no entanto o decréscimo destas ervas afeta de forma significativa a teia alimentar local e, por conseguinte, o aprovisionamento de serviços dos ecossistemas agronómicos, nomeadamente o controlo biológico de pestes e o processo de polinização (Chamorro, et al., 2016).

Sem o uso de fertilizantes minerais, pesticidas sintéticos e organismos geneticamente modificados (OGMs), reúnem-se as condições ideais para a manutenção da fertilidade do solo e prevenção de pestes e doenças (FAO, s.d.). A sua ausência, a integração de habitats naturais, como plantas de folha perene e sebes, também irão atrair novas espécies ou recolonizar a área com espécies que anteriormente integravam a área (FAO, s.d.).

Por outro lado, alguns estudos demonstram que a agricultura biológica não fornece, de todo, muitos benefícios à vida selvagem, alegando que, apesar da agricultura biológica ser encarada como benéfica para a presença de flora e de fauna, a redução da produção agrícola não compensa os benefícios obtidos para as aves e agentes polinizadores (Organic Research Centre, 2010). Não é totalmente claro que os ganhos modestos da biodiversidade possam ser justificados por uma redução substancial da produção agrícola (Gabriel, et al., 2013). De facto, a baixa produção agrícola pode implicar uma extensificação da área de cultivo, conduzindo sequencialmente a custos a nível da biodiversidade nas áreas de cultura adicionais mais consistentes que os ganhos gerados pelo sistema agrícola orgânico (Gabriel, et al., 2013).

Os agricultores ou horticultores de produção biológica têm também um papel fundamental como guardiões e utilizadores dos campos ou hortas em todos os níveis, entre estes (FAO, s.d.):

- A nível genético – a opção pelas sementes e reprodução endémicas, adaptadas ao local em questão, pela sua maior resistência a doenças e resiliência face ao *stress* climático;
- A nível das espécies – a diversificação de combinações de plantas e animais otimiza os fluxos de energia e o ciclo de nutrientes;
- A nível dos ecossistemas – a manutenção de campos agrícolas tanto em áreas urbanas como em áreas naturais, sem a recorrência a adubos químicos, cria condições adequadas para a integração da vida selvagem, e a utilização de métodos de controlo

biológico de pragas, que mantém uma maior diversidade de espécies e evita a aplicação dos produtos químicos no combate às pragas.

Por fim, a diversidade de vida selvagem e da paisagem atraem, igualmente, as pessoas, fornecendo a oportunidade para a prática de atividades de ecoturismo, entre outras atividades fora do contexto agrícola (FAO, s.d.).

2.4.4 Hortas comunitárias

Conceito de horta comunitária

Nos dias de hoje nota-se cada vez mais que a qualidade dos espaços públicos e a atmosfera urbana influenciam a qualidade de vida dos cidadãos locais (Filkobski, et al., 2016). Com o aumento do número de cidades a nível mundial, assistiu-se, nos últimos anos, a um grande conjunto de iniciativas para a melhoria da qualidade ambiental do espaço público e urbano. Uma destas iniciativas trata-se da formação de um tipo de espaço urbano denominado horta comunitária (HC) (Filkobski, et al., 2016). Todavia, existe a necessidade de quantificar o conjunto de serviços prestados especificamente pelas hortas comunitárias, para que o valor destes espaços seja pública e mundialmente reconhecido (Speak, et al., 2015).

A participação de diferentes países na investigação das respetivas HC é importante, no sentido de compreender as variações de impactes entre países de diferentes partes do mundo. Nos Estados Unidos da América (EUA) a horticultura comunitária entende-se como uma atividade que reflete a qualidade e valor comunitário nos bairros (Filkobski, et al., 2016). Ao contrário dos EUA, Cuba encara o conceito de HC apenas como um espaço de produção de alimentos (Filkobski, et al., 2016). Em relação à África do Sul, as HC destinam-se principalmente ao género feminino, pois as mulheres encaram o conceito como uma forma de conforto e de tentativa de afastamento dos surtos de violência no interior dos municípios e como um sinal de estabilidade (Filkobski, et al., 2016).

As HC são consideradas um importante espaço agrícola urbano, que contribui de forma positiva para a resiliência das cidades. São descritas como espaços verdes de gestão e de desenvolvimento por parte da comunidade local, ao nível do bairro, onde se desempenham atividades hortícolas e de jardinagem (Filkobski, et al., 2016). A utilização de terrenos baldios para a instalação de HC fornece pequenos “oásis” de espaços verdes produtivos e uma fonte de recreio partilhada de modo a promover o convívio social e a saúde (McCabe, 2014). Uma HC é constituída por talhões ou áreas de cultivo para cada agregado familiar, ou áreas de cultivo que são trabalhadas em atividades coletivas (Filkobski, et al., 2016; George, et al.,

2014). As HC são um tipo de espaço urbano muito importante, tanto nas cidades europeias como nos restantes continentes, concedendo aos residentes locais a oportunidade de cultivar os seus próprios alimentos, em detrimento da sua compra nos mercados (Speak, s.d.). A agricultura urbana moderna não tem a capacidade de produzir alimentos para todos os residentes de uma cidade, mas pode constituir-se como uma fonte importante de alimentos produzidos no local (Speak, et al., 2015). Em Cuba, estima-se que um décimo dos residentes da capital, Havana, beneficiem dos alimentos que são produzidos nas hortas urbanas locais (Speak, et al., 2015).

As HC são um tipo de espaço verde presente no meio urbano, detentoras de um potencial no fornecimento de múltiplos serviços sociais, económicos e biofísicos de ecossistemas, em adição à produção de alimentos (Speak, et al., 2015).

Os problemas crónicos nos sistemas urbanos e a nível social, em particular entre os jovens, resultam de uma exposição excessiva a múltiplos problemas ligados ao ramo da saúde (McCabe, 2014). Os problemas incluem a pobreza, a nutrição deficiente das famílias e crianças, altas taxas de desemprego, ocorrência de crimes e violência juvenil, pobreza dos solos, uma má qualidade do ar e a escassez de vegetais e alimentos frescos (McCabe, 2014). Em muitos casos, estes fatores aumentam a instabilidade no interior de bairros e o distanciamento civil (McCabe, 2014). Desta forma, e relativamente aos benefícios sociais, as HC, em particular nos bairros de baixo rendimento, têm sido reconhecidas por vários estudos como vetores de estabilização social nos bairros (McCabe, 2014). Estes espaços contribuem para a redução dos problemas na saúde pública, através da promoção de atividade física, o recreio, o bem-estar, a segurança e qualidade na alimentação, produção de alimentos para populações carenciadas e a aceleração da recuperação de lesões ou de doenças como a obesidade, problemas de ordem psicológica entre outros (Speak, et al., 2015; George, et al., 2014; Filkobski, et al., 2016; McCabe, 2014). A criação de uma maior união entre os cidadãos do mesmo bairro conduz a uma redução do crime local (George, et al., 2014; McCabe, 2014). Os programas das HC atuam no sentido da integração dos residentes da respetiva área urbana, estabelecendo conexões entre estes e promovendo a equidade social entre as diversas famílias, gerações, raças e tipos de educação que residem nos bairros, permitindo ainda a partilha de alimentos produzidos e a partilha de conhecimentos acerca da produção agrícola e biológica entre estas populações (Filkobski, et al., 2016; George, et al., 2014). Os programas de HC facilitam e são eficazes no estabelecimento de redes sociais, sendo muito importantes para a integração das populações marginalizadas, como as pessoas idosas, os imigrantes e as famílias mais carenciadas (Filkobski,

et al., 2016). A integração das HC também potencia o contacto humano com a natureza (Filkobski, et al., 2016).

As HC geram benefícios económicos diretos em pelo menos dois modos: aumentam os valores destas propriedades, como forma de atrair novos residentes e eventuais negócios, sendo importantes para promover a estabilidade dos bairros (McCabe, 2014). A atividade agrícola e biológica nas HC beneficia os cidadãos economicamente, pois a prática agrícola e a disponibilidade de uma área de cultivo concedem aos residentes locais a oportunidade de cultivar os seus próprios alimentos biológicos, em vez da compra de alimentos nos mercados e proveniente da agricultura convencional (Speak, s.d.; McCabe, 2014).

Estas hortas também têm um papel muito relevante na vertente ambiental (Speak, et al., 2015). Para além do fornecimento de alimentos saudáveis, as HC proporcionam outros serviços igualmente importantes para a sustentabilidade das cidades, nomeadamente serviços de regulação como a polinização, a regulação do clima local, a formação do solo e a proteção contra cheias, criando ainda uma oportunidade de promover um maior contacto social e com bom ambiente entre os habitantes locais (Speak, et al., 2015). Estes serviços são cruciais a fim de compensar os fatores que afetam negativamente o ambiente das cidades, os quais se destacam a densidade populacional, o trânsito e as superfícies artificiais e impermeáveis (Speak, et al., 2015). Estes espaços verdes auxiliam no combate às alterações climáticas através da redução do carbono atmosférico e consequente sequestro através da fotossíntese (McCabe, 2014). A redução da distância correspondente do transporte dos alimentos desde o local de produção até ao consumidor final, constitui outra das estratégias de mitigação das alterações climáticas (Speak, et al., 2015). A adaptação de políticas para as alterações climáticas encontra-se dependente da preservação e da criação de novos espaços verdes (Speak, et al., 2015).

Hortas comunitárias de Cascais

A Agenda Cascais 21 é o Gabinete da Câmara Municipal de Cascais (CMC) com responsabilidades na promoção de um desenvolvimento sustentável (Miguel, 2013). Esta divisão assume grandes áreas de intervenção na comunidade, de forma a tornar a participação dos cidadãos mais recorrente, estruturada e construtiva, nomeadamente através do Programa Hortas de Cascais (PHC), criado em 2010, que visa promover a atividade de horticultura com base na agricultura biológica, ao nível comunitário e familiar (CMC, 2011). Com este programa, pretende-se também potenciar a qualidade de vida dos cidadãos e a qualidade ambiental do

território através da mesma atividade (CMC, 2011). A figura seguinte (2.9) demonstra a constituição de uma horta comunitária de Cascais.



Figura 2.9 - Uma horta comunitária do concelho de Cascais (Horta dos Lombos, Carcavelos) (2016).

Contudo, tendo em conta que existe já uma forte atividade hortícola, de génese espontânea, no concelho de Cascais, levou-se a cabo a reconversão das mesmas para uma maior salubridade paisagística e melhoria das infra-estruturas para os utilizadores (CMC, 2009). De modo a evitar conflitos de metodologias de cultivo entre a agricultura biológica e a tradicional já em prática, propôs-se através do PHC a formação dos horticultores já existentes (CMC, 2009).

Ao abrigo do PHC encontram-se três tipos de hortas (Miguel, 2013):

- Hortas comunitárias - espaços disponibilizados pelo município para a prática de horticultura de lazer, acessíveis aos cidadãos habitantes do concelho de Cascais;
- Hortas em casa - proporcionar, aos munícipes residentes em moradias com jardim, conhecimento em métodos de cultivo sustentáveis para iniciarem e manterem a sua horta privada, dando oportunidade às famílias, que não detém um espaço privado para a horticultura, de se candidatarem a um talhão pertencente a uma horta comunitária;
- Hortas na escola – neste tipo de hortas pretende-se a qualificação dos professores e disponibilidade de equipamentos das escolas para criar ou desenvolver uma horta biológica, como ação de sensibilização e educação dos alunos.

No entanto, serão apenas umas das HC alvo de investigação no presente projeto. O PHC na sua componente “Hortas Comunitárias”, visa criar um novo espaço de horticultura inserido numa área verde, cuja manutenção seja participada, fomentando o espírito comunitário e a apropriação qualificada do espaço público (CMC, 2009). As HC enquadram-se nos 4 eixos estratégicos definidos pela Agenda Cascais 21, como se pode observar na Figura 2.10 (Miguel, 2013; CMC, 2011):

- Governança
- Desenvolvimento económico
- Coesão Social
- Ambiente.



Figura 2.10 - Os quatro eixos estratégicos do Programa Hortas de Cascais (CMC, 2016).

Apresentados os principais eixos estratégicos, nos quais o PHC encontra-se enquadrado, os principais objetivos das HC são os seguintes (CMC, 2009; CMC, 2011; Miguel, 2013):

- Fomentar a prática da horticultura biológica como atividade de lazer;
- Promover uma alimentação saudável com produtos biológicos (ou produtos vegetais provenientes de agricultura tradicional);
- Promover a governança e a participação cívica ativa na produção de espaços públicos. A população local é um parceiro que acompanha todas as fases dos projetos e tem um papel ativo nas decisões tomadas;
- Valorizar o espírito comunitário na utilização do espaço público e na manutenção do mesmo;

- Fomentar o potencial sociocultural da atividade hortícola, através da promoção de laços comunitários e o encontro e interação entre pessoas de diferentes faixas etárias, formando comunidades mais resilientes;
- Construir espaços verdes sustentáveis e inovadores que garantam um baixo custo de manutenção e um uso adequado e responsável por parte dos cidadãos locais, como espaço público e de convívio;
- Sensibilizar e educar a população para o respeito e defesa pelo ambiente, através da promoção de atividades ambientais para as famílias;
- Potenciar a utilização da compostagem orgânica e sensibilizar relativamente às questões dos resíduos;
- Aproximar os munícipes da natureza;
- Potenciar a biodiversidade e a estrutura ecológica do Concelho, promovendo a agricultura biológica, ou seja, sem recorrência a produtos químicos, e novos sumidouros de carbono.

As HC de Cascais estão implementadas em terrenos da autarquia que são disponibilizados, aos munícipes, para a prática de horticultura (CMC, 2011). Quanto ao funcionamento geral da integração dos cidadãos nas HC, pode candidatar-se a utilizador de uma destas hortas qualquer munícipe, residente no concelho de Cascais, mediante preenchimento das fichas de candidatura e elementos solicitados pelo gestor do projeto das HC (CMC, 2009). Fica sob responsabilidade do gestor do projeto a seleção dos candidatos para cada HC, tendo como critérios de seleção a ordem de inscrição e a proximidade de residência e da HC (CMC, 2009). Aquando da inscrição de um certo agregado familiar, ser-lhe-á atribuído um talhão, ou área de cultivo, com cerca de 30 m², para o desempenho da sua atividade hortícola, e ainda a disponibilidade e partilha de recursos e materiais entre os agregados familiares, desde um compostor, o abastecimento de água proveniente da rede pública, área de armazenamento de material, áreas de estar e lazer, entre outros (CMC, 2009). Os agricultores dispõem ainda de áreas de passagem, que permitem a sua circulação no interior da horta, devendo estar desimpedidas e em bom estado de conservação (CMC, 2009).

O utilizador poderá cultivar um conjunto de produtos como vegetais, ervas aromáticas ou medicinais (CMC, 2009). É proibida a cultura de espécies legalmente proibidas pelas suas propriedades estupefacientes. Os produtos e sementes são para autoconsumo, troca com outros utilizadores ou em eventos de promoção da horticultura, não podendo ser comercializados (CMC, 2009).

Antes de iniciarem a utilização das respectivas áreas de cultivo, os utilizadores frequentam um curso de formação obrigatória no âmbito do PHC, de forma a adquirirem as competências, conhecimentos e técnicas essenciais para a prática de agricultura biológica (CMC, 2009). Os cursos de formação e a utilização das hortas comunitárias têm, tanto para formandos como para utilizadores, um custo que será definido consoante os recursos necessários para a execução do projeto (CMC, 2009). Uma vez frequentado o curso, as famílias estarão aptas para, de forma autónoma, iniciarem a sua atividade hortícola, cumprindo devidamente os direitos e deveres do regulamento (CMC, 2009).

Capítulo 3 - Metodologia

3.1 Área de estudo

3.1.1 Localização geográfica

Os espaços verdes urbanos e as hortas comunitárias alvo do presente estudo encontram-se no concelho de Cascais e estão abrangidos pela correspondente EEM. Como se pode constatar na Figura 3.1, o concelho de Cascais pertence ao distrito de Lisboa, localizado no centro oeste de Portugal, fazendo fronteira a norte com o concelho de Sintra, a sul e a oeste com o Oceano Atlântico e a este com o concelho de Oeiras (CMC, 2015).

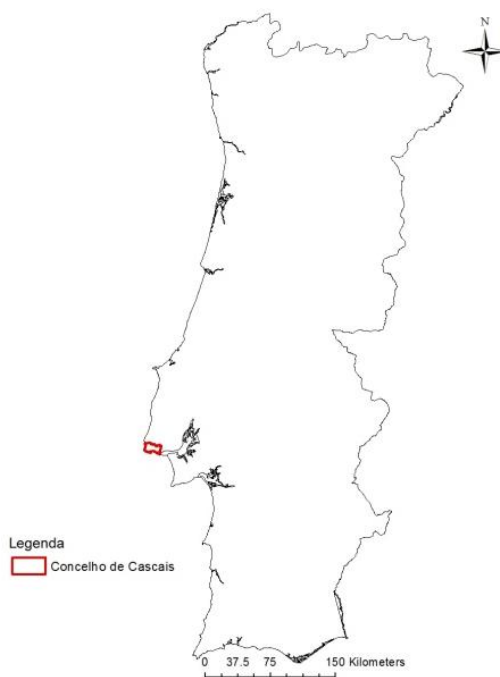


Figura 3.1 - Localização do concelho de Cascais no território de Portugal Continental.

Localizado no oeste da Área Metropolitana de Lisboa (AML), o município de Cascais abrange uma área total de 97,4 km², possui quatro freguesias, as quais Alcabideche, a união das freguesias de Carcavelos e Parede, a união das freguesias de Cascais e Estoril e São Domingos de Rana, onde residem aproximadamente 206 500 indivíduos (CMC, 2015). A Figura 3.2 apresenta parte do concelho de Cascais, mais concretamente a freguesia onde se efetuou a recolha de dados acerca da diversidade biológica.



Figura 3.2 - Localização dos espaços de estudo no interior do concelho de Cascais (Imagens Google).

As Figuras 3.3, 3.4 e 3.5 apresentam a localização dos quatro espaços de estudo, todos localizados na União das Freguesias de Parede e Carcavelos.

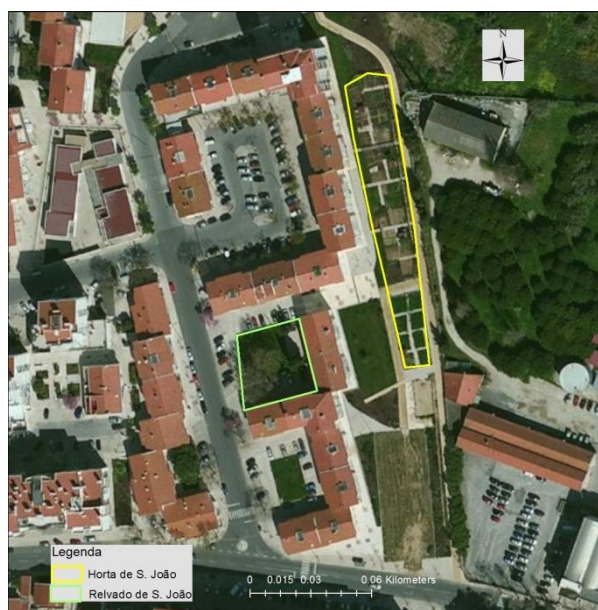


Figura 3.3 - Relvado do bairro de S. João e Horta comunitária de S. João, em Carcavelos (Imagens Google).

O Relvado do bairro de S. João e a Horta comunitária do mesmo bairro encontram-se muito próximos e a uma distância aproximada de 40 metros. Ambos os espaços localizam-se em Carcavelos, no centro norte da freguesia associada, próxima da fronteira com a Freguesia de S. Domingos de Rana. O Relvado de S. João encontra-se rodeado por um conjunto de edifícios para habitação e de solo ocupado por calçada (para a mobilidade da população local),

ocupando uma área total de, aproximadamente 860 m². A Horta de S. João encontra-se limitado a norte e a este por espaço verde natural, sem intervenção humana, a oeste por edificado e a sul por um espaço rodoviário construído, possuindo uma área total de aproximadamente 1.560 m².

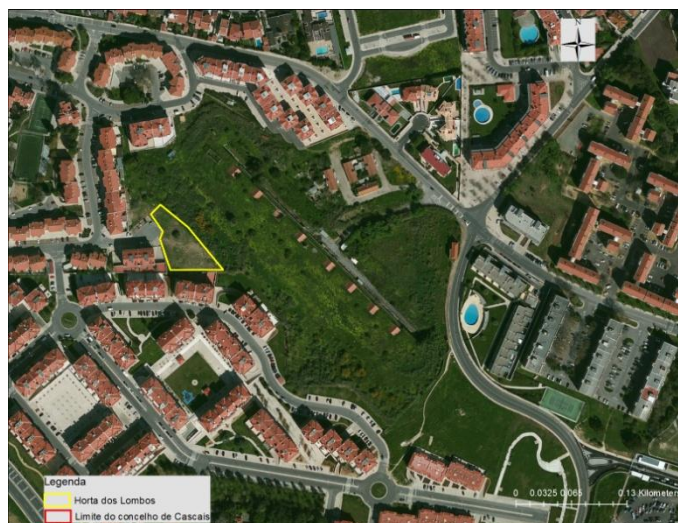


Figura 3.4 - Localização da Horta dos Lombos, em Carcavelos (Imagens Google).

A Horta dos Lombos encontra-se também na localidade de Carcavelos, no oriente da freguesia e do concelho de Cascais, muito próximo da fronteira com o concelho de Oeiras. A Horta encontra-se limitada a oeste e a sul pelo bairro de S. Gonçalo, e a norte e leste por um espaço verde sem intervenção humana, com uma área aproximada de 2.100 m².

A Figura 15 apresenta uma imagem aérea do espaço verde urbano dos Jardins da Parede.



Figura 3.5 - Área de intervenção no EVU correspondente aos Jardins da Parede (Imagens Google).

O espaço verde estudado nos Jardins da Parede na localidade da Parede encontra-se limitado por edifícios a oeste e este, a norte pela continuidade do EVU local e a sul por uma rede rodoviária. O EVU dos Jardins da Parede tem um caráter seminatural, sujeito a intervenção humana, tendo sido inaugurado recentemente na primeira década do Século XXI, tendo uma área de 3.400 m², aproximadamente.

3.1.2 Clima

O clima do concelho de Cascais é ameno, do tipo temperado mediterrânico, com verões secos e quentes, e invernos chuvosos e frescos (Aguiar, 2010; CMC, 2010). Uma localização geográfica única, aliada a um clima temperado, concede a Cascais uma atratividade excepcional enquanto destino de lazer e turístico, sendo Cascais e Estoril há muito reconhecidos como locais turísticos, principalmente durante o verão (CMC, 2015). A variação diária e sazonal das temperaturas é amenizada pela proximidade do Oceano Atlântico (Aguiar, 2010; CMC, 2010).

No concelho de Cascais são muito frequentes os ventos de norte e noroeste, que provêm do Oceano Atlântico (CMC, 2015). Em dias com vento fraco, a velocidade do vento geralmente não ultrapassa os 5,5 a 7 m/s, podendo ocasionalmente surgir rajadas entre os 8 e os 11 m/s (CMC, 2015). Os ventos mais fortes ocorrem junto à costa ocidental do concelho (CMC, 2015).

3.1.3 Paisagem

O concelho de Cascais tem uma localização privilegiada, detendo diversos valores naturais e paisagísticos, conforma se pode observar na Figura 3.6, não só devido à proximidade do mar, mas também à presença do Parque Natural Sintra Cascais (PNSC) (CMC, 2015).

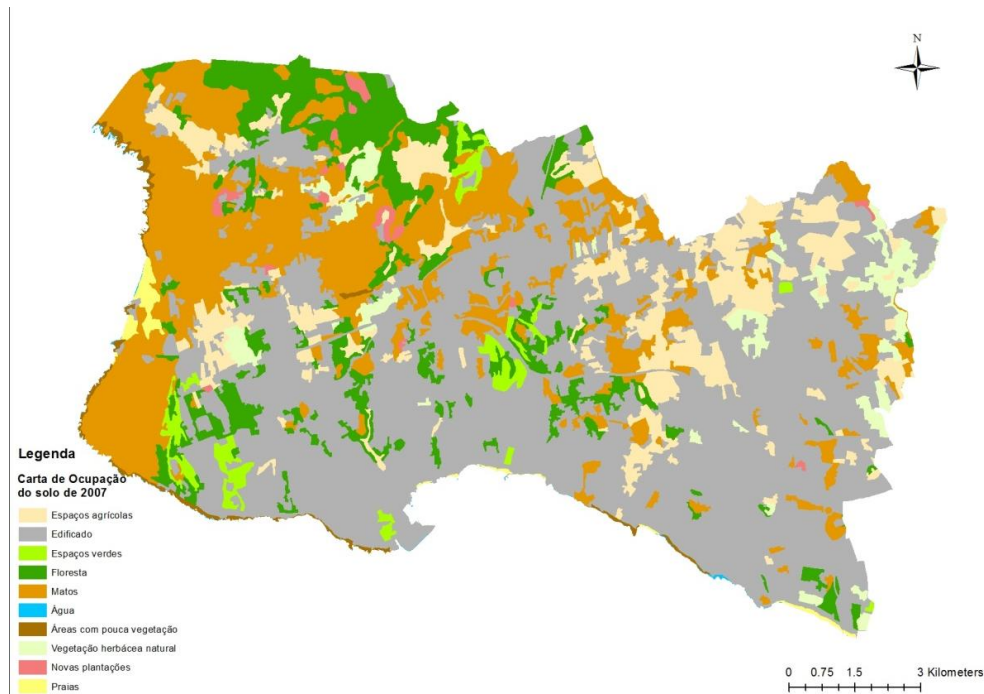


Figura 3.6 - Carta de ocupação e uso do solo do concelho de Cascais (COS, 2007).

De acordo com a referida figura observa-se uma dominância do edificado, ou seja, uma grande parte do solo do concelho encontra-se sujeito a espaço urbano, praticamente por todo o território municipal, à exceção do litoral ocidental, cuja paisagem é dominada por matos, a segunda classe de ocupação do solo mais dominante no concelho, que se estende desde o Cabo Raso às proximidades do Cabo da Roca. Verifica-se ainda a presença esporádica de espaços verdes presentes no meio urbano e vegetação florestal, principalmente no noroeste do concelho, onde se dá a transição de um meio urbano para um meio mais natural, marcado pela proximidade da Serra de Sintra. As áreas agrícolas localizam-se, de um modo geral, nas zonas mais interiores, principalmente no nordeste do concelho.

3.2 Procedimento metodológico e métodos de campo

A Figura 3.7 representa todas as etapas fundamentais para a execução da presente dissertação e respetivo estudo da biodiversidade decorrido no concelho de Cascais.

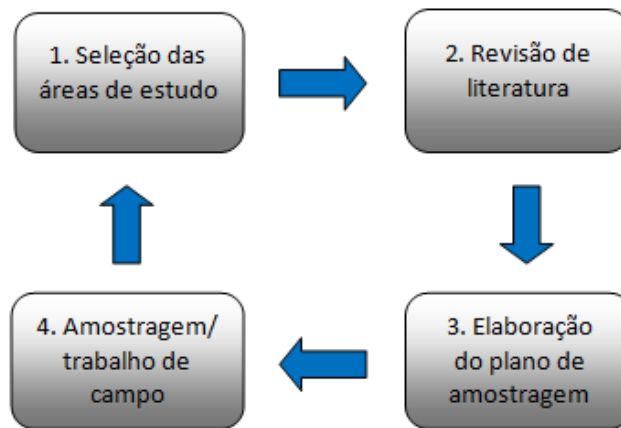


Figura 3.7 - Procedimento metodológico do estudo da biodiversidade.

1. Seleção das áreas de estudo

Numa primeira fase, iniciaram-se as reuniões com os orientadores. As reuniões consistiram na consolidação dos objetivos definidos, bem como a apresentação e seleção *in loco* de áreas de estudo correspondentes a EVU e HC. Foram selecionadas duas áreas por cada tipo de espaço.

2. Revisão de literatura

Após o entendimento quanto aos objetivos e à seleção das áreas de estudo da diversidade biológica, realizou-se a devida revisão bibliográfica, abordando os principais conceitos que se encontram envolvidos no estudo, entre estes o conceito de biodiversidade, estrutura ecológica, EVU e HC, bem como a investigação das várias metodologias de amostragem para as diferentes classes de seres vivos, tendo em conta a flora e a fauna.

3. Definição dos planos de amostragem

Com o decorrer da revisão bibliográfica decidiu-se o método de amostragem a aplicar em cada classe de espécies selecionada para amostragem e quanto ao/s local/is de cada espaço de estudo para a recolha de dados.

4. Amostragem

A fase da amostragem envolve o trabalho de campo efetuado nas áreas de estudo selecionadas. A amostragem realizou-se durante um período de três meses, desde o início de junho até ao fim do mês de agosto.

Flora

Em cada área de estudo a flora foi amostrada numa única data. Nas HC, tratando-se de espaços mais heterogéneos, recorreu-se a um transecto com 30 metros de comprimento. Para os indivíduos intercetados foi apontado o comprimento da planta na zona de interceção.

Nos EVU, espaços mais homogéneos e dominados por relvados, foi usada uma metodologia para abranger quer o estrato mais baixo (relvado e espaço construído) quer o estrato arbóreo. No campo, a copa das espécies lenhosas (arbóreas e arbustivas) foi medida e, no ArcGis, com base na fotografia aérea, foi desenhada a componente relvado e a componente construída e desenhadas as copas das árvores, com auxílio dos dados de campo.

Para cada caso foi determinada a área dos polígonos e calculada a representatividade de cada classe (em %).

Fauna

Em relação à fauna, efetuou-se uma recolha de dados de insetos, tanto voadores como rastejantes, e de aves. Os levantamentos relativos à fauna foram efetuados uma vez por semana, aproximadamente.

A recolha de dados relativos aos insetos rastejantes, nomeadamente os himenópteros (formigas), foi efetuada em dois pontos selecionados ao acaso em cada área de estudo. Em cada ponto foram colocados 2 iscos em caixas de plástico, um dos iscos consistia em atum e o outro em algodão com água e açúcar, para se perceber, em cada data, qual o tipo de alimento procurado (proteína ou açúcar). As caixas de plástico foram verificadas ao fim de 30 e 90 minutos, colhendo um indivíduo de cada espécie e contabilizando o número de indivíduos de cada espécie. Este método foi aplicado nas quatro áreas de estudo.

Quanto aos insetos voadores, entre os quais himenópteros, lepidópteros, dípteros, entre outros, a amostragem foi executada também através da contabilização total de indivíduos de cada espécie observados, num intervalo de tempo de 45 minutos, principalmente de forma a aumentar a probabilidade na deteção de espécies mais raras. Para a captura das espécies observadas, utilizou-se uma rede manual de captura de insetos, precisamente com o objetivo de capturar um exemplar de cada espécie observada, para posterior análise e consequente identificação. Nas duas HC, o levantamento de espécies foi efetuado de igual forma, selecionando seis áreas de cultivo ao acaso, mas de forma agrupada entre estas, o que facilita

a deslocação de uma área para outra, evitando pequenos intervalos de tempo de deslocação de uma área de cultivo para uma outra mais distante.

No entanto, o levantamento de insetos voadores em EVU foi efetuado de forma diferenciada principalmente pela ausência de talhões ou áreas de cultivo. No EVU dos Jardins da Parede o levantamento foi efetuado através da seleção aleatória de uma parcela de amostragem, com uma área de proporção semelhante a seis áreas de cultivo nas HC. No caso do Relvado do bairro de S. João, em Carcavelos, a amostragem foi efetuada em toda a sua área, devido à homogeneidade do espaço, à baixa densidade de espécies e pelo facto da sua área ser relativamente inferior à área do espaço verde dos Jardins da Parede.

No levantamento das aves, foi também efetuada uma contabilização de indivíduos, também num intervalo de tempo de 45 minutos, entre as 08:30h e as 12h, através da seleção de uma área de observação até um raio de, aproximadamente, 30 metros. Devido à dificuldade na identificação espécies a uma grande distância, recorreu-se à utilização de binóculos e também de uma máquina fotográfica.

O Relvado de S. João e Horta de S. João foram amostrados em 10 dias. Os Jardins da Parede em 11 dias e a Horta dos Lombos em 9 dias.

3.3 Tratamento de dados

Os dados recolhidos foram organizados numa base de dados, de forma a permitir efetuar os cálculos dos índices de diversidade.

Para cada local de estudo e tipo de organismo (flora, aves, insetos voadores e insetos rastejantes) foram determinados os índices de diversidade de Shannon e de Simpson, para a amostra global (dados de todos os dias de amostragem). O teste t de *Student* foi realizado para determinar a existência de diferenças significativas do ponto de vista estatístico nos valores dos índices de diversidade para cada par de locais, para um nível de significância de 0.001.

Capítulo 4 - Resultados e discussão

4.1 Flora

4.1.1 Espaços Verdes Urbanos

A Figura 4.1 apresenta as percentagens relativas ao tipo de ocupação do solo no Relvado de S. João, sendo ocupado por relvado e por construção (calçada).

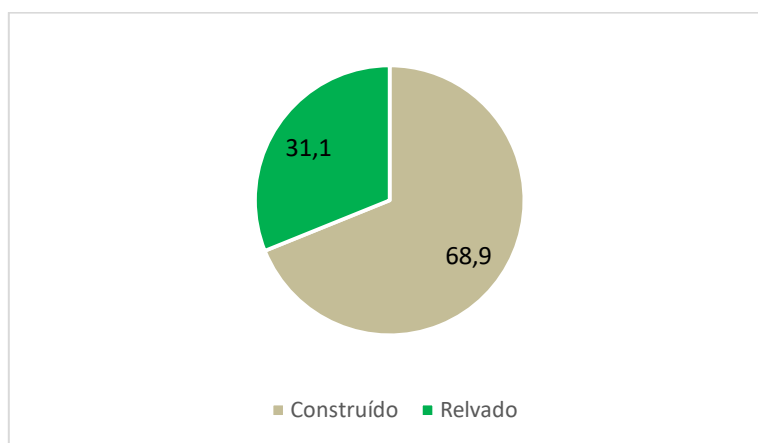


Figura 4.1 - Dominância dos tipos de ocupação do solo no Relvado de S. João.

Observada a figura, verifica-se que a maioria do solo é ocupado por construção, nomeadamente calçada, que engloba o Relvado de S. João. O espaço construído ocupa cerca de 69% da área de estudo enquanto que o relvado ocupa cerca de 31%. Adicionalmente a Figura 4.2 demonstra o tipo de espécies que se encontram nesta área de estudo.

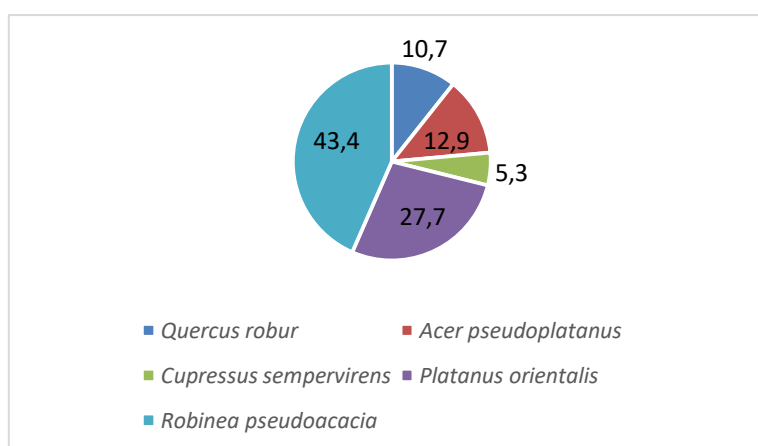


Figura 4.2 - Cobertura vegetal das espécies presentes no Relvado de S. João.

O relvado do bairro de S. João em Carcavelos detém cinco espécies arbóreas. A espécie mais dominante no espaço é *Robinea pseudoacacia* (acácia-bastarda), cuja copa ocupa 43,4% da

imagem aérea do espaço de estudo obtida através do ArcGIS. A segunda espécie mais dominante é o plátano-híbrido (*Platanus orientalis*) ocupando cerca de 28% da imagem do relvado de S. João. O carvalho-alvarinho (*Quercus robur*), o cipreste-de-Itália (*Cupressus sempervirens*) e o bordo (*Acer pseudoplatanus*) são as outras espécies apresentadas na área de estudo, cuja ocupação total destas três espécies não atinge os 29%, devido ao facto destas árvores não obterem uma grande largura, destacando-se entre estes o cipreste-de-Itália.

O tipo de ocupação do solo presente na área de estudo do EVU dos Jardins da Parede encontra-se de acordo com a Figura 4.3.

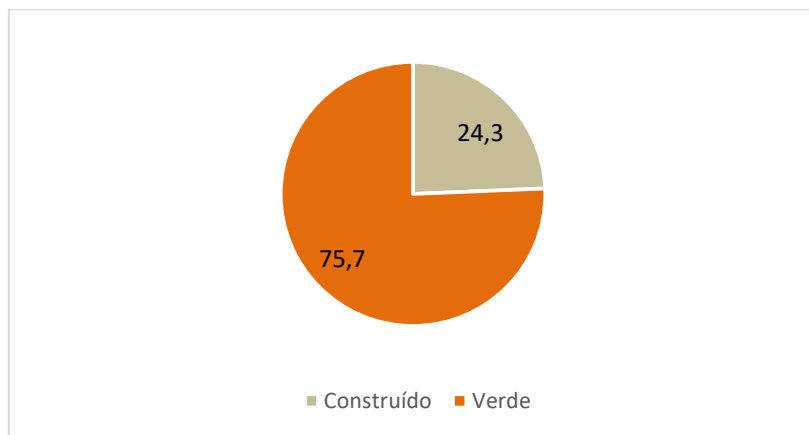


Figura 4.3 - Dominância dos tipos de ocupação do solo no espaço verde dos Jardins da Parede.

Ao contrário do que sucede no EVU do bairro de S. João, o EVU dos Jardins da Parede apresenta uma maior percentagem de área verde, ou seja, uma dominância dos relvados. Nesta área de estudo os relvados ocupam, aproximadamente três quartos do solo, estando o restante quarto sujeito à presença de construção, nomeadamente calçada destinada à mobilidade da população local. A figura seguinte (Figura 4.4) representa a percentagem da cobertura vegetal das espécies observadas no espaço dos Jardins da Parede.

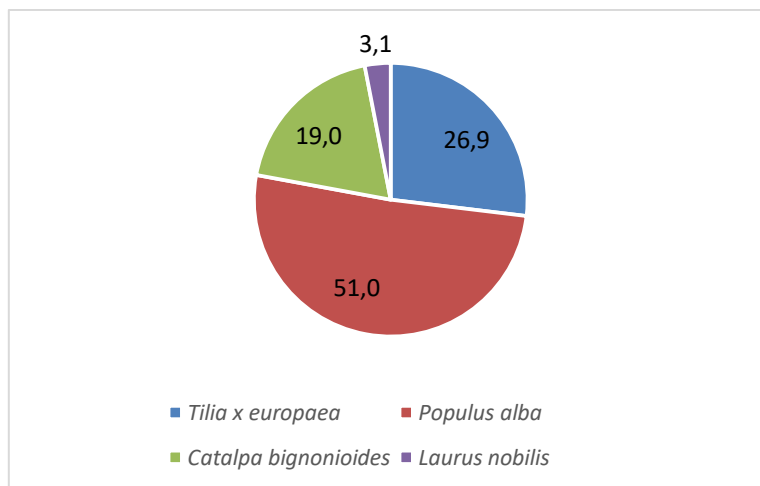


Figura 4.4 - Percentagem da cobertura vegetal de cada espécie observada nos Jardins da Parede.

Observando o gráfico da figura anterior, verifica-se que o choupo branco (*Populus alba*) é mais dominante no espaço de estudo em questão, com um valor percentual de 51%, pela sua grande altura e largura, seguido da tília europeia (26,9%) e árvore-das-trombetas (19%). A espécie com a menor dominância é o loureiro (*Laurus nobilis*), com um valor de 3,1%, pois esta espécie não apresenta geralmente uma grande altitude e uma grande largura.

4.1.2 Hortas comunitárias

A Tabela 4.1 demonstra a riqueza específica de plantas detetadas na amostragem das hortas comunitárias, bem como alguns índices de diversidade relevantes.

Tabela 4.1 - Quadro de resultados dos parâmetros da diversidade de plantas nas HC de S. João e dos Lombos.

Flora	Horta dos Lombos	Horta de S. João
Riqueza específica (S)	37	20
Índice de Shannon-Wiener (H')	3,2	2,5
Variância de Shannon-Wiener (VarH')	0,477289	0,321636
Equitabilidade de Shannon-Wiener (E)	0,9	0,8
Índice inverso de Simpson (1/D)	121,8	16,3
Variância de Simpson (VarD)	0,000147	0,000802

Relativamente às duas HC, verifica-se uma maior diversidade de espécies nestes espaços em comparação com as espécies registadas nos EVU. A Horta dos Lombos é então o espaço de estudo que apresentou uma maior diversidade de plantas, com um total de 37 espécies, tendo a Horta de S. João a segunda maior riqueza específica, com um total de 20 espécies. Relativamente ao índice de Shannon-Wiener e ao índice inverso de Simpson, a Horta dos Lombos apresenta um valor de 3,2 no índice de Shannon-Wiener e um valor elevadíssimo de

121,8 em relação ao índice inverso de Simpson. A Horta de S. João possui valores mais reduzidos em ambos os índices, obtendo um valor de 2,5 no índice de Shannon-Wiener e um valor, também este algo elevado, de 16,3.

A Figura 4.5 representa a cobertura vegetal de espécies detetadas, durante a amostragem nas duas HC.

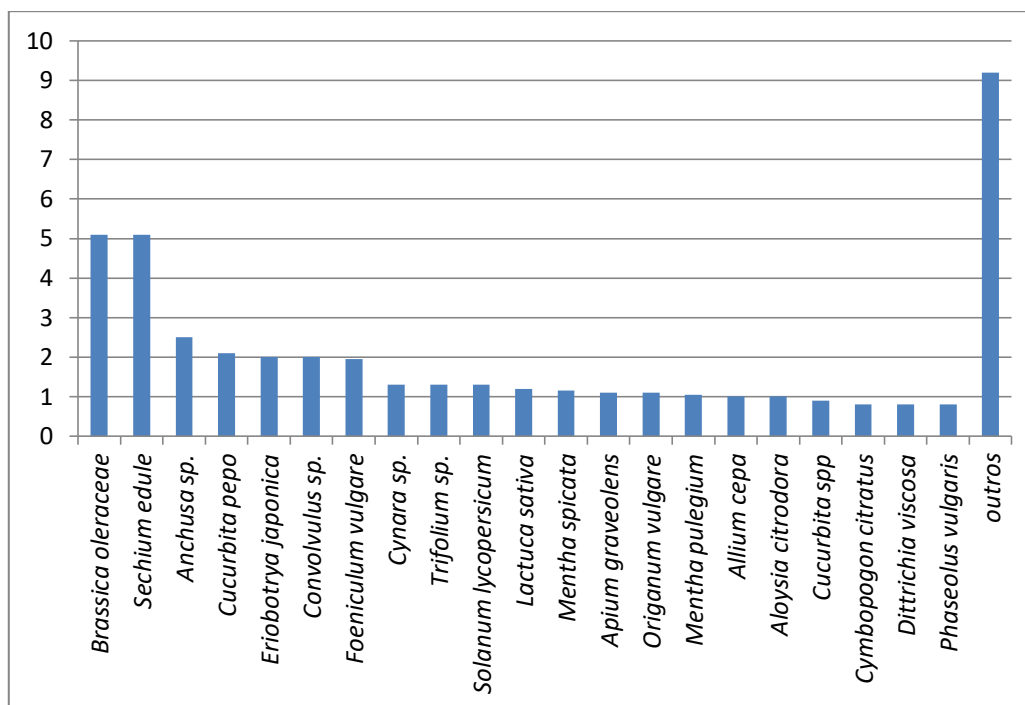


Figura 4.5 - Cobertura vegetal das espécies verificadas nas áreas de estudo das duas HC durante o processo amostral.

De acordo com o gráfico anterior, as duas espécies mais frequentes são a couve (*Brassica oleraceae*) e o Chuchu (*Sechium edule*), com um total de 5,1 metros de comprimento de cada espécie, detetados pelo método do transecto. Para além destas duas espécies, obtiveram-se outras espécies também abundantes, nomeadamente a ancusa (*Anchusa sp.*), a curgete (*Cucurbita sp.*), nespereira (*Eriobotrya japonica*), o convólculo (*Convolvulus sp.*), o funcho (*Foeniculum vulgare*), entre outros.

A Tabela 4.2 apresenta as comparações do ponto de vista estatístico entre as HC dos Lombos e de S. João, tendo em conta a flora presente nestes dois espaços de estudo.

Tabela 4.2 - Comparação dos índices de Shannon-Wiener e de Simpson para a diversidade de plantas, entre as HC dos Lombos e de S. João.

Locais	Índice de Shannon-Wiener	Índice de Simpson
Horta de S. João vs Horta dos Lombos	Não existem diferenças significativas	Não existem diferenças significativas

Observando o gráfico, conclui-se que, para os graus de liberdade determinados, a hipótese nula pode ser aceita, ou seja, não existem diferenças significativas do ponto de vista estatístico entre a flora presente na Horta de S. João e na Horta dos Lombos, uma vez que nos respectivos testes t de *Student* obtiveram-se resultados inferiores aos máximos admitidos para os graus de liberdade determinados para cada espaço de estudo.

4.2 Insetos rastejantes

A Tabela 4.3 representa o número total de indivíduos e o número de espécies identificados nos espaços de estudo, bem como os resultados de todos os parâmetros da diversidade correspondentes aos insetos rastejantes (formigas).

Tabela 4.3 - Quadro de resultados dos cálculos dos parâmetros de diversidade para as formigas.

Insetos rastejantes (formigas)	Relvado de S. João	Jardins da Parede	Horta dos Lombos	Horta de S. João
Número total de indivíduos (N)	831	1873	1150	824
Riqueza específica (S)	6	4	6	6
Índice de Shannon-Wiener (H')	1,2	0,1	0,7	1,5
Variância de Shannon-Wiener (VarH')	0,002121	0,000252	0,001356	0,002634
Equitabilidade de Shannon-Wiener (E)	0,7	0,1	0,4	0,8
Índice inverso de Simpson (1/D)	2,8	1,1	1,5	3,7
Variância de Simpson (VarD)	0,000133	0,000064	0,000296	0,000068

Na amostragem dos insetos rastejantes, nomeadamente himenópteros ou formigas, foram amostradas oito espécies diferentes, num total de 4678 indivíduos observados. O espaço verde dos Jardins da Parede foi o que apresentou o maior número de indivíduos, seguido pela Horta dos Lombos, pela Horta de S. João e, em quarto lugar, o Relvado de S. João. Embora tenha sido o que tenha apresentado o maior número de indivíduos, os Jardins da Parede apresentaram o

menor número de espécies. Nos Jardins da Parede registaram-se 4 espécies diferentes, enquanto que nos restantes espaços de estudo observaram-se 6 espécies diferentes.

A Figura 4.6 indica o valor percentual da quantidade de indivíduos, de cada espécie, tendo em conta o número total de indivíduos de todas as espécies observadas em todos os procedimentos amostrais. A espécie mais observada foi *Leptothorax unifasciatus*, contabilizando um total de 58,81% dos indivíduos totais observados. *Tapinoma erraticum* e *Aphaenogaster iberica* foram a segunda e terceira espécie mais observada, respetivamente. Com um total de apenas 0,04%, a espécie *Bothriomyrmex meridionalis* foi a menos observada.

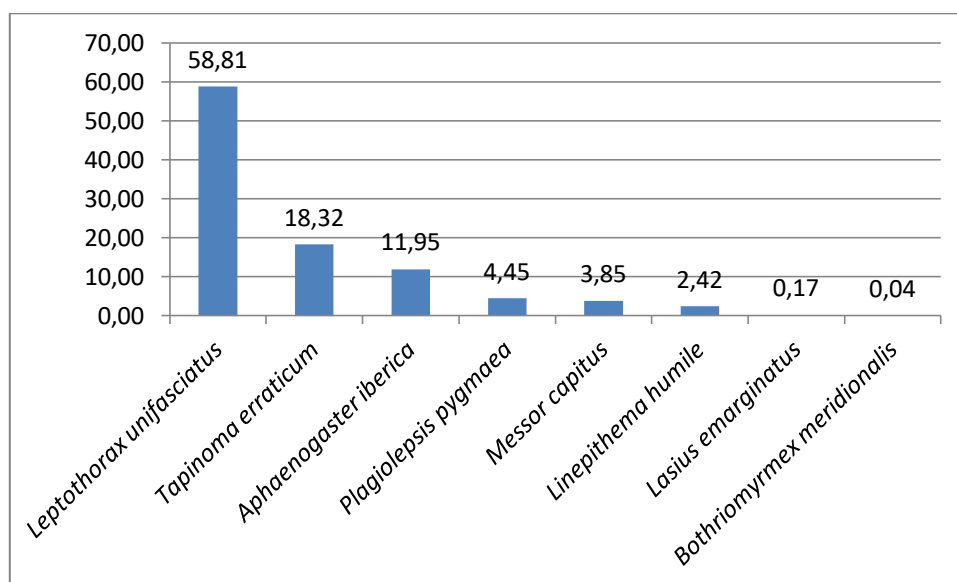


Figura 4.6 - Valor percentual da abundância de espécies de formigas observadas nos quatro espaços de estudo.

O índice de Shannon-Wiener é distinto entre os quatro espaços de estudo, em que a Horta de S. João apresenta o maior índice, 1,5, enquanto que os Jardins da Parede apresentam o menor, sendo este de somente 0,1. No que se refere ao inverso do índice de Simpson, a Horta de S. João detém de igual forma o maior índice, sendo que o menor índice corresponde novamente ao espaço dos Jardins da Parede. Estes dois espaços voltam a destacar-se no que diz respeito à equitabilidade, sendo que a Horta de S. João tem maior equitabilidade de espécies e o espaço dos Jardins da Parede revela-se o menos equitativo.

A variância de Shannon-Wiener mais elevada verificou-se na Horta dos Lombos, não sendo, no entanto, muito superior às variâncias da Horta dos Lombos e do Relvado de S. João. O espaço correspondente aos Jardins da Parede apresenta, de forma clara, menor variância de Shannon-Wiener. Quanto à variância de Simpson, a mais elevada pertence à Horta dos Lombos, não muito superior à do Relvado de S. João e a mais baixa pertence aos Jardins da Parede, embora muito semelhante ao valor correspondente à Horta de S. João.

A Tabela 4.4 apresenta o resultado do teste t de *Student* para os índices de Shannon-Wiener e de Simpson, no que respeita aos himenópteros rastejantes.

Tabela 4.4 - Comparação dos índices de Shannon-Wiener e de Simpson para a diversidade de insetos rastejantes, entre os quatro espaços de estudo.

Locais	Índice de Shannon-Wiener	Índice de Simpson
Horta de S. João vs Horta dos Lombos	Existem diferenças significativas	Existem diferenças significativas
Relvado de S. João vs Jardins da Parede	Existem diferenças significativas	Existem diferenças significativas
Horta de S. João vs Relvado de S. João	Existem diferenças significativas	Existem diferenças significativas
Horta de S. João vs Jardins da Parede	Existem diferenças significativas	Existem diferenças significativas
Relvado de S. João vs Horta dos Lombos	Existem diferenças significativas	Existem diferenças significativas
Jardins da Parede vs Horta dos Lombos	Existem diferenças significativas	Existem diferenças significativas

Analisando a tabela podemos concluir que existem diferenças significativas entre todos os índices de Shannon-Wiener, devido ao elevado número de graus de liberdade e ao número do t de *student* entre os espaços de estudo. O mesmo se sucede no que respeita à comparação entre todos os índices de Simpson.

4.3 Insetos voadores

A Tabela 4.5 representa os resultados da amostragem referente aos insetos voadores nos quatro espaços de estudo, tendo, mais uma vez, sido utilizados parâmetros como o número de indivíduos, riqueza específica (de espécies), índice de Shannon-Wiener, equitabilidade de Shannon-Wiener e o inverso do índice de Simpson.

Tabela 4.5 - Quadro de resultados dos parâmetros de diversidade relativos aos insetos voadores.

Insetos voadores	Relvado de S. João	Jardins da Parede	Horta dos Lombos	Horta de S. João
Número total de indivíduos (N)	229	547	820	730
Riqueza específica (S)	10	26	32	28
Índice de Shannon-Wiener (H')	1,9	2,4	2,5	2,3
Variância de Shannon-Wiener (VarH')	0,001972	0,0025981	0,00136	0,001665
Equitabilidade de Shannon-Wiener	0,8	0,7	0,7	0,7
Índice inverso de Simpson (1/D)	5,6	6,8	9,3	7,3
Variância de Simpson (VarD)	0,00013	0,000071	0,000042	0,000037

Foram amostradas 46 espécies e um total de 2326 indivíduos. Na Horta dos Lombos foi amostrado um maior número de espécies, seguido da Horta de S. João e Jardins da Parede. O Relvado de S. João apresenta o menor número de espécies dos quatro espaços de estudo. No respeitante ao número de indivíduos, foi amostrado um maior número também na Horta dos Lombos, seguido pela Horta de S. João, os Jardins da Parede, por último, o Relvado de S. João.

Nos meses em que se realizaram as amostragens dos insetos voadores, incluindo os lepidópteros, himenópteros, dípteros entre outros, assistiu-se a um aumento geral e gradual da densidade das comunidades nos quatro espaços de estudo, desde o começo de junho até meados de julho. Esta densidade alcançada em meados de julho estendeu-se até à primeira quinzena de agosto, numa altura em que esta densidade começou a decrescer também de forma gradual até ao último dia de amostragem de cada espaço. De acordo com a tabela, verifica-se de forma evidente que as duas hortas atraem um maior número de indivíduos e de espécies que os EVU, provavelmente devido às diferenças na diversidade da flora entre os dois tipos de espaços. A Horta dos Lombos deteve o maior número de indivíduos e de espécies, enquanto que o Relvado do bairro de S. João é o que deteve o menor número, tanto em número de insetos observados, como no número de espécies identificadas.

Quanto ao índice de Shannon-Wiener, as Hortas de S. João e dos Lombos e o espaço verde dos Jardins da Parede apresentaram valores muito próximos, sendo estes de 2,3, 2,5 e 2,4, respetivamente. Tal facto deve-se à proximidade entre do número de espécies em cada espaço. Devido à sensibilidade do índice de Shannon-Wiener em relação à riqueza específica, o

Relvado de S. João, onde foram identificadas somente dez espécies, apresenta o menor valor, sendo este de 1,9. Relativamente à variância do mesmo autor, os valores dos quatro espaços encontram-se muito próximos com o espaço dos Jardins da Parede a apresentar o valor mais elevado, enquanto que a Horta dos Lombos detém o valor mais baixo.

As HC também revelam um maior índice inverso de Simpson. Tal como no índice de Shannon-Wiener, a Horta dos Lombos apresenta também o maior índice inverso de Simpson, alcançando um valor de 9,3, seguido pela Horta de S. João, os Jardins da Parede e finalmente o Relvado de S. João, cujos valores do inverso do índice de Simpson são de 7,3, 6,8 e 5,6, respetivamente.

Quanto à equitabilidade de Shannon-Wiener, conclui-se que esta é muito semelhante entre os quatro espaços de estudo. Todos os espaços, com exceção do Relvado de S. João obtiveram um valor aproximado de 0,7. O Relvado de S. João obteve um valor aproximado de 0,8. A variância de Simpson mais elevada verificou-se no Relvado de S. João. Os resultados das variâncias dos restantes espaços de estudo são inferiores, registando valores muito próximos entre estes.

A figura seguinte (4.7) apresenta as espécies detetadas com uma maior frequência nos quatro espaços de estudo.

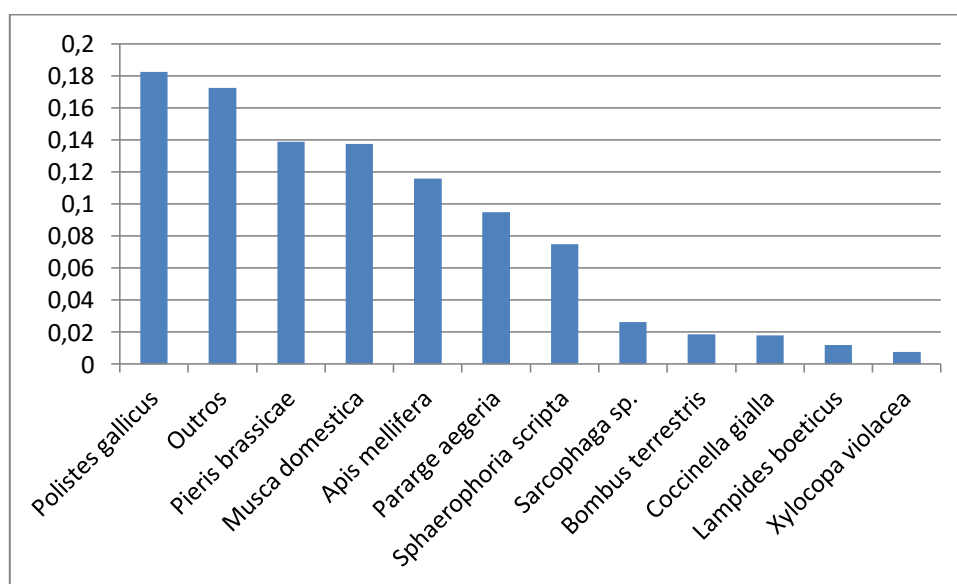


Figura 4.7 - Principais espécies de insetos voadores detetadas e respetiva percentagem.

A vespa do papel (*Polistes gallicus*), borboleta da couve (*Pieris brassicae*), a mosca doméstica (*Musca domestica*), a abelha do mel (*Apis mellifera*) e a borboleta malhadinha (*Pararge aegeria*) são as espécies mais frequentemente detetadas, tendo estas obtido, tendo em conta

todas as amostragens realizadas nas quatro áreas de estudo, um valor percentual de aproximadamente 18, 14, 14, 12 e 9%, respetivamente.

A Tabela 4.6 apresenta a relação entre índices de Shannon-Wiener e de Simpson entre cada par.

Tabela 4.6 - Relação entre os índices de diversidade de cada par de espaços de estudo, tendo em consideração os insetos voadores.

Locais	Índice de Shannon-Wiener	Índice de Simpson
Horta de S. João vs Horta dos Lombos	Existem diferenças significativas	Existem diferenças significativas
Relvado de S. João vs Jardins da Parede	Existem diferenças significativas	Não existem diferenças significativas
Horta de S. João vs Relvado de S. João	Existem diferenças significativas	Não existem diferenças significativas
Horta de S. João vs Jardins da Parede	Não existem diferenças significativas	Não existem diferenças significativas
Relvado de S. João vs Horta dos Lombos	Existem diferenças significativas	Existem diferenças significativas
Jardins da Parede vs Horta dos Lombos	Não existem diferenças significativas	Existem diferenças significativas

Observa-se na figura que, na comparação de índices de Shannon-Wiener, os pares em que se apresenta o Relvado de S. João as existem diferenças significativas, dado que o Relvado de S. João apresenta um valor do índice de Shannon-Wiener distinto dos restantes. Embora exista uma diferença aproximada de duas décimas entre o índice de Shannon-Wiener das duas hortas comunitárias, estas também apresentam diferenças significativas no ponto de vista estatístico. Os restantes, devido à proximidade dos respetivos índices de Shannon-Wiener, não apresentam diferenças a nível estatístico.

Relativamente à comparação entre índices de Simpson existem diferenças no ponto de vista significativo nos pares que contam com a presença do índice relativo à Horta dos Lombos. Tal facto deve-se ao valor baixo que o índice apresenta. Os restantes pares, que apresentam índices de Simpson relativamente próximos não apresentam diferenças significativas.

4.4 Aves

A Tabela 4.7 representa os resultados da amostragem referente às aves nos quatro espaços de estudo, tendo em conta o número de indivíduos, a riqueza específica, o índice, equitabilidade e variância de Shannon-Wiener, o inverso do índice de Simpson e a variância de Simpson.

Tabela 4.7 - Quadro de resultados dos parâmetros de diversidade calculados para as aves.

Aves	Relvado de S. João	Jardins da Parede	Horta dos Lombos	Horta de S. João
Número total de indivíduos (N)	188	319	143	80
Riqueza específica (S)	11	9	8	6
Índice de Shannon-Wiener (H')	1,9	1,9	1,7	1,4
Variância de Shannon-Wiener (VarH')	0,003925	0,001162	0,000197	0,00726
Equitabilidade de Shnnon-Wiener (E)	0,8	0,9	0,8	0,8
Índice inverso de Simpson (1/D)	5,3	6	4,8	3,5
Variância de Simpson (VarD)	0,000247	0,000054	0,00031	0,001286

Foram amostradas 14 espécies e um total de 730 indivíduos. No Relvado de S. João foi amostrado um maior número de espécies, seguido dos Jardins da Parede e Horta dos Lombos. A Horta de S. João apresenta menor número de espécies. No respeitante ao número de indivíduos, foi amostrado um maior número nos Jardins da Parede, seguido do Relvado de S. João e Horta dos Lombos. A Horta de S. João apresenta menor número de indivíduos.

Como se pode observar na Figura 4.8 a espécie mais abundante nos espaços estudados é o pombo-das-rochas que representa 23% do total de indivíduos amostrados, seguida do pardal-comum. Estes dados estão de acordo com informação das aves a nível global que indica serem estas duas espécies, das espécies mais representadas (van Heezik et al., 2008, Nossen et al., 2016). O verdilhão/lugre e o melro-preto constituem, cada um, cerca de 12% do total. O Periquito-de-colar, espécie exótica, foi a espécie menos representada.

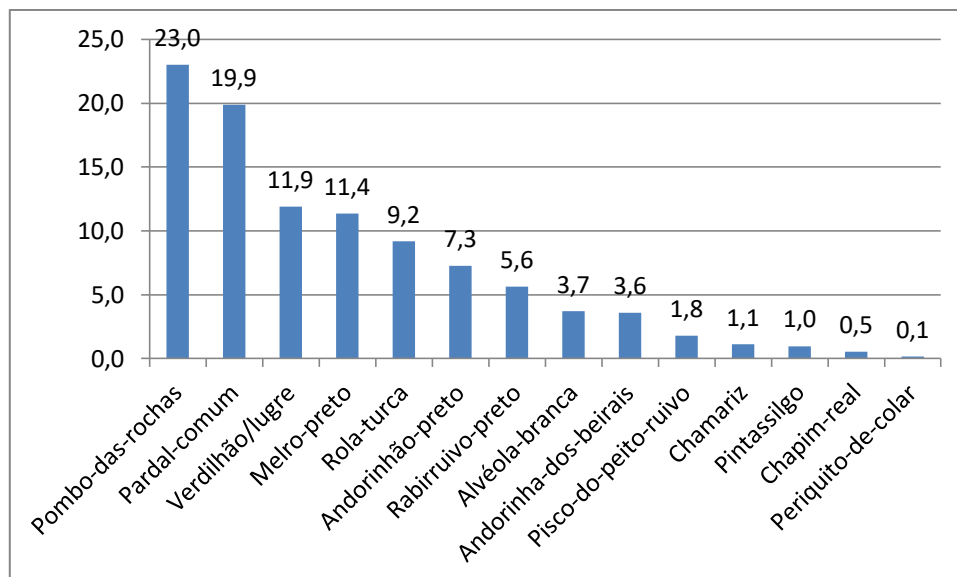


Figura 4.8 - Gráfico referente à percentagem do número de indivíduos de cada espécie de aves do total de indivíduos observados.

O índice de Shannon-Wiener é semelhante para os Jardins da Parede e Relvado de S. João, apresentando o valor mais elevado. A Horta de S. João apresenta o menor valor do índice. No respeitante ao inverso do índice de Simpson, o maior valor refere-se aos Jardins da Parede, seguido do Relvado de S. João e Horta dos Lombos. A Horta de S. João apresenta o menor valor do índice. A equitabilidade apresenta valores semelhantes para todos os EVU.

A variância de Simpson mais elevada verifica-se na Horta de S. João e mais baixa pertence ao EVU dos Jardins da Parede. A Horta dos Lombos e o Relvado de S. João representam variâncias muito semelhantes.

A Tabela 4.8 apresenta o resultado do teste t de Student para os índices de Shannon-Wiener e de Simpson.

Tabela 4.8 - Comparação dos índices de Shannon-Wiener e Simpson de cada par de espaços de estudo.

Locais	Índice de Shannon-Wiener	Índice de Simpson
Horta de S. João vs Horta dos Lombos	Existem diferenças significativas	Não existem diferenças significativas
Relvado de S. João vs Jardins da Parede	Não existem diferenças significativas	Não existem diferenças significativas
Horta de S. João vs Relvado de S. João	Existem diferenças significativas	Não existem diferenças significativas
Horta de S. João vs Jardins da Parede	Existem diferenças significativas	Existem diferenças significativas
Relvado de S. João vs Horta dos Lombos	Existem diferenças significativas	Não existem diferenças significativas
Jardins da Parede vs Horta dos Lombos	Existem diferenças significativas	Não existem diferenças significativas

No respeitante ao índice de Shannon-Wiener há diferenças significativas nos valores deste índice de diversidade exceto para o acaso do par de EVU Relvado de S. João/Jardins da Parede. Em relação ao índice de Simpson, apenas há diferenças significativas para o par Horta de S. João/Jardins da Parede.

Capítulo 5 - Conclusões e considerações finais

Cumpridas as metodologias de amostragem e o tratamento dos resultados, chegou-se à conclusão de que a promoção da biodiversidade por parte dos dois tipos de espaços depende da classe de seres vivos. Tendo em conta as amostragens efetuadas, verificou-se que as aves têm uma maior tendência a eleger os espaços verdes urbanos. Por outro lado, as hortas comunitárias têm uma maior tendência para acolher uma maior variedade de flora e de insetos, tanto voadores como rastejantes.

No respeitante às aves, o Relvado de S. João e o espaço verde dos Jardins da Parede são os que apresentam maiores valores dos índices de Shannon-Wiener e de Simpson. Em relação aos himenópteros rastejantes (formigas), os espaços que detêm os maiores valores dos índices de Shannon-Wiener e de Simpson são a Horta e o Relvado de S. João. No que aos insetos voadores diz respeito, a Horta dos Lombos apresenta os maiores índices de Shannon-Wiener e de Simpson, enquanto que o Relvado de S. João apresenta os valores mais baixos dos dois índices. Finalmente, verificou-se uma maior diversidade de plantas nas duas hortas comunitárias. A diversidade de espécies de plantas presentes nas hortas comunitárias é muito superior em relação à diversidade presente nos espaços verdes urbanos.

Como conclusão geral, tendo em conta as áreas que foram estudadas, verifica-se que as hortas comunitárias acolhem uma maior biodiversidade, principalmente pela maior riqueza específica de plantas e de insetos voadores que apresentam comparativamente à riqueza verificada nos EVU.

Durante a elaboração do projeto constataram-se algumas limitações. A identificação das espécies dos insetos voadores, nomeadamente os himenópteros ficou condicionada devido à falta de chaves de identificação destes grupos taxonómicos. Verificaram-se também algumas limitações no que ao trabalho de campo se refere, devido à falta de tempo. O estudo da biodiversidade teve a duração de três meses, no entanto é também muito importante que este estudo seja efetuado ao longo de um período correspondente a um ano, no sentido de obter um estudo completo das áreas de estudo e de compreender da melhor forma a evolução da biodiversidade ao longo deste período e, se possível ao longo de vários anos, de forma a registar eventuais alterações da diversidade em cada mês, em relação ao mesmo mês dos anos anteriores.

Também como desenvolvimento futuro, constitui uma relevância a realização de uma análise comparativa entre a biodiversidade presente nos espaços verdes urbanos seminaturais como os dois que foram estudados (Relvado de S. João e os Jardins da Parede), ou seja, espaços que foram alvo de intervenção humana, ea biodiversidade nos espaços verdes de carácter natural e sem influência humana, os quais também se encontram frequentemente presentes nas áreas urbanas do concelho de Cascais.

Referências bibliográficas

- Abom, R. & Schwarzkopf, L., 2016. Short-term responses of reptile assemblages to fire in native and weedy tropical savannah. *Global Ecology and Conservation*, Volume 6, pp. 58-66.
- AEA, 2015. *EU 2010 biodiversity baseline — adapted to the MAES typology (2015)*, Copenhagen, Dinamarca: European Environment Agency.
- Aguiar, R., 2010. *Plano estratégico de Cascais face às alterações climáticas - Setor de cenários climáticos*.
- Auckland, J. N., Debinski, D. M. & Clark, W. R., 2004. Survival, movement, and resource use of the butterfly *Parnassius clodius*. *Ecological Entomology*, Volume 29, pp. 139-149.
- Azoteas Verdes, 2012. *Manual de agricultura urbana*, Guadalajara, México.
- Barnett, D. T. & Stohlgren, T. J., 2003. A nested-intensity design for surveying plant diversity. *Biodiversity and Conservation*, Volume 12, pp. 255-278.
- Barros, J. F. C. & Freixial, R. M. C., 2011. *Agricultura de conservação*, Évora.
- Bertoncini, A. P., Machon, N., Pavoine, S. & Muratet, A., 2012. Local gardening practices shape urban lawn floristic communities. *Landscape and Urban Planning*, Volume 105, pp. 53-61.
- Biala, K., Romão, C., Condé, S. & Jones-Wlater, L., 2011. *EU Baseline Glossary and short compendium*.
- Brennan, C. & O'Connor, D., 2008. Making space for biodiversity in urban areas. In: *Green City Guidelines - Advice for the protection and enhancement of biodiversity in medium to high-density urban developments*. Dublin: UCD Urban Institute Ireland.
- Buffington, M. & Redak, R., 1998. A comparison of vacuum sampling versus sweep-netting for arthropod biodiversity measurements in California coastal sage scrub. *Journal of Insect Conservation*, Volume 2, pp. 99-106.
- Cabral, M., Pereira, H. M., Cruz, C. S. & Mathias, M. d. L., 2012. O índice de biodiversidade nas cidades como ferramenta para gestão: o caso da cidade de Lisboa. *Ecologia*, Volume 6, pp. 63-72.

Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. H., Venail, P., Perrings, C., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinsig, A. P., Gretchen, C. D., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, Volume 486, pp. 59-67.

Cascais Natura, 2009. *Cascais Estrutura Ecológica – Estudo Preliminar*, Cascais, Portugal: CMC.

CE, 2011. *The European Union biodiversity strategy to 2020*, Luxemburgo, Luxemburgo: Publications Office of the European Union.

CE, 2013. *A política agrícola comum (PAC) e a agricultura na Europa – perguntas frequentes*, Bruxelas, Bélgica: UE.

CE, 2013. *Infraestrutura Verde – Valorizar o Capital Natural da Europa*, Bruxelas, Bélgica.

Chamorro, L., Masalles, R. & Sans, F., 2016. Arable weed decline in Northeast Spain: Does organic farming recover functional biodiversity?. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Volume 223, pp. 1-9.

Chen, W. Y. & Jim, C. Y., 2010. Resident motivations and willingness-to-pay for urban biodiversity conservation in Guangzhou (China). *Environmental Management*, Volume 45, pp. 1052-1064.

Chernov, T. I., Tkhakakhova, A. K. & Kutovaya, O. V., 2015. Assessment of diversity indices for the characterization of the soil prokaryotic community by metagenomic analysis. *Eurasian Soil Science*, Volume 48, pp. 410-415.

CMC, 2009. Regulamento geral - Projecto “Hortas Comunitárias” inserido no Programa “Hortas de Cascais”.

CMC, 2010. *Plano estratégico de Cascais face às alterações climáticas*, Cascais, Portugal: s.n.

CMC, 2011. *Estratégia de Sustentabilidade de Cascais*: CMC.

CMC, 2015. *Cascais - Plano estratégico de desenvolvimento urbano*, Cascais, Portugal: CMC.

CMC, 2015. *PDM-Cascais - Relatório dos estudos de caracterização*, Cascais, Portugal: CMC.

Coe, R., 2008. Designing ecological and biodiversity sampling strategies. In: *A handbook of tropical soil biology: sampling and characterization of below-ground biodiversity*. Nairobi: World Agroforestry Centre, p. 21.

- Colwell, R. K., 2009. Biodiversity: concepts, patterns, and measurement. In: *The Princeton Guide to Ecology*. Princeton, New Jersey: Princeton University, pp. 257-263.
- Correia, I. P., 2012. *From the municipal ecological structures to the green infrastructures*.
- Culin, J., s.d. *Insect experiments for the classroom. Sampling insect populations*, Clemson, Carolina do Sul, EUA: K-12 Educational Resources.
- Duraiappah, A. K. & Naeem, S., 2005. *Ecosystems and human well-being - Biodiversity synthesis*, Washington DC, EUA: World Resources Institute.
- Eekhout, X., 2010. Sampling amphibians and reptiles. In: *Manual on fielding recording techniques and protocols for all taxa biodiversity inventories and monitoring*. p. 27.
- EPA, 2002. *Terrestrial biological surveys as an element of biodiversity protection*, Sydney, New South Wales, Austrália: EPA.
- EPA, 2004. *Guidance for the assessment of environmental factors - terrestrial fauna surveys for environmental impact assessment in Western Australia*, EPA.
- European Cooperation in Science and Technology, 2013. *Urban allotment gardens in European cities, future, challenges and lessons learned*, Dortmund, Alemanha.
- FAO, s.d. *Biodiversity and organic agriculture - An example of sustainable use of biodiversity*.
- Ferenc, M., Sedláček, O. & Fuchs, R., 2013. How to improve urban greenspace for woodland birds: site and local-scale determinants of bird species richness. *Urban Ecosystems*, Volume 17, pp. 625-640.
- Filkobski, I., Rofè, Y. & Tal, A., 2016. Community gardens in Israel: characteristics and perceived functions. *Urban Forestry & Urban Greening*, Volume 17, p. 148-157.
- Folgarait, P. J., 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning - a review. *Biodiversity and Conservation*, Volume 7, pp. 1221-1244.
- Foteinis, S. & Chatzisyneon, E., 2015. Life cycle assessment of organic versus conventional agriculture. A case study of lettuce cultivation in Greece. *Journal of Cleaner Production*, Volume 112, pp. 2462-2471.
- Gabriel, D., Sait, S. M., Kunin, W. E. & Benton, T. G., 2013. Food production vs. biodiversity: comparing organic and conventional agriculture. *Journal of Applied Ecology*, pp. 355-364.

Garcia-Pereira, P., Monteiro, E., Vala, F. & Luís, C., 2012. *Insectos em ordem*. 2ª edição ed. Lisboa: Casa Andresen, Jardim Botânico do Porto.

Gasc, A., Pavoine, S., Lellouch, L., Grandcolas, P., Sueur, J., 2015. Acoustic indices for biodiversity assessments: Analyses of bias based on simulated bird assemblages and recommendations for field surveys. *Biology Conservation*, Volume 191, pp. 306-312.

George, D. R. et al., 2014. A growing opportunity: community gardens affiliated with US hospitals and academic health centers. *Preventive Medicine Reports*, Volume 2, p. 35–39.

Ghorbani, J., A. Taya, M. S. & Naseri, H. R., 2011. Comparison of Whittaker and modified-Whittaker plots to estimate species richness in semi-arid grassland and shrubland. *Desert*, Volume 16, pp. 17-22.

Goddard, M. A., Dougill, A. J. & Benton, T. G., 2013. Why garden for wildlife? Social and ecological drivers, motivations and barriers for biodiversity management in residential landscapes. *Ecological Economics*, Volume 86, p. 258–273.

Gonçalves, M., 2016. *Portugal escapa ao desaparecimento global das abelhas* [Entrevista] (29 maio 2016).

Graham, C. T., Wilson, M. W., Gittings, T., Kelly, T. C., Irwin, S., Quinn, J. L., O'Halloran, J., 2015. Implications of afforestation for bird communities: the importance of preceding land-use type. *Biodiversity Conservation*, pp. 1-21.

Gregory, R. D., Gibbons, D. W. & Donald, P. F., 2004. Bird census and survey techniques. In: *Bird ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford: Oxford University Press.

Handl, G., 2012. *Declaration of the United Nations Conference on the human environment (Stockholm Declaration), in 1972 and the Rio de Janeiro Declaration on environment and development, 1992*, ONU.

Heip, C. H., Herman, P. M. & Soetaert, K., 1998. Indices of diversity and evenness. *Océanis*, Volume 24, pp. 61-87.

Henry, E. H., Haddad, N. M., Wilson, J., Hugues, P., Gardner, B., 2015. Point-count methods to monitor butterfly populations when traditional methods fail: a case study with Miami blue butterfly. *Journal Insect Conservation*, Volume 19, pp. 519-529.

Hill, D., Fasham, M., Tucker, G., Shewry, M., Shaw, P., 2005. *Handbook of biodiversity methods - Survey, evaluation and monitoring*. Nova Iorque: Cambridge University Press.

- Huang, Y., Zhao, Y., Li, S. & Gadow, K. v., 2015. The effects of habitat area, vegetation structure and insect richness on breeding bird populations in Beijing urban parks. *Urban Forestry & Urban Greening*, Volume 14, p. 1027–1039.
- Isaac, N., Cruickshanks, K. L., Weddle, A. M., Rowcliffe, J. M., Brereton, T. M., Dennis, R. L. H., Shuker, D. M., Thomas, C. D., 2011. Distance sampling and the challenge of monitoring butterfly populations. *Methods in Ecology and Evolution*, Volume 2, pp. 585-594.
- Karuppannan, S., Baharuddin, Z. M., Sivam, A. & Daniels, C. B., 2013. Urban green space and urban biodiversity: Kuala Lumpur, Malaysia. *Journal of Sustainable Development*, 7(1), pp. 1-15.
- Kwon, T.-S., 2015. Foraging activity of competing ants along altitudinal gradient on a high mountain, South Korea. *Journal of Asia-Pacific Entomology*, Volume 19, pp. 95-101.
- Laurent, M., Hendrickx, P., Ribiere-Chabert, M. & Chauzat, M.-P., 2015. *A pan-European epidemiological study on honeybee colony losses 2012-2014*, Valbonne, França: UE.
- Leis, S. A., Engle, D. M., Leslie Jr., D. M., Fehmi, J. S., Kretzer, J., 2003. Comparison of vegetation sampling procedures in a disturbed mixed-grass prairie. *Proceedings of the Oklahoma Academy of Science*, Volume 83, pp. 7-15.
- Liu, J., 2005. *Integrated Ecosystem Assessment of Western China*.
- Lockwood, J. A., 1999. Agriculture and biodiversity: finding our place in this world. *Agriculture and Human Values*, Volume 16, pp. 365-379.
- MacIvor, J. S., Cabral, J. M. & Packer, L., 2013. Pollen specialization by solitary bees in an urban landscape. *Urban Ecosystem*, Volume 17, pp. 139-147.
- Madureira, H., Andresen, T. & Monteiro, A., 2011. Green structure and planning evolution in Porto. *Urban Forestry & Urban Greening*, Volume 10, pp. 41-49.
- Magurran, A. E., 2004. *Measuring Biological Diversity*. Oxford, Reino Unido: Blackwell Science Ltd.
- Maravalhas, E., 2003. *As borboletas de Portugal*. Maravalhas, Ernestino.
- Matteson, K. C. & Langellotto, G. A., 2010. Determinates of inner city butterfly and bee species richness. *Urban Ecosystem*, 13(3), pp. 333-347.

- Matteson, K. C. & Langellotto, G. A., 2011. Small scale additions of native plants fail to increase beneficial insect richness in urban gardens. *Insect Conservation and Diversity*, Volume 4, pp. 89-98.
- McCabe, A., 2014. Community gardens to fight urban youth crime and stabilize neighborhoods. *International Journal of Child Health and Human Development*, 7(3), pp. 223-236.
- McClintock, N., Mahmoudi, D., Simpson, M. & Santos, J. P., 2015. Socio-spatial differentiation in the sustainable city: a mixed-methods assessment of residential gardens in metropolitan Portland, Oregon, USA. *Landscape and Urban Planning*, Volume 148, pp. 1-16.
- McDonnell, M. J. & Hahs, A. K., 2013. The future of urban biodiversity research moving beyond the 'low-hanging fruit'. *Urban Ecosystems*, Volume 16, pp. 397-409.
- Mercer, C., Scott, C., Pringle, K., Dallimer, M., Spracklen, D., 2015. *A brief guide to the benefits of urban green spaces*, Leeds, Reino Unido: United Bank of Carbon.
- Miguel, A., 2013. *Hortas de Cascais*.
- Mourão, I. M. D., 2007. *Manual de agricultura no modo de produção biológico*, Escola Superior Agrária de Ponte de Lima.
- Müller, A., Sukhdev, P., Miller, D., Sharma, K., Hussai, S., 2015. *TEEB for agriculture & food - towards a global study on the economics of eco-agri-food systems*.
- Nautiyal, S., Bhaska, K. & Khan, Y. I., 2015. Methodology for biodiversity (flora and fauna) study. In: *Biodiversity of semiarid landscape*. s.l.:Springer International Publishing, pp. 13-37.
- Naveh, Z., 2007. *Transdisciplinary challenges in landscape ecology and restoration ecology - An Anthology*. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Neto, A. F., 2010. *C & SIG na delimitação da estrutura ecológica municipal - Aplicação ao município de Cascais*, Lisboa: Universidade Nova de Lisboa.
- Nunes, A., Araújo, B. M, Andrade, C., Sousa, I., Marques, J. C, Dantas, L., Teles, M., Silva, S. S., Fontinha, S., 2013. *Agricultura Biológica a Criar Oportunidades*, Vila do Conde, Portugal: Lidergraf, Artes Gráficas, S.A..
- ONU, 1992. *Convention on Biological Diversity*, ONU.
- ONU, 2010. *Biodiversity in cities - a biodiversity exhibition project among leader cities*, Cidade do México, México: s.n.

- ONU, 2014. *World urbanization prospects - The 2014 revision*, Nova Iorque, EUA: ONU.
- Organic Research Centre, 2010. *The biodiversity benefits of organic farming*.
- Pacheco, R. & Vasconcelos, H. L., 2006. Invertebrate conservation in urban areas: ants in the Brazilian Cerrado. *Landscape and Urban Planning*, Volume 81, pp. 193-199.
- Paker, Y., Yom-Tov, Y., Alon-Mozes, T. & Barnea, A., 2013. The effect of plant richness and urban garden structure on bird species richness, diversity and community structure. *Landscape and Urban Planning*, Volume 122, pp. 186-195.
- Papadopoulos, S., Karelakis, C., Zafeiriou, E. & Koutroumanidis, T., 2015. Going sustainable or conventional? Evaluating the CAP's impacts on the implementation of sustainable forms of agriculture in Greece. *Land Use Policy*, Volume 47, pp. 90-97.
- Papanastasis, V. P., 1977. Optimum size and shape of quadrat for sampling herbage weight in grasslands of Northern Greece. *Journal of Range Management*, Volume 30.
- Pardee, G. L. & Philpott, S. M., 2014. Native plants are the bee's knees: local and landscape predictors of bee richness and abundance in backyard gardens. *Urban Ecosystems*, 17(3), pp. 641-659.
- Pinto, B., Luís, C., Vala, F. & Pereira, P. G., 2010. *Guia de campo dia B*, Lisboa: Universidade de Lisboa.
- PNUA, 2005. *Ecosystems and biodiversity - The role of cities*, Nairobi, Quênia: ONU.
- Pocinho, M., 2009. *Amostras - Amostra e tipos de amostragens*. Viseu, Portugal: Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Viseu.
- Ponti, T. d., Rijk, B. & Ittersum, M. K. v., 2012. The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agricultural Systems*, Volume 108, pp. 1-9.
- Queiroz, O., Vasconcelos, L. & Hirata, S., 2012. As áreas verdes no ambiente periurbano. *Ecologia*, Volume 6, pp. 40-49.
- Quintas, A. V., 2014. Génese e evolução dos modelos de estrutura verde urbana na estratégia de desenvolvimento das cidades. *A Obra Nasce*, Volume 8, pp. 153-167.
- Quintas, A. V. & Curado, M. J., 2010. *Estrutura ecológica urbana: sistema multifuncional de desenvolvimento urbano*. Porto, Portugal, Universidade do Porto.

- Rocha, M. E., 2012. *Rede de corredores verdes urbanos: uma proposta para a cidade de Braga, Portugal*, Braga, Portugal: Universidade do Minho.
- Santana, P., Costa, C., Santos, R. & Loureiro, A., 2010. O papel dos espaços verdes urbanos no bem-estar e saúde das populações. *Revista de Estudos Demográficos*.
- Schneider, C. & Fry, G. L., 2001. The influence of landscape grain size on butterfly diversity in grasslands. *Journal of Insect Conservation*, Volume 5, pp. 163-171.
- Scott, J. M. et al., 1989. Biodiversity. *Journal Storage*, Volume 243, p. 589.
- Solan, M., 2004. Biodiversity. *Journal of Environmental Quality*, 33(4), pp. 1587-1588.
- Song, Q., Wang, B., Wang, J. & Niu, X., 2016. Endangered and endemic species increase forest conservation values of species diversity based on the Shannon-Wiener index. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, Volume 9, pp. 469-474.
- Soule, P. T. & Knapp, P. A., 1996. The influence of vegetation removal by western harvester ants (*Pogonomyrmex owyheei*) in a relict area of sagebrush-steppe in central Oregon. *The American Midland Naturalist*.
- Speak, A., Mizgajski, A. & Borysiak, J., 2015. Allotment gardens and parks: Provision of ecosystem services with an emphasis on biodiversity. *Urban Forestry & Urban Greening*, Volume 14, pp. 772-781.
- Speak, A., s.d. *Ecosystem services provision by allotment gardens in Manchester and Poznan*, Manchester, Inglaterra, Reino Unido: University of Manchester.
- Statistics Canada, 2010. *Survey methods and practices*, Otava, Canadá: Statistics Canada.
- Steffan-Dewenter, I., 2002. Landscape context affects trap-nesting bees, wasps, and their natural enemies. *Ecological Entomology*, Volume 27, pp. 631-637.
- Stohlgren, T., Falkner, M. & Schell, L., 1995. A Modified-Whittaker nested vegetation sampling method. *Vegetatio*, Volume 117, pp. 113-121.
- Stohlgren, T. J., Bull, K. A. & Otsuki, Y., 1998. Comparison of rangeland vegetation sampling techniques in the Central Grasslands. *Journal Range Management*, Volume 51, pp. 164-172.
- Swaay, C. v., Brereton, T., Kirkland, P. & Warren, M., 2012. *Manual for butterfly monitoring*. Wageningen: Dutch Butterfly Conservation, Butterfly Conservation UK & Butterfly Conservation Europe.

Teiga, P. & Torres, M. O., 2013. *Desenvolvimento de um sistema de monitorização dos espaços verdes urbanos*, Ovar, Portugal: Associação Portuguesa de Educação Ambiental.

Theocharopoulos, A., Aggelopoulos, S., Papanagiotou, P., Melfou, K., Papanagiotou, E., 2012. Sustainable Farming Systems vs Conventional Agriculture: A Socioeconomic Approach. In: *Sustainable development - Education, business and management - Architecture and building construction - Agriculture and food security*. Salónica: InTech, pp. 250-272.

Trathnigg, H. K. & Phillips, F. O., 2015. Importance of native understory for bird and butterfly communities in a riparian and marsh restoration project on the Lower Colorado River, Arizona. *Ecological Restoration*, Volume 33, pp. 395-407.

Tscheulin, T., Neokosmidis, L., Petanidou, T. & Settele, J., 2011. Influence of landscape context on the abundance and diversity of bees in the Mediterranean olive groves. *Bulletin of Entomological Research*, Volume 101, pp. 557-564.

Tsharnke, T., Gathmann, A. & Steffan-Dewenter, I., 1998. Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. *Journal of Applied Ecology*, Volume 35, pp. 708-719.

Underwood, E. C. & Fisher, B. L., 2006. The role of ants in conservation monitoring: if, when, and how.. *Biological Conservation*, Volume 132, pp. 166-182.

Vasconcelos, J. & Vieira, R., 2010. *Contributo dos espaços verdes para o conforto bioclimático nas cidades*. Faro, Portugal.

Véle, A., Holusa, J. & Frouz, J., 2009. Sampling for ants in different-aged spruce forests: A comparison of methods. *European Journal of Soil Biology*, Volume 45, pp. 301-305.

Wang, C., Strazanac, J. & Butler, L., 2001. A comparison of pitfall traps with bait traps for studying leaf litter ant communities. *Journal of Economic Entomology*, 94(3), pp. 761-765.

Wikstrom, L., Milberg, P. & Bergman, K.-O., 2008. Monitoring of butterflies in semi-natural grasslands: diurnal variation and weather effects. *Journal of Insect Conservation*, Volume 13, pp. 203-211.

Woodall, C., Walters, B. & Westfall, J., 2012. Tracking downed dead wood in forests over time: Development of a piece matching algorithm for line intercept sampling. *Forest Ecology and Management*, Volume 277, pp. 196-204.

Yadav, P., Duckworth, K. & Grewal, P. S., 2011. Habitat structure influences below ground biocontrol services: A comparison between urban gardens and vacant lots. *Landscape and Urban Planning*, Volume 104, pp. 238-244.

Yong, D. L., Barton, P. S., Sachiko, O., Crane, M., Lindenmayer, D. B., 2016. Birds as surrogates for mammals and reptiles: Are patterns of cross-taxonomic associations stable over time in a human-modified landscape?. *Ecological Indicators*, Volume 69, pp. 152-164.

Zhu, H., Wang, D., Guo, Q., Liu, J., Wang, L., 2015. Interactive effects of large herbivores and plant diversity on insect abundance in a meadow steppe in China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Volume 212, pp. 245-252.

Legislação

- Decreto-Lei n.º 321/83. Diário da República, 1.ª série – N.º 152 – 5 de julho
- Decreto-Lei n.º 114/90. Diário da República, 1.ª série – N.º 80 – 3 de abril
- Decreto-Lei n.º 140/99. Diário da República, 1.ª série – N.º 96 – de 24 de abril
- Decreto-Lei n.º 142/2008. Diário da República, 1.ª série — N.º 142 — 24 de julho de 2008
- Decreto-Lei n.º 166/2008. Diário da República, 1.ª série — N.º 162 — 22 de agosto de 2008
- Decreto-Lei n.º 73/2009. Diário da República, 1.ª série — N.º 63 — 31 de março de 2009
- Decreto-Lei n.º 199/2015. Diário da República, 1.ª série — N.º 181 — 16 de setembro de 2015
- Lei n.º 19/2014. Diário da República, 1.ª série — N.º 73 — 14 de abril de 2014
- Regulamento CE n.º 834/2007. Jornal Oficial da União Europeia, 28 de junho.
- Regulamento (CEE) N.º 2078/92. Jornal Oficial das Comunidades Europeias, 30 junho
- Resolução do Conselho de Ministros n.º 41/99 de 17 de maio

Sites consultados

- CCDR-LVT, 2015. *Reserva Ecológica Nacional*. [Online]
Disponível em: <http://www.ccdr-lvt.pt/pt/reserva-ecologica-nacional-ren/1345.htm>
[Acedido em 14 de setembro, 2016].
- CCDR-LVT, 2015. *Reserva Ecológica Nacional - Breve historial*. [Online]
Disponível em: <http://www.ccdr-lvt.pt/content/index.php?action=detailfo&rec=1346&t=Breve-Historial->
[Acedido em 14 de setembro, 2016].
- CMC, 2011. *Hortas de Cascais - O que é a agricultura urbana?*. [Online]
Disponível em: <http://www.hortasdecascais.org/conteudo.php?m=17>
[Acedido em 21 de agosto, 2016].
- CMC, 2011. *Hortas Comunitárias*. [Online]
Disponível em: <http://www.hortasdecascais.org/conteudo.php?m=2>
[Acedido em 22 de setembro, 2016].
- CMC, 2011. *Hortas de Cascais*. [Online]
Disponível em: <http://www.hortasdecascais.org/conteudo.php?m=1>
[Acedido em 22 de setembro, 2016].
- DGADR, s.d. *Reserva Agrícola Nacional*. [Online]
Disponível em: <http://www.dgadr.mamaot.pt/ambord/reserva-agricola-nacional-ran>
[Acedido em 14 de setembro, 2016].
- Elias, G. et al., 2008. *Aves de Portugal - Lista de espécies*. [Online]
Disponível em: <http://www.avesdeportugal.info/avesdeportugal-alfab.html>
[Acedido em 16 de julho, 2016].
- ICNF, 2015. *Mapeamento e Avaliação de Ecossistemas e de Serviços dos Ecossistemas*. [Online]
Disponível em: <http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/mase>
[Acedido em 13 de maio, 2016].
- ICNF, s.d. *Convenção sobre a Diversidade Biológica*. [Online]
Disponível em: <http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/ei/cbd>
[Acedido em 20 de abril, 2016].
- Worldometers, 2016. *Current world population*. [Online]
Disponível em: <http://www.worldometers.info/world-population/>

[Acedido em 11 de dezembro, 2016]

Anexos

Tabela 1 - Cobertura vegetal das espécies observadas no Relvado de S. João.

Espécie		Área (m2)	Área (%)
Nome científico	Nome comum		
<i>Quercus robur</i>	Carvalho-Alvarinho	49,72	10,7
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Bordo	60,03	12,9
<i>Cupressus sempervirens</i>	Cipreste-de-Itália	24,81	5,3
<i>Platanus orientalis</i>	Plátano-híbrido	128,96	27,7
<i>Robinea pseudoacacia</i>	Acácia-bastarda	202,46	43,4
Área total		465,98	100

Tabela 2 - Cobertura vegetal das espécies observadas no espaço dos Jardins da Parede.

Espécies		Area (m2)	Area (%)
Nome científico	Nome vulgar		
<i>Tilia x europaea</i>	Tília europeia	47,8	26,9
<i>Populus alba</i>	Choupo branco	90,5	51,0
<i>Catalpa bignonioides</i>	Árvore-das-trombetas	33,8	19,0
<i>Laurus nobilis</i>	Loureiro	5,4	3,1
Total		177,5	100

Tabela 3 – Comprimento da cobertura vegetal das espécies observadas, com recorrência a um transecto, na Horta de S. João.

Espécies		ni (m)
Nome vulgar	Nome científico	
Alface	<i>Lactuca sativa</i>	1,1
Curgete	<i>Cucurbita pepo</i>	2,1
Trevo	<i>Trifolium sp.</i>	1,1
Couve	<i>Brassica oleraceae</i>	4,15
Cebola	<i>Allium cepa</i>	1
Pimenta	<i>Capsicum spp</i>	0,1
Hortelã-verde	<i>Mentha spicata</i>	0,95
Erva-príncipe	<i>Cymbopogon citratus</i>	0,4
Poejo	<i>Mentha pulegium</i>	1,05
Tomateiro	<i>Solanum lycopersicum</i>	1
Aboboreira	<i>Cucurbita spp</i>	0,9
Salsa	<i>Petroselinum crispum</i>	0,1
Chuchu	<i>Sechium edule</i>	4,1
Nespereira	<i>Eriobotrya japonica</i>	2
Lírio	<i>Lilium sp.</i>	0,7
	<i>Cassia floribunda</i>	0,4
Planta A	Não se consegue identificar	0,2
Planta B	Não se consegue identificar	0,15
Planta C	Não se consegue identificar	0,65
Erva A	Não se consegue identificar	0,05
Total		22,2

Tabela 4- Comprimento da cobertura vegetal das espécies observadas na amostragem com recorrência ao transecto, na Horta dos Lombos.

Espécie		ni (m)
Nome vulgar	Nome científico	
Táveda	<i>Littrichia viscosa</i>	0,8
Convólculo	<i>Convolvulus sp.</i>	2
Chuchu	<i>Sechium edule</i>	1
Amoreira	<i>Neris sp.</i>	0,4
Funcho	<i>Foeniculum vulgare</i>	1,95
Planta A	Não se consegue identificar	0,6
Planta B	Não se consegue identificar	0,3
Couve	<i>Brassica celeraceae</i>	0,95
Alface	<i>Lactuca sativa</i>	0,1
Salsa	<i>Petroselinum crispum</i>	0,35
Tomateiro	<i>Solanum lycopersicum</i>	0,3
Erva príncipe	<i>Cymbopogon citratus</i>	0,4
Alho	<i>Allium sativum</i>	0,65
Acelga	<i>Beta vulgaris</i>	0,5
Planta C	Não se consegue identificar	0,1
Trevo	<i>Trifolium sp.</i>	0,2
Feijoeiro	<i>Phaseolus vulgaris</i>	0,8
Planta D	Não se consegue identificar	0,1
Planta E	Não se consegue identificar	0,1
Planta F	Não se consegue identificar	0,2
Eufórbia	<i>Euphorbia sp.</i>	0,1
Baldroega	<i>Portulaca sp.</i>	0,2
Planta G	Não se consegue identificar	0,4
Aipo	<i>Apium graveolens</i>	1,1
Planta H	Não se consegue identificar	1,65
Verbena	<i>Verbena officinalis</i>	0,1
Planta I	Não se consegue identificar	0,15
Erva A	Não se consegue identificar	0,6
Margarida	<i>Composita(?)</i>	0,35
Oregão	<i>Origanum vulgare</i>	1,1
Lúcia lima	<i>Alcysia citrodora</i>	1
Alcachofra	<i>Cynara sp.</i>	1,3
Erva-do-caril	<i>Helichisum italicum</i>	0,7
Hortelã-verde	<i>Mentha spicata</i>	0,2
?	<i>Anchusa sp.</i>	2,5
Planta J	Não se consegue identificar	0,1
Erva B	Não se consegue identificar	0,65
Total		24

Tabela 5 - Quadro de resultados da amostragem de formigas na Horta de S. João.

Espécies	01/jun	08/jun	14/jun	20/jun	02/jul	05/jul	17/jul	24/jul	11/ago	01/set	ni
<i>Aphaenogaster iberica</i>	40	72	19	2	30	60	54	24			301
<i>Tapinoma erraticum</i>	42	34	82		27	22	44	2	3	18	274
<i>Messor capitus</i>	15	18			9	2		1	14	28	87
<i>Plagiolepis pygmaea</i>				91							91
<i>Linepithema humile</i>				52	2	2	4				60
<i>Leptothorax unifasciatus</i>										11	11

Tabela 6 - Quadro de resultados da amostragem de formigas no Relvado do bairro de S. João.

Espécies	01/jun	08/jun	14/jun	20/jun	02/jul	05/jul	17/jul	24/jul	11/ago	01/set	ni
<i>Aphaenogaster iberica</i>	40	98	96								234
<i>Tapinoma erraticum</i>	75	70	2		119	25	22	7	80	26	426
<i>Lasius emarginatus</i>				8							8
<i>Plagiolepis pygmaea</i>				114							114
<i>Linepithema humile</i>				39							39
<i>Leptothorax unifasciatus</i>						10					10

Tabela 7 - Quadro de resultados da amostragem de formigas no EVU dos Jardins da Parede.

Espécies	10/jun	17/jun	01/jul	08/jul	15/jul	21/jul	27/jul	03/ago	10/ago	21/ago	23/ago	ni
Nome científico												
<i>Leptothorax unifasciatus</i>	88	110	142	1	68	46	120	355	208	217	451	1806
<i>Messor capitus</i>		1										1
<i>Plagiolepis pygmaea</i>				3								3
<i>Tapinoma erraticatum</i>				63								63

Tabela 8 - Quadro de resultados da amostragem de formigas na Horta dos Lombos.

Espécies	29/jun	06/jul	14/jul	20/jul	29/jul	05/ago	08/ago	20/ago	22/ago	ni
Nome científico										
<i>Leptothorax unifasciatus</i>		343	203	104	137	137				924
<i>Linepithema humile</i>		2	12							14
<i>Messor capitus</i>		1		4	30	8	36	4	9	92
<i>Tapinoma erraticatum</i>		78	12						4	94
<i>Aphaenogaster iberica</i>						2	5	17		24
<i>Bothriomyrmex meridionalis</i>							2			2

Tabela 9 - Quadro de resultados da amostragem de insetos voadores na Horta de S. João.

Espécies		01/jun	08/jun	14/jun	20/jun	02/jul	05/jul	17/jul	24/jul	11/ago	01/set	ni
Nome científico	Nome vulgar											
<i>Polistes gallicus</i>	Vespa do papel	11	13	13	18	17	15	20	29	20	9	165
Espécie A	Espécie A	5	1	1	2	1						10
<i>Pararge aegeria</i>	Borboleta malhadinha	4	7	19	14	17	10	9	6	4		90
<i>Pieris brassicae</i>	Borboleta-da-couve	1	3	10	20	25	19	21	33	15	13	160
<i>Coccinella septempunctata/iber</i>	Joaninha	1										1
<i>Xylocopa violacea</i>	Abelhão preto	2	2	1	4		1	2		2	3	17
<i>Apis mellifera</i>	Abelha do mel	1		2	1	8	5	13	9	1		40
<i>Lucilia sericata</i>	Mosca verde		1				1					2
<i>Sphaerophoria scripta</i>	Mosca-das-flores		3	5	2	16	17	15	8	3	2	71
<i>Sarcophaga sp.</i>	Mosca-da-carne		5			1	4	3	6	3		22
<i>Bombus terrestris</i>	Abelhão		1		2							3
<i>Musca domestica</i>	Mosca doméstica			6	8			7	9	19	12	61
<i>Papilio machaon</i>	Borboleta-cauda-de-andorinha				1	1						2
<i>Hymenoptera (ordem)</i>	Espécie B				1		2	3				6
Espécie C	Espécie C					2						2
<i>Iphiclides feisthamelii</i>	Borboleta-zebra						1	1	3			5
<i>Colias croceus</i>	Borboleta maravilha							1	5			6
<i>Hymenoptera (ordem)</i>	Espécie D							1		21	7	29
<i>Sphaerophoria sp.</i>	Mosca-das-flores							2	4	1		7
Espécie E	Espécie E							3		1		4
Espécie F	Espécie F									1		1
<i>Eristalinus taeniops</i>	Mosca laranja								5			5
<i>Vespidae (familia)</i>	Espécie G								9	2		11
<i>Diptera (ordem)</i>	Espécie H									1		1
<i>Lampides boeticus</i>	Azulinha									5	1	6
Espécie I	Espécie I									1		1
<i>Xylocopa sp.</i>	Abelhão preto da asa castanha									1		1
<i>Hymenoptera (ordem)</i>	Espécie J										1	1

Tabela 10 - Quadro de resultados da amostragem de insetos voadores no Relvado de S. João.

Espécies		01/jun	08/jun	14/jun	20/jun	02/jul	05/jul	17/jul	24/jul	11/ago	01/set
Nome científico	Nome vulgar										
<i>Apis mellifera</i>	Abelha do mel	3	7	5	9	5	10	26	3		
<i>Pararge aegeria</i>	Borboleta malhadinha	1	3	2	5				1		
<i>Sphaerophoria scripta</i>	Mosca-das-flores		2	2	8	2	1			2	
<i>Sarcophaga sp.</i>	Mosca-da-carne		4		3	9	4		2	6	
<i>Polistes gallicus</i>	Vespa do papel		1		3		4	12	11	10	4
<i>Pieris brassicae</i>	Borboleta-da-couve		2		5		2	5	7	2	
<i>Musca domestica</i>	Mosca doméstica				5	5	5	7	11		
<i>Lucilia sericata</i>	Mosca verde						1				
<i>Bombus terrestris</i>	Abelhão								1		
<i>Vespidae (familia)</i>	Espécie G										1

Tabela 11 - Quadro de resultados da amostragem de insetos voadores no EVU dos Jardins da Parede.

Espécies		10/jun	17/jun	01/jul	08/jul	15/jul	21/jul	27/jul	03/ago	10/ago	21/ago	23/ago	ni
Nome científico	Nome vulgar												
<i>Apis mellifera</i>	Abelha do mel	12	17	10	18	17	10	12	10	11	16	12	145
<i>Pararge aegeria</i>	Borboleta malhadinha	1	1					1				3	6
<i>Sphaerophoria scripta</i>	Mosca-das-flores		5	1	2		2	2	5	6	5	6	34
<i>Polistes gallicus</i>	Vespa do papel		2		1	3	6	11	9	7	26	11	76
<i>Musca domestica</i>	Mosca doméstica			8	16	5	9	10	9	20	26	14	117
<i>Bombus terrestris</i>	Abelhão			1		3	2	8	5	6	4	4	33
<i>Pieris brassicae</i>	Borboleta-da-couve				7	11				3	1		22
<i>Sarcophaga sp.</i>	Mosca-da-carne				4	1	1		3			2	11
<i>Vanessa cardui</i>	Borboleta bela-dama			1				6	1	8	3	1	20
<i>Vespidae (familia)</i>	Espécie G					2	1				2	1	6
<i>Lycaena phlaeas</i>	Borboleta acobreada					2	2						4
<i>Hymenoptera (ordem)</i>	Espécie L						4				1		5
<i>Colias croceus</i>	Borboleta maravilha					5	1						6
<i>Lucilia sericata</i>	Mosca verde							2		1	1	2	6
<i>Lampides boeticus</i>	Azulinha							2		6		2	10
<i>Sphaerophoria sp.</i>	Mosca-das-flores								4		1	4	9
<i>Iphiclides feisthamelii</i>	Borboleta-zebra								1				1
<i>Hymenoptera (ordem)</i>	Espécie D								1		6	2	9
<i>Vespidae (familia)</i>	Espécie M									1	1	5	7
<i>Eristalinus taeniops</i>	Mosca laranja									4		1	5
<i>Xylocopa sp.</i>	Abelhão preto de asa castanha									2	3		5
<i>Vespidae (familia)</i>	Espécie N									1	1		2
<i>Vespidae (familia)</i>	Espécie J										1	2	3
<i>Diptera (ordem)</i>	Espécie H											2	2
<i>Eristalinus sp.</i>	Mosca laranja											1	1
<i>Hymenoptera (ordem)</i>	Espécie O											2	2

Tabela 12 - Quadro de resultados da amostragem de insetos voadores na Horta dos Lombos.

Espécies		29/jun	06/jul	14/jul	20/jul	29/jul	05/ago	08/ago	20/ago	22/ago	ni
Nome científico	Nome vulgar										
<i>Apis mellifera</i>	Abelha do mel	2		2	2	4	2	1	2	1	16
<i>Pieris Brassicae</i>	Borboleta-da-couve	22	4		17	15	17	16	16	10	117
<i>Musca domestica</i>	Mosca doméstica	34	17	14	5	15	5	8	7	3	108
<i>Pararge aegeria</i>	Borboleta malhadinha	25	21	23	20	12	1	4			112
<i>Polistes gallicus</i>	Vespa do papel	7	1	36	22	17	14	11	10	19	137
<i>Sphaerophoria scripta</i>	Mosca-das-flores	14	7	9	8	2	3	4	3	2	52
<i>Coccinella septempunctata</i> <i>liber</i>	Joaninha	1									1
<i>Bombus terrestris</i>	Abelhão	3	3		2	1					9
Espécie E	Espécie E	3	3	1							7
<i>Coccinella gialla</i>	Joaninha amarela		35	2	1	1				3	42
Espécie C	Espécie C		1	1						1	3
<i>Lucilia sericata</i>	Mosca verde		1								1
<i>Hymenoptera (ordem)</i>	Espécie D			10	8	16	26	15	11	15	101
<i>Sphaerophoria sp.</i>	Mosca-das-flores			1				1			2
<i>Iphiclides feisthamelli</i>	Borboleta-zebra			1				1			2
<i>Vespidae (familia)</i>	Espécie G			1		2	9	1	3	7	23
<i>Vespidae (familia)</i>	Espécie P			4							4
<i>Eristalinus taeniops</i>	Mosca laranja				4					1	5
<i>Hymenoptera (ordem)</i>	Espécie Q				3	1	4		1		9
<i>Lampides boeticus</i>	Azulinha					2			10		12
Espécie I	Espécie I					1	2	3	2		8
<i>Colias croceus</i>	Borboleta maravilha					3					3
<i>Hymenoptera (ordem)</i>	Espécie L					1		3			4
<i>Lepidoptera (ordem)</i>	Espécie R						7	9			16
<i>Diptera (ordem)</i>	Espécie H						1	3	3	3	10
<i>Xylocopa violacea</i>	Abelhão preto							1			1
<i>Papilio machaon</i>	Borboleta-cauda-de-andorinha							3	3		6
<i>Lepidoptera (ordem)</i>	Espécie S							1			1
<i>Vespidae (familia)</i>	Espécie J								1		1
<i>Vespidae (familia)</i>	Espécie T								2		2
<i>Lepidoptera (ordem)</i>	Espécie U									4	4
<i>Hymenoptera (ordem)</i>	Espécie V									1	1

Tabela 13 - Quadro de resultados da amostragem de aves na Horta de S. João.

Espécies		14/jun	20/jun	02/jul	05/jul	17/jul	24/jul	11/ago	20/ago	22/ago	01/set	ni
Nome científico	Nome vulgar											
<i>Columba livia</i>	Pombo-das-rochas	8	5	2	3	4	3	3	4	3	2	37
<i>Passer domesticus</i>	Pardal-comum	1	7			5	1					14
<i>Turdus merula</i>	Melro-preto	2	2		1	1		5	2	2		15
<i>Carduelis chloris/spinus</i>	Verdilhão/lugre			4	2	2		1				9
<i>Carduelis carduelis</i>	Pintassilgo				2							2
<i>Streptopelia decaocto</i>	Rola-turca						2		1			3

Tabela 14 - Quadro de resultados da amostragem de aves no Relvado de S. João.

Espécies		14/jun	20/jun	02/jul	05/jul	17/jul	24/jul	11/ago	20/ago	22/ago	01/set	ni
Nome científico	Nome vulgar											
<i>Columba livia</i>	Pombo-das-rochas	8	4	2	5	3	6	6	5	10	9	58
<i>Streptopelia decaocto</i>	Rola-turca	2	2	1		2	4	5	8			24
<i>Apus apus</i>	Andorinhão-preto		3	10	22	12	1					48
<i>Passer domesticus</i>	Pardal-comum		1			3	5					9
<i>Turdus merula</i>	Melro-preto			2	4	2	5	1			1	15
<i>Carduelis chloris/spinus</i>	Verdilhão/lugre			9	1		1	2				13
<i>Motacilla alba</i>	Alvéola-branca			1		1	3			1	1	7
<i>Pittacula krameri</i>	Periquito-de-colar						1					1
<i>Belichon urbicum</i>	Andorinha-dos-beirais							1				1
<i>Parus major</i>	Chapim-real							2				4
<i>Serinus serinus</i>	Chamariz								2		6	8

Tabela 15 - Quadro de resultados da amostragem de aves no EVU dos Jardins da Parede.

Espécies		10/jun	17/jun	01/jul	08/jul	15/jul	21/jul	27/jul	03/ago	10/ago	21/ago	23/ago	ni
Nome científico	Nome vulgar												
<i>Columba livia</i>	Pombo-das-rochas	8	15	9	6	10	2	14	7				71
<i>Passer domesticus</i>	Pardal-comum	6	5	14	16	11	7	6	1	4		6	76
<i>Turdus merula</i>	Melro-preto	7	4	6	2	2	4	3	4	3	2	1	38
<i>Motacilla alba</i>	Alvéola-branca	2	5		3	2	1	1	1		2	3	20
<i>Streptopelia decaocto</i>	Rola-turca	4	5	6	2	2	4	2	6	7		2	40
<i>Erythacus rubecula</i>	Pisco-do-peito-ruivo		2	4		4					2	1	13
<i>Carduelis chloris/spinus</i>	Verdilhão/lugre			6	4	7	20	12	2	1			52
<i>Phoenicurus ochruros</i>	Rabirruivo-preto					2							2
<i>Belichon urbicum</i>	Andorinha-dos-beirais							3	2			2	7

Tabela 16 - Quadro de resultados da amostragem de aves na Horta dos Lombos.

Espécies		29/jun	06/jul	14/jul	20/jul	29/jul	05/ago	08/ago	20/ago	22/ago	ni
Nome científico	Nome vulgar										
<i>Passer domesticus</i>	Pardal-comum	3	16		10	6	2	5	4		46
<i>Columba livia</i>	Pombo-das-rochas	1						1			2
<i>Turdus merula</i>	Melro-preto	4	3	2	2	3		1			15
<i>Phoenicurus ochruros</i>	Rabirruivo-preto	3	14	1	10		1		5	5	39
<i>Carduelis chloris/spinus</i>	Verdilhão/lugre	2	2	2		3	1	3			13
<i>Belichon urbicum</i>	Andorinha-dos-beirais		12	2	1	3					18
<i>Apus apus</i>	Andorinhão-preto		2	3							5
<i>Carduelis carduelis</i>	Pintassilgo					1			4		5