



**Universidade de Évora - Instituto de Investigação e Formação Avançada**

Programa de Doutoramento em Artes e Técnicas da Paisagem

Tese de Doutoramento

**Os Habitats Naturais e Semi-Naturais no Desenho dos  
Espaços Abertos Urbanos - Uma Abordagem aos Desafios da  
Cidade Contemporânea**

Catarina da Camara Archer de Carvalho Ferreira de Matos

Orientador(es) | Carlos José Gomes  
Rute Sousa Matos

Évora 2024

---

---

---

---



**Universidade de Évora - Instituto de Investigação e Formação Avançada**

Programa de Doutoramento em Artes e Técnicas da Paisagem

Tese de Doutoramento

**Os Habitats Naturais e Semi-Naturais no Desenho dos  
Espaços Abertos Urbanos - Uma Abordagem aos Desafios da  
Cidade Contemporânea**

Catarina da Camara Archer de Carvalho Ferreira de Matos

Orientador(es) | Carlos José Gomes  
Rute Sousa Matos

Évora 2024

---

---

---

---



A tese de doutoramento foi objeto de apreciação e discussão pública pelo seguinte júri nomeado pelo Diretor do Instituto de Investigação e Formação Avançada:

Presidente | Pedro Manuel Anastácio (Universidade de Évora)

Vogais | Domingos Manuel Mendes Lopes (Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro)  
Paula Maria Simões (Universidade de Évora)  
Ricardo Canas (Universidade do Algarve)  
Rute Sousa Matos (Universidade de Évora) (Orientador)  
Iuis Paulo Ribeiro (Universidade Técnica de Lisboa - Instituto Superior de Agronomia)

O texto não foi escrito ao abrigo do Acordo Ortográfico em vigor

## AGRADECIMENTOS

Aos meus orientadores, Professora Rute Sousa Matos e Professor Carlos Pinto Gomes, pelas referências que são para mim e pelo privilégio que é ter tanto seu neste trabalho, no tempo que disponibilizaram, nos contributos que deram e nas sugestões que fizeram.

À minha família, ao Pedro e aos meus filhos, João, Vasco e Inês, por me terem sempre dado o tempo e o espaço que precisei para realizar este trabalho, mesmo em alturas mais difíceis.

À minha mãe, que nunca me deixou desistir.

Aos Professores que tive ao longo do curso de Arquitectura Paisagista, que me transmitiram uma visão e os princípios que me definem hoje como profissional.

Por último, um agradecimento especial à minha sócia, Sara Duarte, por ter aguentado o barco nas minhas várias e longas ausências. Sem o seu apoio não teria sido possível.



## RESUMO

### **Os Habitats Naturais e Semi-Naturais no Desenho dos Espaços Abertos Urbanos - Uma Abordagem aos Desafios da Cidade Contemporânea**

Os Espaços Abertos Urbanos (EAU) representam a natureza na cidade e fornecem múltiplos benefícios. Nas cidades contemporâneas a sua eficiência ecológica é fundamental para a capacidade de protecção e para a adaptação urbana às alterações climáticas, pelos serviços de ecossistema fornecidos. Representam também a oportunidade de trazer para dentro das cidades o esforço para travar a perda de biodiversidade e as invasões biológicas. São assim fundamentais, tanto nas Estratégias de Adaptação às Alterações Climáticas, como nas Estratégias de Biodiversidade.

Este trabalho propõe uma abordagem ao desenho dos EAU que integra as directrizes europeias em matéria de biodiversidade e conservação da natureza, protecção ecológica e serviços de ecossistema, como referências que contribuem para melhorar a qualidade dos EAU enquanto espaços de biodiversidade, de representação da paisagem regional e de contacto com a natureza.

O principal objectivo é garantir uma rede de EAU com máxima eficiência ecológica, pensados para produzir Serviços de Ecossistema fundamentais para a população humana, sem abdicar de uma preocupação prioritária com a conservação da biodiversidade, reflectida no esforço europeu que é assim integrado no projecto dos EAU. Para tal é desenvolvida uma metodologia de projecto baseada na utilização das comunidades vegetais, correspondentes a diferentes etapas das séries de vegetação, que constituem Habitats Naturais e Semi-naturais de Interesse Comunitário (Anexo I da Directiva 92/43/CEE) (HIC), como unidades de desenho dos sistemas de vegetação dos EAU. Os espaços resultantes são espaços de elevada biodiversidade, identidade e sustentabilidade. A adaptabilidade da metodologia permite a conciliação deste princípio com as funções sociais, culturais e estéticas que caracterizam espaços públicos de qualidade. A metodologia lança também um exercício de investigação através do projecto para o restauro de HIC nos EAU, para testar a possibilidade de estes efectivamente contribuírem para as estratégias europeias de biodiversidade, integrando redes de conectividade ecológica que atravessam as áreas urbanas e contribuem para a consolidação da Rede Natura 2000. O desenvolvimento de um Sistema de Paisagem Urbana para a cidade de Évora permitiu a introdução de variáveis locais, não generalizáveis, e a identificação de diversos desafios à aplicabilidade desta metodologia, sendo necessário testá-la noutros contextos urbanos.

*Palavras-chave:* Biodiversidade, Directiva Habitats, Espaços Abertos Urbanos, Protecção Ecológica, Serviços de Ecossistema, Vegetação Natural Potencial.

## ABSTRACT

### **Natural And Semi-Natural Habitats in The Design of Urban Open Spaces – An Approach to The Challenges of Contemporary Cities**

Urban Open Spaces (UOS) represent nature in the cityscape and provide countless benefits for people. In contemporary cities, UOS ecological efficiency is fundamental for urban ecological protection and for climate change adaptation, as they provide multiple ecosystem services. They also represent the opportunity to, within the city, tackle biodiversity loss and the spread of invasive species, playing an important role in both Climate Change Adaptation and Biodiversity Strategies.

This study proposes an approach to UOS design that uses the European guidelines regarding biodiversity, nature conservation, ecological protection, and ecosystem services, as references to improve UOS' quality as spaces of high biodiversity, representative of regional landscapes, and that promote contact with nature.

The main purpose is to achieve an UOS network with maximum ecological efficiency that supplies important ecosystem services, while integrating in UOS projects a priority European concern regarding biodiversity conservation. For that end, a project methodology is deployed, where the used vegetation consists of plant communities from different stages of the potential vegetation series, identified as natural and semi-natural Habitats of Community Interest (Habitats Directive 92/43/EEC). These will be the design units for the vegetation systems of UOS. The outcome will be sustainable public spaces of high biodiversity and strong identity. The adaptability of the process enables to bring together this principle with social, aesthetical and cultural functions, important features of quality public spaces. This methodology also launches an exercise of investigation through the project, where the possibility of urban restoration is addressed to test whether the restored urban habitats can effectively contribute to European biodiversity strategies. Urban restoration methods are explored to achieve urban natural and semi-natural habitats, in such conservation status that they can form ecological connectivity networks across cities and contribute to strengthen the Natura 2000 Network. The design of a landscape infrastructure to the city of Évora through this methodology implied the introduction of several non-generalizable, site-specific variables. The case study outlined several variables and challenges to the applicability of this methodology urging to further test it in other urban contexts and through field implementation on experimental sites.

*Keywords:* Biodiversity, Habitats Directive, Urban Open Spaces, Ecological Protection, Ecosystem Services, Potential Natural Vegetation



## SIGLAS E ACRÓNIMOS

AEA – Agência Europeia do Ambiente

AP – Arquitectura Paisagista

CCI – Centro Comum de Investigação

CLC – Corine Land Cover

DH – Directiva Habitats (92/43/CEE)

EAU – Espaços Abertos Urbanos

EEB2020 – Estratégia Europeia de Biodiversidade para 2020

EEB2030 – Estratégia Europeia de Biodiversidade para 2030

GI – Estratégia para uma Infra-estrutura Verde Europeia (*Green Infrastructure Strategy*)

HIC – Habitats de Interesse Comunitário

IGT – Instrumentos de Gestão do Território

IVU – Infra-estruturas Verdes Urbanas

MAES – Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services

PDME – Plano Director Municipal de Évora

PNPOT – Programa Nacional de Política e Ordenamento do Território

PUE – Plano de Urbanização de Évora

RAN – Reserva Agrícola Nacional

SBN – Soluções de Base Natural

SPU – Sistema de Paisagem Urbana

UGP – Urban Greening Plans

UOS – Urban Open Spaces

VNP – Vegetação Natural Potencial

## ÍNDICE

RESUMO .....	I
ABSTRACT.....	II
SIGLAS E ACRÓNIMOS.....	III
ÍNDICE .....	IV
ÍNDICE DE FIGURAS .....	VI
INTRODUÇÃO .....	1
CAPÍTULO I. A ARQUITECTURA PAISAGISTA E A CIDADE .....	7
<b>1. Políticas de Desenvolvimento Urbano Contemporâneas .....</b>	<b>20</b>
1.1. O Desenvolvimento Sustentável – Repercussão do Conceito no Contexto Político Europeu .....	20
1.2. A Evolução do “Pensar a Cidade” à Luz do Quadro Europeu de Desenvolvimento Sustentável ....	24
<b>2. O Papel dos Espaços Abertos Urbanos na Cidade Contemporânea .....</b>	<b>29</b>
<b>3. A Relação Entre a Ecologia e a Arquitectura Paisagista em Diferentes Escalas.....</b>	<b>39</b>
3.1. O Contributo da Ecologia Urbana .....	39
3.2. A Ecologia no Desenho de Paisagem e no Projecto de Espaço Aberto Urbano.....	42
3.3. O Contributo da Ecologia da Vegetação .....	45
3.4. As Metodologias Fitossociológicas de Classificação da Vegetação e o Conceito de Vegetação Natural Potencial .....	48
<b>4. O Restauro Ecológico e a Aplicabilidade ao Projecto dos Espaços Abertos Urbanos.....</b>	<b>53</b>
<b>5. Nativas ou Exóticas: Uma Revisão Bibliográfica sobre o Debate entre as diferentes áreas da Ecologia: Lições Importantes para o Projecto dos Espaços Abertos Urbanos.....</b>	<b>71</b>
CAPÍTULO II. OS HABITATS NATURAIS E SEMI-NATURAIS COMO UNIDADES DE DESENHO DOS ESPAÇOS ABERTOS URBANOS - ENQUADRAMENTO NAS POLÍTICAS EUROPEIAS DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE.....	89
<b>1. A Directiva 92/43/CEE como Ponto de Viragem nas Políticas de Conservação da Biodiversidade e como Mais-valia no Desenho dos Espaços Abertos Urbanos .....</b>	<b>91</b>
<b>2. A Estratégia de Biodiversidade para 2020 e a Infra-estrutura Verde Europeia .....</b>	<b>97</b>
<b>3. A Estratégia de Biodiversidade para 2030 e a Particularidade das Áreas Urbanas.....</b>	<b>103</b>
CAPÍTULO III. PROPOSTA DE METODOLOGIA PARA O PROJECTO DE ESPAÇOS ABERTOS URBANOS	109
<b>1. A Escala de Intervenção Estratégica .....</b>	<b>114</b>

<b>2. A Escala do Mapeamento de Habitats.....</b>	<b>121</b>
<b>3. A Escala do Projecto .....</b>	<b>128</b>
<b>4. A Cidade de Évora como Caso de Estudo para a Aplicação da Metodologia Proposta .....</b>	<b>132</b>
4.1. A Cidade de Évora, Contextualização Histórica e Urbanística. ....	132
4.2. Sistema de Paisagem Para a Zona Sul da Cidade – Escala de Intervenção Estratégica.....	140
4.3. Habitats Potenciais para os Espaços ao Longo da Ribeira da Torregela– Escala de Mapeamento de Habitats.....	151
4.4. Integração da Área Residencial da Turgela no Sistema de Paisagem Urbano– Escala do Projecto....	161
<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>170</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>177</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Diagrama de Fluxo Sobre o Processo de Revisão Bibliográfica .....	75
<b>Figura 2:</b> Artigos Seleccionados Por Ano de Publicação.....	78
<b>Figura 3:</b> Resultados nos Cinco Temas em Percentagem (%) Considerando o Número Total de Referências.....	79
<b>Figura 4:</b> Etapas do Processo de Restauro Ecológico e Objectivos de Restauro .....	56
<b>Figura 5:</b> Gradiente de Intervenção e de Escala em Projectos de Restauro Ecológico .....	62
<b>Figura 6:</b> Passos a seguir para o Desenvolvimento de um Projecto de Restauro Ecológico Urbano .....	64
<b>Figura 7:</b> Evolução da Lista de Habitats do Anexo I e Relação com as Bases de Dados Existentes .....	92
<b>Figura 8:</b> Exemplo de Ficha de Habitat do Plano Sectorial da Rede Natura 2000 (ICNB).....	94
<b>Figura 9:</b> As Duas Abordagens para a Definição da Infra-estrutura Verde Europeia (Green Infrastructure [GI])	98
<b>Figura 10:</b> Definição de corredores de Ligação entre Sítios Rede Natura 2000 – Península Ibérica .....	99
<b>Figura 11:</b> Relação entre as classes de uso de solo LUISA e integração na GI.....	101
<b>Figura 12:</b> Relação entre as Classes de Uso do Solo Corine Land Cover e o Fornecimento de Serviços de Ecossistema .....	102
<b>Figura 13:</b> Abordagem em Três Escalas de Intervenção para a Área em Estudo, na Cidade de Évora .....	114
<b>Figura 14:</b> Diagrama com o Processo de Definição do Sistema de Paisagem Urbana.....	118
<b>Figura 15:</b> Sobreposição dos Parâmetros de Avaliação para Definição das Unidades de Desenho dos Espaços .....	121
<b>Figura 16:</b> Diagrama com os Passos do Processo para a Definição das Unidades de Desenho à Escala de Mapeamento dos Habitats .....	123
<b>Figura 17:</b> Gradiente de Naturalidade dos Espaços Associado a Diferentes Tipologias de Intervenção e de Utilização .....	129
<b>Figura 18:</b> Modelo Territorial do PNPT .....	134
<b>Figura 19:</b> Expansão Urbana de Évora até 1950.....	135
<b>Figura 20:</b> Expansão Urbana de Évora entre 1950 e 2005 .....	137
<b>Figura 21:</b> Planta de Zonamento do Plano de Urbanização de Évora em Vigor (2011).....	139
<b>Figura 22:</b> Excerto da Planta da Estrutura Ecológica Urbana do PUE (Revisão, 2011) .....	141
<b>Figura 23:</b> Sobreposição Entre as Áreas de RAN e o Ortofotomapa da Zona Sul de Évora .....	142
<b>Figura 24:</b> Planta de Zonamento Prévio do Sistema de Paisagem Urbana.....	143
<b>Figura 25:</b> Zonas de Interface entre as Áreas Edificadas e o Sistema de Paisagem Urbana.....	144
<b>Figura 26:</b> Áreas Rede Natura 2000 na Região Envolvente a Évora .....	145
<b>Figura 27:</b> Enquadramento da Área de Intervenção na Estrutura Ecológica Municipal do PDME.....	146
<b>Figura 28:</b> Sobreposição da Área de Intervenção com a Carta de Uso do Solo CLC.....	147
<b>Figura 29:</b> Potencial de Integração em GI com Base nas Classes de Uso do Solo CLC (Maes et al., 2015) – Relação com a Área de Intervenção .....	147
<b>Figura 30:</b> Área de Intervenção Estratégica – Sistema de Paisagem Urbana para o Sector Sul da Cidade de Évora .....	150

<b>Figura 31:</b> Mapas Bioclimáticos de Portugal Continental.....	152
<b>Figura 32a:</b> Definição das áreas de ocupação dos Habitats de Interesse Comunitário (92/43/CEE) - Zona Norte .....	153
<b>Figura 32b:</b> Definição das áreas de ocupação dos Habitats de Interesse Comunitário (92/43/CEE) - Zona Sul	154
<b>Figura 33a:</b> Manchas de Habitats Conforme o nº de Serviços de Regulação Obtidos (de 0 a 5) - Zona Norte ..	156
<b>Figura 33b:</b> Manchas de Habitats Conforme o nº de Serviços de Regulação Obtidos (de 0 a 5) - Zona Sul .....	157
<b>Figura 34a:</b> Manchas de Habitats Conforme o nº de Serviços Culturais Obtidos (de 0 a 5) – Zona Norte.....	159
<b>Figura 34b:</b> Manchas de Habitats Conforme o nº de Serviços Culturais Obtidos (de 0 a 5) – Zona Norte .....	160
<b>Figura 35:</b> Espaço de Projecto – Integração da Área Residencial da Turgela .....	161
<b>Figura 36:</b> Influência das Unidades de Desenho (Habitats Potenciais) sobre o Plano Geral para o Espaço.....	162
<b>Figura 37:</b> Corte-Tipo de Percurso / Área de Estadia ao Longo da Ribeira.....	164
<b>Figura 38:</b> Sistema de Circulações e Acessos (Mobilidade Suave) .....	165
<b>Figura 39:</b> Pormenor do Sistema de Circulação do Espaço .....	166

## INTRODUÇÃO

Com o aumento da extensão das áreas urbanas e uma percentagem cada vez maior da população a viver em cidades, os Espaços Abertos Urbanos (EAU) representam a oportunidade mais efectiva de criar condições de melhoria do ambiente e qualidade de vida dos cidadãos e de mitigação dos efeitos associados às alterações climáticas, através dos serviços de ecossistema que podem providenciar (Pickett et al., 2011) . Os EAU devem ser projectados para desempenhar um papel multifuncional, albergando um grande número de funções de produção, ecológicas e culturais.

Os serviços de ecossistema surgem como aspecto crucial na resposta aos desafios relacionados com o desenvolvimento urbano e factor prioritário nas soluções políticas e projectuais do planeamento urbanístico (Portas et al., 2007).

Nas áreas urbanas, afectadas por efeitos climáticos muito particulares, os serviços de ecossistema são providenciados pelos espaços abertos da cidade, em que o conceito de continuidade é essencial (sistemas de paisagem) e onde a vegetação é o elemento predominante, produzindo efeitos bioclimáticos locais fundamentais para a saúde da população e para a qualidade do ambiente urbano (Jones et al., 2014).

As evidências científicas demonstram uma estreita relação entre a biodiversidade e os serviços de ecossistema, sendo a biodiversidade um dos principais componentes dos ecossistemas que sustentam a provisão de serviços, fundamentais para os humanos em múltiplos aspectos, incluindo segurança alimentar e da água, saúde, adaptação às alterações climáticas e benefícios culturais (Breuste, 2004; Bryant, 2006; Kowarik, 2011; Pinho et al., 2021; Simonson et al., 2021; Yapp et al., 2010). A investigação realizada nesse sentido demonstra também a relação directa entre a perda de biodiversidade e o decréscimo no fornecimento de serviços de ecossistema (Evers et al., 2018; Quijas et al., 2019; Van der Biest et al., 2020).

Uma vez que a relação entre as cidades e a conservação da biodiversidade tende a ser cada vez mais importante, dada a expressão que as primeiras têm em termos de população e de impactes sobre os sistemas (Bryant, 2006), é urgente considerar o potencial dos ecossistemas urbanos para a conservação da biodiversidade e para o fornecimento de serviços de ecossistema (Klaus & Kiehl, 2021).

A Estratégia Europeia de Biodiversidade para 2030, ao identificar que a implementação eficaz da Rede Natura 2000 depende de uma maior conectividade ecológica entre as áreas protegidas, assinala como maior obstáculo a grande fragmentação devido à extensão das áreas urbanas ou de produção agrícola, considerando o restauro de ecossistemas como forma de garantir a conectividade ecológica (Agência Europeia do Ambiente [AEA], 2020).

A cultura de sustentabilidade emergente no final do século XX ofereceu novas perspectivas de projecto criativo e exigiu uma articulação entre a estética da paisagem e os requisitos da sociedade e da cidade contemporâneas (Grose, 2014). A sustentabilidade urbana tem um papel fundamental no pensar o espaço, que deve ser activo na protecção da cidade (conter as cheias, capturar e filtrar água da chuva, suportar habitats raros e vitais para centenas de espécies, etc), levando a um ideal de uma paisagem próxima da natural que cumpre todas as funções ecológicas dentro da cidade. A estética da paisagem vai para além do belo e o poder performativo de uma paisagem é factor determinante da sua estética (Reimer, 2010). Esta consciência cada vez maior, da necessidade de preservar os sistemas naturais e as espécies, ameaçados pela construção e pelas alterações climáticas, e do papel que as cidades devem desempenhar, é acompanhada por uma vontade política e pelo trabalho dos cientistas. Os desafios da cidade contemporânea são também os desafios que se colocam ao trabalho dos arquitectos paisagistas, uma vez que este sempre foi influenciado pelas questões políticas, sociais e ambientais do seu tempo e pela procura de soluções que respondam a essas questões.

É na intersecção entre as questões ecológicas, tão prementes na actualidade, e as necessidades humanas (sociais, económicas, estéticas, culturais, educacionais e recreacionais) que se encontra o papel da arquitectura paisagista. Esta sempre soube conjugar a complexidade ecológica dos sistemas que utiliza com os princípios estéticos que a regem, sendo esta condição, agora, factor essencial no desenho da cidade sustentável (Reimer, 2010; Grose, 2014; Southon et al., 2018;).

Este trabalho propõe uma nova abordagem ao desenho dos EAU através de uma metodologia de projecto que assume a Vegetação Natural Potencial (VNP) como principal elemento de desenho e de estruturação do espaço, considerando as características biofísicas do local e os sistemas naturais existentes. Entre as comunidades potenciais, os habitats naturais e semi-naturais identificados na Directiva Habitats ((92/43/CEE) (DH) como Habitats de Interesse Comunitário<sup>1</sup> (HIC) constituirão as unidades de desenho dos sistemas de vegetação que darão forma a espaços públicos de qualidade. A metodologia reflecte a forma de pensar os espaços de um arquitecto paisagista, assentando num processo clássico de projecto de arquitectura paisagista (Capítulo I), à qual adiciona a “lente” europeia no que diz respeito à conservação da natureza e da biodiversidade (Capítulo II). Esta lente reflecte-se na componente da vegetação que, dentro da sua ligação intrínseca aos outros sistemas (geológico, hídrico, fisiográfico, ...), é balizada pelas comunidades vegetais identificadas como HIC, e na integração de critérios europeus para a classificação dos espaços abertos relativamente ao seu potencial para a conectividade ecológica e fornecimento de serviços de ecossistema.

---

<sup>1</sup>Habitats de Interesse Comunitário são aqueles considerados particularmente importantes para a conservação da biodiversidade em território europeu e listados no Anexo I da Directiva 92/43/CEE (ver Capítulo II)

As bases para o seu desenvolvimento são a Estratégia Europeia de Biodiversidade para 2030 (EEB2030) e a legislação de conservação da natureza da União Europeia (as Directivas Habitats e Aves), conferindo aos EAU um papel activo na persecução dos objectivos de âmbito europeu e providenciando aos projectos um enquadramento legal, de financiamento, de coesão e de coerência entre diferentes escalas de actuação.

Assim, esta é, em primeiro lugar, uma metodologia de projecto de arquitectura paisagista, que utiliza como referência o Anexo I da DH para a selecção dos conjuntos de espécies a utilizar nos espaços projectados. Estas são as mais representativas da paisagem à escala da região e fundamentais para a conservação da biodiversidade a nível europeu, constituindo um valor acrescentado para os EAU em termos de biodiversidade e de paisagem. Em segundo lugar, influenciada pelas directrizes europeias para a preservação da biodiversidade, desencadeia um exercício de investigação aplicada e de investigação através do projecto: ao prever a requalificação de habitats em espaços urbanos através da identificação das séries de vegetação potenciais e, dentro destas, das comunidades referidas no Anexo I da DH, ensaia a recuperação de HIC e da respectiva função ecológica, para que os espaços projectados possam constituir redes de conectividade da Rede Natura 2000. O restauro ecológico urbano carece de solidez em termos de realização e de efectividade, dada a sua recência, mas torna-se cada vez mais importante, pela expressão crescente das áreas urbanas em termos de ocupação do território e de concentração de população. Sendo um dos principais factores de fragmentação da paisagem e dos habitats naturais, elas terão de contribuir activamente para a conservação da biodiversidade e para a conectividade ecológica, através dos seus EAU. Para lançar este exercício de investigação, a metodologia proposta coloca as questões fundamentais que posicionam a Arquitectura Paisagista (AP) como disciplina de investigação: i) como podem os arquitectos paisagistas contribuir para a resposta aos desafios da cidade contemporânea, tendo em conta o seu contexto político, a legislação, os objectivos estabelecidos em matéria de ambiente e clima, as expectativas sociais e as reivindicações culturais; ii) que conclusões podem resultar da aplicação do conhecimento produzido pela investigação em projectos de AP.

O principal objectivo da metodologia é garantir uma rede de EAU com máxima eficiência ecológica (através da utilização da VNP), pensados para produzir serviços de ecossistema concretos, fundamentais para a população humana, sem abdicar de uma preocupação prioritária de contribuir para o esforço europeu de conservação da biodiversidade, privilegiando as comunidades vegetais identificadas como HIC no Anexo I da DH, que para além das mais importantes para a conservação da biodiversidade, são também as mais representativas das paisagens da sua região. Os princípios que regem o desenho aproximam-se dos princípios da ecologia, integrando também as vertentes social, cultural e estética, fundamentais no projecto de AP. Os espaços resultantes serão espaços abertos de



grande diversidade paisagística, que se adaptam a diferentes tipos de função (recreio, contemplação, desporto, fruição, estadia, etc.) que promovem a identidade e remetem para a paisagem local e regional, com elevada capacidade de protecção ecológica e de fornecimento de serviços de ecossistema (Klaus & Kiehl, 2021). A vegetação presente terá assim um valor acrescentado para a conservação da biodiversidade, com a presença de comunidades ou espécies particularmente importantes a nível europeu, por estarem em perigo de desaparecimento, terem uma distribuição geográfica limitada ou serem especialmente representativas da região biogeográfica onde se inserem<sup>2</sup>. Estas constituirão uma contribuição acrescida (relativamente a outros tipos de ocupação vegetal) para a conectividade ecológica, através da ligação ao campo e aos espaços naturais fora da cidade (Grose, 2014) e para a criação de paisagens com grande valor simbólico, cultural e educacional.

Os Capítulos I e II traduzem as questões actuais que rodeiam e influenciam o trabalho dos arquitectos paisagistas, particularmente este trabalho.

O Capítulo I descreve a AP enquanto profissão que tenta responder aos problemas da cidade contemporânea, reflectindo a forma de pensar e a vontade da sociedade, e como disciplina que, tradicionalmente, promove a transdisciplinaridade na abordagem aos projectos, aplicando o conhecimento desenvolvido por diversas ciências que têm também como objecto de estudo a cidade e a paisagem. As premissas originadas pela investigação dessas áreas fundamentam o desenvolvimento da metodologia. Esta baseia-se, por um lado, no conhecimento aperfeiçoado ao longo dos anos na área do Planeamento Urbano Sustentável e no Ordenamento do Território, incorporando, para além da vertente ecológica, as vertentes social e económica no processo de pensar a cidade e a expansão das áreas urbanas. São exploradas as principais estratégias e políticas europeias de desenvolvimento urbano, que têm como objectivo a sustentabilidade das cidades enquanto sistemas dinâmicos e em constante desenvolvimento (Subcapítulo 1). Por outro lado, é a mais recente investigação no que respeita o papel dos espaços abertos públicos no funcionamento da cidade, desenvolvida pela AP (Subcapítulo 2), pela ecologia urbana e pela ecologia da vegetação (Subcapítulo 3), que mais influencia a definição dos objectivos da metodologia, bem como os conceitos e processos que resultam da aproximação entre a Ecologia e a AP. Esta aproximação das áreas da ecologia ao desenho dos EAU tem um impacto significativo no projecto de AP, sobretudo pela forma como a vegetação é utilizada para o fornecimento de serviços de ecossistema fundamentais para a qualidade de vida e do ambiente urbano. É analisado como o contributo dos EAU para a conservação da biodiversidade e para a adaptação às alterações climáticas pode ser potenciado pela utilização de metodologias associadas ao restauro ecológico (Subcapítulo 4) e determinado pelo tipo de vegetação. A forma como o tipo de vegetação contribui para a capacidade performativa dos EAU em matéria de

---

<sup>2</sup> Alínea c do art.º 1 da Directiva 92/43/CEE

conservação da biodiversidade e de mitigação dos impactes das alterações climáticas é analisada através de uma revisão da bibliografia desenvolvida nas áreas da ecologia e do restauro ecológico, sobretudo no âmbito do debate entre os cientistas sobre a utilização, ou não, de vegetação exótica para maior capacidade de adaptação às alterações climáticas (Subcapítulo 5).

O Capítulo II, apesar de mais breve, é fundamental para a compreensão do enquadramento nas políticas europeias de conservação da biodiversidade e da natureza, que confere robustez e coerência à metodologia proposta e permite a integração das intervenções em projectos de âmbito regional, nacional e europeu. A União Europeia definiu objectivos ambiciosos de conservação da biodiversidade, aos quais associa o desenvolvimento de diversas ferramentas científicas, legais e financeiras, destinadas a apoiar iniciativas de protecção e restauro da natureza. Neste capítulo são descritas as diferentes iniciativas relacionadas com a Estratégia Europeia de Biodiversidade para 2020 (EEB2020) e com a EEB2030, nomeadamente a Estratégia para uma Infra-estrutura Verde Europeia (GI) e a proposta para a Lei de Restauro da Natureza, respectivamente. Apesar da similaridade de nomenclatura com outros conceitos como infra-estrutura verde urbana, estrutura verde ou estrutura ecológica, importa referir que a GI é uma rede de âmbito transnacional relacionada com a conectividade da Rede Natura 2000. É operacionalizada a diferentes escalas (europeia, nacional, regional e local), sendo que à escala local, em que se inserem as áreas urbanas, a GI coincide com o conceito de infra-estrutura verde urbana, acrescentando um critério muito específico relacionado com a provisão de serviços de ecossistema e com a capacidade de conectividade ecológica. É também abordada a Directiva Habitats (92/43/CEE), enquanto ponto de viragem na forma como vemos, gerimos e manipulamos os ecossistemas, bem como no avanço do conhecimento e na disponibilização de informação sobre os HIC listados no Anexo I, sobre a sua caracterização, a forma de identificação e os serviços que prestam. A sua valorização na cidade, enquanto comunidades de espécies nativas que podem ser utilizadas no desenho de espaço público, responde aos objectivos da cidade contemporânea sustentável e da política europeia de conservação da biodiversidade.

O desenvolvimento da metodologia, descrita no Capítulo III, considera a sua aplicabilidade ao território da União Europeia, baseando-se na informação e nas ferramentas disponibilizadas nas plataformas europeias (informação geográfica, publicações científicas, legislação e programas de financiamento), podendo ser adaptada a outras partes do mundo com iniciativas semelhantes de conservação da natureza e da biodiversidade. A escala de intervenção é a da cidade e da sua envolvente, através da delimitação de um Sistema de Paisagem Urbana (SPU), ou seja, uma infra-estrutura de EAU contínua, em que a vegetação é o elemento predominante de ocupação do espaço, conferindo-lhe grande capacidade de conectividade ecológica, que liga as áreas urbanas à envolvente rural. O processo prevê aproximações de escala a dois níveis, a Escala de Mapeamento dos Habitats

(unidades de desenho) e a Escala de Projecto, que permitem abordar aspectos diferentes do projecto, consoante o grau de detalhe, e trabalhar os espaços isoladamente sem perder a coerência e integridade do todo. No sentido inverso, o processo prevê também uma redução de escala, visando o enquadramento da intervenção na escala da paisagem e no âmbito regional, nacional ou transnacional, para que os resultados se reflectam na contribuição para um objectivo comum de conectividade ecológica e conservação da biodiversidade a nível europeu.

A aplicação da metodologia pressupõe a identificação dos HIC com potencial na área em estudo, enquanto comunidades pertencentes às séries de vegetação climatófilas e edafófilas, denominados neste estudo como Habitats Potenciais. Uma vez que esta metodologia é dirigida sobretudo a arquitectos paisagistas e outros técnicos de projecto e planeamento urbano, o seu desenvolvimento inclui um processo de selecção dos Habitats Potenciais que pretende ser uma ferramenta acessível aos projectistas que, na maioria dos casos, não são peritos em fitossociologia. Este processo baseia-se na sobreposição da caracterização geológica, bioclimática e biogeográfica da área de intervenção, através dos mapas disponíveis a nível europeu, com a informação disponibilizada pelos manuais de interpretação dos habitats do Anexo I da Directiva (europeus e nacionais) e com a informação sobre a Vegetação Natural Potencial (VPN) da região. O cruzamento destes dados, de consulta pública, vai reduzir a lista a um conjunto limitado de habitats com potencial na área em estudo. A avaliação da vegetação existente e das condições reais do terreno permitirá, a partir das fichas dos habitats incluídas nos manuais, aferir aqueles que têm efectivamente o seu óptimo nos espaços de intervenção.

O desenvolvimento de um caso de estudo admite a introdução de diversas variáveis locais, específicas da cidade ou da região, nomeadamente, as intenções presentes nos instrumentos locais de Gestão Territorial e Desenvolvimento Urbano ou as características físicas, sociais e económicas da cidade. A aplicação do caso de estudo na cidade de Évora é uma forma de testar a capacidade de resposta desta metodologia a problemas reais, criados pela forma desordenada e fragmentada de expansão urbana que existe em muitas cidades de média dimensão portuguesas (Portas et al, 2007); permite verificar a sua eficiência ecológica tendo em conta as características físicas da cidade (qual a disposição deste contínuo de espaços, de forma a que as funções de conforto climático e de regulação dos sistemas ar, água e solo sejam potenciadas); permite ainda demonstrar como a aplicação desta metodologia resulta em espaços abertos públicos que suprem as reais necessidades dos cidadãos, promovendo a coesão e inserção social, e como melhoram a organização funcional da cidade, através da infra-estruturação de um sistema de EAU.

## CAPÍTULO I

### A ARQUITECTURA PAISAGISTA E A CIDADE

A Arquitectura Paisagista (AP) sempre esteve presente na forma como o homem molda a natureza à sua volta enquanto expressão da sua cultura. Desde as intervenções de grande escala do império romano, ao jardim de retiro da idade média e à perfeita simetria dos jardins renascentistas. Tendo, talvez, como expressão máxima, a obra de Le Nôtre, que junta o génio do arquitecto paisagista à expressão cultural e política de uma época, a história da arte dos jardins é parte fundamental na formação da profissão.

Mas desde que tem esse nome, que se relaciona estreitamente com a cidade. Por se tratar da *arte de moldar a natureza ao homem*<sup>3</sup>, debruça-se sobre os espaços onde ele habita, sendo a cidade o expoente máximo da concentração e da expressão humana.

O crescimento das cidades no final do século XIX e início do século XX, com grande concentração e compactação da construção, levou a uma deterioração da qualidade do ambiente e tornou-se um problema de saúde pública e higiene. As condições urbanas e industriais exigiam uma profissão ligada à paisagem, mas com grande capacidade de intervenção no espaço urbano (Waldheim, 2014). O arquitecto paisagista entra na cidade como reconstrutor da paisagem (Cabral, 1993), respondendo a desafios sociais e ambientais e à reivindicação de espaços abertos por parte das comunidades urbanas, trazendo a natureza de volta à cidade. Os ideais estéticos utilizados no desenho de jardins ao longo da história são transpostos para os espaços públicos das cidades, aos quais acrescem conceitos utilitários de saúde pública, de ambiente e de carácter social. Em grandes cidades como Londres, Paris e Berlim, a qualidade do ar, a proliferação de doenças ou as preocupações com a inquietação e tumulto sociais influenciaram o desenho das cidades e os projectos dos seus espaços abertos públicos. Rapidamente os arquitectos paisagistas passaram a intervir no planeamento e desenho da urbanização.

A primeira vez que Frederick Law Olmsted é referido como arquitecto paisagista, não é no contexto de um projecto para um parque ou jardim público, mas sim quando é indicado por Henry Hill Elliot para dirigir o projecto de expansão da zona norte de Manhattan (Waldheim, 2014), o que posiciona a AP primeiramente como uma profissão responsável por definir a forma da cidade propriamente dita e não apenas por trabalhar em espaços previamente definidos, dentro da cidade, para a constituição de jardins e parques. Em meados do século XIX, nas cidades europeias, sobretudo em Paris, havia já uma prática de desenho da paisagem, que se relacionava com a melhoria de infra-

---

<sup>3</sup> CALDEIRA CABRAL, Francisco - *Os Fundamentos da Arquitectura Paisagista*, Instituto de Conservação da Natureza, 1993

estruturas, o ordenamento do processo de urbanização e com a gestão e o desenho de grandes espaços abertos públicos (Brantz & Dmpelmann, 2011). Através, entre outros, dos projectos de Olmsted, a AP demonstra desde o início a preocupação com os aspectos ecológicos do território e com a saúde e qualidade de vida humana (Waldheim, 2014). O projecto do *Central Park* em Nova Iorque revela, por um lado, uma preocupação estética, apelando às paisagens românticas dos parques ingleses e, por outro, um esforço em solucionar os problemas de salubridade criados pelos quarteirões compactos da cidade, constituindo um espaço de recreio público aberto, que promove o ar fresco e a saúde pública. Noutros casos, são questões funcionais que dominam os seus projectos de espaços públicos, como a regulação do ciclo hidrológico no caso do *Emerald Necklace Park* em Chicago, onde o objectivo era a criação de um corredor de drenagem natural, composto por grandes relvados rodeados de floresta nativa, que tinha a função de reter e recolher a água da chuva e prevenir inundações (Sharky, 2016).

Jan Woudstra (2018) defende que Patrick Geddes, embora não fosse arquitecto paisagista de formação, foi influenciado pela forma como Olmsted trabalhava e como se enquadrava enquanto profissional, sendo o primeiro a adoptar na Grã-Bretanha, em 1904, o conceito “moderno” de arquitecto paisagista, ligado ao planeamento urbano, mas para além deste, à construção de paisagem. Geddes defendia a compreensão da paisagem através do estudo interdisciplinar das cidades e das suas regiões de um ponto de vista cultural, ecológico, económico e social. Quando foi contratado em 1903 pelo *Carnegie Dunfermline Fund* para fazer uma proposta de layout para o Pittencrieff Park, na cidade escocesa de Dunfermline, as suas propostas transpuseram os limites do parque e abrangiam a requalificação de casas e quarteirões, a implementação de instituições sociais e o restauro de linhas de água. Estas propostas tinham em conta os efeitos benéficos da recuperação ecológica e a distribuição de espaços verdes e espaços construídos de acordo com a sua influência na qualidade do ambiente urbano (Woudstra, 2018). O conjunto era uma proposta para o planeamento da cidade de Dunfermline e era baseada numa pesquisa histórica, biofísica e social da cidade. Apesar de rejeitado, porque ultrapassava o domínio do parque, este estudo lançou, no Reino Unido, as bases para a redefinição dos critérios e dos aspectos estudados no planeamento da cidade, incluindo os seus espaços abertos. Com a implementação do Instituto dos Arquitectos Paisagistas, em 1939, a definição da profissão voltou a afastar-se do desenho da cidade e a remeter-se ao desenho de parques e jardins, perdendo a dimensão sociocultural e interdisciplinar que caracterizava tanto o trabalho de Geddes, neste país, como o dos arquitectos paisagistas americanos, sob a égide de Olmsted (Woudstra, 2018). Se os princípios modernistas influenciaram os arquitectos paisagistas dos anos 30 a procurar a criatividade do projecto em abordagens funcionais, empáticas e estéticas (Brantz & Dmpelmann, 2011) devolvendo à profissão a abordagem holística à cidade, a necessidade de planeamento para a

reconstrução da Europa do pós-guerra alavancou o regresso definitivo da AP ao desenho da cidade. Geddes é muitas vezes referido pelos arquitectos paisagistas da época, que olhavam para a profissão de uma perspectiva muito mais abrangente do que aquela que prevalecia no período anterior à segunda Grande Guerra. A pesquisa como actividade prévia ao planeamento, o enquadramento das cidades na sua região, a relação entre a sociedade e o contexto ambiental em que se insere, são princípios defendidos por Geddes que influenciam o trabalho dos arquitectos paisagistas e que têm em conta a relação entre factores físicos, sociais e económicos, aplicada no planeamento das cidades do pós-guerra. A escala humana rege os projectos das cidades que são desenhadas através de unidades sociais com a escala de bairros, promovendo um policentrismo e desconstruindo o conceito de grande metrópole (Brantz & Dimpelmann, 2011). A arquitectura paisagista torna-se definitivamente “o desenho do ambiente humano” (Woudstra, 2018).

Em Portugal, o trabalho do arquitecto paisagista Gonçalo Ribeiro Telles, considerado com outros colegas da sua geração, um mestre que formou e influenciou as gerações de profissionais que lhe sucederam, centrou-se sempre, e sobretudo, na cidade, com particular importância dada aos aspectos sociais, políticos, de cidadania e de vida pública, e à qualidade de vida e do ambiente das comunidades humanas. Contribuiu de forma inabalável para o estabelecimento da AP como profissão incontornável no planeamento urbano com a introdução dos conceitos de ordenamento do território, não exclusivos dos ambientes urbanos, mas que também os abrangiam. Quando Ribeiro Telles entra para a Câmara Municipal de Lisboa, à arquitectura paisagista é já reconhecida “grande capacidade técnica e artística” enquanto “nova profissão de intervenção no espaço urbano”<sup>4</sup>. Ribeiro Telles sempre defendeu os sistemas ecológicos da cidade enquanto estrutura de paisagem essencial para o regime hidrológico, para a preservação da vegetação natural e das espécies locais e para a manutenção dos aspectos tradicionais da paisagem, essenciais à formação cultural das pessoas e à criação de um sentimento de identidade e pertença. Foi um pioneiro na defesa da utilização da vegetação natural potencial nos espaços verdes urbanos enquanto forma de potenciar os benefícios por eles providenciados. A conjugação entre arte e ciência, entre os aspectos ecológicos e os humanos no desenho de paisagem, é bem visível no contexto do Plano Verde de Lisboa, em que os principais objectivos definidos - *Melhorar o ambiente natural e cultural da cidade e da qualidade de vida das pessoas (...). Contribuir para a recuperação da capacidade habitacional das áreas históricas e a humanização das expansões urbanas mais recentes. (...) Refazer o contacto do habitante da cidade com a Natureza através da recriação de alguns troços da paisagem tradicional, de ecossistemas naturais e da instalação de novos espaços verdes urbanos e sistemas de recreio e desporto livre, em*

---

<sup>4</sup> PESSOA, Fernando – *Gonçalo Pereira Ribeiro Telles Construtor de Ideias e Paisagens*. In CAETANO, Joaquim Oliveira, coord. - *A Utopia e os Pés na Terra*, Instituto Português dos Museus, 2003

*espaços abertos, biologicamente activos. (...) a estabilidade física do território e a existência de um ambiente natural propício ao desenvolvimento saudável e psicologicamente equilibrado do ser humano.*<sup>5</sup>

- reflectem o papel que os espaços abertos desempenham em termos sociais, culturais, ecológicos, de saúde e de qualidade de vida humana, aspectos que são contemplados no trabalho do arquitecto paisagista e que definem a forma como projecta. Por isso os arquitectos paisagistas trabalham muito frequentemente em estreita articulação com outros profissionais, como cientistas das áreas da ecologia ou biologia, das ciências sociais, psicólogos, arquitectos, engenheiros, urbanistas, entre outros, numa perspectiva inter e transdisciplinar que permite projectar os espaços respondendo de forma consistente às diferentes funções que se espera que cumpram.

As áreas urbanas não são o único palco de actuação da arquitectura paisagista, mas esta sua forma de intervir na cidade é uma das principais razões pelas quais é uma profissão particularmente apta para responder aos desafios sociais e ambientais relacionados com o acelerado crescimento urbano a que se assiste desde a revolução industrial. A este associam-se questões de degradação de qualidade de vida e de saúde humanas, e acrescem os problemas de justiça ambiental, de exposição a fenómenos extremos, de menor disponibilidade e qualidade de água, de aquecimento global e perda de biodiversidade, relacionados com as alterações climáticas.

O carácter holístico da profissão, permite-lhe, por um lado, trabalhar com diversos profissionais de áreas diferentes e, por outro, conjugar nos espaços que projecta critérios ecológicos rigorosos, fundamentais para a qualidade do ambiente e de vida nas cidades, com as aspirações de “beleza, equilíbrio e ordem”<sup>6</sup> inerentes à condição humana. Tal como demonstrado diversas vezes pelo trabalho de Gonçalo Ribeiro Telles, o objecto de estudo e de trabalho da arquitectura paisagista é a paisagem, na sua dimensão ecológica, cultural e estética<sup>7</sup>. Por isso os arquitectos paisagistas materializam no seu trabalho princípios da ecologia e da estética, mas são também influenciados por considerações históricas e culturais que lhes permitem criar espaços funcionais e apelativos por um lado, e que suscitam um sentimento de pertença e identificação cultural por outro. A preocupação em garantir espaços públicos de qualidade de recreio e fruição da natureza para a população urbana está sempre presente.

O equilíbrio entre as diferentes vertentes do projecto dos Espaços Abertos Urbanos (EAU) foi trabalhado ao longo da história da AP e promovido através de uma formação académica que prepara profissionais para criar soluções de projecto considerando os factores ambientais e ecológicos, mas

---

<sup>5</sup> Plano Verde de Lisboa, 1997

<sup>6</sup> CALDEIRA CABRAL, Francisco – *Fundamentos da Arquitectura Paisagista*, Instituto de Conservação da Natureza, Lisboa, 1993

<sup>7</sup> CARAPINHA, Aurora in CAETANO, Joaquim Oliveira, coord. - *A Utopia e os Pés na Terra*, Instituto Português dos Museus, 2003

também sociais, económicos, funcionais, culturais e estéticos. Isto torna a profissão e a disciplina particularmente bem posicionada para participar na resolução de alguns dos problemas fundamentais que as comunidades, cidades e regiões enfrentam (Sharky, 2016).

O envolvimento próximo e atento com as comunidades urbanas, com os seus contextos sociais, económicos e políticos e com as suas necessidades mais prementes em termos de qualidade de vida na cidade, inerente à profissão desde o início, tornam a arquitectura paisagista particularmente permeável às questões que preocupam a sociedade do seu tempo. Os espaços abertos da cidade são aqueles que mantêm sempre a escala do homem, mesmo quando a cidade e os edifícios perdem a proporção humana<sup>8</sup>. Situam-se na transição entre o ambiente natural e o construído, simbolizando o retorno do homem à natureza, onde pertence e sem a qual não pode viver. São paisagens construídas social, cultural e politicamente, uma “natureza construída” (Brantz & Dmpelmann, 2011) que preenche uma das necessidades mais básicas do homem – o contacto com a natureza. São por isso espaços que ao longo da história das cidades sempre foram palco para expressão dos contextos políticos, culturais e sociais em que foram projectados. Em algumas situações, a um extremo de serem instrumentalizados para propaganda de diversos regimes, como por exemplo os jardins colectivos inseridos no sistema urbano multifamiliar do regime socialista soviético ou os espaços de “natureza ariana” do Nacionalismo Alemão (Brantz & Dmpelmann, 2011). Sendo estes mesmos, os espaços de intervenção da arquitectura paisagista, este aspecto faz da profissão, ela própria, tal como a paisagem, muito ligada ao contexto político e social. Sobretudo uma profissão particularmente atenta e influenciada pela necessidade de dar resposta aos problemas (sociais, económicos e ambientais) da humanidade. Por exemplo, se no final do século XIX era a insalubridade da vida nas cidades que preocupava os arquitectos paisagistas, levando a um planeamento da cidade que previa grandes espaços verdes entre o tecido urbano, um século depois é a questão da sustentabilidade urbana que influencia o trabalho dos arquitectos paisagistas. O conceito de Desenvolvimento Sustentável definido pela Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento da ONU e publicado no Relatório Brundtland (1987), alertava já para a crise ambiental que se aproximava e traduziu-se numa importância acrescida do contributo da ecologia para a prática da AP. Os princípios instituídos por Gonçalo Ribeiro Telles, que enquanto profissional e professor sempre defendeu a importância da dimensão ecológica da paisagem, sobretudo da paisagem urbana (Teixeira, 2003), ganharam um sentido acrescido perante as questões de sustentabilidade levantadas no final dos anos 80 / início dos anos 90.

---

<sup>8</sup> CALDEIRA CABRAL, Francisco – *Fundamentos da Arquitectura Paisagista*, Instituto de Conservação da Natureza, Lisboa, 1993



Tendo em conta este envolvimento da AP com o contexto político e social da cidade e com as agendas ambientais, sociais e económicas do seu tempo, importa conhecer a evolução do “pensar a cidade”, político e urbanístico ao longo do século XX e início do século XXI (Subcapítulo 1) e o papel que os espaços públicos abertos desempenham na cidade actual (Subcapítulo 2), para compreender a forma de actuação da AP contemporânea e o contexto do trabalho agora apresentado. Os objectivos definidos a nível governamental, os problemas identificados por diferentes sectores da sociedade e as principais questões associadas ao desenvolvimento urbano influenciam inevitável e significativamente o trabalho dos arquitectos paisagistas, a forma como olham para a cidade e para os espaços abertos urbanos, os desafios que são abordados no projecto e no planeamento e como são respondidos.

Não só a configuração e o papel dos espaços públicos abertos evoluíram ao longo da história, como a ideia de “natureza na cidade” e a forma como se encontra representada também depende de diversos factores históricos e culturais e é sempre um tema controverso entre os arquitectos paisagistas (Brantz & Dmpelmann, 2011). Desde os jardins botânicos do final do século XIX, aos espaços de “natureza construída” de Lawrence Halprin e aos movimentos de contracultura dos anos 60 e 70 que se opunham ao controlo do crescimento da vegetação espontânea, todos têm um contexto artístico, cultural, social e histórico. O projecto dos espaços abertos urbanos reflecte os princípios profissionais do arquitecto paisagista e estes por sua vez são influenciados pelas questões do seu tempo. A partir do final do século XX, para além dos movimentos artísticos, ideológicos e culturais, sentiu-se a necessidade de projectar com base em evidências científicas sólidas para a construção de respostas aos desafios ambientais e ecológicos relacionados com as alterações climáticas que afectam a população humana, sobretudo a que se concentra em aglomerados urbanos, e para as quais o projecto dos espaços abertos urbanos pode ser o melhor recurso. A perda de biodiversidade acentuou-se no início deste século, tendo como principais causas as alterações climáticas, por um lado, e, por outro, a extensão cada vez maior das áreas urbanas que constituem quebras incontornáveis da conectividade ecológica, fundamental para o movimento das espécies. Concretamente no contexto europeu, existe um compromisso político em travar ou pelo menos abrandar o processo de perda de biodiversidade, com um quadro legal de protecção da natureza implementado desde o final do século XX e diversas estratégias desenvolvidas ao nível da União Europeia para promover a preservação da biodiversidade. A Estratégia Europeia de Biodiversidade para 2030, por exemplo, dá particular atenção às áreas urbanas, cujos espaços abertos terão de contribuir activamente para a conservação da biodiversidade, constituindo reservatórios de biodiversidade e promovendo a conectividade ecológica ao longo do tecido edificado. Promove-se a instalação de comunidades de vegetação nativas e o restauro ecológico dos ecossistemas urbanos,

através de incentivos, tanto políticos como de financiamento, com diversos programas para a requalificação de áreas naturais e ecossistemas nos espaços da cidade. Existe mesmo o projecto de instituir uma lei de restauro da natureza, que vincula os estados-membro à requalificação de uma percentagem significativa dos seus ecossistemas e habitats degradados. Por outro lado, a necessidade de estratégias de adaptação das cidades às alterações do clima lançou um debate, sobretudo científico e académico, sobre o papel que os espaços abertos urbanos devem representar no esforço de preservação das espécies locais e a sua conjugação com os outros objectivos ecológicos, nomeadamente a mitigação dos efeitos das alterações climáticas nas cidades. Se devemos projectar para o futuro, utilizando espécies adaptadas às futuras condições que não correspondem à flora natural no clima que temos hoje; ou se, pelo contrário, devemos proteger a biodiversidade favorecendo o crescimento de espécies locais nos espaços urbanos e investindo na sua capacidade adaptativa (subcapítulo 5). Este é um debate que se reflecte na ideia actual de “natureza na cidade” (Brantz & Dimpelmann, 2011) e na forma como ela está presente nos espaços abertos, ou seja, no tipo de vegetação que os ocupa.

No virar do século, a realização do impacte do crescimento urbano, com as áreas construídas a ocuparem extensas faixas contínuas de território, e de que a maioria da população mundial viverá em aglomerados urbanos onde os efeitos das alterações climáticas são mais acentuados, despertou na sociedade, de uma forma transversal, uma consciência para a necessidade de um desenvolvimento urbano sustentável e da preservação do ambiente e dos sistemas naturais. Tanto a nível político como científico, as cidades passam a ter um papel activo na mitigação dos impactes das alterações climáticas e no combate à perda de biodiversidade. Isto é particularmente visível nas políticas europeias de desenvolvimento urbano (subcapítulo 1) e de conservação da natureza e da biodiversidade (ver CAP.II). O interesse pela paisagem, pela natureza na cidade, pelo clima e pelo ambiente tem um papel de formação na cultura contemporânea como nunca teve antes (Brantz & Dimpelmann, 2011). Tal como em outras épocas, as questões que preocupam a sociedade e as políticas de desenvolvimento urbano sustentável, de adaptação às alterações climáticas e de conservação da natureza e da biodiversidade têm uma influência enorme no trabalho dos arquitectos paisagistas. Não são temas novos para a disciplina, com muitos profissionais ao longo da sua história a identificarem estas questões e a necessidade de as solucionar, mas o enquadramento na actualidade política e social dá-lhe urgência, tal como a maior palpabilidade da degradação ambiental e das alterações climáticas.

No quadro da adaptação às alterações climáticas, os arquitectos paisagistas estão bem preparados para projectar tendo em conta a mudança e a incerteza que caracterizam as respostas desenvolvidas, tendo a capacidade de imaginar cenários alternativos consoante as diferentes projecções de alterações (Moosavi et al., 2023). Para além de sentido de responsabilidade ambiental,

os arquitectos paisagistas possuem uma perspectiva de longo prazo, planeando e projectando para o futuro, sem perder a atenção necessária aos aspectos locais e específicos do projecto e à sua materialização, essencial no desenho dos espaços abertos urbanos. Neste contexto, a AP é chamada a dar resposta a desafios relacionados com a adaptação das cidades à subida do nível do mar, a períodos de seca cada vez mais prolongados e ao aumento global da temperatura, acentuado nas áreas urbanas pelas ilhas de calor; com a escassez de água potável; com a necessidade de preservação das espécies; e com a justiça ambiental. Perante a necessidade de ajustar os ambientes urbanos em resposta às alterações climáticas, nomeadamente no que diz respeito à subida da temperatura, há que procurar soluções que permitam maior conforto térmico e menor consumo de energia. A AP pode responder com sistemas de paisagem, planeamento urbano e projectos locais, que tenham em consideração a orientação do edificado, os materiais utilizados nas superfícies exteriores, e a localização e composição das massas de vegetação para regulação microclimática, intervindo em diferentes escalas, desde as áreas metropolitanas aos espaços abertos locais (Lenzholzer & Brown, 2013). Na promoção da capacidade adaptativa das cidades, o projecto de AP terá de ser desenvolvido a pensar para além das áreas de intervenção, tendo em conta o seu papel potencial na resolução de questões mais vastas e ambiciosas, à escala das regiões, e na protecção e regeneração dos sistemas naturais. Exigem-se novas perspectivas de planeamento e de projecto para a formação de paisagens resilientes, que se adaptem e evoluam com as alterações, ao longo do tempo (Moosavi et. al, 2023).

Os arquitectos paisagistas são também os profissionais que podem sensibilizar a comunidade para a realidade das alterações climáticas, através dos espaços que projectam. Ao trazer para a escala local a “paisagem”, onde os efeitos das alterações climáticas são mais visíveis (por exemplo, na alteração da composição das comunidades vegetais, nas linhas de água que secam, nas plantas e animais que morrem devido a temperaturas anormalmente altas, nas tempestades ou nas cheias), tornam também mais tangíveis os efeitos de mitigação que estes espaços providenciam (arrefecimento do ar, redução da velocidade de escorrência da água e prevenção de cheias, etc.), numa perspectiva de educação ambiental. A sociedade civil olha para a questão das alterações climáticas como um problema global, invisível, que deve ser resolvido a nível governamental. Os arquitectos paisagistas têm a oportunidade de trazer a questão para a escala local e demonstrar que é um problema real e que nos afecta a todos. A escala da paisagem, a sua “visualidade” (fenossistema) e, simultaneamente, o seu funcionamento através de processos naturais (criptossistema) bem como o facto de ser também o palco para diversos processos sociais, fazem dela o meio ideal para comunicação e experiência em primeira mão dos efeitos das alterações climáticas como algo real e com impacte local, e não como um conceito subjectivo, de algo que eventualmente acontecerá num futuro distante, apenas “sentido” pela comunidade científica e veiculado pela comunicação social.

Este tipo de sensibilização é particularmente eficaz nas comunidades locais, dada a afeição que têm relativamente às “suas” paisagens e a necessidade que sentem de agir para as proteger. Enquanto os cientistas têm a capacidade de informar, mas não de mobilizar, os arquitectos paisagistas, em parceria com os cientistas, intervêm fisicamente e a várias escalas, nos sítios onde as pessoas vivem, trabalham e gozam dos momentos de lazer. São sensíveis aos aspectos estéticos e às expectativas das comunidades, tendo por isso também maior facilidade de comunicação e de mobilização da sociedade no sentido de acção climática (Sheppard, 2015).

Os espaços abertos públicos desempenham um papel determinante nesta cidade mais resiliente e mais justa, nas suas funções de protecção ecológica, de produção e de recreio, de contacto com a natureza, de expressão cultural e de educação ambiental. Os arquitectos paisagistas projectam, através da sua ambição criativa, espaços que não são apenas funcionais, mas também belos, baseando a criatividade nas suas observações e experiências, mas também no conhecimento científico. Desta forma podem, com o seu trabalho, melhorar a qualidade do ambiente, requalificar a vida comunitária e aumentar a atractividade e o valor económico da área onde intervêm. Assim, embora não seja tradicionalmente uma ciência de investigação, a arquitectura paisagista tem sido uma ciência aplicada, utilizando o conhecimento derivado da investigação de outras áreas científicas, nomeadamente as relacionadas com a ecologia, a fitossociologia ou as ciências sociais (Sharky, 2016). Acentuando-se, durante as primeiras duas décadas do século XXI, o agravamento das alterações climáticas, a deterioração do ambiente e a intolerabilidade das condições de vida nas cidades, a AP tornou-se ela própria uma disciplina de investigação, dada a necessidade e a responsabilidade de encontrar soluções de máxima eficiência para os espaços que projecta. Não só ecológica, mas também social e cultural, tendo em conta a importância que os espaços abertos têm para as comunidades urbanas. A este acréscimo de “responsabilidade” e de necessidade de eficiência corresponde uma menor área disponível para a construção ou requalificação de espaços de natureza, em tecidos edificados cada vez mais extensos.

Maior responsabilidade implica a necessidade de mais e melhor informação científica sobre a qual basear decisões de projecto, pois novos desafios exigem novas soluções. Tal como outras profissões, a arquitectura paisagista deve aplicar a informação exportada pela academia através da investigação e traduzi-la para o projecto, adoptando um processo de registo, monitorização e publicação de resultados, que permita avaliar a efectividade dos projectos e o cumprimento dos objectivos propostos, tornando-se, ela própria, uma profissão de investigação (Brown & Corry, 2011). Esta sistematização torna-se particularmente importante nas estratégias de adaptação às alterações climáticas (Lenzholzer & Brown, 2013). A investigação é fundamental para a criação de paisagens resilientes agora e no futuro. A resolução dos problemas relacionados com a degradação ambiental

das áreas urbanas (a perda de solo, a degradação dos recursos hídricos e da qualidade da água, a perda de biodiversidade, a morte prematura de plantas, a proliferação de pragas e doenças ou condições de vida urbana insustentáveis) não é da exclusiva responsabilidade dos arquitectos paisagistas, mas podemos interrogar a que ponto os nossos projectos e a forma como intervimos no planeamento da cidade atenuam este problema ou contribuem para o seu agravamento (Brown & Corry, 2011). A AP é estratégica para a saúde, bem-estar e protecção das populações e na resposta a diversos problemas globais resultantes das alterações climáticas. Basear opções de projecto e de planeamento em evidências científicas, fruto de uma investigação integrada, é fundamental para restabelecer o respeito, a credibilidade e a liderança da AP na gestão da paisagem (Brown & Corry, 2011). O conhecimento científico permite-nos cometer menos erros, numa altura em que a margem para errar é cada vez menor, pela cada vez menor abundância de natureza à medida que a população cresce (Smiley, 1997). Desta forma, a responsabilidade de algumas decisões de projecto é partilhada com a comunidade científica e académica ligada às áreas que também têm a paisagem como objecto de estudo (Ecologia, Biologia, Geografia, Sociologia, Psicologia, entre outras). Áreas científicas como a ecologia ou a fitossociologia, que sempre foram fonte de conhecimento para a arquitectura paisagista, ganham agora uma importância acrescida, sendo a sua investigação essencial para garantir a maximização da eficiência ecológica dos espaços abertos urbanos (Subcapítulo 3). A aplicação da informação científica e a sua tradução em princípios de projecto leva a que a própria AP tenha uma componente de investigação muito distinta, procurando formas integradas de compreender e construir paisagens que constituam a sua metodologia de investigação (Lenzholzer et al., 2013). Este processo começa por colocar duas questões essenciais: a primeira é como podemos nós, arquitectos paisagistas, contribuir para a resposta aos desafios da cidade contemporânea tendo em conta o contexto político, a legislação, os objectivos estabelecidos em matéria de ambiente e clima, as expectativas sociais e as reivindicações culturais, e a segunda, o que podemos aprender aplicando o conhecimento produzido pela investigação em projectos de construção da paisagem (Davis & Oles, 2023).

A Fundação Europeia para a Ciência identifica a “investigação em paisagem” como um campo de investigação integrado e fundamental, tanto pelo seu carácter interdisciplinar, como pelo seu potencial para gerar benefícios ambientais, económicos e sociais significativos (Davis & Oles, 2023). Para que a AP possa reforçar a sua posição académica em termos de investigação, o projecto terá de desempenhar um papel fundamental como ferramenta metodológica de investigação, uma vez que se trata da actividade nuclear da profissão (Lenzholzer et al., 2013). A investigação em AP será assim o “estudo e a experiência da intervenção na paisagem” (Davis & Oles, 2023). A experimentação através do projecto é uma forma de testar como as soluções de projecto se comportam em diferentes cenários

tendo em conta as alterações climáticas, com um registo sistemático dos resultados que permita confirmar ou adaptar as metodologias de projecto desenvolvidas (Moosavi et al., 2023). Isto pressupõe que, mesmo utilizando as regras conceptuais gerais para a investigação científica, a AP tenha métodos e tempos de investigação muito próprios e tão particulares quanto o são os projectos que desenvolve. A informação científica é uma ferramenta utilizada há muito em diversas áreas da AP, como por exemplo em sistemas de drenagem, operações relacionadas com vegetação, modificação microclimática, materiais e técnicas de construção, entre outras, abrangendo sobretudo componentes físicas e biológicas do projecto. Contudo a investigação pode e deve estender-se também aos aspectos sociais, culturais e estéticos e aos conceitos utilizados na profissão (Brown & Corry, 2011), como por exemplo, *Genius loci*, *Continuum naturale*, ou *Continuum culturale*, aproximando-se da investigação artística. A investigação em arquitectura paisagista tem de estar associada ao projecto. Pode ser utilizada como enquadramento teórico do projecto, com o objectivo de maximizar a qualidade e eficiência do resultado; pode ser conduzida durante o projecto, nomeadamente em casos de estudo, onde, à medida que o processo avança e é implementado, são aferidos os métodos e princípios de intervenção; ou pode ser realizada *através* do projecto (Lenzholzer et al., 2013). Neste modelo de investigação, recorrer à experiência como forma de conhecimento é fundamental para a AP. A investigação e experimentação através do projecto é uma atitude que os arquitectos paisagistas sempre tiveram. Revisitar o trabalho desenvolvido pelos arquitectos paisagistas ao longo da história pode ensinar-nos muito sobre a forma de projectar para o futuro. Os profissionais que marcaram a AP foram aqueles que estiveram sempre à frente do seu tempo e essa condição é fundamental para a construção de paisagens resilientes face à mudança e que perdurem no tempo. Os desafios são novos, mas a forma de os abordar e procurar respostas é uma característica intrínseca à profissão e transversal no tempo.

Lenzholzer et al. (2013) defende que investigar através do projecto deve resultar de uma conjugação de parâmetros quantitativos e qualitativos (característicos da investigação científica e da investigação artística, respectivamente) e deve ainda incluir um processo de participação tendo em conta que a paisagem é um sistema natural e socio-cultural de grande escala, dinâmico e altamente complexo. A introdução de parâmetros quantitativos advém da tradução de conhecimento especialista de diversas áreas das ciências (por exemplo, hidrologia, ecologia, climatologia ou psicologia) em linhas orientadoras de projecto ou em modelos generalizáveis que são testados e avaliados de acordo com efeitos mensuráveis e que produzem um resultado palpável, positivo<sup>9</sup>. São o exemplo destes modelos, os SUDS (*Sustainable Urban Drainage Systems*), baseados em princípios da hidrologia, ou os modelos de vegetação para modificação do clima urbano, ou ainda o conceito de

---

<sup>9</sup> Positivismo

Serviços de Ecossistema<sup>10</sup>, que permitem atribuir valor aos resultados dos projectos. Os métodos quantitativos permitem ainda simular aspectos visuais e avaliar a reacção pública aos projectos. Este aspecto é importante, dadas as expectativas políticas e sociais que envolvem o projecto dos espaços abertos urbanos. É também fundamental quando as decisões de projecto são tomadas para alcançar um determinado resultado, relacionado, por exemplo, com o poder performativo dos espaços em termos de eficiência ecológica, de fornecimento de serviços de ecossistema ou de mitigação das alterações climáticas, com a utilização de dados científicos e modelos de quantificação/avaliação concretos (Moosavi et al., 2023). Mas tratando-se de soluções que devem ser generalizáveis, estas são apenas parciais e traduzem-se em linhas orientadoras ou soluções técnicas que podem ser aplicadas em qualquer contexto. Sendo a AP uma disciplina criativa, a investigação através do projecto tem também de ter em conta o contexto em que decorre, através de metodologias qualitativas, numa perspectiva construtivista<sup>11</sup> (Lenzholzer et al., 2013), direccionada para a identificação de problemas específicos e a procura de novos pontos de vista e princípios, numa atitude própria da investigação artística. O conhecimento gerado, na forma de teorias, interpretações ou conceitos, pode ser traduzido em novas formas de paisagem. Não é generalizável, dependendo do contexto físico ou social em que é gerado. Ainda assim, pode ser em parte transferível para outros contextos ou utilizado em estudos comparativos. Os resultados obtidos constituem novas soluções, com a vantagem de se tratar de um processo flexível, que pode ser utilizado em diferentes realidades. Para além destes dois tipos de investigação, a AP, intervindo em contextos sociais, deve ainda considerar a experiência humana como geradora de conhecimento. Processos participados geram conhecimento partilhado entre a academia e a comunidade, conferindo à última as ferramentas para actuar no sentido de um ambiente urbano melhor e atribuindo-lhe responsabilidade na construção dos seus espaços abertos. Uma perspectiva pragmática permite a selecção ou a conjugação de diferentes métodos de investigação que se complementam e justificam mutuamente, consoante os diferentes contextos e problemas abordados (Lenzholzer et al. 2013): os métodos qualitativos promovem soluções criativas, enquanto os métodos quantitativos de investigação permitem testar o efeito, a função e a eficiência dessas soluções. A resposta a problemas concretos - como por exemplo o problema levantado neste trabalho: como podem os espaços urbanos ser (re)desenhados para responder à perda de biodiversidade e simultaneamente cumprir as suas funções ecológicas, culturais e sociais - pressupõe a utilização de

---

<sup>10</sup> *Benefícios que as pessoas recebem dos ecossistemas. Estes incluem serviços de produção como alimento e água; serviços de regulação como regulação de enchentes, de secas, da degradação dos solos, e de doenças; serviços de suporte como a formação dos solos e os ciclos de nutrientes, e serviços culturais como o recreio, valor espiritual, valor religioso e outros benefícios não-materiais.* (The Millennium Ecosystem Assessment, 2000)

<sup>11</sup> Construtivismo – Na investigação, o construtivismo caracteriza-se pela subjectividade na avaliação do objecto de estudo, influenciada pela intuição e experiência do investigador e pelo contexto em que se insere.

métodos quantitativos de investigação, relacionados, neste caso, com o comportamento das comunidades vegetais e as suas funções ecológicas. Mas também qualitativos que permitam, por exemplo, estudar o impacto desses espaços na paisagem urbana, através da análise das interpretações do projectista e da comunidade.

Com as cidades a serem chamadas a desempenhar um papel activo na resposta aos desafios ambientais e ecológicos do século XXI, diversos são os sectores da sociedade, desde o poder político, à academia e a diferentes grupos de cidadãos, que defendem a presença da natureza na cidade como forma de a preservar e trabalham activamente para a requalificação de ecossistemas em espaços urbanos. Este é o contexto em que se insere o trabalho agora apresentado, que consiste no desenvolvimento de uma metodologia de Projecto de Arquitectura Paisagista para a utilização de habitats naturais e semi-naturais no desenho dos espaços abertos urbanos que tem como principal objectivo a integração activa desses espaços no esforço de conservação da biodiversidade, tendo em conta o contexto europeu, e a conjugação deste objectivo com os de maximização do potencial ecológico, social, cultural e económico que os espaços abertos urbanos apresentam na cidade contemporânea.

A metodologia assenta num processo clássico de projecto de AP, com a análise e o desenho a diversas escalas para a definição de um Sistema de Paisagem Urbana. Este baseia-se no conceito de Infra-estrutura Verde Urbana (IVU) (Subcapítulo 2), coincidente com outros conceitos clássicos de estrutura contínua de espaços abertos, como Estrutura Verde Urbana, Estrutura de Paisagem ou *Continuum Naturale*. Neste trabalho optou-se pela denominação de IVU pois, para além de ser a forma mais utilizada na bibliografia científica internacional (*Urban Green Infrastructure*), aproxima-se, nesta proposta, do conceito utilizado pela Estratégia para uma Infra-estrutura Verde Europeia (GI), pelo que se justifica a correspondência de nomenclatura. Esta aproximação efectiva-se acrescentando-se ao conceito de IVU a priorização de áreas com potencial para a conectividade ecológica e provisão de Serviços de Ecossistema, através da utilização dos critérios definidos na GI (ver CAP.II). Apoiar-se na investigação desenvolvida pelas áreas da ecologia e fitossociologia e nas políticas europeias actuais de desenvolvimento urbano, de adaptação às alterações climáticas e de conservação da biodiversidade para contextualização dos seus princípios; tenta utilizar métodos de investigação que permitam quantificar resultados, nomeadamente os relacionados com: i) o provisionamento de serviços de ecossistema, ii) a integração das áreas de intervenção na GI ou com iii) a avaliação da eficiência de restauro e da função ecológica dos habitats reabilitados. Estes são parâmetros que se traduzem em resultados concretos e respondem a critérios de aceitação a nível político e governamental, sobretudo relacionados com a utilização de fundos comunitários associados às políticas de desenvolvimento urbano sustentável e de conservação da natureza e da biodiversidade.



Recorre a princípios e conceitos característicos da profissão, desenvolvidos ao longo da história da AP pela experiência dos profissionais que a moldaram, como a interdisciplinaridade, a abordagem holística à paisagem urbana e aos espaços abertos, o espírito criativo e a definição do conceito e dos princípios estéticos que regem o projecto. Por fim, intenta o lançamento das premissas para um exercício experimental, de investigação através do projecto, que resulte em diversos tipos de EAU, de forma a responder às várias funções que desempenham, que permita aferir a sua eficácia, tirar conclusões e definir as linhas orientadoras de aplicação desta metodologia ao projecto de espaços abertos, em diferentes contextos urbanos.

## **1. Políticas de Desenvolvimento Urbano Contemporâneas**

### **1.1. O Desenvolvimento Sustentável – Repercussão do Conceito no Contexto Político Europeu**

As tendências de crescimento e as políticas de desenvolvimento espacial e urbano despoletadas pela revolução industrial no início do século XIX baseavam-se em critérios puramente económicos e, aliadas a um aumento muito rápido das populações urbanas ao longo do século XX, significaram impactos irreversíveis sobre o ambiente e sobre os ecossistemas da Terra. As *alterações climáticas* tornaram-se num assunto recorrente enquanto consequência da utilização de tecnologias baseadas em combustíveis fósseis e das quais dependem não só as actividades industriais, mas também os sistemas urbanos e os estilos de vida praticados. O Desenvolvimento Sustentável tornou-se um dos conceitos mais discutidos como forma de responder às preocupações ambientais, consequência das estratégias de desenvolvimento adoptadas até então (Bayulken & Huisingsh, 2015).

O conceito de desenvolvimento sustentável surge no relatório de Brundtland como aquele que permite “satisfazer as necessidades actuais sem comprometer a capacidade das gerações futuras satisfazerem as suas próprias necessidades”<sup>12</sup> e assenta em sete pontos estratégicos: i) estimular e melhorar a qualidade do crescimento; ii) satisfazer as necessidades humanas essenciais; iii) garantir um nível sustentável de população; iv) preservar e melhorar a base de recursos; v) reorientar o desenvolvimento tecnológico; vi) assegurar a gestão do risco; e vii) integrar ambiente e economia nos processos de tomada de decisão. Apesar de terem inspirado as políticas das Nações Unidas em matéria de desenvolvimento sustentável, estes objectivos foram reconfigurados com o tempo, nomeadamente na definição dos três pilares fundamentais para o desenvolvimento sustentável: ambiental, social e económico. Se durante os anos 70 existiam preocupações concretas com as questões ambientais, nos anos 80 estas são residuais, tal como o são as consequentes actuações em matéria ambiental. O ponto de viragem acontece nos anos 90 e a evolução, neste sentido, é significativa durante a última década do século XX e a primeira do século XXI, assistindo-se a alterações

---

<sup>12</sup> Relatório de Brundtland, 1987

fundamentais no sistema e instrumentos políticos. A introdução do conceito de desenvolvimento sustentável, e a sua posterior evolução, desencadearam uma alteração do paradigma na elaboração e implementação de políticas e nos modelos de governação. O discurso associado ao desenvolvimento sustentável i) promove o conceito de responsabilidade partilhada, ou seja a participação de actores não-governamentais como os cidadãos e as empresas; ii) envolve a economia de mercado nas questões e políticas ambientais ao permitir a substituição de valores económicos por valores naturais; iii) define uma nova abordagem à elaboração de políticas nos diferentes sectores, que devem ser avaliados de forma integrada para que as políticas resultantes estejam interligadas e se reforcem mutuamente; iv) exige a cooperação internacional, sobretudo entre países desenvolvidos e países em desenvolvimento (tal como formalizado nos Objectivos de Desenvolvimento para o Milénio); v) baseia-se no conhecimento mais avançado, fruto da investigação e da inovação tecnológica, que possibilita métodos de produção e consumo mais eficientes; vi) depende da educação para a divulgação de conhecimento e para a aquisição das competências e comportamentos que permitirão construir uma sociedade sustentável.

Com a “Cimeira da Terra”, em 1992, reconhece-se que os maiores impactos e desequilíbrios ambientais, a nível planetário, são da responsabilidade dos países ditos desenvolvidos, sobretudo dos grandes centros urbanos, levando a uma reflexão sobre a necessidade de conjugar o desenvolvimento económico com a preservação dos ecossistemas terrestres. Institui-se a “Agenda 21”, cujo objectivo é promover o desenvolvimento sustentável através dos órgãos governativos dos países envolvidos, a nível nacional e local. É pedido às autoridades locais que implementem a Agenda 21 Local através do diálogo com os seus cidadãos, organizações locais e empresas privadas. A definição das estratégias a adoptar assenta na consulta e discussão com os cidadãos, organizações locais, cívicas, comerciais e industriais<sup>13</sup>, promovendo-se a educação para uma cidadania activa e consciência ambiental.

Na viragem do século, com a Cimeira Mundial de Ambiente e Desenvolvimento realizada em Joanesburgo no ano de 2002, o quadro ambiental é alvo de grandes mudanças no sentido da integração política do conceito de desenvolvimento sustentável: deixa de haver uma política unicamente restritiva passando-se a incluir instrumentos de colaboração e baseados na economia de mercado; a política ambiental deixa de ser uma responsabilidade do governo e passa a ser partilhada por todas as partes interessadas da sociedade. A política ambiental deixa de ser dirigida apenas à indústria para incluir também os consumidores, sendo o conhecimento em matéria ambiental largamente difundido pela sociedade. As questões sociais ganham uma importância significativa na elaboração de políticas ambientais, crescendo as preocupações com a justiça ambiental e a influência da degradação do ambiente nos estratos mais pobres da sociedade (Zaccai, 2012).

---

<sup>13</sup> Agenda21, Cap.28

A Europa reflecte estas tendências e, numa primeira fase, com o V programa de acção ambiente da União Europeia (1992), este conceito centra-se, sobretudo, na sua componente ambiental, sendo a integração ambiental e a responsabilização dos grandes sectores nesta matéria que regem a essência das políticas europeias sobre o assunto. Contudo, com a consciência cada vez mais concreta dos três pilares que definem sustentabilidade, em 1997 o desenvolvimento sustentável tornou-se um objectivo fundamental das políticas da União Europeia, quando o tratado de Amsterdão introduz uma alteração ao tratado da União Europeia (Maastricht, 1992) por forma a considerar o princípio do desenvolvimento sustentável na promoção do “progresso económico e social dos seus povos”<sup>14</sup>.

Na Cimeira de Gotemburgo, em 2001, foi lançada a estratégia europeia de desenvolvimento sustentável, num reconhecimento do papel que a União Europeia deve desempenhar e na repercussão das suas acções a nível europeu e mundial<sup>15</sup>. Foi elaborada com o objectivo de lançar as linhas principais de orientação para que os diferentes estados-membros pudessem estabelecer as suas próprias estratégias de desenvolvimento sustentável, a nível nacional, regional e local, constituindo assim a melhor ferramenta para os países europeus implementarem a Agenda 21 e a Agenda 21 Local, tal como assumido a nível mundial na Cimeira do Rio de Janeiro em 1992.

Esta estratégia identifica objectivos e formas de contrariar tendências e comportamentos que representam ameaças ao desenvolvimento sustentável e apela a uma nova abordagem à elaboração de políticas de forma a garantir que estas, quer sejam ambientais, económicas ou sociais, se reforcem mutuamente.

A estratégia de Lisboa, assinada em Março de 2000, centrou-se na reforma económica e social, tendo como principal objectivo um crescimento económico que garantisse uma melhoria na qualidade do emprego e a coesão social. A estratégia de desenvolvimento sustentável, definida na Declaração de Gotemburgo, vem adicionar à dimensão económica e social a dimensão ambiental, complementando a estratégia de Lisboa, complementando os compromissos assumidos em Joanesburgo e os Objectivos de Desenvolvimento do Milénio, definidos pela Declaração do Milénio em 2000<sup>16</sup>.

Apesar dos progressos alcançados com a implementação da estratégia de desenvolvimento sustentável, a necessidade de actualização levou a que os princípios e os objectivos do desenvolvimento sustentável (a prosperidade económica, a igualdade social, a protecção do ambiente

---

<sup>14</sup> Tratado de Amsterdão, 2 de Outubro de 1997;

<sup>15</sup> Communication from the Commission A Sustainable Europe for a Better World: A European Union Strategy for Sustainable Development /\* COM/2001/0264 final \*/ ;

<sup>16</sup> Declaração do Milénio das Nações Unidas - Resolução 55/2, de 8 de Setembro de 2000;

e a responsabilidade internacional)<sup>17</sup> fossem reafirmados em Junho de 2005, na revisão da estratégia europeia de desenvolvimento sustentável. As ameaças identificadas anteriormente, relacionadas com as alterações climáticas e o consumo energético, com a saúde pública, com a pobreza e exclusão social, com o envelhecimento da população, com a gestão dos recursos naturais, a perda de biodiversidade, o uso dos solos ou os transportes, ainda persistem, e apresentam novos desafios. O mundo em redor da União Europeia e dentro do seu território também mudou entre 2001 e 2005, com a expansão para 25 estados-membros, com o aumento da instabilidade devido a ameaças terroristas e com alterações significativas na economia mundial. Todas estas questões exigiam uma actualização e uma estratégia de desenvolvimento sustentável mais forte, com uma divisão clara de responsabilidades, maior participação pública, colaboração internacional e uma metodologia de implementação e acompanhamento mais eficaz.

A revisão tinha como objectivo reforçar uma sociedade baseada na liberdade, na democracia e no respeito pelos direitos fundamentais, que fomenta a igualdade de oportunidades e a solidariedade intra e inter-geracional. O desenvolvimento sustentável deve ser baseado no crescimento económico equilibrado, ou seja, numa economia social de mercado competitiva, que promove a criação de emprego, com padrões elevados de educação, de progresso social e de protecção e melhoria da qualidade do ambiente. Estabeleceu-se uma abordagem pró-activa para transformar as necessidades de protecção ambiental e coesão social em oportunidades para a inovação, o crescimento e o emprego. Foi reafirmada a importância da estratégia de Lisboa para alcançar uma sociedade dinâmica e sustentável.

A revisão de 2005 redefiniu como principais objectivos a protecção do ambiente, a equidade e coesão social, a prosperidade económica e o cumprimento das responsabilidades internacionais da União Europeia. Na prossecução destes objectivos foram definidos os princípios que devem orientar a elaboração das políticas de desenvolvimento sustentável: i) promoção e protecção dos direitos fundamentais, combatendo a discriminação e a pobreza; ii) equidade entre gerações, tendo em conta tanto as necessidades das gerações actuais como as das futuras; iii) uma sociedade aberta e democrática, que garanta o acesso à informação e à justiça a todos os cidadãos e permita a sua participação nos processos decisivos; iv) o envolvimento dos cidadãos e dos parceiros económicos e sociais; v) coerência entre as políticas da União Europeia e entre as acções de governação locais, regionais, nacionais ou globais; vi) integração de considerações económicas, sociais e ambientais num processo integrado de elaboração de políticas; vii) utilização do conhecimento mais avançado

---

<sup>17</sup> Communication from the Commission to the Council and the European Parliament on the review of the Sustainable Development Strategy - A platform for action /\* COM/2005/0658 final \*/;

disponível no desenvolvimento de políticas; viii) utilização do princípio de precaução perante casos de incertezas científicas e ix) a aplicação do princípio poluidor-pagador.<sup>18</sup>

No seguimento desta revisão adopta-se, no Concelho Europeu de Bruxelas em Junho de 2006, a Estratégia Europeia de Desenvolvimento Sustentável Renovada, construída sobre o documento de 2001, em que é reafirmada a importância de uma estratégia de solidariedade global e de cooperação internacional, sobretudo com os países em desenvolvimento que representarão um impacto significativo no desenvolvimento sustentável global<sup>19</sup>. Entre os 7 desafios identificados, encontram-se a mitigação das alterações climáticas sobretudo onde a concentração humana é maior, a gestão e conservação dos recursos naturais e a promoção da saúde pública, reconhecendo o valor dos serviços prestados pelos ecossistemas na resposta a estes desafios.

Mais tarde, a crise económica e financeira representou uma oportunidade para rever todo o modelo de crescimento europeu e do sistema financeiro. Assim surge, em 2010, a estratégia Europa 2020 que propõe um novo modelo de crescimento inteligente, baseado na educação e no conhecimento, sustentável, através de uma economia eficiente na utilização de recursos, mais ecológica, mais competitiva e inclusiva, assegurando níveis elevados de emprego e a coesão social e territorial<sup>20</sup>.

A Estratégia de Desenvolvimento Sustentável introduziu na Europa um modelo inovador de planeamento, flexível, promovendo formas de governação interactivas, solidárias e integradas e o conceito de responsabilidade partilhada, onde a participação dos diferentes sectores da sociedade é fundamental, baseando-se na educação, na investigação e na inovação para se actualizar e evoluir constantemente, sendo este dinamismo e esta flexibilidade condições prévias para o seu sucesso.

### ***1.2. A Evolução do “Pensar a Cidade” à Luz do Quadro Europeu de Desenvolvimento Sustentável***

A história do urbanismo prende-se com a evolução das cidades e os problemas decorrentes desse processo, desde o final do século XIX e durante todo o século XX. Os diferentes movimentos e correntes que caracterizam essa história inserem-se num contexto histórico, económico, social, político e artístico, e formam-se enquanto resposta aos problemas mais prementes das cidades nesses períodos. Na cidade industrial do final do século XIX é o urbanismo higienista que dá resposta aos problemas de deterioração do ambiente urbano, de insalubridade e de falta de saneamento das cidades, devidos ao rápido crescimento da população urbana.

---

<sup>18</sup> Communication from the Commission to the Council and the European Parliament - Draft Declaration on Guiding Principles for Sustainable Development /\* COM/2005/0218 final \*/

<sup>19</sup> Renewed EU Sustainable Development Strategy, Concelho Europeu, Bruxelas, Junho de 2006

<sup>20</sup> EUROPE 2020 A strategy for smart, sustainable and inclusive growth /\* COM/2010/2020 final \*/

No início do século XX o urbanismo bebe muito da arquitectura e dos seus movimentos artísticos, como o funcionalismo, o racionalismo ou o futurismo. O movimento moderno estabelece uma cidade modelo em que o homem é também estandardizado, em que existe uma segregação das diferentes funções que a cidade deve albergar (habitação, trabalho, circulação e lazer) em que a organização e a ordem imperam segundo princípios higienistas, funcionais e estéticos, reflectindo ainda uma reacção às cidades caóticas e poluídas da era industrial. Abriu-se assim a porta à elaboração de planos funcionalistas para a reconstrução e reorganização territorial das cidades destruídas na guerra. Nos anos 60 surgem vários críticos, de diferentes áreas, a esta forma de urbanismo, que não considera as características do terreno em que se insere, que elimina o espaço rua, tão importante para a convivência, as relações humanas e a segurança, que descarta os aspectos culturais e sociais locais. Assim, em contraponto ao urbanismo assente em princípios puramente tecnológicos e funcionalistas, surge uma nova abordagem, preocupada com a construção ou preservação de um património cultural, com a manutenção da “antiga unidade orgânica da cidade” (Choay, 1965), com a escala humana da cidade tradicional que permite a apropriação do espaço público e a existência de relações sociais, que promove o sentimento de identidade, a integração e a coesão social, aspectos ignorados pelo “planeamento inorgânico e padronizado” (Mumford, 1961) .

Com o crescimento acelerado das cidades nas últimas décadas do século XX surge a consciência dos impactos ambientais provocados pelas megacidades e as correntes urbanísticas do final do século reflectem já os princípios relacionados com o desenvolvimento sustentável, ao demonstrarem preocupações com as dimensões social, económica, ecológica, social, estética e cultural das cidades. Estes devem ser aspectos considerados num planeamento urbano integrado, de forma a responder aos desafios que as grandes cidades enfrentam devido à acentuada expansão do século XX. O Novo Urbanismo, corrente dos anos 90, defende a diversidade cultural, a integração social, o funcionamento em comunidade e a existência de espaços públicos inclusivos e promotores da coesão social. Defende que a arquitectura e o desenho do espaço urbano devem considerar a história, o clima e a ecologia locais e propõe uma estrutura física coerente e promotora da vitalidade económica, de uma comunidade estável e da qualidade ambiental, em que a participação de todos os sectores da sociedade deve ser uma constante no processo de planeamento urbano<sup>21</sup>.

Opondo-se ao Novo Urbanismo, que critica por se concentrar na forma espacial e no aspecto estético como elementos que controlam o desenvolvimento da cidade, não considerando o processo de evolução que ocorre no espaço e no tempo (Corner, 2006), o *Landscape Urbanism* incorpora na sua génese, não só as preocupações ambientais e ecológicas, mas o princípio de integração no meio natural, ao propor a paisagem, não só como analogia ao processo de evolução das cidades, mas como

---

<sup>21</sup> Carta do Novo Urbanismo, 1996

modelo de urbanismo. Se a paisagem permite compreender os processos de transformação da cidade no espaço e no tempo, então será também o melhor exemplo no pensar a cidade: “A paisagem torna-se simultaneamente a lente através da qual a cidade contemporânea é representada e o meio pela qual é construída” (Waldheim, 2006).

Frederick Steiner (2011) propõe levar este conceito mais longe, integrando os desenvolvimentos mais recentes da ecologia urbana e utiliza o termo *Landscape Ecological Urbanism* para caracterizar um urbanismo que se preocupa com o crescimento da população, com as alterações climáticas, com a utilização de energia, com a disponibilidade de água e, de uma forma geral, com a qualidade de vida e do ambiente nas cidades. Reconhece que, apesar do primeiro objectivo ser o desenho e a forma, os projectos desenvolvidos dentro do *Landscape Urbanism*, ao desenhar o espaço utilizando a natureza, podem melhorar a qualidade do ambiente urbano para pessoas, plantas e animais e os serviços prestados pelos ecossistemas. Mas enquanto no *Landscape Urbanism* estes benefícios são colaterais, o *Landscape Ecological Urbanism* visa directamente os serviços ecológicos, projectando e planeando as cidades com o objectivo de obter a máxima eficiência ecológica no desenho da paisagem (Steiner, 2011).

Sendo a Europa um dos continentes mais urbanizados do mundo (Callataÿ et al, 2011), é natural que tenha sido também um dos primeiros a colocar as cidades em primeiro lugar na agenda da sustentabilidade e a reconhecer os problemas e oportunidades que representam os sistemas urbanos na persecução dos seus objectivos. As cidades representam o sistema onde existe maior consumo de recursos e emissão de resíduos, mas são também o ponto onde este balanço pode ser reduzido ao ponto de se reduzir, à escala global, a pressão sobre os ecossistemas e os recursos do planeta (Beatley, 2000).

Assim, no final do século XX, o conceito de sustentabilidade surge associado, não só às correntes do urbanismo, mas também aos temas prioritários das políticas de desenvolvimento urbano. O crescimento das cidades e o aumento da população a que se assiste nesta altura, cuja tendência é para aumentar, leva a um agravamento da degradação ambiental (perda de solo, deterioração da qualidade da água e do ar, perda de biodiversidade, alterações do clima urbano, entre outros) e à perda de coesão social e de identidade (Gonçalves et al., 2021), o que torna urgente a necessidade de encontrar formas sustentáveis de desenvolvimento urbano.

Torna-se cada vez mais claro que os diferentes desafios das áreas urbanas, quer sejam ambientais, climáticos, sociais ou económicos, estão interligados e devem ser abordados de forma integrada relacionando a renovação do espaço público urbano com a inclusão social, a protecção do ambiente e a mitigação dos efeitos das alterações climáticas, com a educação e com o desenvolvimento económico. A intervenção de toda a sociedade é essencial bem como a escala de

intervenção local, num contexto de envolvimento das comunidades no processo de construção dos espaços, num sistema de rede que as liga à restante cidade. A identificação de respostas eficazes a estes desafios é crucial para concretizar a sociedade inteligente, sustentável e inclusiva prevista na Estratégia Europa 2020<sup>22</sup>. Este processo passará necessariamente pelas cidades, onde se concentra a maior parte da população com educação superior e, conseqüentemente, a maior actividade de investigação e inovação.

Na Europa assistiu-se então, desde a década de 90 do século XX, a um esforço de implementação de uma agenda de sustentabilidade urbana comum, levando a que se estabelecessem nas diferentes cidades europeias, em coordenação com os governos nacionais, estratégias e programas locais de desenvolvimento sustentável verdadeiramente inovadores e apontados como exemplo para as cidades do resto do mundo (Beatley, 2012). Timothy Beatley (2000) define a política urbanística europeia como *Urbanismo Verde*, destacando o papel que as cidades e as correntes do urbanismo detêm na construção de comunidades e estilos de vida mais sustentáveis. Os benefícios alcançados vão para além dos benefícios ambientais e reflectem-se no modo e qualidade de vida das pessoas, no tipo de comunidades que existem nas cidades, mais confortáveis, mais coesas e inclusivas, com espaços abertos públicos de qualidade, onde os sistemas naturais estão presentes, contribuindo para a qualidade do ambiente e da saúde dos seus habitantes.

O conceito de “cidade sustentável” foi formalizado na Europa através da Carta de Aalborg, assinada pelos participantes na Conferência Europeia para as Cidades Sustentáveis em Maio de 1994, onde se assiste a um compromisso com os princípios e planos estabelecidos pela Agenda 21 e com os parâmetros definidos na Estratégia Europeia de Desenvolvimento Sustentável. Esta carta representa o reconhecimento da importância das cidades e da sua responsabilidade no consumo de recursos e nos impactos ambientais que geram, uma vez que (já à altura), 80% da população europeia vivia em cidades (Carta de Aalborg, 1994). As cidades contemporâneas devem promover a qualidade de vida dos seus habitantes, serem social, económica e ambientalmente sustentáveis, resilientes e adaptáveis face às incertezas do futuro. A nível económico a sustentabilidade urbana passará pela conservação e promoção do crescimento do capital natural, uma vez que este é o factor limitante do crescimento económico, pela redução da pressão nas reservas de capital natural e pelo aumento de eficiência de rendimento final dos produtos. A nível social a sustentabilidade pressupõe a equidade social, a justiça ambiental e um aumento da qualidade do ambiente e da qualidade de vida nas cidades. Com a assinatura de uma declaração na 3ª Conferência Europeia sobre Cidades Sustentáveis, realizada em Hannover no ano 2000, a sustentabilidade passa a ser um aspecto intrínseco na elaboração de políticas de planeamento urbano e ordenamento do território dos estados-membros.

---

<sup>22</sup> Política de Coesão 2014-2020 – Desenvolvimento Urbano Sustentável Integrado (CE, 2014)



A Conferência Aalborg +10 *Inspirando o Futuro*, destaca o papel das autoridades locais na prossecução do desenvolvimento sustentável nas diferentes cidades europeias, tendo em conta as diferentes realidades e necessidades locais e promovendo a partilha de informação e experiência entre os diferentes municípios europeus (Os Compromissos de Aalborg, *Aalborg +10, Inspirando o Futuro*, 2004).

Com a Carta de Leipzig são abordados os desafios da cidade do futuro, à luz das mudanças a que se assistia nas cidades europeias, e que se devem reflectir no modelo europeu de desenvolvimento urbano sustentável<sup>23</sup>. Entre os princípios estabelecidos nesta carta destacam-se aqueles que permitem reforçar a competitividade das cidades europeias e que podem, desta forma, atenuar algumas tendências actuais como o envelhecimento da população, a desertificação dos centros das cidades, a dispersão urbana e a segregação espacial e social. Assim surge, em primeiro lugar, a preocupação com a existência de espaços abertos públicos de qualidade enquanto aspecto fundamental da qualidade de vida dos habitantes citadinos. A cidade, com os seus espaços abertos e os seus elementos construídos, deve ser atraente e apelativa. Defende-se um planeamento concentrado, em oposição à dispersão urbana, numa perspectiva de cidade policêntrica, que contribui também para a atenuação dos problemas de segregação espacial e social. A declaração de Toledo, em 2010, foi importante para a definição de uma Agenda Urbana Europeia que, em pleno contexto de crise económica e financeira, propõe a Regeneração Urbana como possível solução para uma maximização dos recursos, numa perspectiva de desenvolvimento urbano sustentável.

A Política de Coesão 2014-2020 da Europa reflecte os princípios de desenvolvimento urbano sustentável expressos na Carta de Leipzig, na Declaração de Toledo e na Agenda Territorial 2020, destacando a importância da dimensão territorial, que requer abordagens integradas, coerentes e holísticas, que incluem os vários sectores da sociedade, os diferentes níveis de governação e os territórios<sup>24</sup>, e que são essenciais para um desenvolvimento urbano sustentável e integrado.

*Cities of Tomorrow - Challenges, visions, ways forward* (Callataÿ et al., 2011) um relatório elaborado pela Direcção Geral da Política Regional no sentido de chamar a atenção para o papel que as cidades devem desempenhar na realização dos objectivos da estratégia Europa 2020, confirma a necessidade desta abordagem integrada para o desenvolvimento urbano e da adopção de um modelo holístico de desenvolvimento sustentável, com um sistema de governação flexível, adaptável a diferentes contextos e escalas e que promove a participação de todos os sectores da sociedade<sup>12</sup>.

Actualmente, a Iniciativa Urbana Europeia, desenvolvida no âmbito da Política de Coesão para o período 2021-2027, tem como um dos seus principais objectivos a construção de conhecimento

---

<sup>23</sup> Carta de Leipzig, 2007

<sup>24</sup> *Cities of Tomorrow - Challenges, visions, ways forward*; Comissão Europeia – Direcção Geral da Política Regional; Outubro de 2011

sobre o desenvolvimento urbano sustentável, que permita fundamentar as políticas e o planeamento estratégico para a sua implementação, promovendo projectos de investigação no âmbito do desenvolvimento urbano sustentável<sup>25</sup>.

## **2. O Papel dos Espaços Abertos Urbanos na Cidade Contemporânea**

Com a reflexão sobre as questões sociais, ambientais e económicas que baseiam o desenvolvimento urbano sustentável, os Espaços Abertos Urbanos (EAU) ganham novo protagonismo enquanto parte fundamental do sistema urbano. EAU, no contexto deste trabalho, refere-se aos espaços abertos públicos da cidade, onde a vegetação é o elemento predominante. Representam a natureza na paisagem urbana e inúmeros benefícios para as comunidades humanas. Os benefícios vão desde a saúde humana (física e mental), aos benefícios económicos, como o aumento dos preços das propriedades devido à proximidade desses espaços; aos benefícios sociais, com a interacção e integração social que promovem; aos benefícios ambientais como o potencial de mitigação de efeitos das alterações climáticas, nomeadamente o arrefecimento através da produção de sombra e humidade, a redução do ruído, a filtração do ar através da retenção de poluentes, a promoção da biodiversidade, entre outros (Kabisch et al., 2015).

As paisagens urbanas providenciam serviços de ecossistema importantes para as populações urbanas, alguns dos quais são há muito reconhecidos por urbanistas e sociólogos e, sobretudo, arquitectos paisagistas. Tem havido nos últimos anos um grande aumento na investigação relacionada com os serviços de ecossistema (subcapítulo 3), sendo que a maioria se concentra nos espaços de vegetação e corpos de água. Dependendo da sua organização (projecto) e gestão, os EAU podem purificar a água, melhorar a qualidade do ar através da remoção de partículas, regular o clima local, sequestrar CO<sub>2</sub>, reduzir a erosão do solo, atenuar a poluição sonora, providenciar habitats para plantas e animais, melhorar a estética da paisagem circundante e aumentar o bem-estar fisiológico humano (Carter et al., 2015). Muitos destes serviços, como a fixação de CO<sub>2</sub> ou a retenção de partículas têm um valor monetário efectivo, aumentando a importância dos EAU nas estratégias e políticas de planeamento urbano (Sebastiani et al., 2021). É importante notar, também, que os serviços culturais providenciados pelas paisagens urbanas são essenciais ao bem-estar dos humanos, enquanto espécie dominante no ecossistema urbano. O *Milennium Ecosystem Assessment* (2005) definiu serviços de ecossistema culturais como “benefícios não materiais que as pessoas obtêm dos ecossistemas através do enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, reflexão, recreio e experiências estéticas”. Os serviços culturais são diversos e incluem recreio e turismo, identidade cultural, valores patrimoniais, serviços espirituais, inspiração e fruição estética. O contacto com a

---

<sup>25</sup> Description of the Action: The European Urban Initiative (EUI); Comissão Europeia, 2022

natureza é essencial ao bem-estar e saúde humanos, e por isso os EAU são um elemento fundamental e agregador na procura da sustentabilidade urbana (Wu, 2014).

Os EAU são assim um factor determinante para a qualidade de vida e bem-estar humano, podendo, ainda, influenciar comportamentos e promover a proximidade entre grupos e a paz social (Goličnik & Ward Thompson, 2010; Villanueva et al., 2015). Tratando-se de estruturas físicas, são mais facilmente moldáveis que outros factores de carácter social e por isso apresentam um potencial enorme na persecução dos objectivos do desenvolvimento urbano sustentável. É necessário desenvolver estratégias de espaços abertos que explicitamente protejam a vertente social tanto quanto a vertente ecológica para uma urbanidade sustentável (Wolch et al., 2014). Para podermos definir estratégias eficazes temos de compreender o papel do espaço público aberto na cidade do século XXI, o que por sua vez implica aprender como funciona essa cidade, quais os estilos de vida, as atitudes perante a natureza, quais os modelos de vida citadina e ainda quais as implicações sociais e espaciais que todos estes aspectos representam. Devemos ainda compreender quais os desafios relacionados com a degradação do ambiente urbano e da qualidade de vida nas cidades. Só assim poderemos adquirir novas perspectivas sobre a forma como os espaços abertos podem servir as necessidades humanas e cumprir as funções ecológicas no quadro mais amplo de um sistema de paisagem.

Nesta nova forma de pensar a cidade, os EAU, pelo seu carácter simbólico de espaços da natureza, vão ao encontro de necessidades humanas que são transversais a toda a sociedade (Como por exemplo a prática de desporto, a oportunidade de passear ao ar livre ou o contacto com a natureza), representando elementos de continuidade que atenuam a fragmentação do tecido construído e do tecido social (Breuste, 2004). Não só suportam a diversidade cultural e social como, se numa estrutura for contínua que atravessa diferentes situações e contextos urbanos, ligam a cidade e constituem uma oportunidade para interações sociais cruzadas que atenuam a segregação espacial e social (Portas et al., 2007). São a forma de atenuar a fragmentação da paisagem originada pelas áreas urbanas, constituindo infra-estruturas verdes que promovem a conectividade ecológica e social através do tecido construído das cidades, ligando-as à paisagem envolvente (Z. Zhang et al., 2019). Ao integrar os EAU numa estrutura contínua, os seus benefícios locais (sociais, culturais e ambientais) são amplificados e partilhados por toda a cidade!

Uma das características que melhor representa a cidade contemporânea é a grande diversidade cultural. Sendo os EAU os principais lugares para a expressão das diferentes culturas (Thompson, 2002), constituem também a melhor oportunidade de estas se darem a conhecer entre si. Este potencial de aproximação deve ser explorado, garantindo o acesso aos EAU a todos os sectores e grupos da sociedade, para que sejam centralizadores de interações sociais cruzadas, integração e

coesão social. Os espaços abertos públicos foram descritos como aqueles em que estranhos se encontram e, de facto, não há muitos outros espaços na sociedade moderna onde possa haver interacção entre estranhos, que seja independente do seu enquadramento social, da situação financeira, etnia, etc. (Fischer et al., 2018). Para além do contacto entre pessoas, os EAU são importantes pelas oportunidades de contacto com a natureza. O contacto com a natureza produz benefícios para a saúde física - estando estudada a sua relação directa com problemas como a obesidade, doenças cardiovasculares ou respiratórias, diabetes, entre outras (Villanueva et al., 2015) - mas também psicológica, com efeitos positivos sobre o stress, a ansiedade, déficite de atenção ou depressão. Está também documentada a sua relação com a redução de comportamentos criminais e anti-sociais, afectando positivamente a experiência de auto-regulação e recuperação (James et al., 2009). Ao produzir amenidade climática que atenua os efeitos das ilhas de calor urbanas, atenua também a incidência de doenças e mal-estar relacionados com temperaturas excessivamente altas (Villanueva et al., 2015).

Os EAU podem representar a melhor forma de atenuar a fragmentação do tecido urbano e social. O seu carácter de continuidade e durabilidade (relativamente às actividades circundantes que estão em constante transformação) permite que sejam adaptáveis a diferentes situações e suporte da diversidade de intervenções localizadas, tendo em conta a igual diversidade de estilos de vida. Portas et al. (2007) defende que os espaços abertos públicos têm, potencialmente, uma morfologia e uma continuidade espacial e temporal que lhe confere o poder de ligar áreas heterogéneas (mais dispersas ou mais compactas) através da ocupação do espaço que representam, tão diferente das periferias mais fragmentadas, ou dos tecidos compactos dos centros. Para além da escala local, funcionando em rede, têm um papel formador e regenerador das áreas urbanas no seu todo, enquanto elementos de protecção e valorização do recreio colectivo, de produção, de continuidade ambiental, de protecção e valorização de sistemas existentes, de coesão espacial e social (James et al., 2009).

Os EAU são assim o meio para atenuar a “fracturação” da cidade representando ligações e atravessamentos, entre os diferentes bairros e actividades, enquanto espaços qualificados e simbolicamente acentuados. Assim podem consolidar-se espaços seguros, que oferecem oportunidades para interacções cruzadas ou transversais e que ligam os diferentes núcleos da cidade, apelando-os a voltarem-se para fora e não a fecharem-se sobre si mesmos (Wolch et al., 2014).

Para cumprir esta função os EAU devem constituir uma rede que faz parte da paisagem urbana e devem estabelecer uma relação directa com as pessoas que vivem e trabalham nas suas imediações. Esta infra-estrutura ou sistema de paisagem urbana, um conceito antigo para arquitectos paisagistas, deve ter em conta tendências actuais, como a tecnologia da informação (Thompson, 2002), os riscos ecológicos, com as suas implicações para o desenvolvimento sustentável, e a transformação social,

com os padrões de vida a reflectir um aumento da esperança de vida e a possibilidade de novos estilos de vida. Num mundo em que a tendência para a urbanização é cada vez mais acentuada, onde a população é cada vez mais envelhecida, torna-se cada vez mais exigente a necessidade de integração dos idosos e dos deficientes na sociedade, sendo o acesso aos espaços abertos um aspecto fundamental. Devem ser criados “espaços belos, que são socialmente coesos, evitando-se desigualdade de oportunidades e promovendo-se a equidade e a solidariedade social” (Kabisch et al, 2015). Existe cada vez mais a noção da importância das redes de espaços abertos e dos potenciais benefícios sociais, ecológicos, de saúde e qualidade de vida que representam para os cidadãos urbanos. As pessoas que provavelmente têm maior necessidade de acesso a espaços públicos abertos e sociabilização num espaço ao ar livre seguro, serão sempre aqueles que mais dificuldade têm em deslocar-se livremente (devido à idade, situação económica, falta de transporte próprio, etc), como crianças, idosos, deficientes, desempregados (Thompson, 2002). Na obtenção dos benefícios que os EAU podem providenciar, bons acessos a espaços abertos de qualidade é um factor crucial no desenho da cidade. Contudo, a proximidade só não é suficiente para levar as pessoas aos EAU. Outros elementos como a atractividade, a qualidade dos espaços, os atributos e a sua dimensão são também aspectos determinantes para que os EAU possam cumprir o seu papel de agregador social (Villanueva et al., 2015).

A forma do sistema de paisagem dentro da cidade deve considerar a ligação a diversos pontos da malha urbana, conectando diferentes áreas residenciais, comerciais e industriais / tecnológicas entre si e ao centro da cidade, evitando-se a concentração de espaços verdes numa zona da cidade ou ao longo de apenas alguns corredores, para que estes não sejam agentes de processos de gentrificação na sua envolvente. Geralmente o acesso aos EAU, sobretudo parques, beneficia desproporcionalmente as comunidades predominantes da sociedade (Wolch et al., 2014). Sendo o seu papel na qualidade de vida dos cidadãos tão importante, o acesso a estes espaços é visto agora como uma questão de justiça ambiental (Villanueva et al., 2015). Em muitas cidades tem-se tentado responder a este problema através da requalificação dos espaços vazios (espaços vagos, correspondentes aos interstícios do tecido urbano ou expectantes relativamente à sua função) ou da utilização de infra-estruturas de transporte abandonadas, para criar estruturas contínuas que cheguem a diversos pontos da cidade. Quando se utilizam estas soluções para responder aos problemas de justiça social, tornando-se os bairros mais saudáveis e esteticamente atractivos, há que ter em conta que estes factores podem desencadear, mais uma vez, gentrificação, levando à subida dos preços das casas e do valor de propriedade e ao deslocamento dos residentes para quem as estratégias foram implementadas. A distribuição dos espaços associados a esta estrutura tem de ser de tal forma equilibrada, que evite estes processos.

Também a tecnologia da informação influencia o papel dos EAU, a forma como são pensados e como são utilizados. O facto de as pessoas estarem ligadas em rede pode ser uma vantagem para promover a utilização dos espaços abertos urbanos. A tecnologia da informação permite uma maior flexibilidade em termos de localização, sobretudo no que diz respeito a locais de trabalho ou de estudo, o que tem resultado em novas concentrações urbanas, onde o contacto humano se faz em diferentes pontos da cidade. As redes de informação e sociais permitem contactar pessoas a quilómetros de distância, mas permitem também contactar quem está próximo e a organização de eventos em locais da cidade, promovendo a utilização do espaço aberto público de forma mais eficiente (Thompson, 2002). Os humanos precisam do contacto com a natureza e com os outros e as formas de comunicação promovem funções mais específicas para o espaço e uma escala de utilização mais aproximada. Através da internet podemos conhecer os espaços a uma escala mais aproximada, os percursos que os compõem, a vegetação, as várias espacialidades e as diferentes formas de lá chegar. Este conhecimento prévio do que vamos encontrar transmite segurança na utilização dos espaços para lá das áreas centrais e abertas, aumentando a possibilidade de afluência aos espaços e a sua utilização plena através da exploração de todas as suas vertentes. Isto permite abordar o projecto dos espaços de diferentes formas, alterando a hierarquia tradicional dos espaços (de uma área central, mais importante, para outras periféricas, mais reduzidas e secundárias), prevendo espaços policêntricos, que se ligam em rede e que se adaptam ao desenvolvimento urbano actual, em que também as cidades são policêntricas com um tecido urbano descontínuo e que não cumpre a hierarquia de espaço tradicional. Permite considerar planos de comunicação que dêem a conhecer os espaços e todas as valências que oferecem, bem como promover a educação ambiental e sensibilizar para a importância da vegetação na cidade (Carter et al., 2015).

É sabido que o contacto com a natureza na cidade tem benefícios psicológicos e a relação entre a forma como são utilizados e a necessidade de contacto com a natureza leva a reflexões interessantes. Actualmente, para muitos habitantes urbanos, os parques são o sítio que ressoa o conceito do “jardim” original e onde o contacto com a natureza adquire uma dimensão espiritual. Alguns especialistas defendem que a vegetação devia ser gerida de forma diferente e que a sucessão ecológica não devia ser travada através da manutenção dos espaços abertos (Thompson, 2002). A utilização do espaço pode seguir um padrão de manchas em diferentes etapas da sucessão, dependendo se determinado uso precisa de espaços abertos (por exemplo para piqueniques ou recreio), se precisa de matos (que funcionem por exemplo como espaço de aventura ou sejam utilizados para ciclismo de montanha) ou de matas (para passeios pedestres, fruição da natureza ou educação) (Breuste, 2004). Este princípio está sujeito a uma questão de escala e aplica-se a estruturas de paisagem, ou seja, redes de EAU, onde os parques e jardins que não têm escala para este tipo de

desenho são complementares, integrando estruturas formais e organizadas para usos tradicionais (recreio infantil, desporto, entre outros).

As estruturas de paisagem urbana, ou estruturas verdes, associam-se geralmente a linhas estruturantes da paisagem, naturais, como linhas de água, ou construídas, como rodo e ferrovias, ao longo dos quais podem constituir espaços de natureza. Diferentes ciclos de crescimento e declínio podem conferir a estes corredores um carácter individual que convida a usos diferentes. Estes espaços serão complementares aos parques convencionais e não substitutos, sendo preenchidos com comunidades vegetais com diferentes estratos de vegetação que invadem espaços abandonados e promovem os processos naturais entre o tecido urbano, associados a diversos serviços de regulação ecológica. Alguns destes espaços podem não ser confortáveis para a utilização humana, mas reclamam o espaço construído pelo homem para a natureza e actuam como contraponto ao desenho controlado do espaço urbano (Thompson, 2002). O projecto dos EAU deve assim definir visões artísticas e paisagísticas, integrando zonas de natureza, com uma beleza muito própria, que, sendo espaços informais, permitem uma apropriação mais livre e diversa, acolhendo diferentes perspectivas de contacto com a natureza que se relacionam com aspectos sociais, culturais ou religiosos das pessoas que os procuram (Wolch et al., 2014). As contribuições estéticas dos diferentes tipos de EAU para a vida da cidade são igualmente importantes e o carácter destes espaços continua a ser importante na expressão desses mesmos valores religiosos e culturais contemporâneos (Ziyae, 2018). Conhecer e perceber as diferentes formas de usar os espaços de acordo com as diferentes comunidades humanas que existem nas cidades é fundamental para gerir os EAU de forma apropriada, respeitando os usos diversos que lhes são atribuídos (James et al, 2009).

Outra questão prende-se com a relação que os cidadãos urbanos têm com as zonas rurais. Parece provável que, uma vez que a agricultura se está a intensificar cada vez mais na Europa, o campo se divida em áreas de agricultura de escala industrial, que a maioria das pessoas nunca visitará; em áreas de paisagens culturais, preservadas como parques históricos; e em áreas de natureza, onde as pessoas irão para actividades de recreio activo ou de fruição da natureza. As duas últimas categorias serão certamente visitadas pelas populações urbanas, mas qual o nível ou a frequência de contacto que o cidadão terá com a terra enquanto recurso produtivo? As hortas e jardins comunitários são de extrema importância social uma vez que reúnem grupos com um propósito diferente do recreio associado aos parques urbanos e porque permite que os cidadãos, sobretudo as crianças, ganhem consciência do crescimento das plantas e as relacionem com o que comem. Portanto este tipo de espaço deve ter uma localização chave na estrutura de espaços abertos. Assim, apesar da premissa do desenvolvimento urbano sustentável de que o tecido construído deve ser densificado por forma a utilizar espaços vazios dentro da cidade em vez de se expandir para fora dos seus limites, este deve

permitir a existência de espaços abertos à escala do bairro ou da rua, para que este tipo de usos ou outros, menos convencionais, possam surgir à medida que o tecido urbano muda. Os espaços vazios e informais que existem dentro do tecido urbano e resultam de um crescimento não planeado da cidade são tão importantes e necessários como os que são pensados no âmbito do planeamento urbano. Não estando atribuídos a um uso concreto, permitem a proliferação de actividades que são culturalmente mais inclusivas que aquelas previstas nos espaços planeados (Thompson, 2002).

Para além do contacto com a natureza, um aspecto fundamental da essência humana, e dos serviços de ecossistema que providenciam, os EAU devem desempenhar ainda um papel na educação para uma cidadania activa e uma consciência perante a natureza, através de um conhecimento mais generalizado dos aspectos ecológicos, que fomenta, por sua vez, o desejo de contacto próximo com a natureza (Breuste, 2004).

Os riscos ecológicos da urbanidade são, de facto, um aspecto fundamental na reflexão sobre o papel dos espaços abertos na cidade contemporânea e o mais explorado neste trabalho. No contexto das alterações climáticas, os EAU defendem, por um lado, as cidades dos efeitos climáticos extremos e reduzem, por outro, os impactos das cidades no clima e no ambiente (James et al., 2009). Embora há muito defendido por arquitectos paisagistas, actualmente há um reconhecimento generalizado de que os EAU são fundamentais na atenuação dos impactes das alterações ambientais, mais intensos nas áreas urbanas, enquanto espaços de protecção, que contribuem para o aumento da qualidade do ambiente, do conforto climático e da qualidade de vida na cidade. Nomeadamente a regulação microclimática (diminuição da temperatura) é garantida através das funções inerentes à vegetação como a evapotranspiração, o armazenamento e irradiação de menor quantidade de calor ou o ensombramento. Assim, aumentar as manchas de vegetação, sobretudo em áreas densamente construídas, é considerado como um importante passo para aumentar a capacidade adaptativa da cidade (Carter et al., 2015). Para além dos benefícios que têm a nível local, através de serviços de ecossistema como a redução da poluição sonora ou as oportunidades de recreio, os EAU constituem habitat para diferentes espécies e, enquanto estrutura contínua têm o potencial de contribuir para a preservação da biodiversidade através da conectividade ecológica em territórios urbanizados (Aziz & Rasidi, 2014). Tendo o potencial de funcionar em rede e promover a dispersão e o movimento das espécies, podem mitigar os impactes negativos que a fragmentação tem na abundância das populações, na variação genética de cada espécie e na riqueza de espécies. A conectividade é fundamental para o funcionamento e resiliência dos ecossistemas e estes dois aspectos são por sua vez fundamentais para a protecção ecológica que os EAU devem garantir (Zhang et al., 2019; Wang et al., 2022).



Tendo em conta o papel que os EAU podem desempenhar na cidade contemporânea, ao funcionar como estrutura contínua que liga diferentes pontos da cidade, com benefícios sociais e ecológicos que podem alcançar toda a população urbana, o conceito de infra-estruturas verdes urbanas (IVU) tem sido objecto de investigação, não só na área da arquitectura paisagista, mas também da ecologia urbana, no sentido de contrabalançar a expressão que as áreas urbanas atingiram em termos de ocupação do território.

O conceito de IVU é quase intrínseco aos arquitectos paisagistas desde o início da profissão e passado através das diferentes gerações de profissionais com diferentes denominações, como Estrutura Verde Urbana, Estrutura de Paisagem ou *Continuum Naturale*, mas identificando sempre a importância das estruturas naturais contínuas para a conservação da natureza e da biodiversidade, enquanto corredores de conectividade ecológica, que permitem o movimento das espécies (Cabral, 1980). Nas últimas décadas tem ganho consistência através dos contributos de diferentes áreas científicas com evidências concretas sobre como maximizar os benefícios destas estruturas (Telles, 1997; Ribeiro, 1998; Bryant, 2006; Tzoulas et al., 2007; Aziz & Rasidi, 2014; Demuzere et al., 2014; Norton et al., 2015; Zhang et al., 2019; Yeo et al., 2022). Em Portugal o conceito de Estrutura Ecológica Urbana, presente nos Planos Directores Municipais de quase todos os concelhos portugueses, assenta no princípio de IVU, cujos fundamentos são sistematizados no Plano Verde de Lisboa, desenvolvido por Gonçalo Ribeiro Telles em 1997. Recentemente, muitas metodologias têm sido desenvolvidas e experimentadas com o objectivo de obter o layout mais eficiente para as IVU tendo em conta a conectividade, aproveitando espaços vazios do tecido construído ou terrenos abandonados em cidades com decréscimo de população, sobretudo nos centros, para ligação das áreas de elevado valor natural existentes. Estas metodologias têm por base o potencial de conectividade dos espaços e utilizam diferentes métricas para avaliar o traçado dos corredores que a garantem com maior facilidade e menor custo. São operacionalizadas a diferentes escalas, conjugando e ligando projectos locais, com especificidades associadas aos sítios onde são desenvolvidos e que atendem às necessidades e serviços de ecossistema locais, dentro da mesma infra-estrutura, considerando uma conectividade ecológica e social que amplifica os benefícios gerados localmente (Wang et al., 2022). Devem utilizar bases de dados disponíveis, abertas e actuais (Zhang et al., 2019), como cartas de uso e ocupação do solo (por exemplo, as cartas Corine Land Cover), mapas de estradas, ruas e cidades (como o OpenStreetMap) e utilizar software gratuito (como por exemplo o QGis) o que permitirá uma maior acessibilidade e reprodução das metodologias por diversos sectores da sociedade, sobretudo em municípios ou aglomerados urbanos onde os serviços municipais têm recursos técnicos e financeiros limitados (Zhang et al., 2019). Estas metodologias devem ser replicáveis tanto em cidades com processos de decréscimo de população, onde surgem áreas abandonadas no meio do tecido

urbano (*Shrinking Cities*), como em cidades em expansão, onde se pretende desenvolver uma infra-estrutura verde que permita o crescimento sustentável da cidade sem que se perda a conectividade entre os espaços abertos e a ligação ao campo. O desenvolvimento de uma IVU pode atrair residentes de volta aos núcleos urbanos, abrandando o ritmo da suburbanização e, conseqüentemente, a fragmentação de áreas naturais nas franjas urbanas (Zhang et al., 2019). A participação pública é fundamental. Tanto as agências governamentais, como os sectores privados ou os grupos comunitários existentes podem fornecer informação importante sobre os equipamentos públicos existentes que podem ser integrados, as preferências da população e das partes interessadas nos projectos ou regulamentações locais e municipais que devem ser consideradas, integrando-se no projecto as prioridades e constrangimentos locais, um aspecto fundamental para o sucesso da implementação de uma IVU.

Zhang et al. (2019) define a conectividade como estrutural, referindo-se à estrutura física que liga as manchas de vegetação, e funcional ou potencial, associada ao tipo de comportamento / movimento de espécies esperado em resposta à matriz da paisagem e a conectividade real, que resulta da observação do movimento de indivíduos através das estruturas e espaços existentes. Para medir a conectividade potencial e real é preciso incluir informação sobre as formas de dispersão das diferentes espécies, o que requer recursos técnicos e financeiros consideráveis. Apesar disso, a conectividade estrutural, medida através de métricas de paisagem (por exemplo, a percentagem de cobertura vegetal) é um bom indicador da conectividade funcional, mesmo não permitindo avaliar todas as funções ecológicas.

De uma perspectiva da ecologia da paisagem, uma infra-estrutura verde constitui um sistema de manchas ou áreas nucleares, ligações, corredores, redes, *stepping-stones* e matrizes, que permitem o movimento, dispersão ou migração das espécies e que são formadas por espaços abertos naturais, semi-naturais ou artificiais (Yeo et al., 2022). A primeira abordagem à definição de uma IVU corresponde à escala da cidade, com a definição das áreas nucleares e dos corredores que as ligam. As áreas nucleares correspondem a áreas de grande dimensão com elevado valor natural ou dimensão suficiente para albergar habitats, que apresentem potencial para restauro ecológico se existirem sinais de degradação ou desempenhem já algumas funções importantes. Para a ligação entre estas áreas, a definição dos corredores deve seguir um critério de eficiência de custo. O custo refere-se à maior ou menor dificuldade que as espécies têm em percorrer esses corredores e relaciona-se com a ocupação do solo. Espaços vazios, espaços verdes existentes ou ruas com árvores são considerados mais eficientes em termos de custo para a constituição dos corredores. Os espaços vazios apresentam o maior potencial pela facilidade e necessidade de requalificação. Em segundo lugar, os espaços verdes por apresentarem resquícios de habitats. Em terceiro lugar as ruas e avenidas que, apesar de serem

maioritariamente impermeáveis, apresentam possibilidade de transformação em espaços verdes lineares, através da utilização de árvores de arruamento e áreas de vegetação centrais (Zhang et al., 2019). Se forem considerados apenas estes critérios, a malha de corredores é imensa, pelo que deverão ser priorizados aqueles que apresentam maior potencial de interacção entre as áreas nucleares, ou seja, as ligações mais significativas entre duas áreas importantes (Wang et al., 2022). Após a selecção dos corredores, há que simular diferentes cenários (por exemplo, assumindo que todos os corredores terão coberto arbóreo ou que alguns têm apenas revestimentos herbáceos) e utilizar métricas que permitam avaliar o aumento da conectividade para cada um dos cenários, seleccionando aquele que apresenta maior potencial.

Após a definição da macro infra-estrutura verde há que trabalhar uma aproximação de escala que permita, localmente, desenvolver tipologias de projecto para os diferentes tipos de espaços (por exemplo, espaços vazios em zonas comerciais/industriais, espaços vazios em zonas residenciais ou ruas), por forma a garantir uma infra-estrutura verde multifuncional, que gere benefícios ecológicos e sociais. Os projectos a nível local devem recolher informação através de reconhecimentos no terreno que permitem identificar potenciais, necessidades e problemas dos espaços, sendo que o seu desenho influencia as funções que desempenha, nomeadamente a capacidade de reter biodiversidade (Kümmerling & Müller, 2012). Segundo Zhang et. al (2019), os projectos devem ter em conta oito objectivos principais. Quatro são relacionados com funções ecológicas - i) facilitar o movimento de diferentes espécies através de espaços em rede; ii) a gestão da água de escorrência superficial urbana através de SUDS ou sistemas de bio-retenção; iii) a mitigação das ilhas de calor urbanas; iv) a melhoria da qualidade do ar através do aumento da vegetação – e os outros quatro consideram os benefícios socioculturais – i) os serviços culturais (espaços de recreio, parques infantis, educação ambiental, etc.); ii) a legibilidade, através de elementos paisagísticos bem estruturados que permitam facilmente relacionar os diferentes espaços e promovem o movimento das pessoas entre eles; iii) a manutenção (prados cortados, padrões de plantação definidos, flores vistosas, etc.), promovendo uma sensação de espaços bem cuidados e seguros em algumas áreas, um aspecto fundamental para alguns tipos de utilizadores dos espaços; iv) a coerência, através de uma organização clara da paisagem (repetição de elementos, texturas suaves, etc.). Para promover os serviços de ecossistema culturais e a interacção social há que prestar particular atenção aos sistemas de circulação pedonal e aos espaços de recreio que são também o suporte para a educação ambiental.

Acontece que, em muitas cidades, as áreas de vegetação são muito fragmentadas pelo que é necessário desenvolver novos corredores para alcançar a conectividade ecológica. A produtividade das manchas de habitats (áreas nucleares) é mais influenciada pela composição das comunidades que ocupam os corredores do que pela sua configuração espacial (Fernández et al., 2019). Por outro lado,

a dimensão das áreas nucleares tem uma influência significativa na sua capacidade de reter diversidade biológica assim como na capacidade de conectividade dos corredores que as ligam. Quanto maiores forem as manchas, maior a capacidade de conectividade dos corredores e de preservação da biodiversidade de toda a infra-estrutura (Collinge, 1998). Estes aspectos são fundamentais na fase de definição do traçado e do projecto dos corredores que irão integrar a IVU, indicando aqueles que terão maior impacte na capacidade de dispersão e movimento das espécies e na função ecológica dos ecossistemas. São também importantes na reflexão sobre a possível necessidade de intervenção nas áreas nucleares incluídas, no sentido de aumentar a sua dimensão, uma vez que, se forem muito reduzidas, o efeito do corredor será também muito reduzido ou nulo. Esta relação entre distribuição espacial e conectividade é dos factores que mais aproxima a Arquitectura Paisagista da Ecologia da Paisagem.

### **3. A Relação Entre a Ecologia e a Arquitectura Paisagista em Diferentes Escalas**

Com a evolução do conhecimento nas áreas da ecologia aplicada, da ecologia urbana, da ecologia da vegetação e do restauro ecológico, a forma como os arquitectos paisagistas abordam os espaços e o projecto é enriquecida através do aprofundamento dos temas do âmbito destas disciplinas. Biodiversidade, serviços de ecossistema, alterações climáticas, migração de espécies, resiliência, complexidade e conectividade, são conceitos importantes para a arquitectura paisagista, especialmente no contexto da necessidade de adaptação às alterações climáticas (Grose, 2014). A utilização da Vegetação Natural Potencial (VNP) adquire consistência como resposta aos desafios que se colocam actualmente aos Espaços Abertos Urbanos (EAU), em termos de eficiência ecológica e de promoção da biodiversidade em meio urbano. O conceito de VNP está dependente das séries de vegetação e estreitamente relacionado com a sintaxonomia, pelo que as metodologias da fitossociologia são fundamentais na sua avaliação. A selecção das comunidades vegetais potenciais, dentro da série de vegetação correspondente, é determinada pelos serviços de ecossistema necessários em determinado espaço e que são providenciados pela vegetação.

#### **3.1. O Contributo da Ecologia Urbana**

Embora existam alguns apontamentos ao longo do século XX, o grande desenvolvimento da ecologia urbana enquanto ramo da ecologia que se debruça exclusivamente sobre a cidade como ecossistema, surge no final dos anos 80 e princípio dos anos 90, talvez devido às crescentes preocupações com os impactes ambientais da urbanização e as influências do movimento de sustentabilidade em curso. Esta nova versão da ecologia urbana é caracterizada por uma

interdisciplinaridade e transdisciplinaridade cada vez maiores nos seus temas de investigação dominantes e nos seus actores principais (Wu, 2014).

Um dos maiores contributos da ecologia urbana é a introdução do conceito de ecossistema urbano e a mudança de perspectiva da ecologia *na* cidade para a ecologia *da* cidade (Pickett et al., 2011). Reconhecer o funcionamento ecológico dentro dos limites dos complexos urbanos traz diversos benefícios. É reconhecida a necessidade de que é preciso explorar as capacidades das funções ecológicas dentro dos espaços urbanos, no que diz respeito à retenção dos fluxos de água, à mitigação dos efeitos climáticos e à promoção da saúde e bem-estar humanos, para melhorar a qualidade de vida e do ambiente nas cidades (Niemelä, 2014). Se até recentemente as cidades eram vistas como ecossistemas irremediavelmente danificados ou nem sequer dignos dessa denominação, actualmente assume-se que as paisagens urbanas providenciam serviços de ecossistema importantes para as populações urbanas, alguns dos quais são há muito reconhecidos por urbanistas e sociólogos (Pickett et al., 2011).

A abordagem da ecologia urbana trata as cidades como sistemas socio-ecológicos em que é dado um destaque cada vez maior à relação entre os serviços de ecossistema prestados pela vegetação nos espaços urbanos e o bem-estar humano nas cidades. A ecologia urbana transcende as definições bio-ecologistas, de estudo dos organismos e das suas relações com o meio dentro das cidades, e define-se como o estudo dos padrões espaço-temporais, dos impactes ambientais e da sustentabilidade da urbanização, tendo em conta a biodiversidade, os processos e os serviços dos ecossistemas (Ramalho & Hobbs, 2012).

Os dois aspectos dos ecossistemas urbanos que são visualmente associados à paisagem são a água e a vegetação. A vegetação constitui um dos três elementos estruturais principais das áreas urbanas e a sua relação com os outros dois – edifícios e superfícies – é tema de política, regulação, preferência e gestão em resultado das acções de indivíduos, casas, comunidades e governos. A vegetação é um parâmetro bio-complexo porque também reflecte a sucessão natural, a interacção com vectores de polinização, dispersores e clima, entre outros factores (Niemelä, 2014). O interesse na vegetação a nível municipal tem sido política recente e prioridade de gestão em muitas cidades, sobretudo as que se encontram em situação de maior pressão ambiental, como zonas áridas ou estuarinas, que desejam tornar-se mais resilientes e aumentar a área de coberto arbóreo. Contudo, é necessário definir modelos e planos de plantação apropriados, que tenham em conta as principais pressões ambientais e a sua mitigação ecológica ou económica. A água, ou sistema hidrológico, é também um aspecto dos sistemas urbanos que pode ser factor de análise, preocupação política e gestão integrada. Sendo a seca um problema cada vez maior em todos os biomas e antromas da Terra, o papel central da água nas preocupações da ecologia urbana é claramente justificado. A

sustentabilidade tornou-se um objectivo das cidades actuais e a vegetação e a água desempenharão um papel chave na persecução desse objectivo (Wu, 2014).

Por outro lado, a manutenção ou recuperação de estruturas ecológicas e as suas funções nos sistemas urbanos promove uma ligação entre os habitantes citadinos e a natureza enquanto organismos, estruturas e funções que reflectem a sua própria história evolutiva, comportamentos inatos e existência de interacções espontâneas (Niemelä, 2014). Tais componentes naturais ou seminaturais, para além do seu valor intrínseco, constituem matéria-prima para uma educação ambiental exterior, para recreio e exploração espontâneos, ligação espiritual e sentimento de pertença (Pickett et al., 2011). O valor cultural da paisagem é um aspecto tão importante para os arquitectos paisagistas como o valor natural. A consideração dos serviços culturais providenciados pelas paisagens urbanas na abordagem aos serviços de ecossistema evita conclusões utilitárias e extremamente parciais, que podem prejudicar a qualidade dos EAU enquanto espaços de utilização pública (Ross et al., 2015).

A introdução da perspectiva da paisagem nos estudos de ecologia urbana, antiga para a arquitectura paisagista e outras ciências como a geografia ou o urbanismo, é relativamente nova para as áreas da ecologia. Uma das grandes vantagens nesta abordagem à cidade é a adopção de um conceito comum – a paisagem – trabalhado em conjunto por uma abrangente comunidade científica, que dos mais diversos ângulos procura as soluções mais eficientes para que a interacção natureza/homem possa ser sinónimo de sustentabilidade, de qualidade ambiental e qualidade de vida para as cidades (Wu, 2014).

A ecologia urbana tem vindo a disponibilizar muitas ferramentas que podem ser utilizadas por arquitectos paisagistas no projecto dos EAU, relacionadas com a descrição e quantificação dos serviços de ecossistema e a sua relação com o bem-estar humano, sendo estes e a sua relação com a sociedade, componentes essenciais da sustentabilidade (Niemelä, 2014). Se não fosse a sua importância para o bem-estar humano, os serviços de ecossistema não seriam serviços. Se não fosse a sua relevância para os serviços de ecossistema, a biodiversidade e os processos ecológicos existentes nas cidades não teriam provavelmente tanta importância para as principais correntes da ecologia (Pickett et al, 2011). Estes são conceitos que convergem com o cerne da arquitectura paisagista, “a arte de ordenar o espaço exterior em relação ao homem”<sup>26</sup>, ao trabalhar com a natureza em favor do bem-estar humano.

Para trabalhar com os serviços de ecossistema, a escala do projecto dos EAU tem de corresponder à escala das funções ecológicas nos complexos urbanos. Se durante muito tempo a

---

<sup>26</sup> CABRAL, Francisco Caldeira (1993). Fundamentos da Arquitectura Paisagista. Lisboa: Instituto da Conservação da Natureza, p. 25.

cidade era vista como um vazio de funções ecológicas, exercendo-se uma abordagem aérea às áreas urbanas, actualmente estas são conceptualizadas como intrinsecamente heterogéneas, funcionalmente diferenciadas e como mosaicos de ecossistemas estreitamente inter-relacionados. O projecto dos espaços abertos é desenvolvido à mesma escala a que a ecologia da paisagem examina os complexos urbanos e essa é uma escala de pormenor, onde as interacções entre as heterogeneidades espaciais biofísicas e sociais podem ser exploradas e aplicadas, mas que se relaciona também com a escala regional ou das bacias hidrográficas (Pickett et al, 2011).

### **3.2. A Ecologia no Desenho de Paisagem e no Projecto de Espaço Aberto Urbano**

A necessidade, cada vez mais premente, da presença de sistemas de EAU que realmente funcionem e que cumpram as suas funções ecológicas exige um aprofundamento dos desenvolvimentos científicos nas diversas áreas da ecologia que se actualizam constantemente. Estas, incluindo os ecossistemas urbanos no seu objecto de estudo, ganham uma interdisciplinaridade que beneficia a necessária eficiência performativa (ecológica, mas não só) dos EAU e é fundamental na formalização de espaços abertos de utilização pública.

A arquitectura paisagista é a profissão que, mesmo com diferenças significativas nas formas de actuação, incorpora o conhecimento científico no projecto de EAU ecologicamente eficientes, que são também espaços públicos de qualidade para serem utilizados pelos habitantes da cidade, conjugando a função de protecção ecológica ao mais alto nível com as funções de recreio e de produção, que fazem dos espaços abertos espaços públicos multifuncionais.

A inclusão dos ambientes construídos no objecto de estudo da Ecologia (em oposição ao estudo exclusivo dos naturais), que podem ser paisagens projectadas e construídas (como parques, áreas naturais recuperadas ou espaços renaturalizados) ou ecossistemas alterados pelo homem, acresce conhecimento à área de actuação dos arquitectos paisagistas, com uma sobreposição do objecto de estudo das duas disciplinas, sendo necessária uma aproximação de linguagens e conceitos (Grose, 2014). Enquanto a ecologia, sendo uma ciência, tenta encontrar um padrão, princípios e metodologias de aplicabilidade universal em todos os temas, a arquitectura paisagista tem também a componente criativa, em que a ideia de *genius loci* e de especificidade do lugar – antítese de universalidade e generalização - é princípio fundamental na sua abordagem aos espaços (Grose, 2014). Em comum, as duas áreas têm a preocupação com a eficiência ecológica dos espaços, sendo por isso necessário que se encontrem, se conheçam e desenvolvam uma base comum de abordagem aos espaços de intervenção, ao vocabulário utilizado e à percepção, pois o conhecimento e o método científico utilizado pela ecologia é um contributo interessante para a forma de abordar os espaços no âmbito da arquitectura paisagista, sobretudo tendo em conta as funções ecológicas e os serviços de

ecossistema fornecidos, parâmetros fundamentais a considerar no projecto dos EAU contemporâneos (Grose, 2014).

Alguns conceitos que emergem da investigação científica da ecologia são de extrema importância para a forma como os arquitectos paisagistas abordam os espaços e o projecto hoje em dia. Na abordagem comum aos EAU surgem conceitos que aproximam as duas práticas, como o Projecto Experimental *Safe-to-Fail* ou o desenho adaptativo (Ahern et al., 2014), Ecologias Construídas (Grose, 2014), *Designer Ecosystems* (Ross et al., 2015) ou Projecto de Adaptação Climática (Kowarik, 2011).

Sendo a Ecologia, no âmbito das ciências, a que mais se aproxima, em termos de objectivos, da arquitectura paisagista, deve integrar as abordagens multidisciplinares ao projecto dos EAU, contribuindo com práticas comuns na ecologia aplicadas ao desenho de paisagem, nomeadamente o projecto experimental e adaptativo. As metodologias de avaliação, medição, modelação, testagem e monitorização aplicadas à gestão dos recursos naturais são aqui transportadas para o projecto dos espaços urbanos, representando um elevado grau de transdisciplinaridade entre cientistas, arquitectos paisagistas, arquitectos e urbanistas e a comunidade civil (Ahern et al., 2014). Com as formas de urbanização em constante mutação, os ecossistemas urbanos ganham uma importância sem precedentes, enquanto fornecedores de serviços de ecossistema indispensáveis à qualidade de vida e do ambiente nas cidades (Kowarik, 2011). A urgência de actuação exige a utilização do conhecimento disponível e das práticas conhecidas, deixando por vezes pouca margem para investigação e inovação. A abordagem ao planeamento urbano e ao desafio de criar espaços ecologicamente eficientes tem de ser baseado tanto nessa emergência como no novo conhecimento que tem sido desenvolvido na área do projecto (Bergen et al., 2001). Um planeamento urbano “de emergência” deve traduzir-se na implementação de infra-estruturas verdes que são corredores de espaços abertos e adaptáveis, o que permite incluir nestes espaços, em aproximações de escala, um desenho experimental e adaptativo que testa novas hipóteses e aperfeiçoa métodos. Método experimental e capacidade de replicação são dois conceitos importantes que podem, com as devidas adaptações, ser utilizadas no projecto de arquitectura paisagista (Ahern et al., 2014).

Ao longo deste início do século XXI, o desenvolvimento de tecnologia digital associada às ferramentas de desenho técnico digital, permitem incorporar dados e testar processos ou desempenhos ecológicos nos espaços projectados. Esta representa uma oportunidade para testar o impacte das opções de projecto nos processos ecológicos, no tempo e no espaço, antes dos espaços serem intervencionados, ou seja, na fase de projecto, simulando “Ecologias Construídas” (Grose, 2014). Neste exercício, projectistas e cientistas aproximam-se, podendo os ecólogos ser participantes activos nas conclusões obtidas sobre esses testes e sobre a posterior monitorização do



desenvolvimento dos espaços, e, juntamente com os projectistas, na discussão de ideias e tomada de decisões que potenciem a capacidade de performance ecológica dos espaços (Grose, 2014). A utilização de parametrização e experimentação associada à simulação da performance ecológica dos espaços na fase de projecto pode, assim, ser uma forma de envolver os métodos utilizados pela ecologia no projecto de arquitectura paisagista, sem abdicar dos princípios da estética da paisagem, nem os valores qualitativos que regem a profissão, tal como a cultural local, as necessidades e desejos da comunidade ou a estética (Grose, 2014).

O “projecto experimental ou desenho adaptativo” (Ahern et al., 2014) é um processo em que projectos de EAU exploram princípios e métodos inovadores, baseados no conhecimento adquirido pela Ecologia e pela investigação associada ao projecto. Corresponde a experiências de projecto *safe-to-fail* (Ahern et al., 2014), um conceito que, através de projectos piloto, permite testar soluções inovadoras, mas que não foram ainda experimentadas, de forma responsável e informada, com um baixo risco de fracasso. Terá de ser transdisciplinar, com produção de conhecimento entre cientistas, urbanistas, projectistas e cidadãos. A forma como o processo *safe-to-fail* é estruturado permite integrar o conhecimento científico, nomeadamente da ecologia, a prática e o projecto da arquitectura paisagista e a participação da sociedade civil em desenhos experimentais ou projectos piloto, a uma escala em que, caso não resultem, não constituam grandes perdas. São em si um exercício de investigação e experimentação. O projecto experimental é aberto à inovação e à criatividade. As intervenções são monitorizadas e analisadas com o objectivo de aprender e aplicar esse conhecimento a projectos futuros. O desenho adaptativo adequa-se a experiências *safe-to-fail*, onde princípios inovadores são testados e monitorizados, e onde o risco de fracasso é compreendido e aceite por governantes e outras partes interessadas da comunidade. O desenho adaptativo desafia os profissionais a compreender e aplicar princípios do desenho experimental, aprendendo através da prática, nunca perdendo a noção de que o projecto e o planeamento urbano não são ciência, mas acção social ainda que com bases científicas, tecnológicas e legais. (Ahern et al 2014). Esta é uma linha de actuação que permite minimizar o fosso entre conhecimento e prática, entre a comunidade científica e a comunidade profissional. A metodologia utilizada inclui directrizes de projecto, protocolos de avaliação e monitorização e estratégias de planeamento urbano por forma a incluir os serviços de ecossistema nos objectivos principais dos projectos. Esta abordagem promove a utilização de princípios de desenho experimental em projectos urbanos, que, sendo prática comum entre a comunidade científica, são uma metodologia recente entre os arquitectos paisagistas e projectistas, podendo ajudar os profissionais desta área a aprender através da aplicação prática, num quadro transdisciplinar. Por outro lado, a abordagem ao projecto utilizada na arquitectura paisagista representa um contributo significativo na área de da ecologia aplicada, onde é necessário desenvolver

processos de intervenção e restauro em áreas degradadas. *Designer Ecosystems* (Ross et al., 2015) é um termo que reflecte a mais-valia de utilizar os princípios de desenho do projecto de arquitectura paisagista aos projectos de restauro de ecossistemas.

O projecto de adaptação climática (Lenzholzer & Brown, 2013) é também um projecto experimental cujo principal objectivo é a adequação climática dos projectos à escala da paisagem, da cidade ou dos espaços abertos. Só pode ser bem-sucedido se houver uma compreensão dos processos através dos quais os elementos da paisagem e das cidades afectam o clima e micro-clima. De outra forma, as intervenções tornam-se um risco, pois podem resultar em alterações microclimáticas que pioram as condições ambientais urbanas.

Embora exista um quadro teórico básico sobre clima e microclima urbano associado ao projecto de arquitectura paisagista, o projecto de adaptação climática deve basear-se na investigação científica sobre o assunto e esta é feita sobretudo no âmbito da ecologia. No caso das áreas urbanas é sobretudo a ecologia urbana que se debruça sobre o projecto experimental e adaptativo associado à manipulação micro-climática (Lenzholzer & Brown, 2013).

O projecto de arquitectura paisagista consiste numa alteração intencional da paisagem com o objectivo de promover a sustentabilidade dos espaços urbanos, providenciando serviços de ecossistema fundamentais, enquanto responde a necessidades sociais, culturais estéticas e espirituais das comunidades humanas e respeita os seus valores sociais e culturais. Também no caso do projecto experimental, as intervenções terão de ser transdisciplinares, entre cientistas (biólogos, ecólogos) projectistas e urbanistas, no sentido de integrar e replicar essas experiências no mosaico urbano, equilibrando os objectivos ecológicos, imperativos nas cidades do século XXI, com o contexto em que se inserem e os princípios que regem o desenho dos espaços abertos públicos, como a estética, a amenidade e a segurança.

### **3.3. O Contributo da Ecologia da Vegetação**

No que diz respeito ao trabalho dos arquitectos paisagistas, toda a investigação relacionada com o tipo e estrutura da vegetação e as funções ecológicas associadas é um elemento fundamental no projecto dos espaços, tendo em conta a sua localização, organização e os problemas ecológicos e microclimáticos das áreas urbanas onde se inserem, indo ao encontro dos serviços de ecossistema que precisamos que forneçam e das funções que esperamos que desempenhem.

Os EAU são chamados a desempenhar um papel multifuncional, albergando um grande número de funções de produção, de protecção e culturais. A maioria dos ecossistemas urbanos, associados aos EAU, encontram-se, contudo, significativamente alterados e ecologicamente degradados, quer seja pela utilização de misturas de plantação de diversidade reduzida com objectivos

puramente ornamentais, quer seja pela utilização de monoculturas em espaços de produção ou pelas perturbações derivadas da compactação dos solos e da impermeabilização. A degradação dos EAU diminui a sua capacidade de contribuir significativamente para a conservação da biodiversidade e reduz consideravelmente o fornecimento de serviços de ecossistema importantes, alguns dos quais directamente dependentes da biodiversidade. A urgência da necessidade de melhorar os ecossistemas urbanos no sentido de explorar o seu potencial para a conservação da biodiversidade e para o fornecimento de serviços de ecossistema é cada vez maior e é reforçada pela vontade e sensibilidade das populações urbanas para os benefícios que níveis elevados de biodiversidade providenciam em espaços urbanos (Klaus & Kiehl, 2021).

A localização, estrutura, composição e configuração espacial das manchas de vegetação influenciam as características e as funções que os EAU desempenham (Yapp et al., 2010), fundamentais para a manutenção da saúde humana e da biodiversidade. Os potenciais serviços de ecossistema prestados pelos EAU, relacionados com as funções ecológicas desempenhadas pela vegetação, incluem a provisão de recursos (alimentares, medicinais, etc), a regulação microclimática, o suporte de ciclos e processos bio-geofísicos (formação de solo, o ciclo da água e do ar, etc) ou as interpretações culturais (infra-estrutura recreacional, educativa, estética), traduzindo-se em serviços de provisão, de suporte, de regulação e culturais. Assim, o projecto dos EAU deve ser abordado no sentido de potenciar o desempenho das funções ecológicas, ou seja, maximizar o potencial performativo dos espaços.

O desenvolvimento do conhecimento relacionado com o funcionamento dos sistemas ecológicos dentro da cidade, fruto da necessária atenção prestada à degradação acentuada do ambiente urbano, com a identificação dos problemas ambientais e as soluções possíveis para as atenuar, abriu caminho para uma forma de pensar e utilizar o espaço público (não tão nova para a arquitectura paisagista, mas com bases científicas e estudos concretos sobre o impacto que a estrutura da vegetação tem na eficiência ecológica dos espaços), no sentido do uso, gestão e manipulação dos ecossistemas por forma a maximizar o fornecimento dos serviços de ecossistema necessários (Yapp et al., 2010).

Vários estudos (Bark et al., 2009; Carrus et al., 2015; Lehmann et al., 2014; Ma et al., 2021; Vieira et al., 2018; Yapp et al., 2010) relacionam o tipo e estrutura da vegetação com os serviços de ecossistema fornecidos. Este conhecimento pode ser útil no projecto de EAU no sentido de ir ao encontro dos serviços de ecossistema e das funções que esperamos ou precisamos que desempenhem.

Os espaços abertos onde a vegetação é o elemento predominante produzem efeitos bioclimáticos locais fundamentais para a qualidade da saúde da população e do ambiente urbano. Os

serviços de ecossistema providenciados pelos espaços dependem do tipo e da estrutura da vegetação (Lehmann et al, 2014). O mapeamento de serviços de ecossistema e a sua associação a categorias de espaço urbano permite a sua transposição para a escala do ordenamento do território e do planeamento urbano. A relação entre a estrutura da vegetação e os serviços de ecossistema prestados é um elemento fundamental no projecto dos espaços, tendo em conta a sua localização, disposição e as necessidades ecológicas e microclimáticas das áreas urbanas onde se inserem.

A altura, densidade e estratificação, bem como o grau de cobertura do solo, são as características da vegetação que mais influenciam os serviços de ecossistema prestados, tanto no tipo, como na quantidade e na qualidade. As camadas baixas de vegetação (como relvados e prados) são, por exemplo, especialmente eficientes no arrefecimento do ar durante o período nocturno. São também particularmente eficientes para a fixação do solo e para a sua capacidade de infiltração (Ma et al., 2021), sendo também a forma de vegetação que melhor suporta actividades de recreio mais intensivas. As camadas médias e altas (manchas arbustivas e árvores, matos, bosques e vegetação ripícola), têm uma grande capacidade de evapotranspiração, importante para a regulação microclimática, pois provoca um arrefecimento do ar imediato, reforçado pela sombra que exercem (Lehmann et al., 2014; Yapp et al. 2010). São também mais eficazes na purificação da água e na captação de carbono. Funcionam também como sebes corta-vento, o que favorece o microclima local e mantém a humidade do ar (Lehmann et al., 2014) e são apreciadas pela sua contribuição estética e para a fruição da natureza (Carrus et al., 2015). Assim, é possível relacionar de forma muito concreta o volume e padrão das áreas de vegetação urbanas com os efeitos de regulação microclimática.

A proporção de área e de volume da vegetação relativamente às áreas impermeáveis tem também uma influência significativa, tendo esta proporção um papel crucial no tipo, quantidade e qualidade de serviços de ecossistema prestados.

Para criar espaços e projectar os sistemas de vegetação que melhor respondem à necessária adaptação às alterações climáticas dentro da cidade, será necessário considerar todo o sistema de vegetação da cidade e das áreas envolventes (manchas e corredores) e não só do espaço que se está a trabalhar (Lehmann et al. 2014).

A diferentes escalas, a vegetação pode ser mantida, recuperada ou modificada, removida ou substituída de forma a responder às necessidades da sociedade, constantemente em mudança, resultando em mosaicos de tipo e condição de vegetação que vão desde ecossistemas naturais a sistemas altamente modificados. As diferentes classes produzem diferentes níveis e tipos de serviços de ecossistema. A estrutura da vegetação está intimamente relacionada com as funções ecológicas (e.g. profundidade do sistema radicular está relacionada com a captação de nutrientes e com as necessidades hídricas das plantas) pelo que a alteração da estrutura influencia os serviços de

ecossistema relacionados com estas funções ecológicas (e.g. fixação do solo, regulação do ciclo da água, a captação de carbono).

### ***3.4. As Metodologias Fitossociológicas de Classificação da Vegetação e o Conceito de Vegetação Natural Potencial***

Embora não se pretenda, nesta secção, descrever exaustivamente as metodologias de classificação fitossociológica da vegetação, importa relacionar alguns conceitos da área da fitossociologia, como sintáxones, habitats ou plantas bioindicadoras, essenciais para a avaliação das comunidades de vegetação potenciais, um elemento fundamental na base desta metodologia.

A vegetação é dinâmica, alterando-se com o tempo, como resultado da sucessão ecológica e variando no espaço, como resultado da zonação ecológica. A fitossociologia, ou Ciência da Vegetação, tem como objecto de estudo a classificação das comunidades vegetais e a sua relação com os habitats onde ocorrem.

A sintaxonomia é a classificação da vegetação em categorias (sintáxones), segundo uma hierarquia em que a unidade mais básica é a associação, caracterizando-se por um conjunto de espécies cuja combinação é determinada por uma conjugação de condições ambientais, homogéneas numa determinada área que constitui o seu habitat. A hierarquia é constituída, em sentido crescente por associações, alianças (o conjunto das associações), ordens (o conjunto das alianças) e classes (o conjunto das ordens). Os sintáxones, cada um destes conjuntos, quer sejam associações, alianças, ordens ou classes, são identificados através de espécies bioindicadoras ou características. Os bioindicadores vegetais devem ser considerados em conjuntos, uma vez que, tirando situações muito particulares, raramente uma única planta é bioindicadora de uma associação, aliança ou ordem, podendo ser apenas utilizada para identificar uma classe. Ou seja, uma associação é caracterizada por um conjunto de bioindicadores, alguns dos quais podem ser também bioindicadores de outras associações, em conjunto com outras plantas, dentro da mesma aliança. O conjunto de bioindicadores de alianças podem ter espécies que, combinadas com outras, são também características de outras alianças dentro da mesma ordem e assim sucessivamente, até à classe.

Os habitats determinam as comunidades vegetais presentes, pelo que as classificações europeias de habitats, nomeadamente a do Anexo I da Directiva Habitats e a classificação EUNIS, se baseiam nos sintáxones. Desta forma, os habitats são identificados pelos bioindicadores das comunidades que os compõem. Os habitats são definidos por factores ambientais, nomeadamente substrato, fisiografia (cristas, meia-encosta, sopé ou fundos de vale) e bioclima (valores de precipitação e temperatura), em intervalos que determinam os nichos ecológicos das plantas (Capelo & Aguiar, 2020). Os intervalos de níveis de precipitação e temperatura (bioclimáticos) são o factor

mais importante de distribuição da vegetação, sendo a vegetação distribuída de acordo com o clima denominada de climatófila. A vegetação que responde ao substrato chama-se edafófila. A situação fisiográfica determina a distribuição da vegetação consoante a disponibilidade de água com as comunidades edafoixerófilas a colonizar as cristas, onde os solos são delgados e sem capacidade para reter a água da chuva, e as comunidades edafo-higrófilas a colonizar o fundo de vales, associadas às margens de linhas de água ou onde há maior disponibilidade de água no sub-solo. As comunidades climatófilas situam-se normalmente em meia-encosta, onde a água disponível corresponde à proveniente da chuva. As comunidades edafoixerófilas e edafo-higrófilas de determinado bioclima podem ser comunidades climatófilas noutra, onde a quantidade de água proveniente da chuva e retida no solo é menor, no caso das comunidades edafoixerófilas, ou maior, no caso das comunidades edafo-higrófilas (Capelo & Aguiar, 2021).

Sendo estes os factores que delimitam os habitats e as comunidades vegetais que os compõem, são também os factores utilizados para estimar a Vegetação Natural Potencial (VNP) e as séries de vegetação a que esta está associada.

A VNP foi primeiramente definida por Tüxen em 1956 como a vegetação que ocorreria nas condições edafoclimáticas actuais de um determinado sítio, se a influência humana deixasse de existir e o processo da sucessão fosse instantâneo, culminando numa comunidade vegetal estável, normalmente constituída por um bosque (Zerbe, 1998). Muitas vezes este conceito é erradamente utilizado como uma condição de referência histórica pré-humana, o que desvirtua o conceito ao não considerar que as condições ambientais mudaram desde os tempos pré-humanos (Ochs et al., 2020), ou seja, a VNP não corresponde à vegetação primitiva. Da mesma forma, a questão do tempo associado a alterações do clima leva a que a comunidade considerada clímax num dado momento seja diferente daquela que existirá quando todo o processo de sucessão se tiver desenvolvido até esse estado de maturidade, pois é um processo moroso e o clima já será provavelmente diferente. Assim o conceito de VNP não corresponde também à vegetação futura (Loidi et al., 2010). A identificação da vegetação natural potencial deve ter em conta a avaliação da vegetação natural actual (Härdtle, 1995) tratando-se de um modelo teórico para delinear hipóteses de comunidades naturais potenciais que possam orientar o planeamento da paisagem e as intervenções de restauro ecológico (Loidi et al., 2010).

Tendo em conta o conceito definido por Tüxen, a VNP identifica o potencial biótico de um local, considerando as condições actuais desse local, e é definida através de unidades de vegetação (comunidades vegetais), estabelecidas com base na classificação fitossociológica, que constituem unidades de mapeamento (Härdtle, 1995). Contudo, o conceito de VNP é estático, ou seja, refere-se a uma comunidade madura e estável (Ochs et al., 2020). Tendo em conta a interferência humana, que

é dominante nas paisagens actuais, e as perturbações a que a vegetação está constantemente sujeita são raros os casos de comunidades naturais intactas. A fitossociologia dinâmica, ao ter como unidade básica de estudo as séries de vegetação, oferece flexibilidade na utilização do conceito de VNP (Capelo et al., 2007). Ao representar o potencial biótico de ocupação de um habitat (Loidi et al., 2010), a VNP permite associar esse conjunto de condições ambientais a uma série de vegetação (Rivas-Martínez et al., 2002), sendo o conceito de série de vegetação potencial, ou seja, a série de vegetação que tem o seu óptimo ecológico num determinado habitat, aquele que oferece um melhor enquadramento para este trabalho. A VNP corresponde à última etapa da sucessão progressiva (Rivas-Martínez et al., 2014). Pode-se dizer que cada série de vegetação tem uma comunidade potencial e diversas etapas seriais (Díaz-Gonzalez, 2014). Uma série de vegetação corresponde a um conjunto de comunidades vegetais que acontece numa determinada área ambientalmente uniforme, que se sucedem numa ordem cronológica, designada sucessão ecológica. A vegetação potencial, e conseqüentemente a série de vegetação, pode ser climatófila, normalmente um bosque, ou edafófila, dependendo do tipo de substrato, dividindo-se também em edafoixerófilas ou edafo-higrófilas, dependendo se o substrato tem pouca capacidade para retenção de água no primeiro caso (por exemplo as comunidades rupícolas de cristas ou zonas rochosas), ou se estão dependentes da disponibilidade de água no solo, nomeadamente a vegetação ripícola. As séries edafoixerófilas podem ter como etapa climácica um bosque, mas esta pode ser constituída também por comunidades arbustivas, não chegando a atingir a configuração de bosque. Existem também as comunidades permanentes (permaséries) que, por serem influenciadas por condições ambientais extremas, não evoluem para etapas seriais posteriores. São exemplo disso as comunidades dunares, de topo de arribas, comunidades casmofíticas, as turfeiras ou as comunidades de grande altitude. Desta forma conclui-se que a VNP nem sempre corresponde a um bosque, sendo constituída por diferentes tipos de vegetação, consoante estamos na presença de uma série climatófila, edafófila ou de uma permasérie.

Uma sucessão primária é aquela que acontece a partir de um substrato virgem (solo nú) e começa pelas etapas de plantas pioneiras, evoluindo de forma progressiva até à etapa climácica. Actualmente a paisagem é dominada por sucessões secundárias, ou seja, as que ocorrem em substratos com vegetação instalada, sujeitos a perturbações (na actualidade, maioritariamente antrópicas) que levam a uma regressão da sucessão, ou seja, o retorno a etapas anteriores (Capelo & Aguiar, 2021). A partir do momento em que a perturbação cessa, dá-se o início de uma nova sucessão a partir da vegetação existente. Uma vez que a avaliação da VNP considera as condições actuais, a maioria da VNP em paisagens alteradas pelo homem tem origem numa sucessão secundária (Díaz-González, 2014). Se não fosse assim, ou seja, se não considerássemos as alterações antrópicas, estaríamos a avaliar a vegetação primitiva e não a vegetação potencial actual.

A influência antropogénica é o factor dominante na formação das paisagens contemporâneas e nas comunidades de vegetação, em termos de distribuição e abundância, mais imediato que as alterações do clima, em que o período de resposta da vegetação é muito maior. Embora a VNP corresponda a uma etapa climática, o conceito associado de Série de Vegetação tem em conta a acção antrópica e permite a identificação de comunidades vegetais potenciais que, mesmo não correspondendo à etapa climática, têm grande valor para a biodiversidade. De tal forma que as contribuições da área da fitossociologia ao nível europeu para os inventários de habitats incluem habitats semi-naturais, como os sistemas silvo-pastoris (e.g., o Montado), pastagens ou florestas semi-naturais, sujeitos a regimes de perturbação regulares. Muitos destas comunidades semi-naturais, sobretudo no sistema mediterrânico, são identificadas na Directiva Habitats (92/43/CEE) como tendo interesse particular para a conservação da biodiversidade, pois, apesar dos factores de perturbação (ou por sua causa), contêm uma proporção significativa da flora endémica (Loidi et al., 2020).

Independentemente das dúvidas geradas pelo conceito, a cartografia da VNP, que corresponde ao mapeamento de unidades com condições ambientais e ecológicas homogéneas, tendo em conta a realidade actual do terreno, dá-nos a indicação da série de vegetação potencial.

A cartografia da VNP realizada a nível europeu providencia uma referência importante para os projectos e acções de restauro ecológico dos ecossistemas terrestres. Não se trata de uma recomendação para restaurar a VNP, até porque esse não é muitas vezes o objectivo das intervenções. Mas ao permitir conhecer a série potencial, e considerando os objectivos da intervenção, permite também identificar as comunidades naturais que melhor se adaptam a esses objectivos e às condições ambientais e ecológicas existentes e providencia orientações de gestão para manter os diferentes tipos de vegetação. Torna-se assim uma referência fundamental para o projecto de arquitectura paisagista, quando o objectivo é aumentar a eficiência ecológica dos espaços projectados. Assim, esta cartografia é útil não só para os conservacionistas, mas também para os profissionais associados ao ordenamento do território, ao projecto e ao planeamento e gestão da paisagem. Não constitui um regulamento, mas um conceito científico baseado no conhecimento da flora, das condições ambientais e ecológicas do território e na articulação permitida pela ecologia da vegetação (Loidi et al., 2010).

Tendo em conta os factores que definem um habitat, o mapeamento da VNP implica a conjugação de informação bioclimática, litológica e fisiográfica. Se numa primeira fase o mapeamento da VNP era feito à escala de uma bio-região, os modelos computacionais e estatísticos e as ferramentas de detecção remota permitiram aumentar a escala de mapeamento. Actualmente a maioria dos mapas de VNP são elaborados através de modelos computacionais, existindo vários trabalhos sobre o desenvolvimento de metodologias para o mapeamento da VNP (Bohn et al., 2004;



Capelo et al., 2007; Durbecq et al., 2020; Hemsing & Bryn, 2012; Somodi et al., 2017). Ao nível europeu, tendo em conta as estratégias europeias de biodiversidade, o conhecimento da vegetação e das fitocenoses (conjunto da comunidade vegetal e do habitat que ocupa) existentes no território é fundamental para a conservação. Desta forma existe um esforço da União Europeia e dos Estados-membro para a disponibilização de informação cartográfica bioclimática (Rivas-Martinez et al., 2004), biogeográfica (Rivas-Martinez et al., 2004) e da VNP de toda a Europa (Bohn et al., 2004).

Os modelos computacionais, nomeadamente as ferramentas associadas aos Sistemas de Informação Geográfica, possibilitam a introdução de diversas variáveis como os índices bioclimáticos, modelo de elevação digital, (que permite aferir a fisiografia), cartografia de solos e a distribuição biogeográfica, cuja sobreposição permite estimar a VNP para um dado território. Ainda assim, existem muitas variações locais (acumulação de água, microclimas ou acumulação de substrato, como cascalheiras ou coluviões) que influenciam a distribuição da vegetação e que numa escala reduzida não permite detectar. Um modelo baseado na observação e no trabalho de campo, através da aplicação de directrizes estabelecidas por peritos da área da fitossociologia é fundamental a uma escala mais aproximada sobretudo em zonas severamente alteradas, como é o caso das áreas urbanas, onde é difícil estabelecer os padrões de ocupação vegetal (Hemsing & Bryn, 2012). Os métodos observacionais baseiam-se na avaliação da vegetação existente e na identificação de bioindicadores das comunidades potenciais. Permitem avaliar variações à escala local (como áreas de acumulação de água ou variações no substrato, de origem antrópica ou natural), alterações na fisiografia (zonas de aterro ou de escavação) relacionadas com os ambientes construídos, gradientes de vegetação em limites ecológicos ou tipos de solos. Baseando-se exclusivamente em levantamentos de campo, este método só pode ser utilizado em áreas restritas, de escala local. Outra desvantagem é a grande subjectividade associada à avaliação de quem faz o levantamento de campo, estando a modelação da VNP dependente do conhecimento científico dos técnicos envolvidos. Contudo, em áreas urbanas, onde os habitats se encontram severamente alterados e a vegetação é praticamente inexistente, este método é essencial, pois os métodos computacionais nestas situações têm uma baixa possibilidade de elaborar um modelo fidedigno (Hemsing & Bryn, 2012). Uma avaliação mista, baseada na metodologia da modelação computacional, onde a sobreposição da informação bioclimática, biogeográfica, litológica e fisiográfica permite aferir a vegetação potencial de uma forma generalista para a região, e a validação no terreno com os levantamentos de campo que permitem afinar a escala e as variações da vegetação ao nível local, será a solução mais eficiente para mapear a VNP em áreas muito alteradas, como são as urbanas.

#### **4. O Restauro Ecológico e a Aplicabilidade ao Projecto dos Espaços Abertos Urbanos**

Os princípios de restauro ecológico e da engenharia ecológica aplicados à requalificação de áreas degradadas, que se fundamentam na análise da vegetação natural da região e, mais concretamente, dos espaços intervencionados, podem também ser princípios que regem o projecto de arquitectura paisagista para os EAU a diferentes escalas, evitando-se um tipo de projecto que utiliza um reduzido leque de espécies, muitas vezes não nativas, e em que os princípios ecológicos estão quase completamente ausentes, constituindo uma limitação ao potencial ecológico, social e cultural dos espaços projectados e um risco ecológico (Simmons et al., 2007). Deverá ser tido em conta, não só a forma como a vegetação cresce e como cumpre as funções pretendidas, mas os efeitos que a sua utilização tem, a longo prazo, dentro e fora da área de projecto.

As técnicas desenvolvidas a partir da investigação na área do restauro ecológico podem assim ser ferramentas úteis na resposta aos desafios actuais dos EAU, mesmo que o objectivo final não seja exactamente a recuperação de um sistema pré-existente. Embora o processo de restauro ecológico - com a identificação de um sistema de referência, em que são analisadas e estudadas as características das comunidades vegetais e dos factores abióticos, e a sua reprodução no local a recuperar (Society for Ecological Restoration [SER], 2004) - não seja por si só uma forma de responder aos desafios dos espaços e de os projectar, a metodologia que utiliza, ao enfatizar a relação entre as comunidades de plantas e os factores ambientais a que estão associadas, pode ser uma resposta interessante nos desafios que se colocam ao projecto de arquitectura paisagista nos espaços urbanos (Jones, 2012). O processo associado ao restauro ecológico, em que a sucessão é acelerada através da instalação de comunidades correspondentes a diferentes etapas seriais, pode convergir com o projecto de arquitectura paisagista se a definição das etapas seriais a instalar tiver em conta os objectivos do projecto e os serviços de ecossistema pretendidos.

Os processos de restauro ecológico baseiam-se no entendimento e articulação dos três factores fundamentais – i) a biologia vegetal, ii) os factores abióticos (clima, hidrologia e solo) e iii) os processos ecológicos que influenciam a interacção entre estes dois componentes). Este princípio de intervenção constitui o enquadramento e a oportunidade para se promover a adequabilidade do projecto e potenciar a função ecológica do espaço e o seu desenvolvimento e estabilização a longo prazo. As metodologias utilizadas em restauro ecológico focam-se na função ecológica dos espaços, na estrutura e função da vegetação e nos serviços de ecossistema, essenciais para a qualidade e eficiência ecológica dos espaços projectados, mas também em parâmetros mais específicos, como a resiliência do ecossistema, a viabilidade das comunidades vegetais e a representatividade de espécies, aspectos fundamentais para a conservação da biodiversidade e para a capacidade de adaptação às alterações climáticas (Giardina et al., 2007).

As comunidades de vegetação urbanas são sujeitas a maior fragmentação e à pressão por parte de espécies não-nativas e a condições ambientais mais duras, como temperaturas e níveis de poluição mais elevados, sendo por isso mais dinâmicas. Estes são também os desafios que se põem ao restauro urbano: as ilhas de calor, a fragmentação da paisagem urbana e a invasão por espécies não-nativas. O processo de restauro ecológico a uma escala que permita o seu sucesso é dispendioso e requer tempo, o que faz com que a margem de erro seja reduzida. Tem de haver vontade de todas as partes interessadas, sobretudo das entidades governamentais, para correr esse risco, que é largamente compensado pelos benefícios dos espaços resultantes. A necessidade de intervenções por tentativa-erro é desencorajadora tanto para os profissionais e partes interessadas envolvidas como para as fontes de financiamento dos projectos. Para diminuir a margem de erro, os projectos devem ser desenvolvidos sobre uma base científica sólida, pois a experiência é ainda reduzida e todo o conhecimento desenvolvido a partir da investigação ajuda a diminuir a probabilidade de insucesso. É necessária uma abordagem baseada em evidências científicas, que envolva os parceiros do projecto e os profissionais, instruída por ecólogos e aplicada através do desenvolvimento de princípios de implementação, num ciclo de investigação teórica, experimentação e criação de conhecimento científico, para que tenha maior probabilidade de ser bem-sucedida. Para que a investigação científica possa ser uma fonte de conhecimento para outros cientistas e para os profissionais, tem de haver vontade governamental para financiar essa vertente do projecto (Wallace & Clarkson, 2019).

O restauro ecológico em espaços urbanos acarreta diversas incertezas e algum cepticismo por parte dos cientistas, sobretudo se o objectivo é a recuperação de habitats plenamente funcionais e com comunidades vegetais num estado próximo do natural. As perturbações associadas aos espaços urbanos, como excesso de luz, reflectividade das superfícies, ruído, temperaturas máximas e mínimas particularmente elevadas devido às ilhas de calor, águas pluviais de escoamento excessivamente rápido e poluído, ou o isolamento ecológico das áreas naturais, são contínuas e alteram-se rapidamente, sendo os seus impactes sobre o desenvolvimento dos habitats restaurados difíceis de prever (Ingram, 2008).

Ainda assim, e embora seja difícil assegurar que o resultado sejam habitats em pleno estado funcional que se qualifiquem para integrar as áreas protegidas de conservação da natureza – por exemplo a Rede Natura 2000, ao nível europeu - a utilização das técnicas de restauro no projecto dos EAU pode promover a conectividade ecológica, ao incluir os conceitos da teoria de metapopulações, e ajudar a abrandar o processo global de perda de biodiversidade se estes espaços, funcionando em rede, tiverem expressão em termos de percentagem de área ocupada por comunidades vegetais autóctones, relativamente às restantes ocupações urbanas (Montoya et al., 2012). O restauro ecológico em EAU pode ter benefícios acrescidos relativamente ao restauro em espaço rural (longe

das maiores concentrações humanas), justificando o esforço adicional associado à maior complexidade do processo: fauna nativa como pássaros, répteis ou insectos encontram refúgio nos habitats urbanos restaurados; as comunidades restauradas terão um papel importante na qualidade das linhas de água, ao filtrar as águas poluídas da escorrência superficial urbana que vão desaguar nos rios e lagos, e na qualidade do ar, ao filtrar as partículas suspensas (Wallace & Clarkson, 2019); são também importantes para a qualidade de vida das populações urbanas pois constituem espaços verdes de recreio, de vida em comunidade e de contacto com o nosso património natural e biológico, uma vez que se encontra representada, através destas comunidades, a paisagem tradicional da região, elemento fundamental de uma estrutura verde urbana (Telles, 1997).

A colaboração estreita e articulada entre ecólogos especialistas em restauro, arquitectos paisagistas e urbanistas, permite a recuperação de paisagens degradadas que é também uma recuperação cultural e social (Ingram, 2008). As intervenções de restauro ecológico em áreas urbanas representam uma oportunidade de promover a justiça social e a inclusão, procurando espaços marginais e degradados do tecido construído. A preocupação pelo ambiente que nos rodeia é transversal a grupos e classes sociais pelo que os projectos de restauro são uma oportunidade de envolver diferentes grupos da sociedade.

Os benefícios aumentam ainda se o restauro tiver por objectivo, também, a recuperação da função ecológica, que está na base dos serviços de ecossistema sobretudo de regulação e de suporte (Montoya et al., 2012). Apesar de ser uma disciplina recente, a literatura já demonstra alguma consistência no que se refere às intervenções de restauro ecológico em ambiente urbano, para as quais a ecologia urbana dá um contributo fundamental. Os resultados de estudos de monitorização de intervenções de restauro ecológico realizadas nas duas primeiras décadas deste século apontam-nos diversos factores que devem ser tidos em conta durante um projecto de restauro ecológico, como o tempo necessário para os efeitos do restauro se manifestarem, uma vez que diferentes tipos de habitats e de organismos têm períodos de resposta diferentes; ou como a definição dos objectivos da intervenção se relaciona também com o tempo. Quando intervindo em espaços urbanos, a ecologia deixou de considerar ecossistemas estáveis, equilibrados e com um desenvolvimento e crescimento constantes para encarar sistemas naturais onde a novidade e a instabilidade fazem parte do seu processo de desenvolvimento (Ingram, 2008) e onde a memória desempenha um papel essencial no processo de restauro.

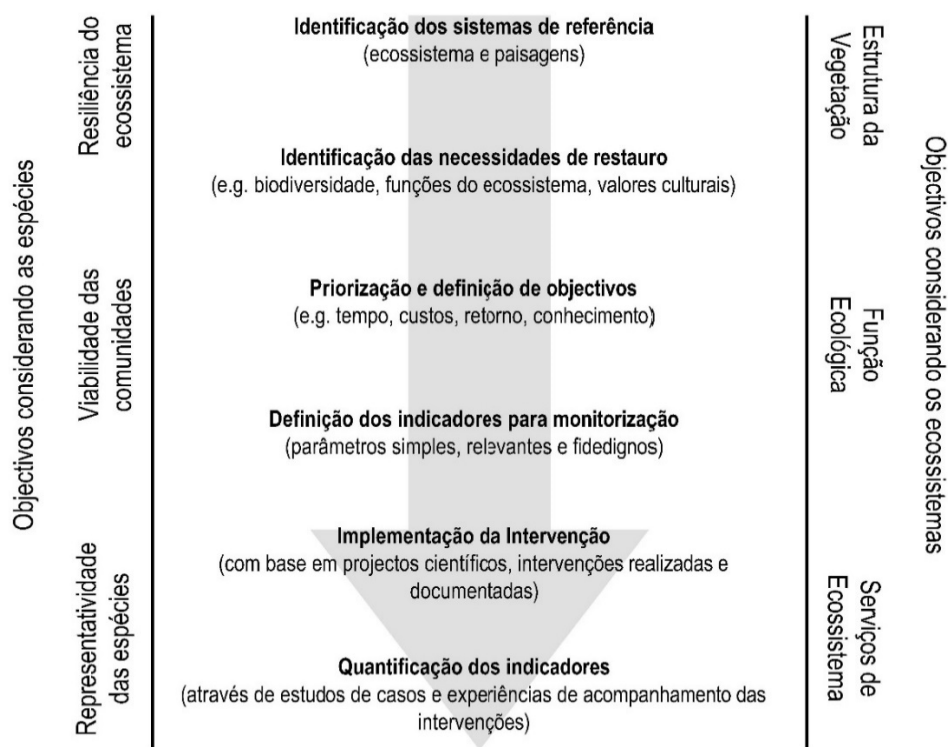
De forma a garantir a consistência e o sucesso da aplicação das metodologias de restauro ecológico ao projecto de arquitectura paisagista, é essencial a articulação dos projectos com o conhecimento teórico da ecologia para que possam ser definidos e alcançados objectivos de longo prazo, como o restauro da estrutura e função plena dos ecossistemas. É necessário o desenvolvimento

de metodologias de restauro eficientes e sólidas, através da incorporação do conhecimento produzido pela investigação (Busbridge et al., 2021).

Deve ser estabelecido um plano que inclua não só o projecto, mas a avaliação prévia e a monitorização da intervenção após implementação, através de métricas e parâmetros bem definidos, para que o projecto possa ser bem-sucedido a longo-prazo. A articulação entre o conhecimento técnico de cientistas da área e a sensibilidade e ideologia do projectista permite definir os passos do plano de restauro, que convergem em diversos pontos com os objectivos do projecto de arquitectura paisagista (Figura 4), nomeadamente a identificação dos sistemas de referência, a avaliação das necessidades de restauro (que podem corresponder aos problemas ecológicos com maior urgência de correcção ou a funções culturais e sociais associadas à vivência urbana e humana) e a priorização dos objectivos de restauro, aumentando a probabilidade de sucesso da intervenção. Por fim, é necessário planear o período de monitorização pós-intervenção, definindo os parâmetros que permitirão avaliar se os objectivos de restauro foram alcançados. Estes deverão ser simples, quantificáveis, eficientes em termos de custos e relevantes em termos de função ecológica para avaliar o sucesso da intervenção e a recuperação do ecossistema (Giardina et al., 2007).

**Figura 4**

*Etapas do Processo de Restauro Ecológico e Objectivos de Restauro*



Adaptado de Giardina et al., 2007

### *Identificação dos Sistemas de Referência*

Em áreas urbanas severamente degradadas acontece, muitas vezes, não haver quase vegetação que permita identificar a vegetação natural potencial nem uma referência da situação histórica, ou seja, aquela que ocorreria antes da perturbação; os ecossistemas encontram-se significativamente alterados, quer por alterações dos factores abióticos (alteração e perda de solo), quer por intrusão de espécies invasoras. Nestas situações torna-se necessário recorrer a sistemas de referência que reúnam condições ambientais semelhantes às da área em estudo (Durbecq et al., 2020; Miller et al., 2020). Durbecq et al. (2020) propõe uma metodologia para a selecção dos sistemas de referência a utilizar em projectos de restauro ecológico baseada na relação entre as comunidades vegetais e os factores ambientais onde se desenvolvem, ou seja, nas fitocenoses da região onde se insere a área de intervenção. O método é constituído por uma delimitação geográfica da área de distribuição de habitats (enquanto conjunto de condições ambientais) semelhantes aos do local de intervenção, através da conjugação da informação biogeográfica e bioclimática, e pela identificação de condições locais semelhantes (altitude e fisiografia, substrato rochoso, tipo, composição e PH do solo e exposição solar) que determinam a composição das comunidades vegetais em bom estado de conservação, dentro da área definida. Através do cálculo da distância ambiental entre o sítio de intervenção e os habitats de referência com comunidades vegetais em bom estado de conservação, é possível seleccionar as comunidades de referência para o projecto de restauro.

Quando se trata de restauro em espaços urbanos, o conceito de ecossistema de referência como ecossistema-alvo não reúne consenso entre os cientistas. Os puristas defendem a completa eliminação das espécies introduzidas e a recriação de ecossistemas históricos, o que é difícil pois dificilmente existirão registos históricos detalhados em sítios onde já não haja exemplos de comunidades indígenas (Wallace & Clarkson, 2019). Deixa também de ser considerado prioritário quando o esforço é feito no sentido de criar comunidades resilientes às alterações climáticas globais. Por isso, outros cientistas têm defendido os *Novos Ecossistemas* (Higgs, 2017), um conceito que também não reúne consenso. Esta abordagem sugere uma mistura de espécies nativas e não-nativas em ecossistemas restaurados, tendo em conta objectivos muito específicos, como a recuperação de determinadas funções ecológicas, a integração de valores sociais humanos, ou apenas a viabilidade prática da intervenção. Contudo não é certo nem há evidências de que um *Novo Ecossistema* tenha o mesmo valor ecológico que um ecossistema constituído apenas por comunidades nativas (Pauchard et al., 2018). A utilização de ecossistemas existentes como referência será, assim, a abordagem mais aceite para restaurar a integridade ecológica, para proteger fauna e flora endémicas e únicas, e a mais viável, pois a sua maior aceitação traduz-se no esforço de produção de conhecimento e evidências científicas sobre esta hipótese.

Uma vez que as condições urbanas são particulares e diferentes das condições da região envolvente, as situações de referência não devem ser só geograficamente próximas, com as mesmas condições de solo, fisiografia e vegetação natural potencial tal como defendido por Durbercq et al. (2020), mas devem também estar inseridas em ambiente urbano. Mesmo em extensas áreas urbanas, é possível encontrar resquícios de ecossistemas naturais ou semi-naturais (margens de linhas de água, manchas de floresta ou prados), referências importantes para a conservação da natureza e para o conhecimento das formas de apropriação dos espaços (Klaus & Kiehl, 2021).

As comunidades vegetais urbanas são bastante mais afectadas pelos efeitos de orla dada a sua dimensão reduzida e isolamento. A selecção dos ecossistemas de referência tem de ser acompanhada por um estudo desses efeitos e da resposta das espécies, que providenciará informação para o restauro ecológico em outros espaços da mesma área urbana (Wallace & Clarkson, 2019). Mas quando se trata da recolha de material vegetal, mesmo podendo ser utilizadas plantas ou sementes provenientes destes espaços-referência, é importante recorrer também à envolvente rural da região onde se insere a cidade (Klaus & Kiehl, 2021) para maior variabilidade genética: quando se trata de restauro urbano, as comunidades vegetais dos locais próximos (também urbanos) encontram-se muito fragmentadas, geneticamente isoladas ou poluídas. Assim, em contexto urbano, a utilização estrita da regra de proximidade da fonte de material vegetal pode comprometer o sucesso das plantações pela baixa diversidade genética intra-específica que por sua vez diminui a resiliência das comunidades face às alterações climáticas e outros factores de stress. Desde que dentro da região biogeográfica, é conveniente procurar fontes para o material vegetal numa área mais abrangente para aumentar a capacidade de adaptação da vegetação e não limitar a recolha a fontes locais, urbanas, onde provavelmente as condições se encontram degradadas e os exemplares mais fragilizados.

#### *Identificação das necessidades de restauro, definição e priorização dos objectivos, escalas de intervenção*

A aplicabilidade do conhecimento teórico desenvolvido pela investigação é ainda um desafio, particularmente visível na fase de identificação das necessidades e definição dos objectivos de restauro, por parte dos profissionais que implementam os projectos. No caso das intervenções de restauro ecológico em espaço urbano, a identificação dos problemas ambientais urbanos ou o conhecimento do funcionamento dos ecossistemas e do comportamento da vegetação são dados importantes que permitem estabelecer objectivos e definir métodos de intervenção e são fornecidos pela investigação científica desenvolvida pela academia. Uma das indicações mais importantes da literatura científica é precisamente que a definição clara e detalhada dos objectivos é fundamental para o sucesso do restauro. Estes não podem vagos ou focar-se apenas em alguns componentes do

ecossistema, como acelerar o desenvolvimento do coberto arbóreo. Não podem incidir sobre acções isoladas como a limpeza de vegetação invasora ou plantações. Os objectivos devem ser claros e detalhados, traduzindo-se em critérios aplicáveis e específicos, como por exemplo, que espécies reintroduzir ou que tipos de habitats restaurar, tendo em conta os serviços de ecossistema que providenciam e os que são necessários, e qual o potencial do restauro em diferentes intervalos de tempo (Berkowitz, 2013). Com o nível de degradação a que os sistemas naturais estão sujeitos nas áreas urbanas, uma intervenção de restauro ecológico, no sentido de retorno a um estado historicamente referenciado, dificilmente terá sucesso e torna-se significativamente oneroso. As intervenções de restauro podem antes basear-se no conceito emergente de *Ecosystemas Projectados* (Higgs, 2017), que torna o processo mais flexível, com a definição das comunidades vegetais a instalar, dentro da série de vegetação potencial, de acordo com os objectivos definidos. Os *Ecosystemas Projectados* constituem uma intervenção que pretende a (re)introdução de habitats, dentro das comunidades de vegetação potenciais, com o objectivo de promover o fornecimento de serviços específicos, quer sejam de regulação (como retenção do solo, arrefecimento do ar) ou culturais (fruição, recreio, etc), no sentido de fortalecer uma IVU e de criar uma referência para o futuro quando não há nenhuma. (Higgs, 2017).

Os *Novos Ecosystemas Urbanos* – aqueles que existem actualmente nos espaços abertos das cidades e que se desenvolvem em áreas com alterações irreversíveis de solo e dos ciclos de água e nutrientes, em espaços desenhados e intensivamente mantidos ou com uma proporção significativa de espécies alóctones (Higgs, 2017) - apresentam, mesmo assim, muitas opções de intervenção no sentido de criar condições de habitat para espécies nativas e melhorar a função ecológica destes espaços. Também nestes casos as intervenções podem focar-se em objectivos relacionados com serviços de ecossistema específicos ou com determinado nível de biodiversidade (Klaus & Kiehl, 2021).

É possível e necessário estabelecer objectivos de curto-prazo, mas estes devem ser integrados em outros de longo-prazo. Os objectivos de curto e médio prazo, quando alcançados, podem funcionar como metas indicadoras da evolução positiva da intervenção (Anderson et al., 2014). Por exemplo, um objectivo de curto prazo como uma boa cobertura de espécies correspondentes às primeiras etapas da sucessão, não obsta a que seja estabelecido um objectivo de longo prazo relacionado com a instalação de comunidades estáveis correspondentes a etapas mais avançadas e com a recuperação da função ecológica, fundamental para a resiliência e subsistência do ecossistema. Em projectos de restauro urbano, existe alguma hesitação em estabelecer objectivos relacionados com a recuperação da condição funcional dos ecossistemas ou dos habitats, mesmo entre a comunidade científica. Isto relaciona-se com a dimensão das áreas a restaurar – nos espaços urbanos as áreas disponíveis são sempre menores, pondo em causa a possibilidade de trabalhar à escala dos



habitats –com outros tipos de objectivos associados ao restauro (amenidade, fruição estética, recreio, etc.) ou com a grande incerteza que este objectivo representa, dadas as condições particulares dos ambientes urbanos e a recência da questão e da sua abordagem científica (Anderson et al., 2014). Na maioria das situações, o restauro das funções do ecossistema é assim considerado impraticável ou inalcançável em espaço urbano. É dada preferência a outros objectivos mais fáceis de alcançar, quando na realidade a recuperação do funcionamento do ecossistema é fundamental para que se possa considerar uma intervenção de restauro concretizada (Wallace & Clarkson, 2019). Uma das formas de abordar este problema é integrar as intervenções de restauro em outras mais amplas, em que os espaços funcionam em rede. Consoante a dimensão dos diferentes espaços, é possível acomodar os diversos objectivos, em que áreas com dimensão suficiente são restauradas com o objectivo de recuperar a estrutura e a função ecológica, essencial para a qualidade do ambiente urbano, e para a resiliência do próprio ecossistema face às alterações climáticas, que lhe permite desempenhar o papel de protecção ecológica da cidade. Espaços de menor dimensão podem ser utilizados para inclusão dos outros objectivos de restauro, relacionados com a urbanidade (Anderson et al., 2014). Os espaços de maior área têm de permitir a requalificação de habitats e recorrer, se necessário, a zonas-tampão, com comunidades vegetais que respondem melhor às condições ambientais urbanas e protegem habitats mais sensíveis.

Neste contexto, a perspectiva de paisagem, incluindo o conceito de meta-comunidades é fundamental (Montoya et al., 2012). Os espaços distribuem-se em rede e estão associados a diferentes habitats. Estas manchas estão ligadas umas às outras por um número de espécies nucleares e são essas as espécies estruturalmente importantes para a robustez do conjunto das comunidades. Este número não é muito elevado e é relativo às espécies que são mais importantes para a conectividade ecológica, como por exemplo, as que participam na rede de polinização. O estudo das meta-comunidades demonstra que os organismos móveis, como polinizadores, predadores e dispersores de sementes, se movem activamente através das manchas, conectam funcionalmente os habitats no tempo e no espaço e contribuem significativamente para serviços de ecossistema importantes. Estas espécies podem ser generalistas em termos de habitat e de padrões de interacção e serem por isso particularmente importantes para a recuperação dos ecossistemas à escala das paisagens. Em habitats individuais, normalmente quanto maiores as manchas, melhor. Mas quando se trata do restauro da função de todo um ecossistema, à escala da paisagem, esta resposta já não é tão simples – a diversidade e distribuição das manchas sobrepõe-se à sua dimensão individual. Pode haver situações em que as duas vertentes são favorecidas e essas são as mais desejáveis: manchas com dimensão que permitem a presença de espécies especialistas, integradas numa rede de grande conectividade ecológica através das espécies generalistas que conectam os diferentes habitats. Compreender a

permeabilidade dos habitats a espécies e interações e como muda o fornecimento de serviços de ecossistema das espécies consoante o habitat em que se encontram é essencial para que o restauro seja sustentável. A presença e subsistência de espécies especialistas é fundamental para a preservação da biodiversidade, da qual dependem inúmeros serviços de ecossistema, tal como o são as espécies generalistas para a conectividade ecológica e para a recuperação das funções ecológicas (Montoya et al., 2012).

Os objectivos de restauro estão estreitamente relacionados com as escalas espacial e temporal e as intervenções são implementadas a diferentes escalas, consoante esses objectivos. Também a intensidade da intervenção pode variar consoante a escala e os objectivos. Pode ser constituída por abordagens mais passivas, como a colocação de vedações e a monitorização, ou abordagens activas como o reforço das comunidades vegetais através de plantações (Figura 5). A maioria das intervenções de restauro começa por escalas aproximadas e abordagens menos interventivas. Quando as medidas passivas não são suficientes, podem ser complementadas com medidas activas como a remoção de invasoras, a definição de planos de plantação para reforçar as comunidades vegetais nativas ou mesmo o estabelecimento de novos espaços naturais com comunidades potenciais (Giardina et al., 2007). Tal como o gradiente de intervenção pode variar entre passivo e activo, a escala de intervenção também pode variar entre a escala local, do lugar, a escala de uma bacia hidrográfica (de uma pequena linha de água ou de um rio) ou mesmo de uma paisagem regional (Giardina et al., 2007). Para cada escala de abordagem, são diferentes os factores que orientam as intervenções, assim como os objectivos. A escala local relaciona-se com objectivos de curto prazo mais associados à vivência dos espaços e aos efeitos micro-climáticos da vegetação, não permitindo a integração de objectivos relacionados com a conectividade ecológica e a conservação da biodiversidade, a não ser que essas intervenções locais sejam integradas num projecto com uma escala mais abrangente. Contudo, as intervenções à escala local são fundamentais, mesmo para os objectivos de longo prazo, pois constituem experiências do tipo *safe-to-fail* (Ahern et al., 2014) que permitem testar e avaliar alguns aspectos da intervenção (como por exemplo, a forma como as comunidades vegetais instaladas respondem a factores urbanos de stress) com a possibilidade de reprodução a escalas mais abrangentes e a convergência com objectivos de longo prazo. Esta adaptação de escalas reforça a aplicabilidade das metodologias científicas desenvolvidas para as intervenções de restauro ecológico ao projecto dos EAU. Ao aplicá-las, o projecto ganha consistência na persecução dos objectivos de performance ecológica e conservação da biodiversidade, ganhando também maior “liberdade” para explorar e conjugar outras vertentes do projecto, sem correr o risco de comprometer a integridade e a capacidade funcional das comunidades vegetais que compõem o espaço.

**Figura 5**

*Gradiente de Intervenção e de Escala em Projectos de Restauo Ecológico*



Adaptado de Giardina et al., 2007

Mais uma vez, a teoria das meta-comunidades pode constituir um enquadramento útil quando o objectivo é o restauro da biodiversidade e dos serviços de ecossistema em paisagens fragmentadas, como acontece nas grandes cidades (Montoya et al., 2012). Por exemplo, se existir uma relação não-linear entre a área do habitat e as características de dispersão e polinização da comunidade, restaurar à escala local pode não ser suficiente para garantir o restauro à escala da paisagem. Restaurar habitats individuais pode ser igualmente insuficiente dada a diferente distribuição espacial entre consumidores e recursos e o facto de algumas espécies dependerem de um mosaico de diferentes habitats que providenciam diferentes recursos (por exemplo algumas aves têm habitats de nidificação diferentes de habitats de alimentação).

A variação da escala espacial relaciona-se também com a variação da escala temporal e com os objectivos definidos para o curto, médio e longo prazo. A questão do tempo é um desafio na investigação associada ao restauro ecológico. Muitas vezes, por questões logísticas e de financiamento, é difícil incluir um plano de monitorização e avaliação que vá além do curto prazo (3 a 5 anos), sendo que um plano de longo prazo seria fundamental para avaliar dinâmicas de colonização-extinção e diversidade-função, associadas à escala da paisagem (Luong et al., 2023). Experiências e metodologias de intervenção de larga escala, temporal e espacial, são fundamentais para identificar e estudar os factores que influenciam o restauro efectivo das comunidades, as interacções entre espécies e os serviços de ecossistema que daí resultam (Montoya et al., 2012). Enquanto os objectivos

de curto prazo podem ser testados em experiências *safe-to-fail*, os objectivos de longo-prazo relacionados com a função ecológica só podem ser testados e avaliados em experiências a escalas abrangentes e durante períodos significativamente mais longos (Wallace & Clarkson, 2019). A incorporação de todo o conhecimento científico disponível na programação destas experiências reduzirá o risco de fracasso, o que é importante tendo em conta a escala e o investimento de tempo e recursos, sendo que os resultados que daí advirem serão também fundamentais para dar consistência e reforçar esse mesmo conhecimento (Busbridge et al., 2021). Havendo sempre um risco associado, a experimentação é fundamental, mesmo em intervenções de larga escala, para que o restauro ecológico que visa a conservação da biodiversidade, através da conectividade e da recuperação da função ecológica, e os serviços de ecossistema que dela dependem, seja uma realidade em espaços urbanos. Os resultados destas experiências permitirão também a produção de conhecimento científico na área do restauro ecológico de aplicação mais ampla e global, sendo que actualmente este se caracteriza por elevada especificidade local e ecológica (Montoya et al., 2012).

#### *Implementação da Intervenção – As especificidades do restauro ecológico em espaços abertos urbanos*

Para além das condições ecológicas urbanas, existem outras especificidades, sociais e políticas, a ter em conta quando se projecta uma intervenção de restauro ecológico em espaços urbanos. O plano desenvolvido deve observar estas particularidades (Figura 6), nomeadamente: i) garantir o envolvimento das diversas entidades directamente influenciadas ou com influência no projecto; ii) considerar a excessiva fragmentação da paisagem e a necessidade de criar redes de conectividade ecológica, sem as quais o restauro da função ecológica nos espaços projectados não é possível; iii) assumir a pouca experiência existente no restauro em meio urbano e utilizar todo o conhecimento científico disponível como enquadramento teórico para os projectos; iv) definir horizontes temporais particularmente alargados, tendo em conta a degradação dos ecossistemas urbanos, o isolamento ecológico e a reduzida possibilidade de uma evolução rápida e autónoma das comunidades nativas para etapas mais avançadas da sucessão. Assim, para além de cientificamente bem fundamentado e das características ecológicas particulares, este plano deve considerar as implicações sociais, culturais e estéticas, as expectativas e envolvimento da comunidade e os contributos para a vida urbana enquanto espaços abertos das cidades. (Busbridge et al., 2021).

Garantir o envolvimento das diferentes entidades que constituem partes interessadas do projecto é fundamental. As áreas urbanas são sujeitas a grandes pressões, sociais, económicas e políticas e a eficácia dos projectos de restauro só pode ser garantida através da salvaguarda de áreas para restauro de sistemas naturais que funcionem em rede e permitam a conectividade entre elas.

**Figura 6***Passos a seguir para o Desenvolvimento de um Projecto de Restauro Ecológico Urbano*

<b>Passos de um Plano para Restauro Ecológico Urbano</b>	<b>Exemplos</b>
1. Garantir o interesse das diversas entidades envolvidas enquanto parceiros de projecto	Governo local, proprietários, grupos comunitários, empresas, etc.
2. Definir os objectivos de restauro	Ecosistemas e habitats a restaurar, Função ecológica, Serviços de Ecossistema pretendidos, etc.
3. Adoptar uma perspectiva de paisagem	Perceber as possibilidades de conectividade ecológica com ecossistemas vizinhos
4. Definir horizontes temporais adequados	Considerar plantações de reforço com espécies de etapas avançadas da sucessão após a cobertura total pelas pioneiras.
5. Desenvolver uma estimativa orçamental rigorosa para o projecto	Custos de avaliação inicial, de implementação (limpezas, plantações, etc.) e de monitorização e manutenção
6. Assegurar financiamento	Linhas de financiamento, governo local, donativos, etc.
7. Desenvolver metodologia de restauro baseada no conhecimento científico disponível	Densidades de plantação correctas; plantas com o tamanho adequado; plantações de reforço no tempo certo, etc.
8. Envolver os parceiros na implementação do projecto	Por exemplo, iniciativas comunitárias para as plantações e para a monitorização.
9. Monitorização dos resultados	Taxa de sobrevivência, instalação de outras espécies, evolução do solo, etc.
10. Adaptar a metodologia ao longo do tempo	Alterar a composição de espécies com base nas taxas de sobrevivência, aumentar / diminuir densidades de plantação, etc.

Adaptado de Wallace & Clarkson, 2019

Estas estratégias, ao nível da paisagem, exigem a cooperação entre os proprietários privados e diversas entidades públicas.

A justificação económica para projectos baseados em acções de restauro e recuperação ecológica em áreas urbanas é, sem dúvida, o aumento dos serviços de ecossistema prestados e a melhoria do ambiente e qualidade de vida das cidades. As acções de recuperação ecológica podem ter retorno directo, nomeadamente no valor recreacional que representam, tornando os espaços mais atractivos ao investimento e ao turismo, ou indirecto, através, por exemplo, da redução nos custos energéticos pela regulação térmica e microclimática junto a edifícios ou da protecção de margens de linhas de água evitando cheias e erosão (Klaus & Kiehl, 2021). Os custos das intervenções de restauro e os benefícios ecológicos associados variam muito entre os diferentes tipos de ecossistemas. Não sendo possível estabilizar os rácios custo-benefício dessas acções, eles são sempre positivos (Klaus & Kiehl, 2021).

Os benefícios atribuídos a medidas de recuperação ecológica não são, muitas vezes, exclusivos da vegetação nativa (Kowarik, 2011), mas a vegetação alóctone foi na maioria dos casos introduzida por questões ornamentais e não por exercer determinada função ou por representar custos inferiores de manutenção. Na maioria dos casos estas espécies podem ser substituídas por espécies nativas que têm ainda a vantagem de promover a conservação da biodiversidade, constituir suporte para espécies

nativas de insectos e promover a identificação dos cidadãos urbanos com a sua cidade e a sua região. Este valor aumenta ainda se os EAU forem também espaços de educação ambiental. Esta é fundamental, pois uma gestão de EAU tendo em conta a conservação da biodiversidade, por muito que as opções permitam integrar diversas funções, altera o aspecto e a estética desses espaços.

Nas interfaces com as áreas contruídas (zonas residenciais e comerciais, parques industriais, ruas e praças), onde os espaços abertos têm funções de utilização mais intensiva e ornamental num gradiente que vai desde parques e jardins até às árvores de arruamento, é possível conjugar plantações atractivas de espécies autóctones com áreas mais naturalizadas e extensivas que promovam a diversidade de habitats, numa solução que supra tanto as necessidades estéticas e recreacionais como as ecológicas (Klaus & Kiehl, 2021). O conhecimento sobre a VNP pode oferecer ao projectista algumas ideias sobre que espécies usar no projecto, em termos de estrato arbóreo, arbustivo ou mesmo herbáceo; mas um conhecimento profundo sobre as comunidades naturais potenciais que existem ou existiram, a nível regional, providencia uma maior diversidade de opções de plantação para múltiplas situações de aplicação (Simmons et al., 2007). Neste aspecto, o conhecimento científico associado à Fitossociologia e à investigação na área de restauro ecológico pode dar uma contribuição significativa, uma vez que se baseia na identificação e reintrodução das comunidades que têm o seu óptimo ecológico nas condições ambientais dos locais de intervenção.

Outro aspecto em que a contribuição do conhecimento científico é fundamental é na identificação das características funcionais das plantas, determinante na selecção das espécies a utilizar nos projectos de restauro ecológico, pois estas podem indicar a sua capacidade para sobreviver nas condições dos ambientes urbanos. Quando o objectivo se relaciona com a biodiversidade e a função ecológica, é necessário considerar a criação de condições para o desenvolvimento de nichos ecológicos para plantas especialistas. Para isso é necessário tempo e é necessário conhecer as espécies que mais facilmente permitem, numa primeira fase de condições adversas, criar o ambiente para esses nichos. Em projectos de restauro ecológico urbano não há ainda muita experiência sobre a presença de plantas especialistas características de fases maduras das comunidades vegetais, pois as experiências realizadas não têm ainda tempo suficiente para alcançar essa fase do projecto. Embora o tempo possa melhorar os espaços em termos de diversidade de espécies, actualmente o número de espécies utilizado em projectos de restauro é muito uniforme, devido a questões práticas, como por exemplo, a disponibilidade de plantas e sementes no mercado, o que leva a que, dentro da mesma região bioclimática, as comunidades restauradas tenham características muito semelhantes. Mesmo em espaços restaurados, a vegetação urbana apresenta uma diversidade muito inferior, sobretudo nos estratos arbustivos e herbáceos, à da vegetação rural (Wallace & Clarkson, 2019). Aumentar a diversidade de espécies em espaços urbanos aumenta também a diversidade de características

funcionais e a variabilidade genética, dois aspectos fundamentais para a resiliência das comunidades de vegetação face a perturbações relacionadas com as alterações climáticas e as invasões biológicas. Numa primeira fase da intervenção devem ser privilegiadas as espécies pioneiras de etapas iniciais das séries de vegetação, que possuem uma grande variedade de características funcionais, com o objectivo de criar rapidamente a cobertura e ensombramento do solo, determinante para o controlo de infestantes e invasoras e para o desenvolvimento do microclima (condições de temperatura e humidade do solo) que permitirá a instalação de espécies das etapas seguintes. O desenvolvimento deste primeiro coberto arbustivo e arbóreo, embora varie consoante o clima e a vegetação, demora entre 10 e 20 anos a concretizar-se (Berkowitz, 2013; Lorenz et al., 2018; Wallace & Clarkson, 2019), correspondendo este período ao mais intenso em termos de monitorização e manutenção para o controlo de infestantes exóticas. Uma vez atingido esse patamar, o microclima torna-se mais propício para a regeneração espontânea de nativas e para a execução de plantações de espécies pertencentes às etapas mais avançadas da série (Wallace & Clarkson, 2019). Plantações iniciais especialmente densas, a utilização inicial de plantas altas (que resistam à predação e não seja abafadas pelas herbáceas infestantes) e a instalação de telas anti-infestantes são medidas que ajudam a contrariar a competição, a acelerar o processo de formação do coberto arbóreo nativo e a reduzir a necessidade de medidas dispendiosas de manutenção, como a utilização de herbicidas selectivos ou limpezas mecânicas (Wallace & Clarkson, 2019).

Outra questão particular do restauro ecológico em espaços urbanos é a capacidade de regeneração natural da vegetação e a evolução da sucessão. Quando existe um objectivo a longo prazo de restaurar um ecossistema florestal, a instalação de espécies de etapas avançadas da série, com períodos de vida longos, é importante para a estabilidade da comunidade, pois as espécies características das primeiras etapas têm períodos de vida curtos e acabam por entrar em senescência ao fim de alguns anos. Se não forem substituídas pelas espécies das etapas seguintes, assiste-se a uma diminuição do coberto nativo e a um retorno das invasoras. O isolamento e a degradação das áreas de vegetação urbana levam a que, mesmo reunidas as condições, muitas vezes não haja disponibilidade no banco de sementes ou capacidade de dispersão de áreas naturais próximas para a regeneração natural da vegetação e a evolução positiva da sucessão. Assim, muitas vezes é necessário proceder a plantações de espécies pertencentes às sucessivas etapas da série, à medida que as condições para o seu desenvolvimento são alcançadas (Wallace & Clarkson, 2019). Mais uma vez, é importante recorrer à investigação e a uma análise que anteceda o planeamento da intervenção, pois o banco de sementes determina em grande medida a composição da futura comunidade. Saber que sementes estão presentes ou podem ser transportadas até ao espaço é importante para planear a gestão e a manutenção da intervenção e tomar decisões sobre que medidas de controlo de infestantes

adoptar e que espécies plantar ao longo do tempo. Um planeamento atempado e bem informado pode poupar esforços e custos a longo-prazo. Os bancos de sementes em áreas urbanas, mesmo as restauradas, são frequentemente dominados por sementes de herbáceas exóticas, dispersas pelo vento e por vezes por algumas herbáceas nativas (Wallace & Clarkson, 2019). Isto significa que, embora algumas nativas possam colonizar espontaneamente e facilitar uma evolução ecológica positiva, as intervenções de restauro em áreas urbanas requerem um plano para plantação de espécies nativas das várias etapas, a executar ao longo do tempo. Muitas vezes os vectores de dispersão de sementes das espécies nativas de etapas mais avançadas (arbustivas e arbóreas) são pássaros ou insectos cuja presença em meios urbanos é muito mais rara que em espaço rural, pelo que estas dificilmente regenerarão naturalmente. Os projectos de restauro em áreas urbanas requerem assim um conhecimento das espécies presentes no banco de sementes, bem como os meios de dispersão associados às diferentes espécies.

Apesar das condições (microclimáticas) alteradas dos contextos urbanos, os espaços de natureza urbanos têm provavelmente capacidade para albergar um maior número de plantas do que as manchas remanescentes em espaço rural, pois não têm a pressão de desflorestação existente em espaço rural, constituindo apenas espaços de recreio e de fruição da natureza (Wallace & Clarkson, 2019). Assim as intervenções de restauro devem ser planeadas de acordo com essa capacidade, prevendo a representação dos vários estratos, desde o arbóreo, ao lianóide, arbustivo e herbáceo.

O restauro só pode ser considerado bem-sucedido quando tanto a estrutura como a função ecológica são restabelecidas (Wallace & Clarkson, 2019), sendo que a função é que corresponde aos processos ecológicos e aos serviços de ecossistema providenciados pela vegetação. Os projectos de restauro ecológico focam-se na maioria das vezes na recuperação da estrutura da vegetação, pois esta encontra-se claramente ligada à função ecológica: uma estrutura complexa, rica em espécies pode ser um meio para acelerar o desenvolvimento da função ecológica que se pode esperar de uma comunidade estável. A melhoria da função ecológica que resulta da relação entre (mesmo que sejam apenas algumas) espécies reintroduzidas, pode formar um ciclo de retorno positivo, promovendo uma rede de relações mais complexa nos ecossistemas. Uma única espécie pode estabelecer várias relações e promover a presença de outras espécies nativas (fungos micorrízicos, insectos herbívoros, etc.). Não podendo reintroduzir todas as espécies que compõem uma comunidade, deve privilegiar-se, numa primeira fase, aquelas que têm características funcionais variadas e que podem contribuir mais significativamente e de forma mais célere para o restabelecimento dos processos ecológicos (Busbridge et al., 2021). Mas considerar apenas a estrutura da vegetação pode ser uma perda relativamente a muitas funções ecológicas associadas a serviços de ecossistema importantes. Nem todas as funções ecológicas estão relacionadas com a estrutura da vegetação. Por exemplo, o ciclo de



nutrientes ou as condições de alguns habitats aquáticos dependem de factores abióticos. É preciso conhecer os factores na base das funções ecológicas que se deseja restaurar para saber onde e como actuar. Para além de refúgio para biodiversidade nativa, EAU ecologicamente funcionais são de extrema importância pelos inúmeros serviços de ecossistema que providenciam e que beneficiam as pessoas. As comunidades florestais, de uma forma particular, fornecem serviços com valor económico, como o controlo das cheias, a mitigação dos efeitos climáticos como as ilhas de calor e a diminuição da poluição do ar. São também o meio para o contacto com a natureza, o recreio e a interacção e coesão social. Como tal, é importante que os projectos de restauro considerem tanto a estrutura como a função ecológica (Wallace & Clarkson, 2019).

*Monitorização das Intervenções de Restauro Ecológico - Definição e Avaliação dos Parâmetros tendo em conta os objectivos de Restauro*

A avaliação ao longo do tempo de intervenções de restauro ecológico (algumas com mais de 20 anos), com a identificação do que correu mal, quais as espécies ou comunidades mais resistentes ou como foram colonizados os sítios sob intervenções de restauro, constitui informação preciosa perante a perspectiva de restauro ecológico em ambiente urbano, onde os níveis de perturbação são superiores e as incertezas relativamente ao comportamento das comunidades são maiores.

Os estudos realizados dão-nos também indicações sobre a avaliação da condição ecológica dos habitats restaurados, e que parâmetros devemos analisar para considerar um habitat como estruturalmente íntegro e ecologicamente funcional após a intervenção de restauro. Perceber de que forma os diferentes factores bióticos e abióticos influenciam as funções ecológicas é importante para podermos projectar intervenções de restauro ecológico tendo em vista funções específicas, como a formação de solo ou a fixação de carbono (Jiajia et al., 2023).

A monitorização deve ser planeada e implementada num momento de pré-intervenção, para identificação e eliminação das perturbações que levam à degradação dos espaços e das necessidades de restauro, e num período após a intervenção, cuja duração depende dos objectivos que se pretende avaliar. Esta monitorização pós restauro é fundamental para a adaptação dos métodos de intervenção e de gestão do espaço, caso a evolução da intervenção não seja a desejada. Em espaços urbanos, onde estes projectos têm maior visibilidade e estão sujeitos a diversas pressões e interesses por parte de diferentes tipos de entidades, a monitorização serve também como base para um plano de comunicação às partes interessadas sobre o progresso da intervenção. Neste caso, devem ser incluídos indicadores sociais, culturais e económicos nos critérios de monitorização pois são também fundamentais para avaliar o sucesso das intervenções (Busbridge et al., 2021).

Sem uma monitorização rigorosa e com parâmetros bem definidos e abrangentes, os profissionais tendem a sobrevalorizar o sucesso dos projectos, o que pode resultar na aplicação sucessiva de métodos considerados eficientes que, na realidade, são ineficazes. Esta desinformação dissuade os projectistas de procurar informação actualizada sobre alternativas e recomendações práticas para melhores resultados (Berkowitz, 2013; Busbridge et al., 2021).

A sistematização dos métodos de monitorização constitui um grande desafio, pois as intervenções de restauro acontecem em diferentes espaços e consideram uma grande diversidade de tipos de habitats, escalas de intervenção e objectivos. Por outro lado, estão sujeitos aos constrangimentos orçamentais e temporais dos projectos que se reflectem especialmente na fase de monitorização (Berkowitz, 2013).

As métricas mais utilizadas, relacionadas com a vegetação (diversidade, número e riqueza de espécies, etc.), podem não ser suficientes quando se pretende avaliar a recuperação da função ecológica ou a concretização dos objectivos relacionados com a biodiversidade. Biodiversidade engloba múltiplos aspectos de complexidade biológica que se prendem com a capacidade de função ecológica das comunidades e de persistir e evoluir com o tempo. Isto implica, por exemplo, conhecer as necessidades ecológicas de determinadas espécies (Lorenz et al., 2018). É preciso incluir processos ecológicos nos parâmetros de medição da biodiversidade através, por exemplo, de métricas à escala da paisagem para a medição dos impactes em espécies individuais e populações (relacionadas com a sua capacidade de dispersão, capacidade de carga, sobrevivência e fecundidade em determinada mancha de habitat, etc.), sendo que a escala ecológica das espécies varia, assim como varia a área de influência da paisagem na sua capacidade de subsistência (Marshall et al., 2020). É fundamental também considerar a escala regional para avaliar a eficácia dos diferentes projectos dentro de uma região. Quando esta avaliação é feita e há uma comparação das intervenções, assiste-se muitas vezes à utilização de um número reduzido de espécies, que estão amplamente testadas e têm taxas de sucesso aceitáveis (Luong et al., 2023). Este facto tem naturalmente um impacte negativo na diversidade paisagística e biológica regional e relaciona-se sobretudo com uma gestão de risco desencadeada pela pressão das entidades que financiam os projectos. É essencial que o financiamento preveja uma vertente para a reintrodução de espécies de distribuição local, endémicas ou raras, com taxas de sucesso inevitavelmente mais baixas, fundamental para contrariar a selecção de um número reduzido de plantas preferenciais e a homogeneização biótica (Luong et al., 2023).

Naturalmente, as plantas vasculares são bons indicadores ambientais, pelo que o inventário florístico é sempre um parâmetro com grande potencial para avaliar o estado de um ecossistema (Fiaschi et al., 2023). Por exemplo, a recuperação da estrutura da vegetação está directamente relacionada com a recuperação da cadeia trófica (Loch et al., 2020) e o tipo de vegetação instalada

influencia as comunidades microbianas, fundamentais para a recuperação da função ecológica (Lu et al., 2022). A incorporação de métricas que liguem a estrutura da comunidade à função e estabilidade do habitat é um passo importante para avaliar de forma eficiente os resultados do restauro ecológico. O estudo destas relações em fase de monitorização das intervenções é relevante, pois pode ser factor de decisão na selecção das espécies a instalar em intervenções futuras, privilegiando as que são mais importantes para a recuperação de determinadas funções ecológicas ou para a evolução estrutural da comunidade (Lu et al., 2022). A composição dos grupos funcionais de plantas é um indicador importante da qualidade do habitat e as características funcionais relacionam-se não só com a natureza biológica do solo (Jiajia et al., 2023; Jing et al., 2023; Lu et al., 2022), mas também com a capacidade de uma rápida instalação da vegetação ou a resistência à invasão (Santala et al., 2022; Sivicek & Taft, 2011).

Apesar da relação estreita e directa entre a estrutura da vegetação e a função ecológica, é necessário introduzir outros parâmetros para além dos relacionados com as métricas da vegetação para avaliar a recuperação da função ecológica, sem a qual a intervenção de restauro não pode ser considerada bem-sucedida, nem há hipótese de as comunidades instaladas evoluírem para uma situação estável e de subsistência. Por exemplo, no que respeita a recuperação da cadeia trófica – fundamental na avaliação do restauro da função ecológica pela sua ligação ao ciclo de nutrientes, à produtividade e transferência de energia – é necessário avaliar outros parâmetros para além da vegetação como a produtividade secundária, fluxos de energia, concentrações de nutrientes no solo, entre outros, que nos indicam a presença de diferentes níveis da cadeia trófica (Jiajia et al., 2023; Loch et al., 2020; Z.-X. Lu et al., 2022; Nelson et al., 2020; Park et al., 2021). A monitorização dos factores abióticos (como o substrato, o PH do solo ou a presença de poluentes orgânicos e inorgânicos) é também importante. Perceber de que forma estas variáveis afectam e podem alterar o funcionamento do ecossistema é importante para o planeamento de novas intervenções de restauro ecológico (Q. Lin et al., 2020).

O tempo em que os diferentes parâmetros são avaliados também varia. Dependendo do tempo passado desde a intervenção, as métricas utilizadas para avaliar o progresso também vão evoluindo: Nos primeiros vinte anos, são os parâmetros relacionados com o desenvolvimento da vegetação que são avaliados (a regeneração natural de espécies arbustivas, o revestimento vegetal do solo, a formação de coberto, etc.), bem como a espessura de terra viva (camada orgânica do solo) (Berkowitz, 2013). Estes são considerados parâmetros de resposta rápida, enquanto a consecução de objectivos de longo prazo, relacionados com a função ecológica e a biodiversidade, é avaliada por variáveis como a integridade do solo, as conexões com outros habitats, a composição e densidade de espécies arbóreas, a reciclagem de nutrientes, entre outras. Os parâmetros devem ser divididos e

avaliados consoante o tempo decorrido para avaliar a evolução do restauro em diferentes intervalos de tempo. Nos primeiros anos são importantes os de resposta rápida, pois permitem num curto período perceber se a intervenção está a evoluir positivamente e corrigir a trajectória se tal não se verificar, numa fase crítica do restauro. Mais tarde devem ser substituídas por outras que caracterizam uma fase mais estável das comunidades e permitem avaliar se a recuperação das funções ecológicas foi efectiva (Berkowitz, 2013; Lu et al., 2022; Zuo et al., 2016).

## **5. Nativas ou Exóticas: Uma Revisão Bibliográfica sobre o Debate entre as diferentes áreas da Ecologia: Lições Importantes para o Projecto dos Espaços Abertos Urbanos**

(Este sub-capítulo corresponde a um artigo publicado na Revista Land, *Special Issue Landscape and Vegetation: Methodological Aspects*, Land 2022, 11(8), 1201; <https://doi.org/10.3390/land11081201>, e resulta de uma reflexão com base numa revisão bibliográfica sobre a eficiência ecológica e capacidade de adaptação às alterações climáticas das espécies nativas em comparação com as exóticas).

Até recentemente, era genericamente considerado que as áreas de vegetação natural não modificada eram aquelas que tinham maior resiliência e capacidade para o fornecimento de serviços de ecossistema, tais como a regulação climática e micro-climática, a resposta a perturbações ambientais, a regulação do ciclo da água e do solo, a qualidade de vida, o suporte de desenvolvimento social, entre outros, e que as intervenções de restauro ecológico deviam reproduzir esses ecossistemas de referência (Kowarik, 2011). Contudo, recentemente instalou-se o debate entre a comunidade científica sobre se de facto a biodiversidade é a componente fundamental para a integridade e resiliência dos ecossistemas, no quadro dos projectos de restauro ecológico. A necessidade de projectar para o futuro, considerando as futuras condições climáticas para a formação de ecossistemas resilientes, com capacidade de adaptação às alterações climáticas e capazes de garantir protecção ecológica face a eventos climáticos extremos mudou a prioridade dada às espécies nativas para o favorecimento de espécies que apresentem maior capacidade de adaptação (Simonson et al., 2021). Alguns cientistas apontam a diversidade funcional como principal factor que permite o bom funcionamento dos ecossistemas e a sua resiliência e capacidade de adaptação, em oposição à diversidade biológica. Privilegiam-se as características funcionais das plantas sobre a sua proveniência e sobre a composição taxonómica das comunidades para avaliar a multifuncionalidade dos ecossistemas (Aquilué et al., 2021; Berthon et al., 2021; Cardou et al., 2022; Esperon-Rodriguez et al., 2020; Ossola & Lin, 2021; Wood & Dupras, 2021). Sob esta perspectiva, as espécies exóticas devem ser avaliadas pelos serviços de ecossistema que prestam e não apenas pelos impactes negativos que têm (desserviços), nomeadamente o carácter invasor, o que revela flexibilidade na avaliação do papel ecológico que estas espécies podem desempenhar (Castro-Díez et al., 2021; Milanović et al., 2020; Riley et al., 2018). Particularmente na requalificação de áreas urbanas significativamente degradadas,

é defendida, dentro do conceito de Novos Ecossistemas (Higgs, 2017), a presença e até o reforço de espécies exóticas que tenham a capacidade de suportar as condições adversas existentes e substituir nativas com características funcionais semelhantes, resultando numa menor diversidade, mas mantendo os processos ecossistémicos através de um conjunto específico de plantas que possuem as características funcionais essenciais para o funcionamento do ecossistema (Aquilué et al., 2021; Pinho et al., 2021). Esta questão está no centro do debate, com outros autores a defender que as metodologias de restauro ecológico baseadas nos Serviços de Ecossistema podem entrar em conflito com o objectivo de conservação da biodiversidade, uma vez que áreas de elevada biodiversidade não se correlacionam necessariamente com áreas de máximo provisionamento de Serviços de Ecossistema e que as funções ecológicas desempenhadas por espécies exóticas podem ter repercussões na biodiversidade e no funcionamento dos ecossistemas, tendo em conta a sua relação com outras espécies e com os elementos abióticos (Evers et al., 2018). É defendido que as perdas massivas de biodiversidade a que se assiste actualmente são originadas pelas alterações climáticas, pelas invasões biológicas e pelas actividades humanas (Jarić et al., 2019; Kumar Rai & Singh, 2020; Turbelin & Catford, 2021). Os autores argumentam que, se as espécies são seleccionadas pela sua “performance” ecológica em ambientes de grande perturbação, como são as áreas urbanas, e são por essa razão utilizadas em cidades de todo o mundo independentemente da localização, há um agravamento da homogeneização biológica e paisagística (Simmons et al., 2007). Se estas intervenções não constituírem uma forma de reverter a perda de biodiversidade, as repercussões vão-se sentir também ao nível da diversidade funcional (Olden et al., 2004). Outros argumentam que o foco da gestão dos ecossistemas tem de estar nas funções ecológicas que, defendem, poder ser mantidas apesar das alterações na biodiversidade (Pinho et al., 2021).

Toda a investigação que relaciona a vegetação com os serviços de ecossistema e a capacidade de adaptação é essencial para o projecto dos Espaços Abertos Urbanos (EAU) e o debate sobre o papel das espécies exóticas e nativas neste contexto requer especial atenção por parte dos arquitectos paisagistas. O resultado deste debate é fundamental para delinear uma metodologia que assegure comunidades vegetais ecologicamente eficientes para espaços com grande capacidade performativa. Este debate teve um impacto na investigação das áreas científicas da ecologia, com diversos estudos que comparam vegetação nativa e exótica em termos de performance ecológica, dos impactes sobre as funções e processos dos ecossistemas e da quantidade e qualidade dos serviços de ecossistema providenciados. Estes estudos focam-se, na maioria dos casos, em aspectos individuais, sendo necessário uma análise mais abrangente que considere as diferentes funções desempenhadas pela vegetação, de forma a avaliar as vantagens e desvantagens dos dois tipos de vegetação e obter conclusões mais holísticas para a formalização de estratégias de adaptação baseadas no

funcionamento dos ecossistemas (*ecosystem-based adaptation strategies*), particularmente as soluções baseadas na natureza à escala dos EAU.

Tendo em conta a importância do papel da vegetação para o projecto dos EAU, torna-se evidente a necessidade de confrontar os argumentos usados para defender as duas perspectivas no âmbito deste debate e responder a questões críticas quanto ao papel dos arquitectos paisagistas na adaptação às alterações climáticas, nomeadamente:

1. Que caminhos são apontados pelas diferentes áreas da ecologia para maximizar o potencial ecológico da vegetação no desenho dos EAU?
2. Quais os argumentos utilizados na defesa das espécies exóticas como resposta para obter ecossistemas mais resilientes e com maior capacidade de adaptação às alterações climáticas?
3. Qual a capacidade de adaptação das espécies nativas? Podem assegurar a integridade e as funções dos ecossistemas no futuro? São mais resilientes às alterações climáticas e mais eficientes na mitigação dos efeitos subsequentes?

Através de uma revisão bibliográfica rigorosa sobre o tema, pretende-se comparar as vantagens e desvantagens destacadas nos diferentes estudos analisados relativamente ao uso de vegetação exótica ou nativa para a conservação da biodiversidade, para a ligação fundamental das pessoas à natureza e à paisagem e promoção de um sentimento de pertença, para a resiliência e capacidade de resposta dos ecossistemas às alterações climáticas e para maximizar o seu potencial performativo enquanto espaços de protecção, de produção e de recreio e no fornecimento de Serviços de Ecossistema. Esta análise pode revelar a solução mais efectiva para promover a capacidade de protecção e eficiência ecológica dos EAU e a sua contribuição para a conservação da biodiversidade.

Para a revisão bibliográfica foi utilizado o método PRISMA (Moher et al., 2009) (Figura 1), utilizando as plataformas Scopus e ScienceDirect como principais bases de dados académicas. A pesquisa centrou-se em artigos que comparam a vegetação exótica e a nativa, em diferentes aspectos que vão desde as características eco-fisiológicas e a plasticidade fenotípica das espécies, que garantem a sua resposta e adaptação às alterações climáticas (da qual depende por sua vez a resiliência dos ecossistemas), aos aspectos culturais e psicológicos na percepção que os cidadãos têm dos diferentes sistemas de vegetação presente nos espaços que utilizam e aos serviços de ecossistema fornecidos.

Para a Scopus foi utilizada a combinação de palavras-chave [*native AND exotic AND vegetation*] para um âmbito mais alargado de pesquisa, enquanto na base de dados Science Direct foram utilizadas as palavras-chave [*native; exotic; vegetation; ecosystem; climate-change-adapt*] para uma pesquisa mais direccionada. Uma vez que esta reflexão se concentra sobretudo em espaços urbanos, os conjuntos de palavras-chaves reflectem as necessidades dos cidadãos e do ambiente

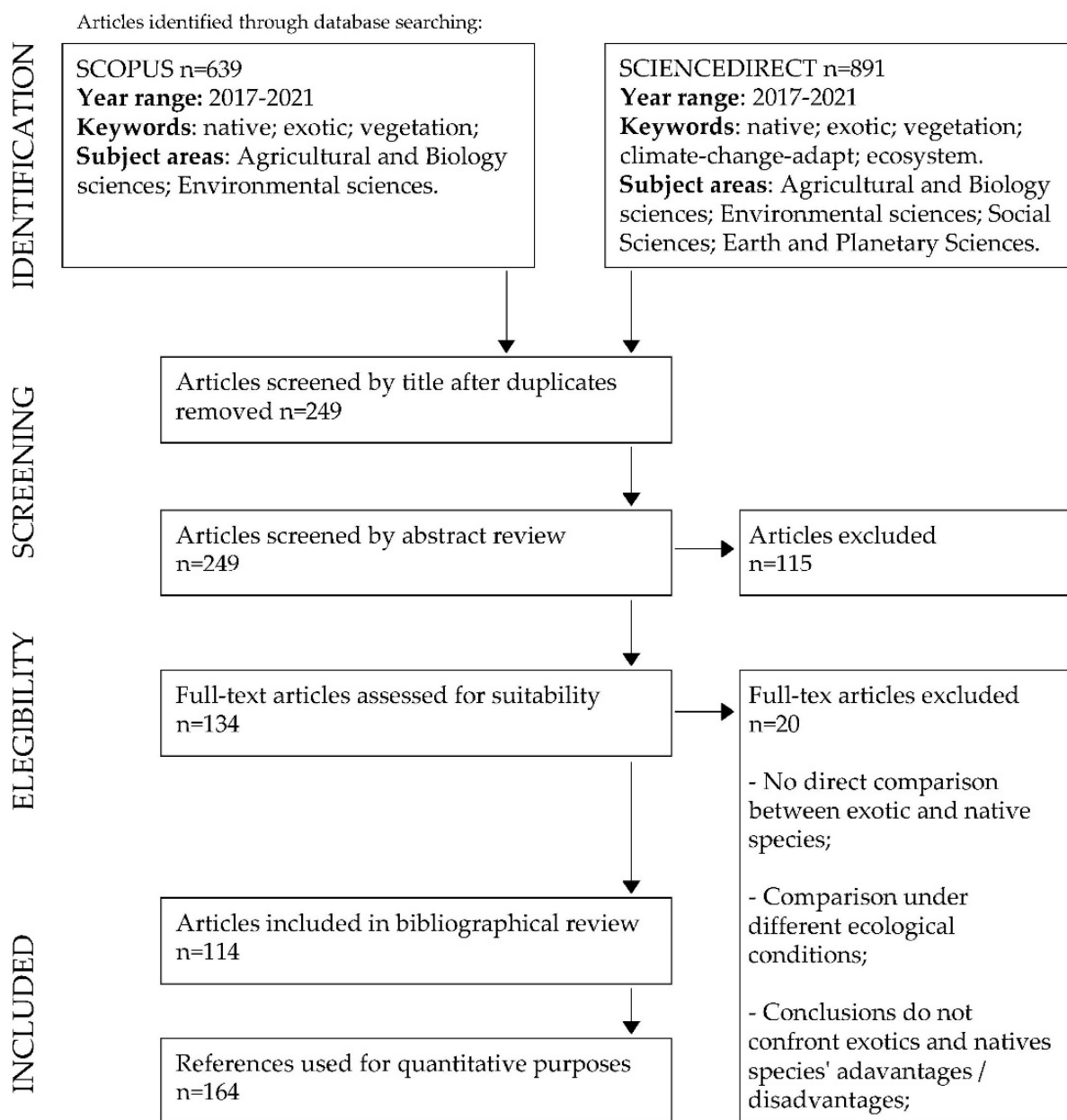
urbano, bem como a urgência de salvaguardar a qualidade de vida, do ambiente e da saúde das cidades face a eventos climáticos extremos que tendem a ser cada vez mais frequentes com as alterações globais. Foi estabelecido um intervalo de tempo entre 2017 e 2021, que representa, tratando-se de um debate recente, uma amostra significativa de toda a investigação desenvolvida sobre este assunto.

A primeira pesquisa devolveu 639 artigos no Scopus e 891 artigos no ScienceDirect. Após a remoção de artigos repetidos e de uma exclusão preliminar com base no título, foram seleccionados 249 artigos dos quais foram eliminados 115 com base na leitura do resumo. 134 artigos foram integralmente analisados e avaliada a sua adequabilidade a este estudo. Nesta fase foram excluídos os artigos que não podiam ser utilizados para fins quantitativos por não identificarem uma clara vantagem ou desvantagem de um tipo de vegetação relativamente ao outro. Esta situação verifica-se em estudos que comparam espécies nativas e exóticas em contextos ecológicos diferentes (por exemplo a comparação entre uma floresta nativa com diversos estratos de vegetação e uma floresta de produção monoespecífica, como pinhais ou eucaliptais), em estudos cujas conclusões não confrontam a performance de um tipo de vegetação relativamente ao outro, ou estudos que se debruçam apenas num dos dois tipos de vegetação. A comparação só pode ser efectiva e quantificada se os estudos considerarem condições ecológicas semelhantes para os dois tipos de vegetação, quer sejam áreas urbanas, locais sujeitos a processos de restauro ou ecossistemas intactos e plenamente funcionais. Os contextos utilizados para comparar os dois tipos de vegetação envolvem intervenções para a reabilitação de comunidades vegetais existentes ou a instalação de novas comunidades, nomeadamente, projectos de restauro ecológico, reabilitação de espaços urbanos degradados ou de antigas áreas agrícolas. Foram também considerados os estudos sobre o impacte das invasões biológicas, uma vez que constituem uma desvantagem significativa do uso de espécies exóticas. Alguns dos artigos excluídos em termos quantitativos conferem, mesmo assim, qualidade ao debate e foram por isso citados na discussão dos resultados.

No total 114 artigos foram incluídos para análise estatística. Os resultados de cada um dos artigos foram convertidos em vantagens ou desvantagens relativamente ao uso de espécies nativas ou exóticas. As vantagens resultam sempre de uma comparação entre os dois tipos de vegetação, em que um se revela melhor que o outro, mas para as desvantagens isso não acontece pois haveria uma duplicação de resultados, ou seja, a vantagem de um representaria sempre a desvantagem de outro. Assim, as desvantagens identificadas referem-se a impactes negativos mensuráveis de um dos tipos de vegetação e não a um pior resultado relativamente ao outro.

Figura 1

Diagrama de Fluxo Sobre o Processo de Revisão Bibliográfica



Adaptado do diagrama de fluxo PRISMA (Moher et al., 2009). Extraído de Carvalho et. al. (2022).



Pode haver vantagem na utilização tanto de espécies exóticas como de espécies nativas, numa perspectiva de complementaridade, ou haver vantagem em alguns dos temas, definidos em seguida, e desvantagem noutros, para o mesmo tipo de vegetação. O mesmo artigo pode referir-se a mais do que uma vantagem/desvantagem através da referência a diferentes temas, pelo que, para a análise estatística, cada vantagem ou desvantagem referida nos diferentes artigos foi quantificada como uma referência, havendo ao todo 164 referências nos 114 artigos analisados.

Os artigos seleccionados foram agrupados em 5 temas principais, em que a vegetação exótica é comparada com a vegetação nativa, que se relacionam entre si e são interdependentes: (i) Efeitos na Conservação da Biodiversidade; (ii) Performance Ecológica; (iii) Resiliência e Capacidade de Adaptação dos Ecossistemas às Alterações Climáticas; (iv) Serviços de Ecossistema; (v) Percepção Cultural. Embora esta divisão seja subjectiva, uma vez que existe uma grande interinfluência entre os diferentes temas, permite ter uma percepção mais clara sobre os aspectos em que um tipo de vegetação prevalece sobre o outro.

O primeiro tema a ser avaliado é os *efeitos na conservação da biodiversidade*. A importância da biodiversidade no fornecimento de serviços de ecossistema é transversalmente reconhecida e, portanto, o papel que a vegetação nativa e a vegetação exótica desempenham relativamente aos impactes positivos e negativos que têm sobre a biodiversidade é uma condição importante na avaliação do seu potencial para utilização nos EAU.

Enquanto vantagem para a biodiversidade considera-se a capacidade de atrair outras espécies nativas de animais, insectos, fungos e bactérias e a facilitação da instalação de outras espécies de plantas, promovendo a diversidade não só biológica, mas também funcional dos espaços. Contribuir para a preservação da estrutura do habitat é também considerado uma vantagem, já que é um aspecto fundamental para a preservação de espécies individuais de plantas ou animais. As desvantagens traduzem-se num decréscimo do número e diversidade de plantas, numa alteração dos habitats de fauna nativa ou na facilitação da presença de fauna exótica e nos impactes negativos sobre a biota do solo.

Os artigos agrupados no segundo tema, *performance ecológica*, comparam a performance das espécies individualmente, analisando as características eco-fisiológicas de espécies exóticas e nativas com funções ecológicas semelhantes, que influenciam a sua relação com os elementos abióticos e bióticos do ambiente onde se inserem, as suas estratégias de captação de recursos e as suas respostas em situações de stress ou limitação de recursos. São considerados como desvantagens os impactes negativos na interacção com os processos e funções dos ecossistemas, nomeadamente no que respeita os aspectos abióticos como a estabilidade e formação de solo e os ciclos da água e dos

nutrientes (os impactes negativos sobre os elementos bióticos inserem-se no tema da Conservação da Biodiversidade).

*Resiliência e adaptação dos ecossistemas face a alterações climáticas*, refere-se aos estudos que analisam o contributo das diferentes espécies – exóticas e nativas – para a capacidade de adaptação dos ecossistemas às alterações climáticas e para a resiliência das comunidades vegetais face a perturbações relacionadas com fenómenos climáticos extremos, essencial na protecção ecológica e na mitigação dos efeitos das alterações climáticas que os EAU têm que providenciar. No sentido inverso, as desvantagens incluem a deterioração da estrutura da comunidade ou a intensificação dos efeitos das alterações climáticas.

Os *Serviços de Ecossistema* relacionam-se com todos os outros temas, sobretudo com a Conservação da Biodiversidade e com a Percepção Cultural, que é determinante para os serviços culturais que se pode obter de um ecossistema. Por essa razão, para evitar duplicação de resultados, o contributo para a biodiversidade não é considerado um serviço de ecossistema neste estudo, tal como não o são os serviços culturais, avaliados sob o tema da Percepção Cultural. Neste tema são analisados os artigos que comparam espécies exóticas com espécies nativas em termos de quantidade e qualidade dos Serviços de Ecossistema de Regulação e de Provisão que prestam. Os desserviços são considerados desvantagens e vão desde a introdução de agentes patogénicos à redução da produtividade agrícola e da fertilidade do solo, presença de fitotoxinas e um aumento do risco de incêndio.

A *Percepção Cultural* pretende avaliar de que forma são valorizadas as espécies exóticas e as espécies nativas. São analisados os artigos que estudam se há, na realidade, uma diferença entre os dois tipos de vegetação na percepção dos cidadãos comuns, analisando se estes associam biodiversidade a vegetação nativa e se privilegiam mais uma do que outra, em termos de utilização dos EAU, de valor estético e de importância ecológica. As referências a experiência estética, fruição da natureza e sentido de pertença são também consideradas neste tema.

### **5.1. Discussão e Resultados**

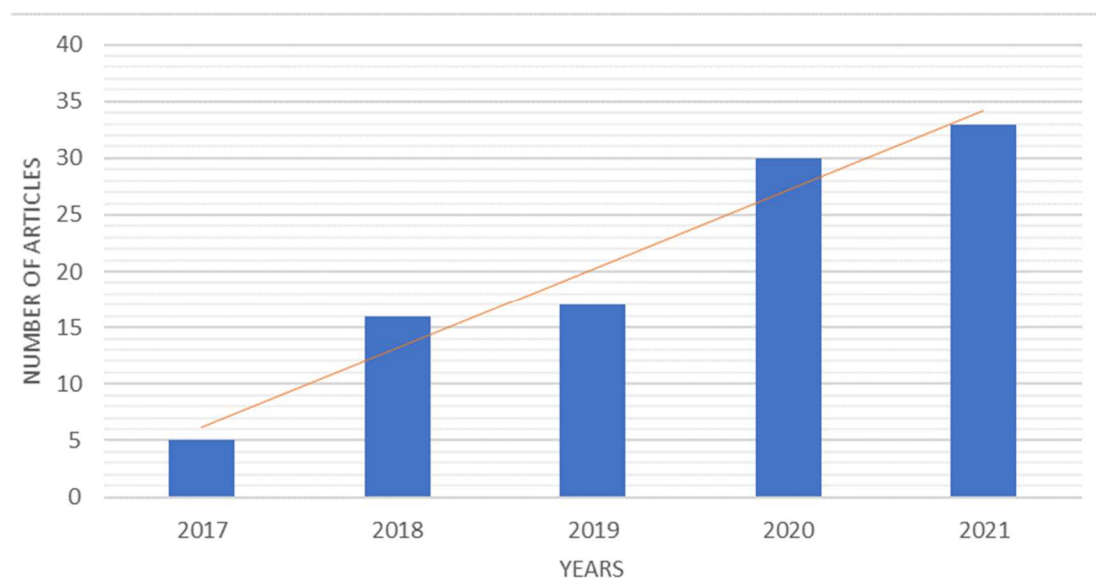
A pesquisa bibliográfica tendo em conta os critérios anteriormente descritos, devolveu um total de 114 artigos que se enquadram numa comparação entre a vegetação exótica e a vegetação nativa, distribuídos equilibradamente entre os 5 temas definidos, alguns artigos abordando mais do que um tema (por exemplo, diversos estudos que comparam a Performance Ecológica concluem que as espécies exóticas superam as nativas, mas constituem uma desvantagem significativa em termos de Conservação da Biodiversidade devido ao seu carácter invasor; outros identificam uma vantagem das espécies nativas em Performance Ecológica com uma vantagem adicional para os Serviços de

Ecosistema). A tendência crescente no número de artigos entre 2017 e 2021 (Figura 2), pode indicar a pertinência deste debate, com um aumento significativo do volume de investigação em torno da comparação entre os benefícios / impactes de vegetação exótica e vegetação nativa. Revela também o esforço da investigação científica no combate à perda da biodiversidade, aprofundando o conhecimento sobre as características funcionais de algumas espécies exóticas que lhes permitem superar as nativas e lhes conferem um carácter invasor.

Um aspecto interessante desta revisão é que não são assinaladas desvantagens na utilização de vegetação nativa (Figura 3). Por exemplo, no que diz respeito à Resiliência e Capacidade de Adaptação dos Ecosistemas, alguns artigos referem uma vantagem clara para as espécies exóticas, que apresentam melhores hipóteses de superar os efeitos adversos das alterações climáticas, e consideram as espécies nativas menos aptas (Esperon-Rodriguez et al., 2020; Ossola & Lin, 2021; Simonson et al., 2021; Wood & Dupras, 2021), mas não há um impacto negativo directo na utilização de espécies nativas, apenas um “menos positivo”. No caso da vegetação exótica, na maioria dos casos em que supera as espécies nativas em termos de performance ecológica, são assinaladas desvantagens significativas, como a perda de biodiversidade associada ao comportamento invasor que advém precisamente dessa superioridade (Barros et al., 2020; Díaz-Barradas et al., 2020; Esquivel et al., 2020; Raymundo et al., 2021; Shouman et al., 2020; Sun et al., 2022) ou uma interacção negativa com os elementos abióticos (Dairel & Fidelis, 2020; Fang et al., 2020; Fogliata et al., 2021; Gaggini et al., 2018; Gastauer et al., 2021; Kotzen et al., 2020; Pérez Castro et al., 2020; Xia et al., 2021; Y. Zhang et al., 2021).

## Figura 2

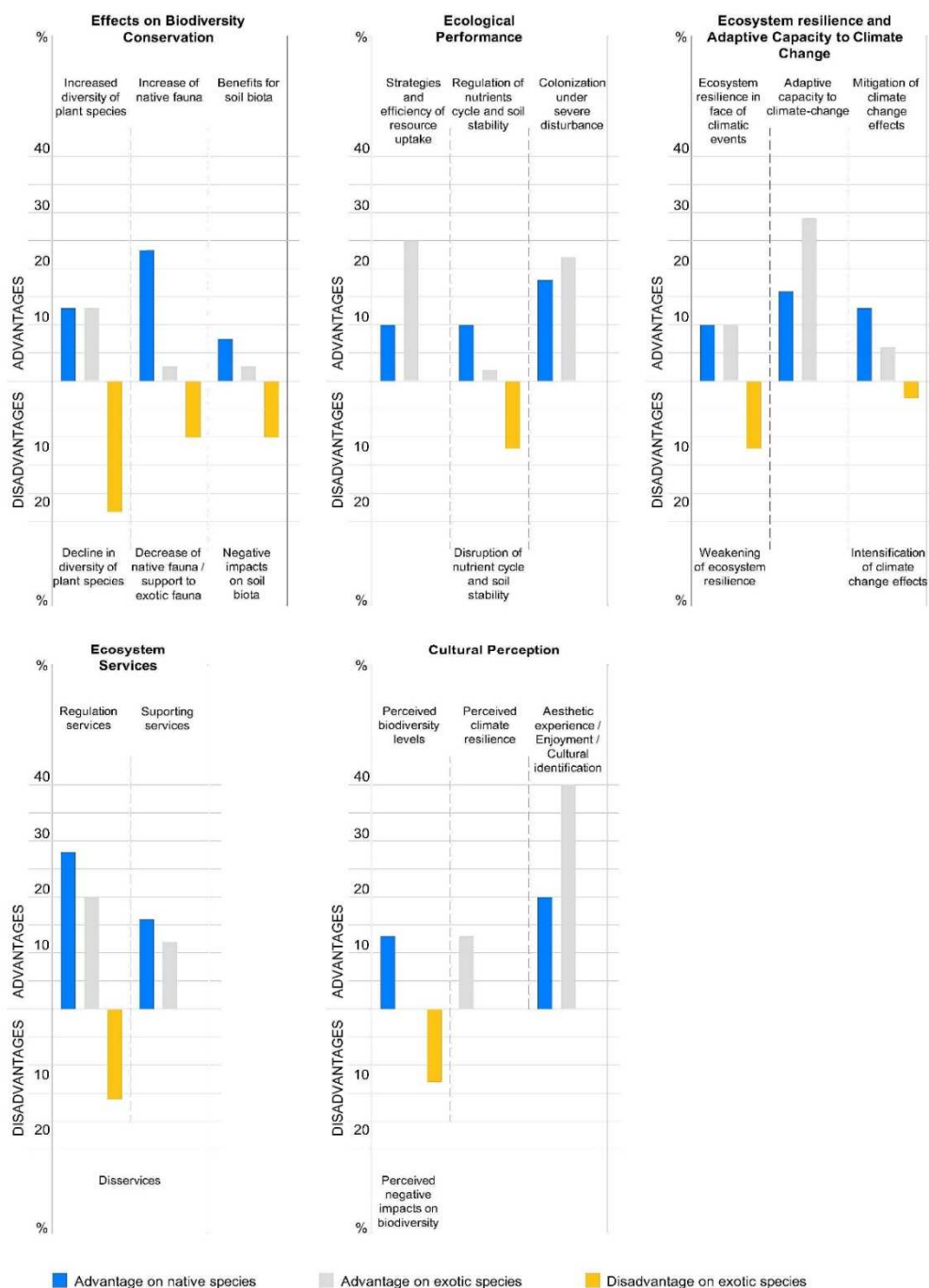
*Artigos Seleccionados Por Ano de Publicação*



Extraído de Carvalho et al. (2022).

Figura 3

Resultados nos Cinco Temas em Percentagem (%) Considerando o Número Total de Referências



A maioria dos estudos refere múltiplas vantagens/desvantagens em mais do que um tema e uma referência representa uma vantagem ou desvantagem identificada. Os cinco temas foram divididos em subcategorias que representam os aspectos mais estudados em cada tema. Os resultados em cada subcategoria representam a percentagem de referências a uma vantagem das espécies nativas, uma vantagem das espécies exóticas ou uma desvantagem das espécies exóticas, relativamente ao total de referências atribuídas a esse tema (por exemplo, em 49 referências à performance ecológica, 12% são referências a desvantagens das espécies exóticas para o ciclo de nutrientes e a estabilidade do solo) (de Carvalho et al., 2022).

Em todos os 5 temas a literatura demonstra que as espécies exóticas estão associadas, não só a diversos impactos ecológicos negativos, mas também a “desserviços”, e, em termos de Percepção Cultural, a uma consciência cada vez maior dos efeitos das invasões biológicas.

Esta diferença pode dever-se também a alguma relutância em afirmar claramente uma vantagem das exóticas ou uma desvantagem das nativas, porque a análise dos resultados de um estudo deve sempre ter diversos factores em consideração, para além das variáveis aqui avaliadas, e essa análise mais abrangente indica, na maioria das vezes, que a opção por espécies nativas tem mais benefícios do que desvantagens (Berthon et al., 2021; Evers et al., 2018; Klaus & Kiehl, 2021; Simonson et al., 2021).

*Efeitos na Conservação da Biodiversidade.* A literatura demonstra um esforço de investigação no sentido de perceber que características e componentes funcionais da biodiversidade influenciam os Serviços de Ecossistema e as Funções de Ecossistema e como isto pode ser traduzido em linhas orientadoras que possam ser implementadas em actividades de restauro e conservação (Pinho et al., 2021). As evidências científicas demonstram uma estreita relação entre a biodiversidade e os serviços de ecossistema, sendo a biodiversidade um dos principais componentes dos ecossistemas que sustentam a provisão de serviços, fundamentais para os humanos em múltiplos aspectos, incluindo segurança alimentar e da água, saúde, adaptação às alterações climáticas e benefícios culturais (Pires et al., 2018), relacionando o efeito da perda de biodiversidade com o decréscimo no fornecimento de serviços de ecossistema (Quijas et al., 2019; Van der Biest et al., 2020). Contudo, a forma como espécies nativas e exóticas contribuem para a biodiversidade não reúne consenso. Através de diversos artigos, é analisada a importância atribuída à vegetação nativa enquanto único garante da conservação da biodiversidade, em oposição à tese que defende que, sobretudo em ambientes urbanos as exóticas têm uma contribuição significativa para a biodiversidade, mesmo considerando os riscos ecológicos associados à sua utilização. Os estudos relacionados com este tema abordam os efeitos que as espécies de plantas têm na biodiversidade, através da forma como influenciam a instalação de outras plantas e da sua interacção com as comunidades de fungos e bactérias do solo, artrópodes e outra fauna nativa e, conseqüentemente, com a integridade do ecossistema.

A maioria dos estudos analisados demonstra que as espécies nativas superam largamente as exóticas na interacção com a biota do solo e na fixação de outras espécies de plantas (Barrico et al., 2018; Berthon et al., 2021; Campbell et al., 2021; Champness et al., 2019; Gallego-Tévar et al., 2020; Gallinat et al., 2020; Jimenez et al., 2022; Machar et al., 2022; Mody et al., 2020; Monberg et al., 2019; Olupot, 2022; Pandey & Gurr, 2019; Phillips et al., 2020; Prendergast et al., 2022; Thaweeprawadej & Evans, 2022). Inversamente, é revelada uma clara desvantagem das espécies exóticas, pelo seu comportamento invasor, real ou potencial (Barros et al., 2020; Curado et al., 2020; Díaz-Barradas et

al., 2020; Jarić et al., 2019; Raymundo et al., 2021; Scotton & Andreatta, 2021; Shouman et al., 2020, 2020; Simonson et al., 2021; Sun et al., 2022; Zunzunegui et al., 2020), um dos factores que mais contribui para a perda de biodiversidade e homogeneização biológica, relacionado com a sua interferência com o ambiente abiótico que inibe o crescimento de outras espécies (de Vos et al., 2019; Fang et al., 2020; Fogliata et al., 2021; Pérez Castro et al., 2020).

Contudo, quando se trata de áreas urbanas, estas noções são desafiadas por alguns autores que consideram as cidades sistemas socio-ecológicos distintos, com comunidades vegetais particulares que influenciam de formas distintas o funcionamento e a estabilidade dos ecossistemas, bem como a sua capacidade para o fornecimento de serviços dos ecossistemas (Pinho et al., 2021). O mesmo acontece quando se trata de outras áreas severamente degradadas como áreas sujeitas a elevados níveis de erosão, antigos locais de extracção mineira ou aterros sanitários. Apesar do risco ecológico conhecido e das desvantagens descritas por um número considerável de estudos, alguns dos artigos examinados defendem que, nestas situações particulares, as espécies exóticas representam uma vantagem pois conseguem colonizar sob condições severas e promover a posterior instalação de comunidades nativas ao providenciar habitat e abrigo para que as espécies nativas possam crescer (González-Montelongo & Pérez-Vargas, 2021; Martins et al., 2020; Oduor et al., 2018; Randriambanona et al., 2019). No mesmo sentido, as espécies exóticas são por vezes apontadas para a substituição de espécies nativas que desapareceram dos EAU, contribuindo para manter os níveis essenciais de diversidade funcional (Gonçalves et al., 2021).

*Performance Ecológica.* Os estudos analisados no contexto deste tema avaliam as características eco-fisiológicas de espécies exóticas e nativas ecologicamente equivalentes comparando a sua capacidade de captação e de utilização de recursos, sobretudo em situações de reduzida disponibilidade, e a sua interacção com a componente abiótica do ecossistema.

Uma grande parte dos artigos analisados compara a eficiência das estratégias das espécies para captar e utilizar recursos. Na maioria dos estudos que analisam esta variável as exóticas superem as nativas na captação e eficiência de utilização de recursos, sobretudo em contextos de escassez, explicando muitas vezes o seu comportamento invasor (Barros et al., 2020; Christensen et al., 2019; Díaz-Barradas et al., 2020; Raymundo et al., 2021; Shouman et al., 2020; Sun et al., 2022; Turbelin & Catford, 2021; Zunzunegui et al., 2020).

No caso dos estudos que se debruçam sobre a interacção com os elementos abióticos como os nutrientes do solo e a água, as exóticas demonstram desvantagens significativas relacionadas com os impactes negativos no ciclo de nutrientes, no consumo de recursos e no PH do solo (Dairel & Fidelis, 2020; Fang et al., 2020; Fogliata et al., 2021; Gaggini et al., 2018; Gastauer et al., 2021; Kotzen et al., 2020; Pérez Castro et al., 2020; Xia et al., 2021; Y. Zhang et al., 2021). Por outro lado, quando

comparadas com as exóticas, as espécies nativas representam claros benefícios na sua interação com o ciclo de nutrientes e estabilidade do solo (Cáceres et al., 2022; Jimenez et al., 2022; Pandey & Gurr, 2019; Pérez-Corona et al., 2021; Rey et al., 2019; Vasquez-Valderrama et al., 2020).

Noutros casos, as espécies exóticas são de facto apontadas como soluções a considerar em situações de baixa disponibilidade de recursos ou de grande perturbação (Dagenais et al., 2018; Eastburn et al., 2018; Gao et al., 2018; H. Lu et al., 2017; Wang et al., 2019) com tendência a agravar devido às alterações climáticas (Raymundo et al., 2021). Particularmente em ambientes urbanos, as exóticas são apontadas como alternativas viáveis às espécies nativas que não conseguem superar os factores de stress, ou numa perspectiva de complementaridade em comunidades mistas (Miller et al., 2020; Riley et al., 2018; Robbiati et al., 2022; Tan et al., 2020).

Contudo, uma parte considerável da literatura revista, aponta as espécies nativas como tendo melhor performance ecológica (Feng et al., 2019; Galleguillos et al., 2021; Gastauer et al., 2021; G. Lin et al., 2021; Pang et al., 2020; Pérez Castro et al., 2020; Sueltenfuss & Cooper, 2019). Particularmente em climas áridos ou semiáridos, as espécies nativas possuem grande plasticidade e características adaptativas que as ajudam a enfrentar o stress ambiental característico do ambiente onde vivem (Cáceres et al., 2022; Esfahani et al., 2022; Guillen-Cruz et al., 2021). Alguns estudos apontam também as nativas como solução mais adequada em requalificação de áreas degradadas por invasões biológicas ou actividades humanas como produção agrícola, indústria mineira ou aterros (Eastburn et al., 2018; Gastauer et al., 2021; Pandey & Gurr, 2019; Pang et al., 2020; Rey et al., 2019; Singh & Kumar, 2022). Também nos EAU, sujeitos a stresses acrescidos, as espécies nativas desempenham um papel crucial no fornecimento de diversos serviços de ecossistema de regulação (Esperon-Rodriguez et al., 2020; Jimenez et al., 2022; Mughal et al., 2021). Em alguns artigos, quando comparadas com as espécies exóticas, as nativas são apontadas como melhores alternativas porque, para além de equipararem as exóticas em termos de performance, implicam benefícios adicionais, como a integridade ecológica, conectividade, incremento na biodiversidade nativa (animais, insectos e microfauna) e na actividade biológica do solo, fundamental por sua vez na provisão de muitos serviços de ecossistema (Cáceres et al., 2022; Jimenez et al., 2022; Pandey & Gurr, 2019; Rey et al., 2019). As espécies exóticas, apesar de demonstrarem melhor performance ecológica em algumas situações, constituem diversos impactes negativos e representam um risco ecológico que gera, na maioria das situações analisadas, muitas reservas quanto à sua utilização.

*Resiliência e Adaptação dos Ecossistemas Face a Alterações Climáticas.* Outro ponto central e fracturante deste debate é em que medida as espécies nativas têm capacidade para se adaptar às condições climáticas futuras. Se migrarão para sítios com condições mais favoráveis ou se desaparecerão, sendo substituídas por alóctones mais bem-adaptadas (por provirem de latitudes com

condições semelhantes às projectadas para o futuro), são questões a que a investigação tenta responder. Alguns autores defendem que, sendo esse o cenário mais provável, os projectos de restauro ecológico, de EAU ou de produção florestal deviam considerar as condições climáticas futuras e considerar já as espécies que melhor se adaptam a essas condições (Ennos et al., 2019; Esperon-Rodriguez et al., 2020; Ossola & Lin, 2021; Simonson et al., 2021).

Defende-se também que os ecossistemas serão tão mais resilientes quanto forem funcionalmente ricos, privilegiando-se as características funcionais das plantas em detrimento da diversidade e origem das espécies. O argumento de que os recursos que uma planta providencia são mais importantes que a sua proveniência, revela flexibilidade por parte dos autores quanto à origem das espécies, na definição de respostas estratégicas a alterações climáticas (Aquilué et al., 2021; Berthon et al., 2021; Dudley et al., 2020). Muitos dos artigos revistos argumentam que as espécies exóticas desempenham um papel importante na capacidade de adaptação dos ecossistemas, demonstrando maior aptidão para colonizar em situações em que as nativas não conseguem subsistir e maior capacidade de ajustamento a condições em constante mudança, como por exemplo, regimes hidrológicos alterados devido à subida do nível médio do mar, períodos de seca longos e temperaturas elevadas, com uma tendência de agravamento devido às alterações climáticas (Gao et al., 2018; H. Lu et al., 2017).

No campo oposto, estão as preocupações de que, se por um lado a substituição de táxon pode ser uma solução para substituir uma espécie nativa vulnerável às alterações climáticas por uma não-nativa, capaz de desempenhar a mesma função ou similar dentro do ecossistema, por outro, esta opção acarreta muitas incertezas, com a possibilidade de má-adaptação inexplicável, subestimação da variabilidade climática e muitos problemas imprevisíveis relacionados com o risco de invasão (Ennos et al., 2019; Simonson et al., 2021), incluindo a cripticidade (Jarić et al., 2019). Para além dos efeitos negativos relacionados com a interacção com o ambiente abiótico, discutidos na secção da Performance Ecológica, muitos dos estudos examinados apontam desvantagens na presença de exóticas em termos da resiliência dos ecossistemas, tais como, maior inflamabilidade, alterações na fenologia das comunidades e um enfraquecimento da estrutura dos ecossistemas, tornando-os mais vulneráveis a eventos climáticos extremos (Abbas et al., 2020; Blackhall & Raffaele, 2019; Guerrero et al., 2021; Wilsey et al., 2018).

Partindo desta perspectiva, muita da investigação realizada concentra-se na possibilidade de tirar proveito da capacidade das espécies nativas de se adaptarem às alterações ambientais através da plasticidade, selecção ou fluxo genético (Matesanz & Valladares, 2014; Rice & Emery, 2003), aprofundando o conhecimento sobre as características eco-fisiológicas das plantas que podem permitir a sua adaptação (Azeñas et al., 2018; Garnier et al., 2019; Volaire, 2008). O aumento da



diversidade de habitats, de forma a melhorar a sua integridade e conectividade (Ferrier et al., 2020), e o desenvolvimento de estratégias que assistam a adaptação das comunidades nativas (Maxwell et al., 2019; Safford & Vallejo, 2019) são algumas das soluções apontadas para obter ecossistemas resilientes e retardar a perda de biodiversidade sob alterações climáticas.

Assim, e apesar do potencial de adaptação demonstrado para as espécies exóticas, um volume significativo de investigação aponta as nativas como uma opção viável e defende que os projectos devem promover o desenvolvimento evolucionário das comunidades nativas. Diversos artigos analisados no âmbito desta revisão discutem diferentes estratégias para melhorar a resiliência e capacidade de adaptação das espécies e comunidades nativas. O aumento da diversidade genética dentro da mesma espécie (considerada através da utilização de sementes de diferentes origens dentro da área de distribuição geográfica da espécie) e entre espécies é uma forma de aumentar a resistência de uma comunidade a variações ambientais (Rice & Emery, 2003). Também a utilização de espécies raras e especialistas que correspondam ao seu óptimo ecológico, atrasa a perda de biodiversidade e contribui para a estabilidade e complexidade estrutural dos ecossistemas, promovendo a sua resiliência, os serviços de ecossistema e a biodiversidade com a criação de micro-habitats e recursos para aves e outros animais (Jensen et al., 2021). O incremento do número de espécies e das áreas de habitat promove a integridade e conectividade dos ecossistemas para uma maior capacidade de retenção de diversidade biológica sob alterações climáticas (Ferrier et al., 2020; Maxwell et al., 2019). Estratégias de intervenção ao nível das comunidades e da paisagem, com base nas características eco-fisiológicas das espécies que as compõem, nomeadamente estratégias genéticas (como a migração assistida) ou silvícolas (como a correcção de densidades para minimizar a competição por recursos, o risco de fogo ou a intrusão de pragas), facilitam a adaptação às alterações climáticas (Bussotti et al., 2015; Safford & Vallejo, 2019). Para além das estratégias que promovem a capacidade de adaptação das espécies nativas, diversos estudos demonstraram que comunidades nativas com estruturas intactas estão melhor preparadas para lidar com eventos adversos relacionados com as alterações climáticas, como tempestades e cheias, longos períodos de seca, temperaturas cada vez mais elevadas e fogos recorrentes, enquanto a presença de exóticas, particularmente de espécies invasoras, danifica progressivamente a estrutura dos ecossistemas (Abbas et al., 2020; Galleguillos et al., 2021; Hamberg et al., 2020; Vivian et al., 2020).

*Serviços de Ecossistema.* Relativamente aos Serviços de Ecossistema as espécies nativas reúnem maior número de referências a vantagens. Sendo a biodiversidade o que sustenta a maioria das funções dos ecossistemas e dos serviços de ecossistema, fundamentais para os humanos em múltiplos aspectos (Pires et al., 2018) diversos estudos relacionam o efeito da perda de biodiversidade

com o decréscimo de serviços providenciados por um ecossistema (Filgueiras et al., 2021; Hamberg et al., 2020; Quijas et al., 2019; Turbelin & Catford, 2021).

Sendo as invasões biológicas uma das principais causas de perda de biodiversidade (Filgueiras et al., 2021; Jarić et al., 2019; Kumar Rai & Singh, 2020; Milanović et al., 2020), é expectável que a maioria dos estudos atribua às espécies nativas maior capacidade de fornecer serviços de ecossistema. Os benefícios que representam em termos de biodiversidade, nomeadamente o aumento do número e diversidade de insectos, fauna e comunidade microbiana do solo, são essenciais para o provisionamento de diversos serviços de ecossistema como a formação de solo, a regulação do ciclo de nutrientes, a regulação do ciclo da água e a capacidade de produção (Barrico et al., 2018; Campbell et al., 2021; Klaus & Kiehl, 2021; Pandey & Gurr, 2019; Phillips et al., 2020). Para além de estabelecerem uma relação directa positiva entre elevada biodiversidade e serviços de ecossistema fornecidos (Quijas et al., 2019; Teixeira et al., 2019), alguns estudos concluem ainda que as espécies nativas são mais eficientes no fornecimento de serviços de ecossistema de regulação por possuírem estruturas e funções adaptadas ao uso de recursos locais, o que leva a que despendam menos energia e respondam de forma mais eficiente ao clima (Hamberg et al., 2020; Mughal et al., 2021).

Mesmo assim, alguns estudos defendem que as exóticas, sobretudo nos espaços urbanos onde representam uma percentagem significativa da vegetação existente, são igualmente importantes no fornecimento de diversos serviços de ecossistema (Thaweepradej & Evans, 2022), superando em alguns casos as nativas, por constituírem maior coberto arbóreo, mais biomassa foliar e contribuírem para uma maior diversidade de espécies nos EAU (Riley et al., 2018).

Um dos aspectos mais significativos da mudança de posição relativamente à importância ecológica das espécies exóticas é a abordagem às espécies invasoras, não apenas pelos impactes negativos (desserviços), mas também pelos serviços que fornecem (Castro-Díez et al., 2021; Milanović et al., 2020). Alguns estudos defendem que os benefícios podem, em alguns casos, equilibrar o impacto negativo da invasão (Nsenga Kumwimba et al., 2020). Contudo, a maioria dos autores defendem que os impactes das invasões são demasiado nocivos para poderem ser contrabalançados por eventuais serviços de ecossistema providenciados por essas espécies (Filgueiras et al., 2021; Kumar Rai & Singh, 2020).

*Percepção Cultural.* A percepção que as pessoas têm da biodiversidade e a forma como valorizam as espécies nativas ou exóticas depende de muitos factores, como os contextos socio-económicos e culturais. O nível de educação, a idade e a facilidade de acesso a informação influenciam a forma como as pessoas olham para os EAU e percebem a biodiversidade (Kuras et al., 2020; Scopelliti et al., 2016; Vaz et al., 2018). Também o contexto de paisagem em que se inserem muda a percepção que as pessoas têm relativamente à importância da estrutura e funcionamento dos

ecossistemas. Pessoas que vivem em cidades terão percepções diferentes das pessoas que vivem em espaços rurais, com uma relação mais próxima com a natureza e, portanto, mais expostas aos efeitos que alterações nos ecossistemas podem representar. Os artigos analisados exploram a forma como as pessoas avaliam algumas espécies – exóticas ou nativas – e como se relacionam com espaços naturais, de vegetação nativa, em comparação com os espaços verdes tradicionais, sobretudo em meios urbanos, onde esta percepção pode ser mais distorcida. A maioria dos artigos seleccionados recorre a estudos empíricos, através de consultas públicas ou de observação de comportamentos, para avaliar a percepção das pessoas relativamente a diversos parâmetros da vegetação.

As exóticas prevalecem, sendo claramente preferidas em jardins particulares, em espaços públicos e associadas a paisagens culturais (H. Hoyle et al., 2017; H. E. Hoyle, 2021; Ward & Amatangelo, 2018). Na maioria dos estudos as pessoas não distinguem se uma espécie é exótica ou nativa e muitas vezes assumem uma exótica como sendo nativa, quando já tem uma longa história de introdução (Shackleton & Shackleton, 2018). As evidências empíricas de diversos estudos demonstram que, nos espaços urbanos, as exóticas são igualmente importantes no fornecimento de serviços de ecossistema culturais, sendo associadas a paisagens culturais pela longa história de plantação de exóticas em jardins e parques públicos (Alvarez et al., 2021; Vaz et al., 2018). Adicionalmente são muitas vezes associadas pelas pessoas a uma maior resiliência e capacidade de adaptação às alterações climáticas (H. Hoyle et al., 2017; H. E. Hoyle, 2021). Estas conclusões não são surpreendentes, uma vez que parte significativa da vegetação urbana é composta por espécies exóticas, e esse é praticamente a única “natureza” que as populações urbanas conhecem.

Por outro lado, muitos cidadãos relacionam espaços de maior biodiversidade nativa com uma experiência estética mais rica e com maiores benefícios para a saúde mental (Lampinen et al., 2021; Nahuelhual et al., 2018; Threlfall & Kendal, 2018; Young et al., 2020). Uma parte cada vez maior da população urbana reconhece que é importante promover a biodiversidade nos EAU, através da utilização de espécies nativas e que é possível conjugar espaços ricos em biodiversidade com as funções de recreio e fruição que esperam encontrar nos espaços verdes urbanos (Fischer et al., 2018; Vaz et al., 2018). Há também uma consciência cada vez maior para os efeitos das invasões biológicas e para o risco de desencadear uma, bem como uma experiência negativa associada ao comportamento invasor de algumas espécies exóticas. Alguns autores vêem nestas tendências uma oportunidade para a educação ambiental (Shackleton & Shackleton, 2018), aumentando assim o valor da utilização de espécies nativas nos EAU. Uma vez que a vegetação urbana é, para milhões de pessoas, o único contacto que têm com a natureza no dia-a-dia, e as interações entre as comunidades humanas e a natureza são fundamentais para a saúde e bem-estar humanos, ao albergar espécies nativas, os EAU tornam-se espaços de educação (Klaus & Kiehl, 2021; Threlfall & Kendall, 2018)

permitindo o reconhecimento dos serviços de ecossistema por parte do público (Bark et al., 2009), sobretudo os de regulação, não tangíveis a nível local (Stępniewska, 2021), e para os quais as espécies nativas são mais eficientes (Hamberg et al., 2020; Mughal et al., 2021).

## **5.2. Conclusões**

A revisão da bibliografia que compara a utilização de espécies nativas e exóticas com o objectivo de alcançar ecossistemas mais resilientes e com maior capacidade de adaptação climática realça a importância do papel que as espécies exóticas desempenham, sobretudo em espaços urbanos. Estas revelam frequentemente maior capacidade de sobrevivência em condições de stress e de escassez de recursos e têm maior probabilidade de adaptação às alterações climáticas. Contudo, a maioria dos estudos que indicam estas vantagens para as espécies exóticas, realçam também os impactes negativos da sua utilização. Para além do risco ecológico, as espécies exóticas possuem estratégias de captação de recursos e características fenológicas diferentes das espécies nativas, o que perturba o funcionamento dos ecossistemas, através da alteração dos ciclos da água e dos nutrientes, do PH e da biota do solo, comprometendo a integridade ecológica. Adicionalmente, é largamente reconhecido na bibliografia que a substituição sistemática de espécies nativas por exóticas com características funcionais semelhantes agrava a homogeneização biótica e a perda de biodiversidade e contribui para a perda de identidade da paisagem.

Por outro lado, a literatura examinada demonstra uma capacidade de adaptação significativa das espécies nativas, que equivale em muitas situações à das exóticas. Além disso, ao contrário das exóticas, as espécies nativas não só não apresentam desvantagens, como representam benefícios adicionais para a biodiversidade e para os serviços de ecossistema, garantindo solidez na protecção ecológica. Nos EAU, a vegetação nativa contribui também para uma diversidade paisagística elevada, que alberga múltiplas funções (recreio, contemplação e fruição da natureza, desporto, entre outras) e promove a identidade e sentimento de pertença ao remeter para a paisagem da região.

Apesar das espécies exóticas apresentarem, relativamente às nativas, algumas vantagens em termos de performance ecológica e capacidade de adaptação, as preocupações relativamente aos seus impactes negativos e a importância atribuída aos benefícios que advêm do uso de espécies nativas demonstram que, mesmo no contexto dos EAU, a maioria dos cientistas prefere a utilização de vegetação nativa à de vegetação exótica.

Tendo em conta a revisão bibliográfica realizada e a possibilidade de utilizar as metodologias associadas ao restauro ecológico nos projectos dos EAU (Simmons et al., 2007), alguns princípios podem ser delineados para a obtenção de espaços que respondam aos desafios que se colocam actualmente.

O primeiro pressuposto é que as intervenções dificilmente serão acções de restauro ecológico por definição (intervir no sentido de retorno a um estado historicamente referenciado), mas serão antes de reabilitação ecológica, baseando-se no conceito de Ecossistemas Projectados (Higgs, 2017), que torna o processo mais flexível. No caso dos espaços urbanos, os ecossistemas, ainda que num estado que permita o fornecimento de diversos serviços e níveis elevados de biodiversidade, encontram-se significativamente alterados, quer por alterações dos factores abióticos (alteração e perda de solo), quer por intrusão de espécies invasoras. Quer se trate de uma alteração do uso do solo ou da requalificação de ecossistemas urbanos, uma intervenção tradicional de restauro ecológico dificilmente seria bem-sucedida (Klaus & Kiehl, 2021). Os ecossistemas projectados são aqueles que pretendem a introdução de habitats com uma intenção específica para o provisionamento de determinados serviços (Higgs, 2017), convergindo com os objectivos do projecto de arquitectura paisagista para os EAU (Klaus & Kiehl, 2021).

O segundo pressuposto é que este tipo de intervenção pode ter sucesso com a utilização da vegetação nativa, considerando o conhecimento disponível sobre as estratégias para promover a capacidade de adaptação das espécies nativas, fundamental para um resultado sustentável. É uma solução que permite aliar as metodologias de restauro ecológico baseadas nas funções dos ecossistemas, defendidas por um lado (Riley et al., 2018; Thaweeprawadej & Evans, 2022; Wood & Dupras, 2021), à utilização da vegetação nativa, nomeadamente da vegetação natural potencial, respondendo às preocupações com a conservação da biodiversidade, apresentadas por outros (Gonzalez et al., 2016; Hagerman & Satterfield, 2014; Prober et al., 2015), e aos objectivos das estratégias internacionais para a biodiversidade.

Dentro da opção de utilizar espécies nativas, as acções podem focar-se em objectivos relacionados com serviços de ecossistema específicos ou com necessidades específicas de projecto (Klaus & Kiehl, 2021). Ao contrário de um número limitado de espécies exóticas bem adaptadas e consideradas seguras, as comunidades nativas potenciais oferecem, para além das dominantes, inúmeras espécies correspondentes a diferentes etapas de sucessão que podem ser utilizadas para responder a diversas necessidades do projecto, como por exemplo a necessidade de cobertura rápida do solo ou uma comunidade herbácea permanente que suporte actividades de recreio, ou ainda objectivos estéticos de cor, textura ou enquadramento (Simmons et al., 2007), estando no seu óptimo ecológico. Para além dos benefícios ecológicos, os espaços resultantes respondem também a um dos maiores desafios da utilização deste tipo de vegetação: a familiaridade dos cidadãos com esta “natureza” (Breuste, 2004), diferente daquela a que estão acostumados nos “espaços verdes” convencionais, permitindo a sua conjugação com outras funções, nomeadamente as que os habitantes procuram nos espaços abertos urbanos (Simmons et al., 2007).

## CAPÍTULO II

### OS HABITATS NATURAIS E SEMI-NATURAIS COMO UNIDADES DE DESENHO DOS ESPAÇOS ABERTOS URBANOS - ENQUADRAMENTO NAS POLÍTICAS EUROPEIAS DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

A nível regional, por ocuparem extensas áreas do território, as áreas urbanas são fundamentais para garantir a conectividade ecológica, imprescindível para a conservação. Esta conectividade é garantida através da requalificação e recuperação de habitats naturais e seminaturais dentro dos Espaços Abertos Urbanos (EAU), em manchas ou corredores. A conectividade é fundamental para um desenvolvimento sustentável, pois é a única forma de permitir a migração de espécies e, portanto, a conservação da biodiversidade, sendo esse um factor fundamental na resposta às alterações climáticas (Yu et al., 2012).

A vegetação é o elemento estrutural que mais influencia e define a dinâmica dos ecossistemas terrestres sendo o parâmetro mais utilizado para classificar os tipos e funções ecológicas dos ecossistemas. A natureza da vegetação que compõe uma paisagem reflecte variáveis ambientais, mas também as perturbações induzidas pelo homem. É a proporção entre diferentes tipos de cobertura de vegetação intacta, alterada ou substituída e as suas classes de condição que caracterizam a função ecológica de um espaço natural e a sua capacidade para providenciar um conjunto de bens e serviços de ecossistema. As formas de gestão do território e da paisagem podem influenciar a resiliência e função ecológica dos diferentes tipos de ecossistemas e simultaneamente definir que serviços ou conjunto de serviços de ecossistema podem ser recuperados ou mantidos a longo prazo (Yapp et al., 2010).

As comunidades naturais são, na maioria dos casos, utilizadas para diferenciar e nomear habitats e ecossistemas em unidades geríveis, avaliar a sua condição e como critério que reflecte um conjunto de valores, nomeadamente, a biodiversidade. Assim, os habitats e as comunidades vegetais podem ser associados a determinados serviços de ecossistema.

Os EAU, como parte de uma estrutura ecológica urbana constituem a melhor solução para aumentar a capacidade de adaptação às alterações climáticas das cidades, uma vez que providenciam múltiplos serviços de ecossistema, sendo os serviços de ecossistema de regulação particularmente importantes para esse objectivo. O reforço das Infra-estruturas Verdes Urbanas (IVU) é uma das principais estratégias de mitigação urbana definida no Relatório IPCC Alterações Climáticas 2022 (IPCC AR6 WGIII). As IVU constituem também o meio para combater a perda de biodiversidade e a proliferação de espécies invasoras, desempenhando assim um papel importante tanto nas estratégias de biodiversidade como nas de adaptação às alterações climáticas. Se baseadas no restauro das comunidades nativas (potenciais), as IVU representam a oportunidade de ligar as cidades aos espaços

rurais e naturais na sua região, promovendo corredores de biodiversidade e de conectividade ecológica, enquanto suportam uma rede de espaços abertos de qualidade para as populações urbanas.

No âmbito deste trabalho é importante destacar: i) a Directiva Habitats (92/43/CEE) (**DH**); ii) a Estratégia para a implementação a nível europeu de uma Infra-estrutura Verde /*Green Infrastructure* (**GI**), estabelecida pela Estratégia de Biodiversidade para 2020 (**EEB2020**) e que consiste numa rede que liga as áreas da Rede Natura 2000 e promove a conectividade ecológica entre elas; iii) a Proposta de Lei de Restauro da Natureza desenvolvida no âmbito da Estratégia de Biodiversidade para 2030 (**EEB2030**), com o objectivo de dar continuidade ao trabalho desenvolvido até 2020 e reforçar a implementação da GI. Os três instrumentos estão relacionados e permitem enquadrar esta metodologia na legislação europeia de protecção da natureza e da biodiversidade e nos programas europeus de financiamento, conferindo-lhe consistência e aplicabilidade.

Considerando que a DH, juntamente com a Directiva Aves (Directiva 79/409/CEE do Conselho, de 2 de Abril de 1979, revogada pela Directiva 2009/147/CE, de 30 de Novembro) está na base da definição da Rede Natura 2000, uma rede ecológica de áreas protegidas estabelecida com o objectivo de salvaguardar os Habitats de Interesse Comunitário (HIC), listados no Anexo I, e as espécies identificadas no Anexo II (92/43/CEE), a promoção das comunidades vegetais correspondentes a estes habitats em projectos de EAU pode convergir com os objectivos da EEB2030. Embora nos documentos relacionados com a EEB2020 e com a Estratégia Europeia para Adaptação às Alterações Climáticas<sup>27</sup> seja referida a importância da presença e expansão dos “Espaços Verdes Urbanos”, pouca atenção é dada à possibilidade de estes contribuírem para a conectividade das áreas da Rede Natura 2000 e para os objectivos definidos para as áreas protegidas, sendo este aspecto aprofundado agora, na EEB2030<sup>28</sup>.

No caso da EEB2030, a reduzida conectividade ecológica entre as áreas protegidas é identificada como maior fragilidade da Rede Natura 2000. Tendo em conta a extensão cada vez maior das áreas urbanas, os espaços abertos, inseridos numa estrutura ecológica urbana, podem constituir corredores e *stepping stones* de conectividade ecológica que respondem ao problema de fragmentação da Rede Natura 2000, se, ao restaurar os ecossistemas existentes, as comunidades nativas instaladas corresponderem a HIC.

---

<sup>27</sup> Estratégia Europeia de Adaptação às Alterações Climáticas, 24 de Fevereiro de 2021 (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:52021DC0082&from=EN>)

<sup>28</sup> Estratégia de Biodiversidade para 2030, Comissão Europeia, 2021 ([https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030\\_en](https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_en))

Assim, a utilização de comunidades identificadas como HIC ou habitats prioritários para a conservação<sup>29</sup>, para além de reflectir uma preocupação primordial com a preservação da biodiversidade, responde de forma muito directa aos objectivos da EEB2030, ao criar corredores de conectividade ecológica ao longo das áreas urbanas. Os benefícios de conectividade ecológica resultantes só serão reais se os espaços projectados forem enquadrados numa estratégia ao nível da região e à escala da paisagem (Wilk et al., 2020).

O restauro dos habitats naturais e semi-naturais incluídos na DH tem nos espaços urbanos e peri-urbanos um valor acrescentado, pois os espaços resultantes podem ser integrados na GI e quantificados como as áreas restauradas previstas na Proposta de Lei para o Restauro da Natureza da União Europeia, podendo enquadrar-se nos programas de financiamento previstos (Comissão Europeia, 2019). Estes espaços têm ainda benefícios adicionais, pela referência à natureza e à paisagem da região, com forte significado cultural e simbólico, e pela oportunidade de educação ambiental que representam, sendo espaços compostos por comunidades particularmente importantes para a conservação da biodiversidade.

### **1. A Directiva 92/43/CEE como Ponto de Viragem nas Políticas de Conservação da Biodiversidade e como Mais-valia no Desenho dos Espaços Abertos Urbanos**

Se a utilização da Vegetação Natural Potencial (VNP) no projecto dos EAU é um aspecto significativo na sua eficiência ecológica e na quantidade e qualidade de serviços de ecossistema fornecidos, para a conservação da biodiversidade no contexto europeu, são particularmente importantes as comunidades vegetais identificadas na DH como Habitats de Interesse Comunitário (HIC) para a conservação.

A DH foi instituída pela União Europeia em 1992, no seguimento dos compromissos assumidos na Convenção de Berna<sup>30</sup>, tendo por objectivo a conservação das espécies e dos habitats ameaçados da Europa e travar a perda de biodiversidade. A Directiva identifica os HIC, ou seja, os habitats naturais ou semi-naturais particularmente importantes para a conservação da biodiversidade a nível europeu. Estes, constantes no Anexo I da Directiva, são: i) os que estão em perigo de desaparecimento, ii) os que têm uma área de distribuição natural reduzida, ou iii) os que constituem exemplos significativos das características da região biogeográfica em que se inserem<sup>31</sup>.

A base para o desenvolvimento da lista de habitats do Anexo I foi a classificação de biótopos CORINE, desenvolvida em 1980 por um comité de especialistas dos diferentes estados-membros da União Europeia. A classificação foi depois aperfeiçoada de acordo com a classificação paleárctica e

---

<sup>29</sup> Alínea d), art.º1, Directiva 92/43/CEE

<sup>30</sup> Convenção sobre a Vida Selvagem e os Habitats Naturais na Europa, Berna, 1979

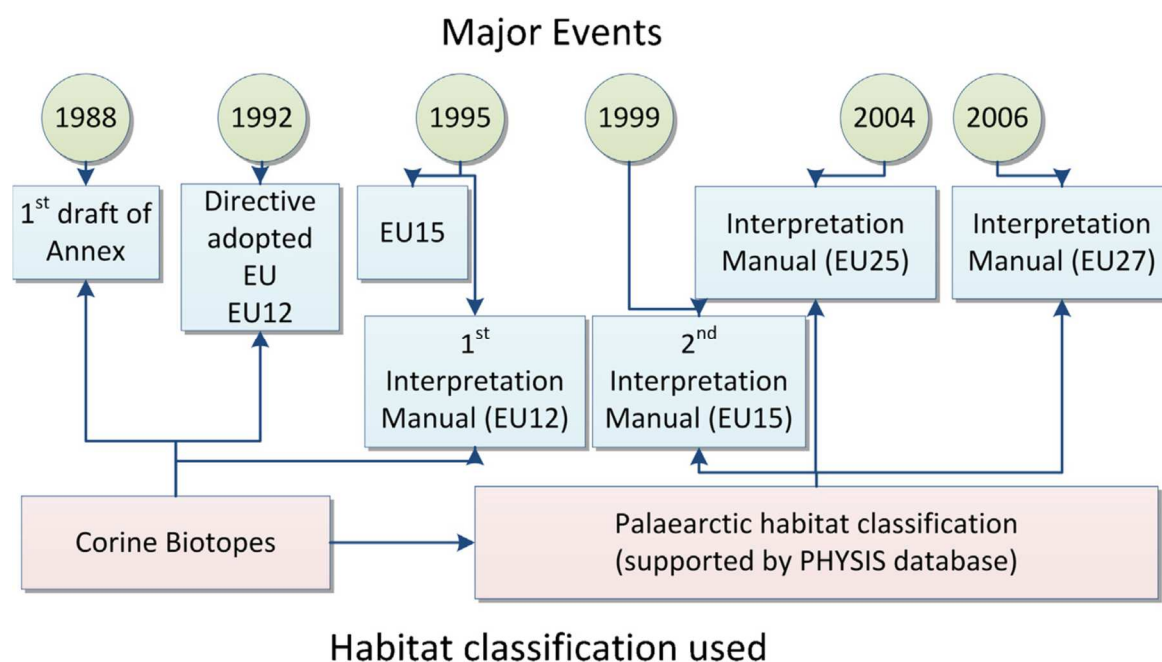
<sup>31</sup> Alínea c) do art.º1 da Directiva 92/43/CEE



associada à base de dados PHYSIS (Devillers et al., 1996), culminando na classificação EUNIS. A classificação de habitats EUNIS é um sistema pan-europeu para a identificação dos habitats existentes em território europeu. A classificação é hierárquica e cobre todos os tipos de habitats, de naturais a artificiais, de habitats terrestres a habitats de água doce ou marinhos. Os tipos de habitats são identificados por códigos específicos, nomes e descrições<sup>32</sup>. A descrição dos 233 habitats integrados no Anexo I é providenciada pelo Manual de Interpretação de Habitats da União Europeia (Comissão Europeia, 2007), apesar de existirem diferentes níveis de detalhe na descrição dos habitats, associados à informação proveniente dos diferentes Estados-Membros (Bunce et al., 2013). À medida que a União Europeia cresceu de 12 para 27 Estados-Membros foram sendo adicionados habitats ao Anexo I e as definições de alguns tipos de habitats já existentes foram revistas (Figura 7).

**Figura 7**

*Evolução da Lista de Habitats do Anexo I e Relação com as Bases de Dados Existentes*



Extraído de Bunce et al, 2013

<sup>32</sup> European Nature Information System (EUNIS), 2022

A legislação de protecção da natureza, nomeadamente as Directivas Aves e Habitats, impulsionou o conhecimento científico sobre as espécies e habitats incluídos, o que levou a um aumento considerável de informação disponível, nomeadamente ao nível da composição dos habitats, dos métodos para a sua identificação, gestão e monitorização. Consequentemente, em termos de comunidades vegetais naturais, são as que correspondem aos HIC aquelas que reúnem mais informação, que pode ser utilizada para a identificação da série de vegetação, através nomeadamente dos bioindicadores associados aos habitats. Em torno dos HIC, listados no Anexo I da DH, a comunidade científica tem proposto diversos métodos para tornar a sua identificação, diagnose e priorização em termos de conservação e restauro, acessível a diversos técnicos, não peritos em ecologia da vegetação ou fitossociologia, com o objectivo de conferir ao processo a maior objectividade possível (Biondi et al., 2012; Bunce et al., 2010, 2013; Daniela et al., 2016; Evans, 2010; Turpin et al., 2022).

Várias metodologias foram propostas, com base na Ecologia da Vegetação, uma vez que os habitats são essencialmente definidos pelas comunidades vegetais que os compõem (sintáxones), sendo a abordagem fitossociológica aquela que os permite, de forma mais efectiva, diagnosticar e monitorizar (Gigante et al., 2016; Biondi et al., 2012). Ao nível europeu a descrição dos habitats e das espécies que os compõem é dada pelo Manual de interpretação dos habitats naturais da Europa listados no Anexo I da DH<sup>33</sup>. A nível nacional, cada Estado-membro é responsável pela elaboração das listas de ocorrência de habitats naturais e de espécies de flora e de fauna nos Sítios de Interesse Comunitário (Zonas Especiais de Conservação) e nas Zonas de Protecção Especial do seu território, no âmbito da elaboração dos Planos Sectoriais da Rede Natura 2000, bem como das fichas de caracterização ecológica e de gestão dos valores naturais tendo em conta os objectivos de conservação para cada uma das áreas<sup>34</sup>.

Em Portugal, O Plano Sectorial da Rede Natura 2000 integra 88 Fichas de habitats naturais, 84 Fichas de espécies da flora e 125 de espécies da fauna<sup>35</sup>. As fichas de caracterização dos habitats constantes do Anexo I da DH com ocorrência em Portugal Continental foram elaboradas pela ALFA - Associação Lusitana de Fitossociologia e contêm maior detalhe na descrição, relativamente ao manual de interpretação europeu, nomeadamente no que diz respeito à correspondência fitossociológica, à distribuição biogeográfica, à caracterização do habitat e aos bio-indicadores do habitat, constituindo informação fundamental para a identificação e diagnose dos habitats e, particularmente no âmbito desta metodologia, para o mapeamento dos Habitats Potenciais (Figura 8) .

---

<sup>33</sup> *Interpretation Manual of European Union Habitats*, Comissão Europeia, Julho 2007

<sup>34</sup> In <https://www.icnf.pt/biodiversidade/natura2000>

Figura 8

Exemplo de Ficha de Habitat do Plano Sectorial da Rede Natura 2000 (ICNB)

The image displays three examples of habitat data sheets from the ICNB Sectoral Plan for Natura 2000. Each sheet is titled 'Plano Sectorial da Rede Natura 2000' and 'habitats naturais'. The first sheet on the left is for 'Freixiais termófilos de *Fraxinus angustifolia*' (code 91B0). It includes a table with codes (EUNIS 2002: G1.7.p.006, Pântico 2001: H.81.p.p, CORINE Land Cover: 3.1.1.p.006) and a photograph of the habitat. The middle sheet is for 'Habitats naturais' and contains detailed text under sections like 'Caracterização', 'Distribuição e abundância', 'Diagnóstico', 'Serviços prestados', 'Proteção legal', 'Distribuição EURIS', 'Proposta de designação portuguesa', 'Diagnose', 'Correspondência fitossociológica', and 'Subtipos'. The third sheet on the right is also for 'Habitats naturais' and includes sections for 'Conservação', 'Ameaças', 'Objetivos de conservação', 'Otimização do gestão', and 'Bibliografia'.

Cerca de 60% dos habitats do Anexo I baseiam-se em sintáxones, o que pode levar a diferentes interpretações consoante o país ou o método fitossociológico (Evans, 2010). O manual de interpretação dos habitats naturais da Europa tem algumas lacunas e os parâmetros utilizados para a definição dos habitats do anexo I não são constantes. Muitas destas descrições baseiam-se no conhecimento dos peritos de cada país, sendo este muitas vezes pouco criterioso. Por exemplo, por vezes os especialistas identificam os habitats in loco através de um bioindicador apenas, mas no manual esta informação não é explícita (Bunce et al., 2013). O recurso ao conhecimento dos peritos locais é a abordagem mais utilizada pela generalidade dos Estados-Membro da União Europeia para identificar e caracterizar os habitats. Contudo, este processo, sem coordenação entre os diferentes países, leva a inconsistências nas descrições dos habitats no manual, de acordo com as contribuições dos diferentes países europeus e das centenas de instituições responsáveis pela conservação da natureza e da biodiversidade em toda a Europa. Esta inconsistência resulta na necessidade de estabelecer critérios transversais para a identificação dos habitats do anexo I, que garanta alguma objectividade ao processo, sem o recurso indispensável ao conhecimento dos peritos locais, ou seja, é necessário que os diferentes actores envolvidos possam identificar habitats, sem que sejam necessariamente peritos nos habitats listados no Anexo I da DH. A procura de soluções para resolver esta inconsistência desenvolvida pela comunidade científica traduziu-se na publicação de informação sobre os habitats naturais e semi-naturais, na forma de manuais para a sua identificação, que podem também actuar como referências para o projecto de arquitectura paisagista. Uma vez que, como

referido, a maioria dos habitats de baseiam em sintáxones, estas comunidades vegetais podem ser “reproduzidas” nos espaços projectados.

Bunce et al. (2011) desenvolveu um sistema baseado em regras de identificação, cujo objectivo é permitir que um observador, não perito, consiga associar um habitat do Anexo I, se se verificar, a uma unidade de paisagem, conforme a definição do projecto EBONE<sup>35</sup>. O método consiste numa chave baseada em diferentes passos que conduzem a uma classe de habitats, nomeadamente: (i) a identificação da unidade de paisagem com base nas Categorias Gerais de Habitats definidas no manual de campo do projecto EBONE; (ii) o posicionamento do local de observação na classificação de estratificação ambiental europeia (Metzger et al., 2006)<sup>36</sup> (iii) o seguimento de um conjunto de regras de observação definidas para cada habitat (Bunce et al., 2010).

Consoante os critérios adoptados para a divisão em Categorias Gerais de Habitats (Bunce et al., 2010), os habitats do Anexo I poderão aparecer associados a mais do que uma categoria. Por exemplo, os Matos Termomediterrânicos Pré-desérticos (habitat 5330) aparecem associados a duas sub-classes diferentes dentro da categoria 6 Árvores e Arbustos (TER), nomeadamente, à classe 6.2 (Caméfitos arbustivos) e 6.4 (Mesofanerófitos) (Bunce et al., 2010).

Apesar da sistematização da informação e das regras de identificação dos habitats, que lhe conferem coerência, também esta metodologia exige a consulta a peritos em algumas situações. Tendo em conta as contribuições de diferentes entidades para a elaboração da lista de habitats do Anexo I, não existe uma unidade de escala entre os diferentes habitats definidos, que são constituídos por unidades de paisagem, como o Montado (6310), complexos de habitats, como os Estuários (1130), ou unidades de vegetação, mais facilmente identificáveis. Esta variação de escala e de complexidade não permite estabelecer regras ou limites homogêneos entre os diferentes habitats da directiva nem uma utilização simples da chave desenvolvida pelos autores. Ainda assim, mesmo não se tratando de uma chave dicotómica simples, porque a variabilidade de escala e complexidade dos habitats do Anexo I não o permite, é um método que aumenta significativamente a objectividade do processo de identificação dos habitats (Bunce et al., 2010).

Assim, a informação produzida e disponibilizada para a implementação da DH é uma referência importante para os arquitectos paisagistas, quando os objectivos de projecto para os EAU passam pela eficiência ecológica e a contribuição para a conservação da biodiversidade. Esta informação facilita a identificação das comunidades vegetais que podem ser instaladas nos espaços de intervenção, consoante o potencial biótico. Não só a União Europeia tem um Manual de

---

<sup>35</sup> EBONE *Handbook for Surveillance and Monitoring of Habitats, Vegetation and Selected Species* (Bunce et al., 2010)

<sup>36</sup> Environmental Stratification Classification – INSPIRE <https://inspire.ec.europa.eu>

Interpretação dos Habitats<sup>37</sup>, como os manuais de cada Estado-membro contêm informação mais detalhada sobre os habitats com ocorrência no seu território (Evans, 2010), cuja lista está disponível no portal da Rede Europeia de Informação e Observação Ambiental (EIONET)<sup>38</sup>.

Os manuais de âmbito nacional, relacionados com a implementação da Rede Natura 2000, são da responsabilidade de cada país, podendo estar associados a um site, como é o caso de Portugal<sup>39</sup> ou do Reino Unido<sup>40</sup> (ex-membro da União Europeia), ou em formato de livro, como é o caso de França<sup>41</sup> ou de Itália<sup>42</sup>. Uma vez que os manuais de âmbito nacional só incidem sobre os habitats que existem no território de cada Estado-membro, as fichas desenvolvidas têm informação mais detalhada sobre os habitats, quando comparadas com as fichas incluídas no Manual Europeu, feito para os 233 habitats listados no Anexo I. Em alguns casos, a informação disponível a nível nacional inclui ainda os locais de ocorrência do habitat. As fichas de caracterização ecológica dos habitats, disponibilizadas por cada um dos países, contêm informação sobre os sub-tipos, caso existam, a correspondência fitossociológica, a caracterização do habitat em termos das espécies que o compõem, os bioindicadores, o tipo de substrato e situação ecológica onde ocorre, a distribuição bioclimática e biogeográfica. Outro aspecto importante descrito nas fichas relaciona-se com os contactos catenais e com a identificação de outros habitats correspondentes a etapas seriais, superiores ou inferiores, dentro da mesma série. A sistematização da informação associada às fichas torna o processo mais acessível a técnicos não peritos em fitossociologia, como é o caso de grande parte dos arquitectos paisagistas. Também a descrição dos serviços prestados pelos habitats permite estabelecer uma relação directa entre estes e os objectivos de projecto relacionados com os serviços de ecossistema.

Utilizar a DH enquanto documento orientador da selecção da vegetação a instalar constitui um valor acrescido para os EAU, uma vez que as comunidades vegetais classificadas como HIC são facilmente reconhecíveis como características da paisagem regional, constituem exemplos notórios das características da região biogeográfica e da biodiversidade regional, desempenham funções ecológicas importantes, ou são habitat para espécies raras e endémicas. São por isso a solução mais adequada para a realização dos objectivos associados aos EAU, entre eles, e em primeiro lugar, a promoção da biodiversidade da região, mas também a reprodução da paisagem tradicional dentro da cidade (defendida por Gonçalo Ribeiro Telles como um dos objectivos para o Plano Verde de Lisboa e

---

<sup>37</sup> Interpretation Manual of European Union Habitats (Comissão Europeia, 2013) -

[https://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/Int\\_Manual\\_EU28.pdf](https://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/Int_Manual_EU28.pdf)

<sup>38</sup> [https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-bd/activities/habitat\\_manuals.pdf/view](https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-bd/activities/habitat_manuals.pdf/view)

<sup>39</sup> <https://www.icnf.pt/biodiversidade/natura2000/habitats>

<sup>40</sup> [https://webarchive.nationalarchives.gov.uk/ukgwa/20190301142649/http://jncc.defra.gov.uk/ProtectedSites/SACselection/SAC\\_habitats.asp](https://webarchive.nationalarchives.gov.uk/ukgwa/20190301142649/http://jncc.defra.gov.uk/ProtectedSites/SACselection/SAC_habitats.asp)

<sup>41</sup> <https://inpn.mnhn.fr/telechargement/documentation/referentiel-habitats>

<sup>42</sup> Manuale Italiano di Interpretazione degli habitat della Direttiva 92/43/CEE. (Biondi et al., 2019) SBI, MATTM, DPN.

para os EAU de uma forma geral), a identidade do lugar, o sentimento de pertença e a educação ambiental.

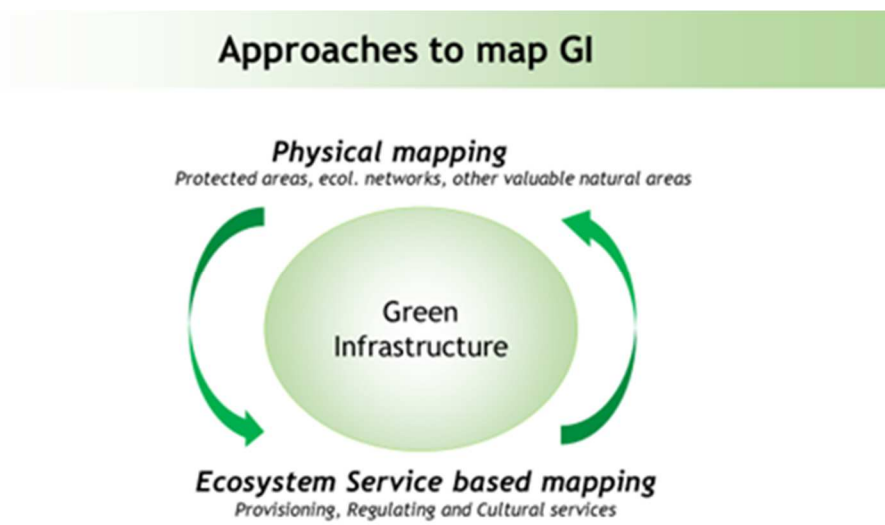
## **2. A Estratégia de Biodiversidade para 2020 e a Infra-estrutura Verde Europeia**

A EEB2020 identificava como objectivo 2 o estabelecimento de uma Infra-estrutura Verde / *Green Infrastructure* (GI) enquanto “uma rede estratégica de áreas naturais e semi-naturais com outros aspectos ambientais, projectadas e mantidas para o provisionamento de diversos serviços de ecossistema”. A implementação da rede tem como principal objectivo restaurar habitats degradados, proteger ecossistemas funcionais e melhorar a conectividade da Rede Natura 2000, incluindo também outras áreas importantes para a biodiversidade que se encontrem fragmentadas e isoladas (SWD (2019) 193 final). Para além de contribuir para travar ou reverter a perda de biodiversidade, esta rede deve providenciar múltiplos benefícios que serão maximizados se o planeamento for executado a um nível estratégico e operacionalizado a diferentes escalas. Um dos principais objectivos é a integração do conceito de Serviços de Ecossistema nas políticas europeias e suportar instrumentos de financiamento para as acções no âmbito da protecção e recuperação de habitats e espécies, sob a legislação de protecção da natureza da União Europeia (Directivas Habitats e Aves) (SWD [2019] 193 final). Este aspecto torna-se particularmente importante pois, para garantir uma rede coesa e contínua, a sua implementação vai requerer, em muitas situações, acções de reconversão do uso do solo e restauro de ecossistemas. Para que se qualifiquem como GI, as áreas naturais deverão possuir ecossistemas saudáveis, com elevados níveis de biodiversidade, que providenciem múltiplos serviços de ecossistema e benefícios.

A metodologia proposta pelo relatório técnico da Agência Europeia do Ambiente (Nº2/2014) para a distribuição das áreas da GI baseia-se em Serviços de Ecossistema, habitats para espécies-alvo e conectividade ecológica. O objectivo da metodologia proposta pelo relatório é uma GI multifuncional cujos serviços de ecossistema mais relevantes incluem a mitigação dos efeitos das alterações climáticas, provisão de habitats para a biota e conectividade entre habitats da Rede Natura 2000 (EEA, 2014). Para tal implica em primeiro lugar uma abordagem espacial, com o objectivo de identificar os elementos a integrar na GI, como áreas protegidas, redes ecológicas, valores naturais, etc., complementada por uma abordagem baseada no mapeamento dos serviços de ecossistema providenciados pelos diferentes espaços, garantindo que a rede definida é constituída por habitats de elevada biodiversidade que também providenciam múltiplos serviços de ecossistema (Estreguil et al., 2019) (Figura 9).

Figura 9

As Duas Abordagens para a Definição da Infra-estrutura Verde Europeia (Green Infrastructure [GI])



A abordagem espacial refere-se à identificação de espaços com continuidade física que podem integrar a GI e relaciona-se com a conectividade da infra-estrutura; a abordagem baseada no mapeamento dos serviços de ecossistema assegura uma infra-estrutura multifuncional, que não só providencia espaços de elevada biodiversidade, mas fornece simultaneamente diversos serviços de ecossistema (de suporte, de regulação e culturais). (extraído de Estreguil et al., 2019)

Os espaços a incluir são definidos em três escalas diferentes: à escala local são identificadas como potenciais áreas de GI os parques, jardins, coberturas verdes, pequenos lagos e charcos, linhas de água, manchas de floresta, sebes, prados, espaços recuperados, entre outras, desde que estejam associadas ao fornecimento de serviços de ecossistema, coincidindo em muitos aspectos com as estruturas ecológicas urbanas; Às escalas nacional e regional, a GI é constituída pelas áreas protegidas, os lagos, as bacias hidrográficas, florestas naturais, as áreas de pastagens extensivas, cordões dunares e lagoas costeiras, entre outras; à escala da União Europeia são as bacias hidrográficas, florestas transnacionais e as cadeias montanhosas os exemplos mais significativos da GI a esta escala.

A GI é constituída, para além das áreas protegidas ou de elevada biodiversidade, por corredores de conectividade ecológica. A escala de nível europeu varia entre unidades de 25 ha e 1 ha (Estreguil et al., 2019) e utiliza cartas de ocupação do solo, como a cartografia Corine Land Cover ou a plataforma OpenStreetMaps<sup>43</sup>, e as mais recentes camadas de Alta Resolução disponibilizadas pela Plataforma Copernicus<sup>44</sup>, que fornecem informação com uma precisão de 10m sobre as superfícies impermeáveis, a densidade e o tipo de florestas, pastagens, corpos de água e vegetação arbustiva, bem como a evolução destas áreas entre 2012 e 2018. Outra fonte de informação importante resulta

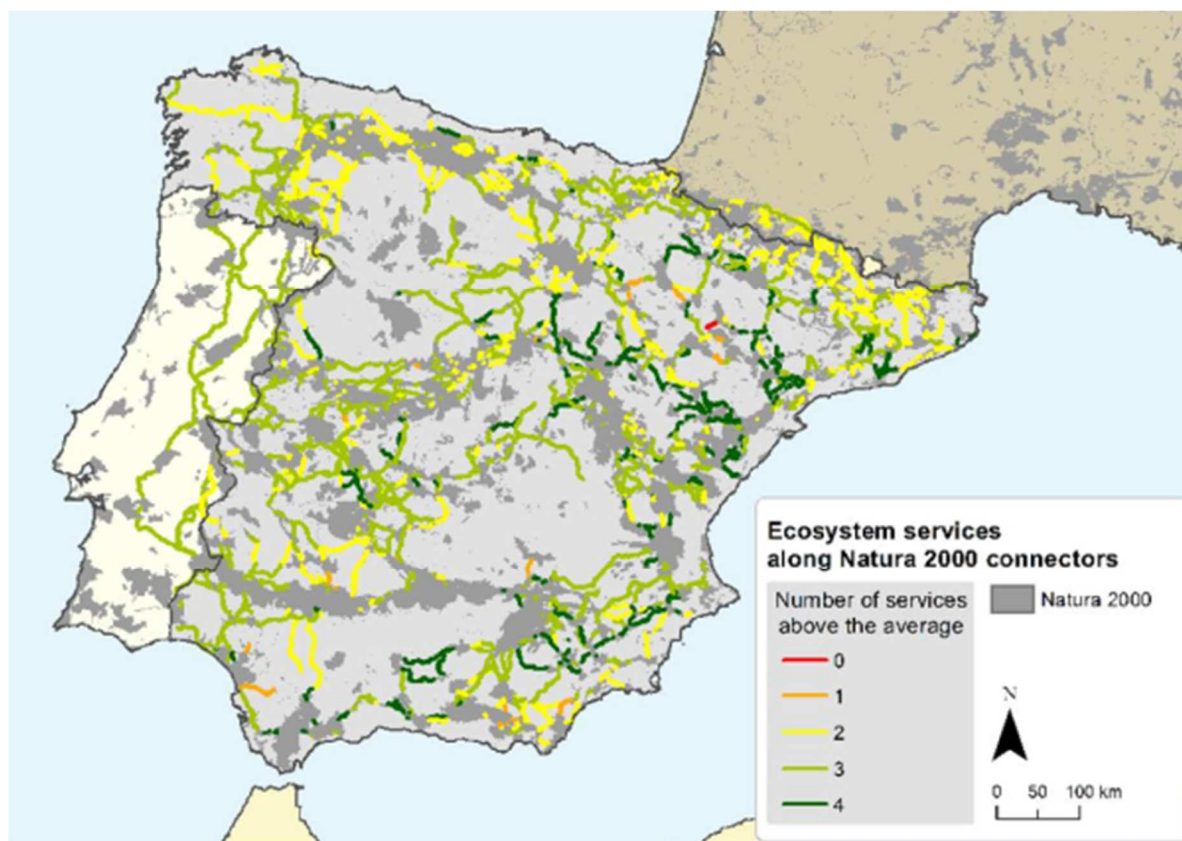
<sup>43</sup> <https://www.openstreetmap.org/>

<sup>44</sup> <https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers>

do mapeamento de serviços de ecossistema (MAES<sup>45</sup>) realizados pelo Centro Comum de Investigação da Comissão Europeia (CCI), que incluem serviços como Purificação da Água, Retenção de Solo, Regulação da Qualidade do Ar, Recreio, entre outros. As metodologias para mapear a GI implicam a definição de um conjunto de indicadores para todos os tipos de GI e para cada serviço de ecossistema, compreender o grau de importância de cada um dos indicadores e estabelecer objectivos e prioridades. Áreas com maior capacidade de providenciar serviços de ecossistema são identificadas como prioritárias para integração da GI, e vários estudos têm sido conduzidos com base nesta informação resultando em propostas de áreas e corredores a integrar uma GI transfronteiriça (Baranzelli et al., 2014) (Figura 10).

**Figura 10**

*Definição de corredores de Ligação entre Sítios Rede Natura 2000 – Península Ibérica*



Trabalho realizado por Baranzelli et al. (2014) com base nos mapas de serviços de ecossistema realizados a nível europeu pelo CCI, para a definição de corredores de ligação entre Sítios da Rede Natura 2000, com base nos Serviços de Ecossistema providenciados. Foram considerados 4 Serviços de Ecossistema para os quais o potencial foi analisado individualmente: Controlo de Erosão, Polinização de Culturas Agrícolas, Recreio e Retenção de Água. (extraído de Estreguil et al., 2019)

<sup>45</sup> Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (<https://data.jrc.ec.europa.eu/collection/maes>)



Os objectivos, e consequentemente os indicadores utilizados, mudam consoante a escala de mapeamento da GI. A escala transnacional de mapeamento da GI é utilizada para a conservação da natureza para além das áreas protegidas, avaliando-se as possibilidades espaciais (físicas) de formalizar corredores de conectividade ecológica e estabelecendo-se indicadores para estimar a sua capacidade de promoção da biodiversidade e de fornecimento de serviços de ecossistema.

Relativamente à paisagem rural, a GI deve aumentar a permeabilidade da paisagem e facilitar o movimento de espécies através de áreas de agricultura intensiva e de infra-estruturas construídas. Em grandes áreas urbanas a GI deverá assegurar a conectividade e a coerência territorial e ecológica entre as áreas urbanas e peri-urbanas. Nesta situação a GI deverá ser constituída por EAU multifuncionais (Estreguil et al., 2019).

Avaliar o potencial de conectividade dos EAU para promover a biodiversidade é um desafio e, dada a recência do conceito, existe ainda pouco conhecimento sobre a forma como as espécies em espaços restaurados reagem às perturbações urbanas, como o barulho ou a concentração de CO<sub>2</sub> (Estreguil et al., 2019). Contudo, é em zonas urbanas que os serviços de ecossistema são mais necessários pois é onde se encontra a maior parte da população, e muitos têm um efeito local. Será necessário definir as áreas potenciais para integrar a GI em meio urbano, recorrendo a processos de reconversão do uso do solo ou recuperação de áreas degradadas em pontos estratégicos para garantir a continuidade da rede.

A aproximação de escala às áreas urbanas implica uma adaptação da metodologia definida para a implementação da GI a nível europeu, pois implica a integração de diversos factores, não mensuráveis às escalas nacional ou regional.

Por outro lado, os critérios utilizados para a priorização da GI, nomeadamente a multifuncionalidade (o potencial para o provisionamento de serviços de ecossistema e habitats para espécies identificadas) e a conectividade (Maes et al., 2016) deverão ser contextualizados e desdobrados em outros critérios pois em espaço urbano as áreas disponíveis para a implementação de uma infra-estrutura verde à escala da cidade são reduzidas e nem todos os espaços abertos são elegíveis para integrar a GI segundo esses critérios gerais. (Vallecillo et al., 2018). Sendo a área disponível para o *layout* de uma GI limitada, os critérios devem incluir o potencial dos espaços abertos existentes para restauro ecológico. Como demonstrado por Vallecillo et al. (2018), à medida que os critérios admitem um nível de degradação maior dos ecossistemas e, portanto, menor capacidade e menor número de serviços prestados por unidade de área, mais área será necessária para cumprir os requisitos de implementação da GI em relação aos ecossistemas (em termos de quantidade e impacte dos serviços de ecossistema prestados). Ou seja, deixa de ser uma priorização das áreas com maior potencial para passar a ser uma necessidade de utilizar praticamente todos os espaços abertos

disponíveis entre o tecido urbano. Neste sentido, no caso de uma infra-estrutura dentro das áreas urbanas, as medidas de restauro dos habitats serão uma forma de garantir uma IVU ecologicamente eficiente, segundo os critérios da GI, tendo em conta que as áreas disponíveis são bastante limitadas e terão de ser maximizadas em termos de funções ecológicas e de serviços.

Por outro lado, a informação disponível nas plataformas europeias relativamente ao mapeamento de serviços de ecossistema (MAES), fundamental para as escalas regional, nacional e europeia, utiliza unidades de mapeamento que não são aplicáveis às áreas urbanas. As cartas Corine Land Cover são, neste contexto, uma fonte de informação valiosa por permitirem uma aproximação de escala às regiões e às cidades. Maes et al. (2015) estabelece uma relação entre as classes de usos do solo definidas na carta de usos do solo LUISA<sup>46</sup> e a sua possível inclusão na GI (Figura 11), enquanto Burkhard et al. (2009) estabelece uma relação entre as 44 classes Corine Land Cover e 29 serviços de ecossistema (Figura 12).

### Figura 11

*Relação entre as classes de uso de solo LUISA e integração na GI*

Land use level 1	Land use level 2	Modelled classes	GI category
Artificial land use	Urban	Yes	Never
	Industry	Yes	Never
	Infrastructure	Yes	Never
Agriculture	Permanent crops	Yes	GI only if HNV
	Cereals	Yes	Never
	Maize	Yes	Never
	Root crops	Yes	Never
	New energy crops	Yes	Never
	Other arable	Yes	Never
	Pastures	Yes	GI only if HNV
Forests and semi-natural areas	Forests	Yes	GI
	Semi-natural vegetation	Yes	GI
	Other nature	No	GI
Water	Wetlands	No	GI
	Water bodies	No	GI
Abandoned land	Abandoned arable land	Yes	Never
	Abandoned permanent crops	Yes	GI
	Abandoned pastures	Yes	GI
	Abandoned urban	Yes	Never
	Abandoned industry	Yes	Never

*HNV* High Nature Value farmland

Extraído de Maes et al. (2015)

<sup>46</sup> Batista, Filipe; Pigaiani, Cristian (2021): LUISA Base Map 2018. European Commission PID:

<http://data.europa.eu/89h/51858b51-8f27-4006-bf82-53eba35a142c>

Figura 12

Relação entre as Classes de Uso do Solo Corine Land Cover e o Fornecimento de Serviços de Ecosystema

	Ecological Integrity $\Sigma$							Provisioning services $\Sigma$											Regulating services $\Sigma$							Cultural services $\Sigma$						
	Abiotic heterogeneity	Biodiversity	Biotic waterflows	Metabolic efficiency	Exergy Capture (Radiation)	Reduction of Nutrient loss	Storage capacity (SOM)	Crops	Livestock	Fodder	Capture Fisheries	Acquaculture	Wild Foods	Timber	Wood Fuel	Energy (Biomass)	Biochemicals / Medicine	Freshwater	Local climate regulation	Global climate regulation	Flood protection	Groundwater recharge	Air Quality Regulation	Erosion Regulation	Nutrient regulation	Water purification	Pollination	Recreation & Aesthetic Values	Intrinsic Value of Biodiversity			
Continuous urban fabric	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Discontinuous urban fabric	7	1	1	1	1	1	3	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Industrial or commercial units	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Road and rail networks	4	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Port areas	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	1			
Airports	7	1	1	1	1	1	2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Mineral extraction sites	4	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Dump sites	8	2	1	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Construction sites	3	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Green urban areas	18	3	3	2	1	4	3	2	2	0	0	0	1	0	1	0	0	11	2	1	0	2	1	2	1	1	1	3	3			
Sport and leisure facilities	16	2	2	2	1	4	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	1	1	0	2	1	1	1	1	1	5	5			
Non-irrigated arable land	22	3	2	3	4	5	1	4	21	5	5	5	0	0	0	0	5	1	0	5	2	1	1	1	0	0	0	1	1			
Permanently irrigated land	21	3	2	5	2	5	1	3	18	5	5	2	0	0	0	0	5	1	0	5	3	1	1	0	0	0	0	1	1			
Ricefields	20	3	2	5	1	5	1	3	7	5	0	2	0	0	0	0	0	4	2	0	0	2	0	0	0	0	0	1	1			
Vineyards	14	3	2	3	1	3	0	2	5	4	0	0	0	0	0	1	0	0	3	1	1	0	1	0	0	0	0	5	5			
Fruit trees and berries	21	4	3	4	2	3	2	3	13	5	0	0	0	0	4	4	0	0	19	2	2	2	2	2	1	1	5	5	5			
Olive groves	17	3	2	3	2	3	1	3	12	4	0	0	0	0	4	4	0	0	7	1	1	0	1	1	1	1	1	0	5	5		
Pastures	24	2	2	4	5	5	2	4	10	0	5	5	0	0	0	0	0	8	1	1	1	1	0	4	0	0	0	3	3			
Annual and permanent crops	18	2	2	3	2	4	2	3	20	5	5	5	0	0	0	0	5	1	0	7	2	1	1	1	1	0	0	1	1			
Complex cultivation patterns	20	4	3	3	2	4	1	3	9	4	0	3	0	0	0	0	2	0	5	2	1	1	1	0	0	0	0	2	2			
Agriculture & natural vegetation	19	3	3	3	2	3	2	3	21	3	3	2	0	0	3	3	3	1	0	13	3	2	1	2	1	3	0	1	0	5	2	
Agro-forestry areas	27	4	4	4	3	4	4	4	14	3	3	2	0	0	0	3	3	0	0	13	2	1	1	1	1	2	1	1	3	3	0	
Broad-leaved forest	31	3	4	5	4	5	5	5	21	0	0	1	0	0	5	5	5	0	39	5	4	3	2	5	5	5	5	10	5	5		
Coniferous forest	30	3	4	4	4	5	5	5	21	0	0	1	0	0	5	5	5	0	39	5	4	3	2	5	5	5	5	10	5	5		
Mixed forest	32	3	5	5	4	5	5	5	21	0	0	1	0	0	5	5	5	0	39	5	4	3	2	5	5	5	5	10	5	5		
Natural grassland	30	3	5	4	4	4	5	5	5	0	3	0	0	0	2	0	0	0	22	2	3	1	1	0	5	5	5	0	6	3	3	
Moors and heathland	30	3	4	4	5	4	5	5	10	0	2	0	0	1	0	2	5	0	20	4	3	2	2	0	0	3	4	2	10	5	5	
Sclerophyllous vegetation	21	3	4	2	3	3	4	2	8	0	2	0	0	1	0	2	0	0	7	2	1	1	1	0	0	0	0	2	6	2	4	
Transitional woodland shrub	21	3	4	2	3	3	4	2	5	0	2	0	0	1	0	2	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	2	4	2	2		
Beaches, dunes and sand plains	10	3	3	1	1	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	6	0	0	5	1	0	0	0	0	7	5	2		
Bare rock	6	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	1	0	0	0	1	0	4	4	0	
Sparsely vegetated areas	9	2	3	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Burnt areas	6	2	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glaciers and perpetual snow	3	2	1	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5	10	3	3	0	4	0	0	0	0	5	5	0	0	0
Inland marshes	25	3	2	4	4	4	3	5	7	0	2	5	0	0	0	0	0	0	14	2	2	4	2	0	0	4	0	0	0	0	0	0
Peatbogs	29	3	4	4	4	4	5	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	24	4	5	3	3	0	0	3	4	2	8	4	4
Salt marshes	23	2	3	4	3	3	3	5	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	8	1	0	5	0	0	0	2	0	0	3	3	0	0
Salines	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Intertidal flats	13	2	3	0	2	1	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	1	0	5	0	0	0	1	0	0	4	4	0	0
Water courses	18	4	4	0	3	3	3	1	12	0	0	0	3	0	4	0	0	0	5	10	1	0	2	1	0	0	3	3	0	10	5	5
Water bodies	23	4	4	0	4	4	3	4	12	0	0	0	3	0	4	0	0	0	5	7	2	1	1	2	0	0	1	0	0	9	5	4
Coastal lagoons	25	4	4	0	5	5	3	4	16	0	0	0	4	5	4	0	0	3	0	5	1	0	4	0	0	0	0	0	0	9	5	4
Estuaries	21	3	3	0	5	5	3	2	17	0	0	0	5	5	4	0	0	3	0	9	0	0	3	0	0	0	3	3	0	7	4	3
Sea and ocean	15	2	2	0	3	3	4	1	11	0	0	1	5	5	0	0	0	0	13	3	5	0	0	0	0	5	0	0	6	4	2	0

Extraído de Burkhard et al. (2009)

Tendo em conta a definição de GI, a informação cartográfica, a investigação disponibilizada a nível europeu para o seu mapeamento e os instrumentos legais e financeiros para a sua concretização, a GI oferece um enquadramento consistente para intervenções de restauro ecológico, com o objectivo de garantir conectividade, convergindo com a implementação das Directivas Aves e Habitats. Ao providenciar meios concretos para a gestão e promoção da continuidade física e ecológica de elementos de paisagem lineares que possam ser conectores, como linhas de água, galerias ripícolas ou sebes naturais, promove uma melhoria no fornecimento de serviços de ecossistema, tanto em áreas rurais como em áreas urbanas (Estreguil et al., 2019).

### **3. A Estratégia de Biodiversidade para 2030 e a Particularidade das Áreas Urbanas**

A estratégia europeia para uma Infra-estrutura Verde Europeia (GI) é reforçada através da criação de objectivos concretos propostos na Lei do Restauro da Natureza (*Nature Restoration Law*), no âmbito da EEB2030, para o restauro de ecossistemas e habitats em pelo menos 20% das zonas terrestres e marítimas da União Europeia até 2030 incluindo as áreas urbanas<sup>36</sup>. A inovação desta proposta é o carácter vinculativo que pretende atribuir ao cumprimento dos objectivos de recuperação de ecossistemas por parte dos Estados-membro, uma vez que a estratégia de compromissos voluntários não resultou.

A EEB2030 é estabelecida sobre a análise dos sucessos e fracassos obtidos pela EEB2020, e no reforço das medidas de Conservação da Natureza e de implementação efectiva da Rede Natura 2000. O macro-objectivo desta estratégia é reverter o sentido de perda de biodiversidade e colocar a biodiversidade europeia em recuperação até 2030, através de um conjunto de acções e compromissos em linha com a Agenda de Desenvolvimento Sustentável e respondendo aos objectivos assumidos no Acordo de Paris relativamente às Alterações Climáticas (Comissão Europeia, 2021). Apesar de existir já, ao nível da União Europeia, um quadro legal robusto de protecção das espécies e habitats com maior valor para a conservação da natureza, a Estratégia reconhece que, para travar a perda de biodiversidade, proteger já não é suficiente e que é necessário recuperar os ecossistemas, expandir as áreas da Rede Natura 2000 e criar corredores de conectividade ecológica. Um dos pilares da estratégia é um conjunto de acções de restauro da natureza, das quais fazem parte o restauro de áreas significativas de ecossistemas degradados, o restauro de pelo menos 25.000kms de linhas de água e a implementação de Planos destinados a tornar as zonas urbanas mais verdes, entre outras (Comissão Europeia, 2020a). A proposta da Lei de Restauro da Natureza<sup>47</sup> pretende funcionar como complemento às directivas Habitats e Aves, sendo desde a publicação das últimas, e caso seja implementada, a única lei de protecção da natureza com carácter vinculativo. A proposta prevê a

---

<sup>47</sup> Proposal for a REGULATION OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on nature restoration

definição de prazos para alcançar os objectivos e a exigência aos estados-membros que recuperem ecossistemas, também fora da Rede Natura 2000. Reforça também a estratégia da GI ao definir objectivos para a reconversão do uso de solo em áreas urbanas. Faz ainda a ponte com a política regional da União Europeia, ao admitir o financiamento de intervenções para restauro ecológico através do FEDER<sup>4</sup>.

As normas para a designação de áreas protegidas adicionais destacam que, se as áreas restauradas cumprirem, ou se esperar que cumpram quando a intervenção produzir o seu efeito, os requisitos das áreas protegidas, essas áreas restauradas podem também contribuir para os objectivos da União Europeia relativamente à expansão das áreas protegidas. Tendo este aspecto em conta, e uma vez que as áreas inseridas na rede Natura 2000 se baseiam na presença e qualidade dos habitats identificados na DH, a recuperação de HIC nos EAU pode ser uma forma de, não só proteger legalmente os espaços projectados, mas permitir também que os projectos de investigação e as intervenções possam ser financiadas no âmbito da EEB2030 e no quadro da Lei de Restauro da Natureza, através, por exemplo, do programa EU LIFE que apoia os Projectos Estratégicos de Acção para a Natureza (SNAP) no enquadramento regulamentar para 2021-27, ou dos programas de financiamento previstos na Iniciativa Urbana Europeia<sup>48</sup>, bem como de outras fontes de financiamento disponíveis para intervenções relacionadas com a conservação da biodiversidade, como os Planos Estratégicos da Política Agrícola Comum, o programa europeu Horizonte, entre outras.

Os critérios adoptados para a priorização das áreas, habitats e espécies sobre as quais vão incidir as acções de restauro no âmbito da proposta de Lei do Restauro da Natureza, relacionam-se com a biodiversidade, em que, num cenário de emergência, são prioritários os habitats ou as espécies em vias de extinção, identificados nos relatórios produzidos sob o Artigo 17 da DH e na Listas Vermelhas de Espécies e de Habitats da Europa. Outros critérios são a responsabilidade nacional (em que um país tem uma responsabilidade acrescida pela proporção que o seu território representa para a área de ocupação desse habitat ou pelos endemismos existentes) e o efeito *umbrella* ou seja, o efeito que o restauro de um determinado habitat ou espécie tem em outros habitats ou espécies, nomeadamente os das listas vermelhas.

Para além destes, são identificados critérios que representam sinergias com outros objectivos ambientais e climáticos da União Europeia, entre os quais: i) o restauro de zonas húmidas e habitats associados, como a requalificação de linhas de água e planícies aluviais; ii) intervenções de restauro para a regulação do ciclo hidrológico com o objectivo de potenciar as reservas de água no sub-solo; iii) o restauro de habitats semi-naturais e paisagem semi-abertas, de vegetação esparsa, como os montados ou as pastagens naturais, importantes para diversas espécies protegidas pelas Directivas

---

<sup>48</sup> <https://www.urban-initiative.eu/innovative-actions-greening-cities>

de Protecção da Natureza da União Europeia e iv) o restauro de habitats importantes para insectos polinizadores, respondendo directamente a um dos objectivos da EEB2030<sup>49</sup>. É dada especial atenção às áreas urbanas. Os ecossistemas urbanos representam 22% da superfície da União Europeia (Comissão Europeia, 2022), pelo que a Proposta de Lei do Restauro da Natureza prevê medidas para que os EAU sejam protegidos de factores de degradação e possam albergar habitats para diversas espécies e providenciar serviços de ecossistema como o controlo e redução do risco de catástrofes, o arrefecimento, o recreio, a filtração da água e do ar e a adaptação e mitigação dos efeitos das alterações climáticas (Comissão Europeia, 2022). É determinado que as cidades com mais de 20.000 habitantes devem implementar planos destinados a tornar as zonas urbanas mais verdes (*Urban Greening Plans* [UGP]) (Wilk et al., 2021).

A EEB2030 demonstra assim um reconhecimento do potencial das cidades para a conservação da biodiversidade e protecção dos serviços de ecossistema, considerando que as IVU podem contribuir para o reforço da rede Natura 2000 nas zonas urbanas, melhorando a conectividade através de corredores ecológicos, reforçando a conservação das espécies e dos habitats essenciais para os ecossistemas e ajudando a manter a provisão de serviços de ecossistema nas cidades (Parlamento Europeu, 2020a).

As estratégias de IVU é uma prática já com algumas décadas em várias cidades da Europa, nomeadamente nas cidades portuguesas, onde as estruturas ecológicas municipais são um instrumento de gestão territorial importante na definição dos Planos Directores Municipais de todas as cidades e integram “os sistemas de protecção dos valores e recursos naturais, culturais, agrícolas e florestais”<sup>50</sup> importantes para a provisão de diversos serviços e funções ecológicas fundamentais para a qualidade de vida e do ambiente dentro das cidades. A inovação representada pelos UGP, tal como definidos na EEB2030, está na prioridade dada à biodiversidade e aos espaços naturais sobre outros usos do solo (como áreas residenciais ou vias de comunicação), reconhecendo a pressão sobre os EAU para reconversão em outros usos do solo, uma vez que o espaço é um recurso limitado dentro das cidades. O princípio dos UGP é identificar, restaurar e expandir as áreas de habitats naturais nas zonas urbanas, incluindo-as numa IVU com estatuto de protecção, ou seja, cujo uso do solo não pode ser alterado, e contribuir para os objectivos das estratégias internacionais e europeias de biodiversidade, para a adaptação às alterações climáticas e para o desenvolvimento sustentável.

As cidades são um dos maiores factores de perda de biodiversidade devido à rápida expansão das áreas urbanas, mas constituem também uma oportunidade para a presença de habitats e refúgio

---

<sup>49</sup> Estratégia de Biodiversidade da UE para 2030, Bruxelas, 20.5.2020 COM(2020) 380 final

<sup>50</sup> Decreto-Lei n.º 380/99, artº 85

para diversas espécies, através dos seus espaços abertos que albergam, muitas vezes, maior biodiversidade do que as áreas agrícolas envolventes (Wilk et al., 2021).

Através da EEB2030, a Comissão Europeia exorta à utilização de Soluções de Base Natural (SBN) / *Nature-based solutions* para a implementação de IVU no âmbito dos UGP, enquanto soluções inspiradas na natureza, eficientes em termos de custos, que providenciam benefícios ambientais, sociais e económicos e promovem a resiliência (Comissão europeia, 2020b). As SBN são assim uma forma de intervenção que investe no comportamento natural potencial dos espaços e são apontadas como solução para a persecução dos objectivos da EEB2030.

O termo é vago e não se encontra bem definido a nível global. A EEB2030 apela à definição mais clara do termo a nível europeu, que deve incluir a preservação da biodiversidade e integridade dos ecossistemas. Pede também aos estados-membros que definam linhas orientadoras e ferramentas de aplicação de SBN por forma a maximizar a conectividade ecológica e as sinergias entre a conservação da biodiversidade e a adaptação e mitigação das alterações climáticas (Agência Europeia do Ambiente [EEA], 2021).

Em 2016 o Congresso Mundial de Conservação definiu as SBN como acções que visam proteger, restaurar e gerir de forma sustentável os ecossistemas naturais ou semi-naturais, abordando os desafios sociais de forma efectiva e adaptativa, garantindo o bem-estar humano e providenciando importantes benefícios para a sociedade. As SBN têm como macro-objectivos auxiliar na persecução dos objectivos de desenvolvimento social e salvaguardar o bem-estar humano promovendo valores sociais e culturais, aumentar a resiliência dos ecossistemas, a sua capacidade de regeneração e o fornecimento de serviços de ecossistema. São projectadas para responder a grandes desafios sociais, como a segurança alimentar, as alterações climáticas, a qualidade da água, a saúde das populações, o risco de desastres naturais e o desenvolvimento económico e social (WCC-2016-Res-069). Para além de integrarem os princípios da conservação da natureza, que as regem, as SBN baseiam-se num conjunto de pressupostos que determinam o tipo de intervenções realizadas sob este conceito: i) a escala de intervenção é importante no sentido em que este tipo de intervenções deve integrar-se num sistema mais amplo, respondendo localmente a problemas ecológicos, económicos e sociais, mas integrando-os no contexto mais abrangente da sociedade; ii) são soluções que se enquadram no contexto do desenvolvimento sustentável, pretendendo ser economicamente viáveis, aumentar a biodiversidade e promover a equidade social; iii) implicam compromissos e, muitas vezes a opção entre benefícios económicos imediatos de influência local e soluções que permitam, no futuro, a produção de uma grande variedade de serviços de ecossistema; iv) as intervenções devem ser contextualizadas em políticas e quadros legais existentes e associadas a objectivos nacionais ou compromissos internacionais, de forma a garantir a sua implementação a escalas abrangentes e o seu

desenvolvimento a longo prazo, pois só assim será possível tirar partido de todo o potencial das SBN (IUCN, 2020).

Tanto a EEB2030 como a Estratégia Europeia de Adaptação às Alterações Climáticas defendem a utilização de SBN para a implementação das IVU como resposta para promover a biodiversidade, mitigar os efeitos das alterações climáticas e responder a outros desafios urbanos como a inclusão social ou a mobilidade sustentável (Wilk et al., 2021). As SBN, ao serem determinadas pelo contexto natural onde se inserem (WCC-2016-Res-069), correspondem a intervenções que identificam a VNP e promovem a instalação das comunidades potenciais, resultando num mosaico de diferentes sistemas de vegetação que influenciam o desenho do espaço. A VNP tem maior capacidade de fornecimento de serviços de ecossistema de regulação, pelas características funcionais perfeitamente adaptadas ao seu ambiente, revelando maior eficiência no consumo de recursos, uma interação benéfica com os componentes abióticos do ecossistema, indispensável para a regulação dos ciclos da água, do solo e dos nutrientes, e despendendo menos energia o que permite uma maior capacidade de regulação térmica e micro-climática (Carvalho et al., 2022). Assim será a melhor solução para mitigação dos efeitos das alterações climáticas.

Neste contexto, e mais uma vez, a construção de uma IVU com base em SBN, enquadra-se na definição do conceito de *Ecossistemas Projectados* (Higgs, 2017), ao ser pensada para desempenhar determinadas funções, tendo sempre como objectivo principal os benefícios para as comunidades humanas. A rápida evolução desta nova abordagem ao restauro ecológico pode ser vista como resposta às alterações climáticas, ecológicas e sociais que se têm intensificado nos últimos anos.

O que esta abordagem tem em comum com as tradicionais é a utilização de princípios ecológicos como base para projectos que têm por objectivo a criação de sistemas ecologicamente funcionais que beneficiem em primeiro lugar as comunidades humanas. Apesar de considerarem em primeiro lugar os interesses humanos e o fornecimento de serviços de ecossistema, os *Ecossistemas Projectados* podem também cumprir objectivos de integridade ecológica e de conservação da biodiversidade, indo ao encontro dos objectivos da EEB2030. A perspectiva conservacionista rejeita o quadro de intervenção com base nos serviços de ecossistema, alegando que este distrai do objectivo principal da conservação, que é a preservação da biodiversidade pelo seu valor intrínseco (Ross et al., 2015). Como discutido anteriormente, a biodiversidade é fundamental para o provisionamento de serviços e para a integridade dos ecossistemas, pelo que as duas posições estão interligadas. O conceito de *Ecossistemas Projectados* aliado à instalação de comunidade nativas correspondentes a HIC, considerados particularmente importantes para a conservação da biodiversidade, responde às duas perspectivas. Se por um lado prioriza a conservação da biodiversidade, por outro permite alguma liberdade de desenho na resposta a determinadas necessidades o que é particularmente importante



em espaços urbanos. Dentro da série da VNP associada a um determinado espaço, pode haver diferentes comunidades, correspondentes às etapas da série, que respondem melhor ao fornecimento de serviços específicos. Por exemplo, um prado natural, correspondente às primeiras etapas de uma série fitossociológica, será mais eficaz em bacias de retenção e infiltração ou em áreas destinadas a recreio, enquanto os bosques, que correspondem às etapas finais das séries, serão mais eficazes em regulação térmica, filtração do ar, fruição estética, etc. Assim, a VNP influencia o desenho do espaço, mas permite a flexibilidade necessária para a inclusão de outros objectivos, nomeadamente aqueles a que devem responder os EAU nas cidades contemporâneas.

### CAPÍTULO III

#### PROPOSTA DE METODOLOGIA PARA O PROJECTO DE ESPAÇOS ABERTOS URBANOS

A metodologia proposta para o projecto dos Espaços Abertos Urbanos (EAU) estabelece um processo de desenho que assenta, em tudo, sobre o modelo clássico do projecto de arquitectura paisagista, onde muitos dos conceitos, como a abordagem ao território a diferentes escalas, estrutura verde urbana ou *continuum naturale*, coincidem com os processos propostos tanto para o restauro ecológico como para a persecução de objectivos relacionados com a conectividade ecológica. Diferencia-se na integração de critérios relacionados com os objectivos das estratégias europeias de biodiversidade e de conservação da natureza, que se reflectem na componente da vegetação. Os espaços criados são ocupados pela sua Vegetação Natural Potencial (VNP), privilegiando-se, dentro das séries de vegetação, as comunidades que correspondem aos habitats identificados no Anexo I da Directiva Habitats (DH) como Habitats de Interesse Comunitário (HIC) e denominados neste estudo como “habitats potenciais” – ou seja, etapas da série de vegetação potencial que correspondem a comunidades vegetais classificadas como HIC. Para tal exige uma delimitação das diferentes fitocenoses que irão determinar o tipo de comunidades vegetais presentes e, conseqüentemente, a configuração dos espaços.

É uma metodologia que pretende integrar as preocupações ambientais e sociais da cidade contemporânea e inerentes ao exercício da arquitectura paisagista, mas também as questões ambientais de carácter global, como a perda de biodiversidade e as alterações climáticas, para cuja resposta os EAU podem contribuir através da sua influência na realidade urbana. A sua fundamentação teórica, desenvolvida no capítulo anterior, considera tanto a investigação sobre o desenvolvimento urbano sustentável e o papel dos espaços abertos na cidade contemporânea, como os mais recentes desenvolvimentos nos campos da ecologia urbana, dos serviços de ecossistema, da ecologia da vegetação e do restauro ecológico.

Tendo em conta o enquadramento teórico, a metodologia utiliza três eixos fundamentais de base conceptual, científica e estratégica:

1. O conceito de Infra-estrutura Verde Urbana (IVU), muito explorado e desenvolvido pela investigação em AP nos últimos anos, que requer um planeamento estratégico de um Sistema de Paisagem que garanta a continuidade entre os EAU;
2. Os princípios de restauro ecológico à escala da paisagem e à escala local, as Soluções de Base Natural (SBN) e a VNP. Mesmo sendo difícil garantir o restauro ecológico em ambiente urbano, por não haver ainda experiências ou evidências suficientes para afirmar que tal é possível, as metodologias utilizadas em restauro ecológico são, a par das SBN, o

melhor caminho quando o objectivo é reabilitar sistemas naturais através da avaliação da VNP, numa tentativa de recuperar alguns processos dos ecossistemas, importantes para a qualidade do ambiente urbano.

3. As estratégias europeias de biodiversidade e a legislação de conservação da natureza, onde merece especial destaque a DH que identifica no Anexo I os habitats considerados mais importantes para a conservação da biodiversidade. Os critérios utilizados para a sua classificação tornam a presença destas comunidades vegetais nos EAU um valor acrescentado pela representatividade da paisagem regional e pelo seu elevado valor de biodiversidade. Promover a presença destas comunidades e espécies características nos EAU aumenta o seu valor paisagístico e a biodiversidade urbana.

Assim, o principal objectivo desta metodologia é responder às necessidades urbanas em termos de espaços abertos, maximizando a sua eficiência ecológica e o importante papel social que desempenham, sempre com uma preocupação que rege todo o processo e se relaciona com a promoção da biodiversidade dentro da cidade, bem como com a forma de melhor contribuir para a sua preservação, através da utilização de comunidades naturais consideradas particularmente importantes para a biodiversidade no território europeu.

Em segundo lugar, e de uma forma mais particular e experimental, são espaços que podem ser enquadrados na Estratégia para uma Infra-estrutura Verde Europeia (*European Green Infrastructure Strategy* [GI]), implementada a diferentes escalas, e admitidos como *stepping stones* da Rede Natura 2000, ao ensaiar recuperar comunidades identificadas como HIC na DH. O restauro de habitats ao ponto de garantir comunidades plenamente funcionais que podem integrar a Rede Natura 2000, é extremamente difícil de projectar ou de concretizar, sobretudo em espaços urbanos. Contudo, ao adoptar as medidas que o permitem ensaiar e experimentar, esta metodologia desbrava esse caminho, podendo ser afinada e aperfeiçoada ao longo do tempo para ter a capacidade de responder a essa necessidade, caso ela se venha a verificar no futuro. Esta hipótese baseia-se no pressuposto de que os EAU podem ter um papel activo na conservação da biodiversidade, através da valorização, recuperação ou (re)introdução de comunidades correspondentes a habitats identificados na Directiva que podem ser restaurados ao ponto de se tornarem integralmente funcionais. Esta ocupação dos EAU aumenta a conectividade ecológica pois, uma vez que os habitats correspondem a comunidades de vegetação potenciais ou seriais, a probabilidade de estas existirem nas zonas rurais envolventes às áreas urbanas aumenta significativamente. Mais ainda, se houver Sítios de Importância Comunitária na região com esses habitats e (ou) com iniciativas de corredores de conectividade da GI<sup>51</sup> a outras escalas (regional e nacional), utilizando-se as áreas urbanas (cada vez mais extensas) na resposta aos

---

<sup>51</sup> The Green Infrastructure and Restoration (GIR) Working Group 8th meeting (EEA, 2018)

problemas de conectividade da Rede Natura 2000. Embora neste momento, esta hipótese aparente uma viabilidade questionável, a metodologia tem, mesmo assim, o potencial de promover a conectividade e a preservação da biodiversidade ao promover, nos espaços ligados em rede, as espécies e comunidades existentes na região envolvente.

Com base na revisão bibliográfica sobre o papel da vegetação nativa / potencial em oposição à vegetação exótica no âmbito dos projectos de restauro ecológico, foi possível delinear princípios de intervenção baseados nas metodologias de restauro ecológico, nomeadamente no conceito de *Ecosistemas Projectados* (Higgs, 2017), assumindo que a selecção das comunidades vegetais correspondentes a diferentes etapas da série potencial se baseia em objectivos específicos do projecto. Este pressuposto permite a integração dos aspectos conceptuais associados ao desenho dos EAU. Toda a intervenção assenta na identificação do potencial biótico e das séries de vegetação, baseando-se a selecção da vegetação no conceito de VNP. Tendo em conta as preocupações, pertinentes, levantadas pela comunidade científica relativamente à capacidade de adaptação das espécies nativas às alterações climáticas, a metodologia prevê, em fase de projecto de execução, a adopção de estratégias para promover a capacidade adaptativa das espécies, tanto ao nível da paisagem, como ao nível das comunidades e das espécies individualmente. Desta forma, pretende-se projectar espaços ecologicamente eficientes nas condições actuais e preparados para evoluírem e se adaptarem às condições futuras. Responde-se a uma necessidade de eficiência ecológica sem abrir mão da oportunidade de contribuir para a conservação da biodiversidade e de alinhar o projecto dos espaços com uma vontade política e social europeia de conservação da natureza e da biodiversidade. Ao privilegiar, dentro da série de vegetação potencial, as comunidades que correspondem a habitats identificados na DH como particularmente importantes para a conservação da biodiversidade, as intervenções realizadas têm um valor acrescido na persecução dos objectivos definidos na EEB2030 para as áreas urbanas.

Assim, esta metodologia responde a objectivos de curto/médio prazo, como as necessidades de recreio e fruição da natureza, de amenidade climática ou a realização de espaços simbólicos e de grande identidade cultural que representam a paisagem tradicional dentro da cidade. Simultaneamente pode ser utilizada na resposta a objectivos de longo prazo, à escala da paisagem, relacionados com a conservação da biodiversidade, as redes de conectividade ecológica e a integração na GI. Como referido, este é um processo hipotético e de carácter experimental: embora seja ainda difícil associar o restauro ecológico urbano a objectivos de carácter regional relacionados com a conectividade ecológica e a conservação da biodiversidade, esta é uma hipótese que terá de ser considerada no futuro, dada a tendência de contínua expansão das áreas urbanas em todo o mundo.

Esta metodologia permite integrar estes objectivos no projecto dos EAU, caso essa consideração venha a ser uma realidade.

A metodologia define um Sistema de Paisagem Urbana (SPU) baseado no conceito clássico de IVU, ao qual acresce a utilização de critérios relacionados com a GI, associando-o aos objectivos estabelecidos pela União Europeia para os EAU em termos de biodiversidade, serviços de ecossistema e conectividade ecológica. O SPU deverá ser constituído por uma rede de espaços abertos, projectados como um todo, e não um somatório de espaços abertos existentes de diferentes tipologias. Deverá cumprir funções de recreio e fruição da natureza, suportando um sistema de mobilidade suave que liga diversas áreas da cidade, e uma ocupação vegetal que confere grande eficiência ecológica. Pretende-se que os espaços que o compõem tenham uma ligação física e ecológica, mas também conceptual, associada a elementos de desenho que reflectem uma imagem dos espaços projectados. A educação ambiental está presente em todos os aspectos, ao demonstrar-se que os espaços de natureza dentro da cidade não são espaços interditos à utilização humana, mas compatíveis com as funções que os cidadãos esperam encontrar em espaços abertos de qualidade. Este tipo de intervenção só pode ter sucesso se os espaços resultantes permitirem uma utilização pública, compatível com as actividades humanas previstas para os espaços públicos. Para que a comunidade se envolva na manutenção e promoção de espaços de natureza na cidade é necessário assegurar que estes são completamente seguros e apelativos à sua utilização, com um sistema de circulação e acessos bem estruturado. Neste sentido, uma vez que nos encontramos na era da tecnologia, da internet e das redes sociais, o desenvolvimento de um bom programa de comunicação e informação sobre os espaços – o que se pode fazer, onde se pode ir, qual o caminho a percorrer e o que se vai encontrar – será uma ferramenta importante para ultrapassar algum sentimento de insegurança que possa haver relativamente a estes espaços, e a ideia de que são espaços inutilizáveis. Um programa de comunicação facilitará também a promoção de acções de educação ambiental, utilizando suportes físicos, mas também a tecnologia e as redes sociais para alcançar um público mais vasto.

A abordagem em diferentes escalas, referida várias vezes no enquadramento teórico e em diferentes contextos, é fundamental para a coerência do projecto. Relaciona-se, por um lado, com a definição do SPU, que pressupõe uma análise à escala da paisagem e da cidade, e uma aproximação de escala aos diferentes tipos de espaços incluídos. Por outro, é fundamental para as metodologias utilizadas em restauro ecológico - a escala da paisagem permite avaliar a conectividade ecológica e o comportamento de espécies e populações ao longo da rede de espaços, bem como diversas funções ecológicas, mas é a escala local que permite realizar as experiências necessárias para testar e melhorar as metodologias desenvolvidas. Relaciona-se também com a identificação dos habitats potenciais, que

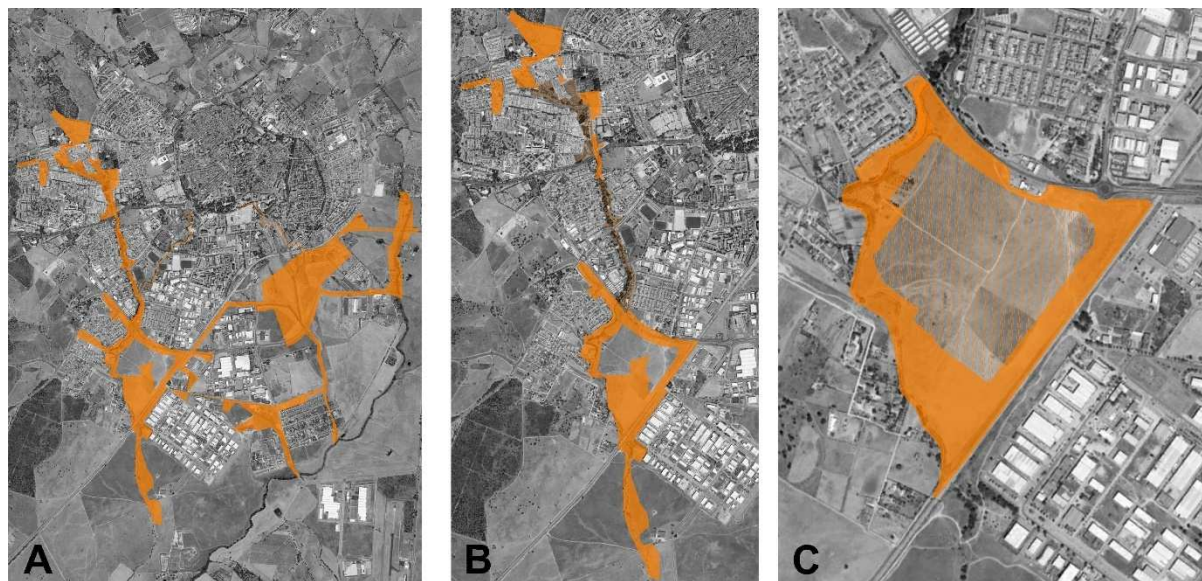
exige uma escala intermédia que não é a da paisagem nem a escala local, mas a escala das “fitocenoses urbanas”. Na prática do projecto, as diferentes escalas referem-se ao desdobramento e ao faseamento, tanto dos projectos como das intervenções. A escala de intervenção estratégica permite a visão de conjunto e a articulação de diferentes sectores do SPU, em termos funcionais, estéticos e ecológicos, enquanto estes, por sua vez, garantem a articulação entre diferentes EAU que fazem parte da área de intervenção. Esta articulação faz-se ao nível dos objectivos de projecto (como por exemplo, os serviços de ecossistema que se pretende alcançar ou as funções atribuídas aos espaços), da linguagem formal, do sistema de circulação e acessos e da conectividade ecológica. Havendo uma escala de intervenção estratégica, a aproximação de escala a diferentes áreas do SPU permite a integração de critérios de análise e de elementos de desenho tanto mais localizados e detalhados quanto maior for a aproximação de escala, sem que se perca a complementaridade entre os espaços e a coerência do todo.

Assim, esta metodologia propõe três escalas de intervenção (Figura 13), para uma abordagem integrada e abrangente, por um lado, e local e pormenorizada por outro, garantindo a coerência do todo e permitindo desenvolver isoladamente áreas de projecto específicas, consoante as prioridades e os objectivos definidos:

- A. A Escala de Intervenção Estratégica, equivalente à do Planeamento Urbano com a definição de um Sistema de Paisagem Urbana (SPU), uma rede de espaços abertos que se desenvolve através da cidade, atravessando diferentes contextos urbanos.
- B. A Escala de Mapeamento de Habitats, que permite a análise dos sistemas e das condições biofísicas existentes, a avaliação do potencial biótico e a definição das áreas de ocupação dos diferentes habitats potenciais. É uma escala de transição entre uma abordagem de planeamento e o projecto dos espaços abertos.
- C. A Escala do Projecto, que corresponde à escala dos espaços, da utilização humana, das diferentes interfaces com a envolvente urbana, das especificidades do lugar e dos objectivos de desenho.

**Figura 13**

*Abordagem em Três Escalas de Intervenção para a Área em Estudo, na Cidade de Évora*



**A** – Área de Intervenção à Escala de Intervenção Estratégica – SPU para a zona sul da cidade de Évora; **B** – Área de Intervenção à Escala de Mapeamento de Habitats – Habitats Potenciais para os Espaços ao Longo da Ribeira da Torregela; **C** – Área de Intervenção à Escala do Projecto – Integração do projecto da *Área Residencial da Turgela* no SPU

### 1. A Escala de Intervenção Estratégica

Uma vez que a conjugação entre projecto e planeamento é uma componente cada vez mais importante do paradigma de sustentabilidade urbana - pois não é possível alcançar a sustentabilidade urbana sem uma estratégia de planeamento e desenho da cidade - torna-se fundamental a definição de uma área de intervenção estratégica, que analise os Instrumentos de Ordenamento do Território vigentes e que possa ser integrada num Plano Municipal de Ordenamento Urbano mais abrangente, tornando-se um meio legalmente válido para proteger a biodiversidade e valorizar os habitats naturais e semi-naturais dentro do espaço da cidade. É assim estabelecida uma referência contextual para a localização e configuração de outros tipos de utilizações dos espaços abertos (nomeadamente os espaços de produção), suportando o papel multifuncional do SPU (Johnson, 1995; Matos, 2011; Valente, 2012). Uma área de intervenção estratégica à escala da paisagem, que assegure uma estrutura ecológica sólida e contínua, é essencial para garantir a coerência do projecto ou dos projectos subjacentes, de modo a preservar a continuidade ecológica e funcional dos espaços abertos inseridos no SPU e a sua ligação à paisagem rural.

Os diferentes espaços podem assim ser trabalhados de acordo com as suas especificidades sem se correr o risco de perder a conectividade com o restante sistema. A definição da área de intervenção estratégica permite também adoptar, a escalas mais aproximadas, uma metodologia *safe-to-fail* (Ahern et al. 2014), em que os projectos são pensados e executados a pequenas escalas, com

caracter experimental. Até que ponto a recuperação ou a instalação de um habitat em meio urbano será bem-sucedida para ser considerado um habitat em pleno estado de conservação com a integridade ecológica necessária para que possa ser integrado num corredor de conectividade ecológica da Rede Natura 2000 está ainda por ensaiar, pelo que a abordagem “safe-to-fail” é particularmente importante neste contexto. Por um lado, caso haja falhas, estas não têm repercussões de grande escala, por outro lado, se as metodologias utilizadas produzirem benefícios podem ser aplicadas a maiores escalas ou replicadas noutros espaço de escala equivalente.

O SPU suporta os sistemas naturais, mas também um sistema de mobilidade suave que permite ligar diferentes zonas da cidade, o centro à periferia e ao espaço rural ultrapassando as barreiras existentes (naturais, como linhas de água, ou construídas, como redes viárias) de forma a garantir a ligação e a aproximação de áreas construídas desconectadas dos principais centros, atenuando a fragmentação espacial e social. Para se explorar o potencial dos EAU enquanto espaços inclusivos, que promovem interações sociais cruzadas e a equidade social, é necessário garantir um eficaz sistema de acessos e circulação, pelo que, a par da vegetação, este será um elemento estruturante dos espaços. Os cidadãos que têm maior necessidade de acesso a espaços públicos abertos e de sociabilização num espaço ao ar livre seguro, serão provavelmente aqueles que mais dificuldade têm em deslocar-se livremente (devido à idade, situação económica ou falta de transporte próprio) (Thompson, 2002). Assim, a definição de um sistema eficiente de acessos e circulação será um factor fundamental do desenho do espaço público, em todas as três escalas.

A rede de espaços abertos assentará sobre as linhas estruturantes da paisagem, naturais ou construídas, tal como linhas de água e vias de comunicação, considerando as estruturas verdes previstas nos Planos de Ordenamento das Cidades, que por sua vez se baseiam em espaços de reserva para as funções de protecção, às quais se devem juntar as funções de produção e de recreio, para um SPU multifuncional. Estas áreas são geralmente protegidas e salvaguardadas da urbanização e compatíveis com os usos atribuídos aos EAU (espaços de recreio, de produção e de natureza).

Sendo difícil reconverter áreas edificadas em áreas naturais, pois traria sempre constrangimentos, será importante incidir sobre espaços vazios, que não foram ocupados pelo tecido edificado devido à sua localização e disposição (faixas envolventes às infra-estruturas construídas, por exemplo) ou os espaços pertencentes à Estrutura Ecológica Urbana por apresentarem condições ecológicas particulares (áreas alagadiças/ charcos, linhas de água, manchas de matos arbustivos ou bosques remanescentes). Estes serão facilmente aceites pela comunidade como espaços de natureza (Breuste, 2004)

Considerando que uma das hipóteses desta metodologia de projecto é a integração dos espaços resultantes na GI, enquanto espaços de ligação da Rede Natura 2000, os critérios utilizados



para a definição do SPU deverão incluir aqueles adoptados para a implementação da GI (Comissão Europeia, 2012, 2013).

A escala de intervenção estratégica definida no âmbito desta metodologia corresponde à escala local da GI, mas considera a articulação com as escalas regional e nacional, para que a estrutura resultante tenha coerência e contribua activamente para a conectividade ecológica da Rede Natura 2000, para que haja a hipótese de ser oficialmente considerada como GI (Comissão Europeia, 2020). Assim é importante um levantamento a nível regional, articulado com os níveis nacional e europeu, de iniciativas concretas de implementação da GI ou dos objectivos definidos na EEB2030.

Ao focarem-se no potencial que os espaços têm hoje para conectividade ecológica, fornecimento de serviços de ecossistema e protecção da biodiversidade, os critérios da GI ignoram os espaços que, não tendo actualmente qualquer valor ecológico, se encontram expectantes, têm um potencial estratégico de ligação, ecológica ou funcional, ou são necessários para determinado serviço ou função. Este tipo de espaços tem sempre benefícios potenciais, relacionados, por exemplo, com uma localização estratégica, que não são identificados como serviços de ecossistema e, portanto, não são considerados pelas metodologias adoptadas para a implementação da GI. Há espaços que, pela sua localização, são fundamentais para a ligação entre outros e para garantir a continuidade dos sistemas de mobilidade suave e das redes que ligam zonas habitacionais periféricas isoladas e desfragmentam tanto o tecido construído como o social.

A definição do SPU atende aos critérios da GI em termos de integração estratégica, mas responde simultaneamente a questões concretas das áreas urbanas onde se insere, considerando a dinâmica social, o funcionamento e a distribuição espacial das cidades. Deste modo o layout à escala da cidade terá por base critérios mais abrangentes que os da GI, incluindo as preocupações tradicionais da arquitectura paisagista no exercício do planeamento urbano. Serão sempre considerados os critérios de biodiversidade e fornecimento de serviços de ecossistema ligados à GI e, de forma mais abrangente, às estratégias europeias, que constituem um enquadramento importante ao nível estratégico, de financiamento e de coesão entre diferentes escalas de intervenção. Porém, tratando-se de uma rede de EAU, que serve as comunidades humanas, terá de ser também um instrumento para melhorar a qualidade de vida, a organização espacial e a mobilidade dentro da cidade. Assim, o SPU incluirá as áreas com maior potencial ecológico, correspondendo à Estrutura Ecológica Urbana, mas também áreas de circulação e acesso que suportam um sistema de mobilidade suave, mesmo em situações onde não é possível ter qualquer estrutura vegetal, nomeadamente junto aos centros das cidades onde o espaço é reduzido. Estas áreas de ligação são importantes pois permitem a transposição de barreiras construídas, o acesso aos espaços abertos projectados e a circulação transversal entre os centros e as áreas periféricas. Por outro lado, tratando-se de uma

metodologia que ensaia o restauro ecológico em diversas áreas consideradas estratégicas, não se baseia apenas na capacidade actual dos espaços para fornecimento de serviços de ecossistema, mas naquela que é expectável em caso de sucesso das intervenções de restauro. Também neste aspecto, os critérios para a definição do SPU vão para além dos critérios de definição da GI, aproximando-se das intenções de restauro urbano previstas na EEB2030, mais concretamente, na Lei de Restauro da Natureza.

As SBN constituem uma das referências para o desenvolvimento desta metodologia, através da absorção dos princípios que as regem e que, mais uma vez convergem com os princípios do projecto de arquitectura paisagista, nomeadamente: i) a intervenção a diferentes escalas e a interconectividade entre elas para um todo coerente; ii) a resposta a desafios actuais das sociedades urbanas como a qualidade da água, as alterações climáticas ou a saúde das populações; iii) a dependência dos contextos naturais e culturais onde se inserem, integrando o conhecimento local, tradicional e científico; iv) a preservação da diversidade cultural e biológica e a promoção da resiliência dos ecossistemas; v) a contextualização em políticas e quadros legais existentes a nível nacional e internacional, permitindo a sua implementação a escalas abrangentes e o seu desenvolvimento a longo prazo; entre outros. No processo de implementação de SBN são seguidos diversos passos, ao nível do diagnóstico, projecto, execução e acompanhamento, que constituem linhas orientadoras para a definição tanto do Sistema de Paisagem como dos espaços que o compõem.

A IUCN desenvolveu em 2020 um conjunto de orientações como referência mundial para os projectos de SBN, através da colocação de questões-chave que abrangem todos as suas vertentes e que podem ser utilizadas como critérios para aferir a coerência do processo no âmbito da Escala de Intervenção Estratégica<sup>52</sup>. Estas questões remetem os espaços para a escala da cidade e da sociedade, obrigando a uma reflexão sobre: i) quais são os problemas sociais que precisam de resolução mais urgente; ii) se o projecto da SBN se integra em outras intervenções e se procura sinergias com outros sectores, como projectos de engenharia, iniciativas de tecnologia da informação ou instrumentos de financiamento e iii) se foram identificadas as oportunidades para aumentar a conectividade entre ecossistemas e a sua resiliência e se essas oportunidades foram incorporadas no projecto da SBN. Adaptar estas questões à metodologia agora desenvolvida torna o processo mais sólido e coerente e contribui para resultados mais eficazes na abordagem aos desafios das cidades.

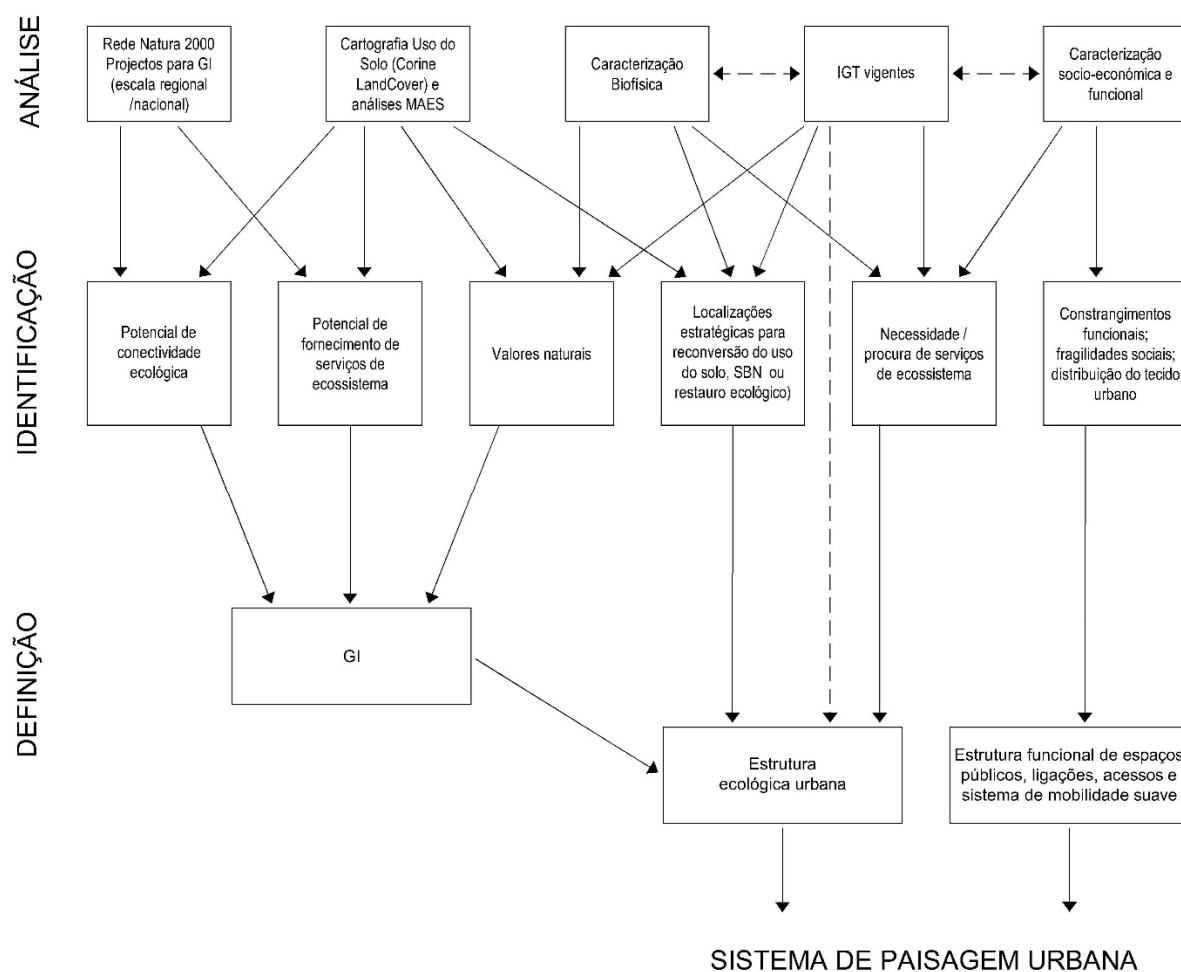
Os diferentes factores de análise e identificação desta metodologia sobrepõem-se frequentemente em termos de objectivos, havendo naturalmente uma igual sobreposição das diferentes vertentes do SPU (Figura 14).

---

<sup>52</sup> *Global Standard for Nature-based Solutions. A user-friendly framework for the verification, design and scaling up of NbS*. First edition. Gland, Switzerland: IUCN (2020).

Figura 14

Diagrama com o Processo de Definição do Sistema de Paisagem Urbana



O processo é constituído por três passos: 1) **Análise** e caracterização das áreas urbanas; 2) **Identificação** dos critérios que balizam a priorização e selecção das áreas a integrar as estruturas; 3) **Definição** do layout das diferentes tipologias de estruturas que compõem o Sistema de Paisagem Urbana

Por exemplo, os elementos que permitem analisar o potencial dos espaços para integrarem a GI, são, na maioria dos casos, coincidentes com os utilizados pelos Instrumentos de Gestão do Território (IGT) para a definição da Estrutura Ecológica Urbana, embora a Estrutura Ecológica Urbana contemple também áreas ecologicamente estratégicas, mesmo que o seu estado de degradação não lhes permita integrar a GI. Estas serão potencialmente as áreas a recuperar através do restauro ecológico. Da mesma forma, as necessidades de serviços de ecossistema coincidem muitas vezes também com as necessidades sociais, funcionais e de mobilidade das áreas urbanas, pelo que o SPU integrará uma estrutura ecológica e uma estrutura funcional (de mobilidade), não distintas espacialmente, mas coincidentes na maioria das situações. Para além dos aspectos ecológicos, a

integração de critérios funcionais relacionados com a vivência das cidades traduz-se em benefícios adicionais, nomeadamente, diversos serviços culturais como fruição da natureza, educação ambiental, sentido de lugar e de pertença, diluição de disparidades sociais na utilização do espaço público, com a aproximação de diversos pontos da cidade aos espaços de natureza que compõem o SPU.

Assim, deverão em primeiro lugar ser identificados os valores naturais (áreas de elevada biodiversidade) e as áreas com maior potencial de conectividade ecológica e de fornecimento de serviços de ecossistema – critérios subjacentes à metodologia da GI e das infra-estruturas verdes urbanas de uma forma geral. Tendo em conta a conectividade ecológica, deverá ser analisada a cartografia da Rede Natura 2000 da região e os projectos ou propostas de GI à escala regional, nacional e transnacional, com o objectivo de integrar a área de intervenção num âmbito mais alargado, numa perspectiva de continuidade e conectividade que lhe dará sentido e coerência. Iniciativas isoladas, ecológica e espacialmente, nunca podem ser enquadradas como GI, de acordo com o conceito definido pela Comissão Europeia. Considerando a multifuncionalidade associada às áreas de GI, ou seja, os serviços de ecossistema que devem fornecer, para além da conectividade ecológica, a análise das cartas do uso do solo – a nível europeu, a carta Corine Land Cover (CLC) - associadas ao mapeamento de serviços de ecossistema permite uma distribuição espacial, preliminar, dos serviços de ecossistema providenciados pelos espaços actuais. Os mapas elaborados no âmbito do projecto MAES têm muitas vezes unidades de mapeamento que não são aplicáveis a uma escala tão aproximada quanto a das cidades. Outros sistemas, como a matriz de avaliação de Burkhard et al. (2009) ou os critérios utilizados por Maes et al. (2012), permitem uma aproximação de escala e constituem um mapeamento mais directo dos serviços de ecossistema tendo em conta as classes de ocupação do solo. Sobretudo, à escala da cidade e da sua envolvente rural a CLC dá-nos a informação sobre as áreas com maior potencial de conectividade ecológica fora dos perímetros urbanos, sendo possível identificar pontos de ligação da GI urbana. Dentro do perímetro urbano das cidades, os espaços abertos existentes são muitas vezes agrupados nas classes de áreas construídas (nomeadamente, tecido urbano descontínuo, áreas industriais ou redes viárias e ferroviárias), pelo que a análise espacial associada à estrutura física da GI urbana terá de ser realizada a partir de ortofotomapas ou plataformas como a OpenStreetMaps<sup>53</sup>.

A análise de informação adicional relacionada com os instrumentos de gestão territorial vigentes (Planos de Urbanização e Ordenamento do Território) e uma caracterização socio-económica e funcional da cidade permitirá identificar outros factores importantes para a definição do SPU. A necessidade/procura de serviços de ecossistema relacionados com especificidades das áreas de intervenção ou os constrangimentos e fragilidades dos tecidos construído e social, são questões a que

---

<sup>53</sup> <https://www.openstreetmap.org/>

o SPU pode dar resposta, contribuindo, por exemplo, para a desfragmentação do tecido urbano, a melhoria da mobilidade, a aproximação das áreas periféricas aos centros e a atenuação de discrepâncias sociais. Deverão ser considerados os projectos existentes de âmbito municipal, desenvolvidos por entidades públicas ou privadas, cujos objectivos sejam coincidentes com os pressupostos desta metodologia, numa aproximação entre as diferentes iniciativas da comunidade que o SPU pode agregar.

Sendo as estruturas verdes urbanas uma preocupação reflectida no planeamento urbano há décadas, os instrumentos de gestão territorial existentes para as áreas de intervenção, nomeadamente os que definem a estrutura ecológica das cidades – permitem um conhecimento mais aproximado das condicionantes ecológicas existentes dentro das áreas urbanas. A Estrutura Ecológica Urbana inclui áreas ecologicamente relevantes, como espaços verdes urbanos, áreas permeáveis de vegetação e habitats naturais, recursos hídricos ou áreas de produção, prevendo para além da protecção destas áreas, canais de ligação entre elas que constituem uma estrutura secundária, aproveitando a linearidade associada a vias de comunicação, ruas e outros espaços. Uma estrutura ecológica urbana é a ferramenta que permite evitar uma expansão urbana desordenada e manter os processos ecológicos da cidade e da região. Os instrumentos de planeamento urbano, ou planos de urbanização, definem os usos do solo, actuais e futuros, e definem as áreas de expansão urbana. São fundamentais à escala de intervenção estratégica, pois permitem planear o SPU para o futuro, antecipando a expansão das cidades e garantindo que estas não implicam a perda de ligação da cidade às áreas rurais e naturais envolventes e a interrupção dos corredores de conectividade ecológica.

Tendo em conta que o crescimento das cidades até recentemente não teve um planeamento integrado e sustentável, é preciso conhecer os principais constrangimentos e fragilidades a nível social, de mobilidade, organização funcional e as expectativas dos cidadãos, frequentemente expressos nos IGT existentes, mas que uma análise socio-económica e funcional da cidade permitirá identificar com maior detalhe.

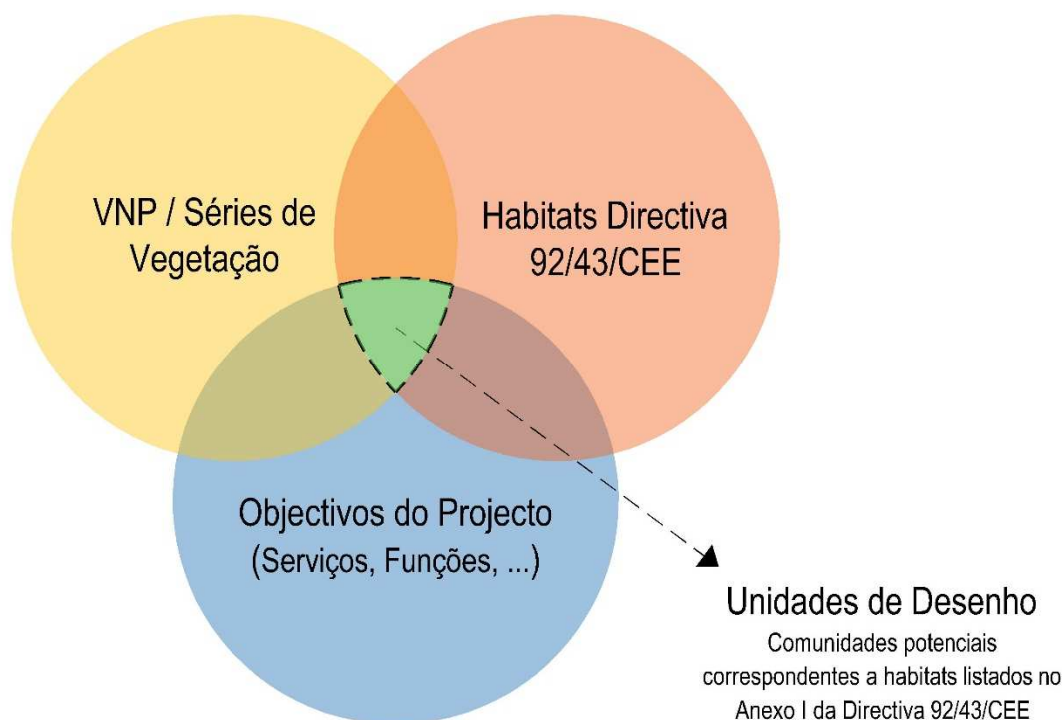
A análise de toda a informação disponível sobre o contexto socio-económico, as condições biofísicas, o coberto vegetal e as cartas de uso do solo, permitirá avaliar, à escala da cidade, quais as áreas com maior potencial para integrar o SPU e tornar o processo mais eficiente, evitando, sempre que possível, áreas que exijam a reconversão do uso do solo, para uma intervenção eficiente em termos de custos e que garanta a aprovação de todos os sectores envolvidos. Permite também compreender a dinâmica microclimática e biofísica da cidade, importante para identificar o papel que os EAU desempenharão em termos de serviços de ecossistema (de suporte, de regulação, de provisão e culturais), consoante a sua localização.

## 2. A Escala do Mapeamento de Habitats

Esta é uma escala intermédia de intervenção que define as *Unidades de Desenho* dos espaços. A esta escala são analisados três parâmetros de avaliação: (i) a Vegetação Natural Potencial (VNP), correspondente no geral à etapa climática de uma série de vegetação (ii) os habitats potenciais, ou seja, dentro da série de vegetação, as comunidades correspondentes a diferentes etapas seriais, identificadas no Anexo I da Directiva 92/43/CEE como Habitats de Interesse Comunitário (HIC), (iii) os serviços de ecossistema de influência localizada que uma aproximação de escala permite identificar, nomeadamente, ensombramento, protecção de ventos dominantes, actividades recreativas, fruição da natureza, contribuição estética, entre outros. A intersecção entre estes três parâmetros define as *Unidades de Desenho* dos espaços integrados no SPU (Figura 15). Estas correspondem a comunidades vegetais potenciais, listadas no Anexo I da Directiva 92/43/CEE como HIC, que são por sua vez seleccionados (entre as possíveis etapas da série de vegetação) de acordo com as funções que podem desempenhar, os serviços de ecossistema a que estão associados e outros objectivos do projecto.

**Figura 15**

*Sobreposição dos Parâmetros de Avaliação para Definição das Unidades de Desenho dos Espaços*



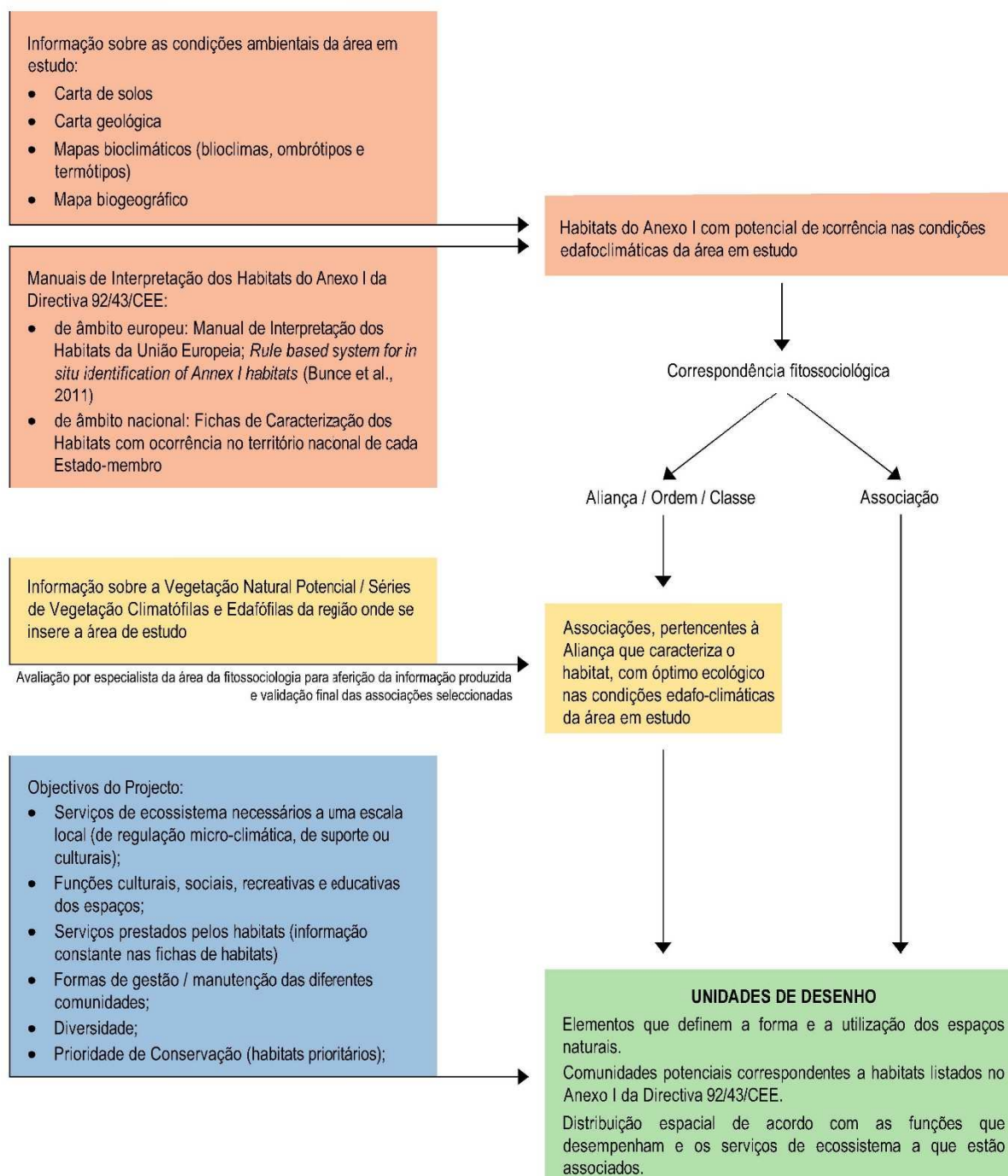
Parâmetros de avaliação para definição das unidades de desenho do espaço: i) Habitats listados no Anexo I com potencial de ocorrência; ii) Confrontação com a Vegetação Natural Potencial (VNP) e as séries de vegetação para identificação das associações, dentro da aliança/classe fitossociológica correspondente ao habitat, com óptimo na área em estudo; iii) Definição dos objectivos do projecto para seleccionar, dentro dos potenciais, os habitats que se adequam a esses objectivos.

“Unidades de Desenho” é uma designação de base conceptual, muitas vezes não tangível a nível visual, mas pretende nomear as áreas cujos limites são definidos pela mudança do habitat potencial, que influenciará o carácter e o ambiente dos espaços projectados, sobretudo aqueles em que a vegetação é o principal elemento de desenho. Os seus limites correspondem aos das fitocenoses e funcionam como Unidades de Desenho porque as comunidades seleccionadas correspondem a tipologias de vegetação (consoante são, por exemplo, comunidades florestais que representam um espaço fechado sombrio e denso, comunidades herbáceas correspondentes a zonas abertas, comunidades arbustivas ou comunidades de vegetação esparsa que pontua os espaços) com uma “plasticidade” muito própria e individualizada, que determina a configuração paisagística e visual dos espaços correspondentes.

Esta é uma escala mais aproximada que a da Intervenção Estratégica, que parte da aproximação a diferentes áreas do SPU, permitindo uma análise mais pormenorizada dessas áreas. Permite a identificação de variações locais (como a presença de afloramentos rochosos ou zonas de acumulação de água) através de levantamentos *in loco*. Um levantamento da vegetação existente pode dar informação sobre a forma do terreno, tipo de solo ou condições de humidade, contribuindo para a identificação das comunidades de vegetação potenciais (Hemsing & Bryn, 2012). Apesar da subjectividade subjacente, este é o método mais eficiente à escala do mapeamento, pois permite avaliar as condições reais, um aspecto especialmente importante em áreas urbanas, em que as alterações antrópicas influenciam as condições ambientais associadas aos diferentes habitats e estes podem ser diferentes dos que seriam expectáveis em caso de ausência de perturbação (Härdtle, 1995; Ochs et al., 2020). Contudo, um método exclusivamente observacional para identificação da vegetação potencial exige um conhecimento especializado na área da fitossociologia e, sendo esta metodologia essencialmente direccionada para arquitectos paisagistas ou outros técnicos relacionados com o projecto e planeamento urbanos, não pode basear-se exclusivamente nesse conhecimento especializado, que a maioria dos arquitectos paisagistas não possui. É proposto um método misto, baseado, em primeiro lugar na caracterização biofísica local, através da informação disponível, que permite fazer uma primeira selecção dos habitats potenciais, e em segundo lugar na observação do terreno, tendo em conta os habitats com possibilidade de ocorrência na área de intervenção. Pretende-se que o processo seja o mais simples e intuitivo possível para os arquitectos paisagistas, geralmente “não peritos” em fitossociologia (Figura 16). Ainda assim, sendo impossível isentar o processo de subjectividade, o contributo de um especialista será sempre essencial, no sentido de validar a informação produzida, para resultados rigorosos.

Figura 16

Diagrama com os Passos do Processo para a Definição das Unidades de Desenho à Escala de Mapeamento dos Habitats



O 1º passo corresponde à identificação do 1º parâmetro de avaliação (Fig.14): os HIC com potencial de ocorrência; o 2º passo corresponde à confrontação com a VNP e/ou as séries de vegetação da região (2º parâmetro, Fig.14) para identificação das associações, dentro da aliança/classe fitossociológica a que corresponde o habitat; o 3º passo é a conjugação entre as diferentes possibilidades de habitats potenciais para a mesma unidade de condições homogéneas e os objectivos de projecto (3º parâmetro, Fig.14), resultando na selecção dos HIC que melhor respondem a esses objectivos.



O primeiro passo deste processo é a recolha da informação necessária para determinar as condições biofísicas da área de intervenção, nomeadamente, as cartas bioclimáticas e biogeográficas da região e as cartas geológicas e de solos. As cartas bioclimáticas e biogeográficas estão definidas a nível europeu (Rivas-Martínez et al., 2004, 2011;)<sup>54</sup>, o mesmo acontecendo para as cartas de solos<sup>55</sup> e geológica<sup>56</sup>. Em diversos países estão disponíveis a nível nacional e regional, com maior detalhe. No caso de Portugal, a caracterização biofísica é feita à escala dos territórios concelhios, através dos Planos Directores Municipais, que podem informar com maior detalhe a área de intervenção, incluindo informação sobre a vegetação natural da região, e, em particular, os Planos de Urbanização que o fazem à escala dos aglomerados urbanos.

Em segundo lugar, será necessário pesquisar todo o trabalho feito sobre a descrição da VNP e as séries de vegetação que ocorrem na zona onde se enquadra a área de estudo, ou em outras com as mesmas condições bioclimáticas e dentro da mesma região biogeográfica. A pesquisa bibliográfica pode devolver estudos realizados à escala local ou regional, o que facilita o processo, ou à escala nacional, com uma delimitação mais genérica da VNP. Dependendo dos casos, a cartografia da VNP está disponível para toda a Europa à escala 1: 2 500 00 (Bohn, 2000; Bohn & Gollub, 2006) ou em escalas mais aproximadas, tendo em conta iniciativas nacionais (e.g. Capelo et al., 2007) ou regionais (Costa et al., 2001; Pinto-Gomes & Paiva Ferreira, 2005; Quinto-Canas et al., 2012; Veigas et al., 2010). A base de dados europeia EVA (European Vegetation Archives)<sup>57</sup> possui contribuições de todos os países europeus, sobre levantamentos de espécies e comunidades existentes em todo o território europeu, com as designações fitossociológicas das diferentes comunidades encontradas, podendo auxiliar significativamente na fundamentação da análise e da selecção das comunidades vegetais para o projecto.

Os espaços de intervenção no âmbito desta metodologia correspondem a áreas urbanas, onde muitas vezes a vegetação é quase inexistente ou se encontra significativamente modificada por alteração dos factores abióticos (degradação do solo, alteração da rede hidrográfica e da fisiografia e variação a nível microclimático) ou por intrusão de espécies invasoras. A presença de vegetação natural, que possa ser bioindicadora das comunidades potenciais é rara. Nestes casos, será necessário recorrer a sistemas de referência constituídos por comunidades vegetais em espaços naturais próximos da área de intervenção. O recurso a sistemas de referência é particularmente adequado no contexto desta metodologia, uma vez que o objectivo não é a identificação da VNP em si, mas a aferição das comunidades de vegetação potenciais mais adequadas para implementação no âmbito

---

<sup>54</sup> <https://webs.ucm.es/info/cif/form/maps.htm>

<sup>55</sup> <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/soil-atlas-europe>

<sup>56</sup> <https://www.europe-geology.eu/onshore-geology/geological-map/>

<sup>57</sup> <http://euroveg.org/eva-database>

do projecto (Durbecq et al., 2020). Neste ponto, a cartografia da Rede Natura 2000 pode ser uma referência importante, sobretudo no que diz respeito às Zonas Especiais de Conservação (ZEC), criadas ao abrigo da Directiva Habitats para a conservação de habitats naturais, pois, caso existam, estão caracterizadas e contêm informação sobre os habitats do Anexo I presentes na região que podem funcionar como sistemas de referência, caso as condições ambientais sejam semelhantes às da área em estudo.

Uma vez que a maioria dos habitats são definidos através de sintáxones, a informação sobre as séries de vegetação é fundamental para aferir, por um lado, quais os habitats listados no Anexo I que correspondem a comunidades da série de vegetação potencial (que podem ser usados em mosaico ou como alternativa consoante os objectivos do projecto), e por outro, as associações que, dentro de cada aliança, ordem ou classe, têm o seu óptimo ecológico nas condições ambientais da área em estudo. Se por um lado há habitats muito específicos, pouco variáveis em termos de composição florística e de distribuição geográfica que são fáceis de identificar (e.g. o habitat 4030 pt1 – Tojais e urzais-tojais aero-halófilos mediterrânicos, corresponde a uma única associação – *Daphno maritimi-Ulicetum congesti* – e com uma distribuição geográfica circunscrita ao Sector Divisório-Português<sup>58</sup>), há outros que têm uma distribuição biogeográfica vasta, e o sintáxone que os define corresponde a uma aliança ou uma classe. Assim, dentro das características que definem o habitat, este pode variar muito consoante as zonas biogeográficas e os andares bioclimáticos onde se encontra. A título de exemplo, o habitat 9330 (Florestas de *Quercus suber*), tem uma distribuição em quase todo o território continental de Portugal. A sua caracterização é feita pela presença dominante de Sobreiros (*Quercus suber*)<sup>6</sup>, mas inclui, dentro da aliança correspondente ao habitat, diferentes associações que variam consoante as zonas biogeográficas e bioclimáticas. Neste aspecto, a informação sobre a VNP e as séries de vegetação é um contributo importante para, dentro da aliança a que corresponde o habitat, identificar quais as associações que têm potencial na área de estudo. A multidisciplinaridade é fundamental e o contributo de um especialista da área da fitossociologia é uma mais-valia para a validação da informação reunida e para a afinação do mapeamento de habitats, tendo em conta as inúmeras variáveis relacionadas com a zonation ecológica. Pode também gerar contribuições preciosas para uma maior diversidade dos habitats representados, aproveitando os limites ecológicos de uma forma só possível através de um conhecimento profundo do tema.

Uma das vantagens da metodologia agora apresentada é que, dentro da série de vegetação potencial, se foca nos habitats identificados no Anexo I da Directiva 92/43/CEE. Os manuais utilizados para o seu reconhecimento no terreno são também os que permitem identificar que habitats têm potencial numa determinada área de estudo, mesmo que não estejam presentes.

---

<sup>58</sup> PSRN2000, ICNF

Sobrepondo a informação das fichas de habitats com a caracterização bioclimática, biogeográfica e de substrato da área de intervenção, é possível perceber quais os habitats que têm potencial de ocupação dessa área. Se houver potencial para a existência de habitats considerados prioritários para a conservação, terão prevalência na área de intervenção, uma vez que a sua classificação se deve a uma distribuição natural praticamente restrita ao território europeu e região biogeográfica correspondente, ou seja, a conservação destes habitats é uma responsabilidade da Comunidade Europeia (alínea d. do art.º 1 da Directiva 92/43/CEE). A recuperação das áreas e o restauro destes habitats onde são potenciais é uma forma de contribuir para a sua persistência e a conservação das espécies associadas.

Após uma primeira selecção dos habitats com potencial no espaço de intervenção é necessário aferir a informação obtida no terreno. As áreas destinadas à recuperação de habitats serão espaços que i) têm actualmente um uso do solo compatível com a recuperação das comunidades naturais, ou seja, são espaços onde existe alguma vegetação (linhas de água, terrenos agrícolas abandonados ou espaços vazios); ii) apresentam dimensão suficiente para garantir a integridade da mancha e iii) têm viabilidade de conectividade ecológica através da ligação a outros espaços. A dimensão e a disposição das áreas disponíveis são avaliadas à escala da Intervenção Estratégica, onde são conciliadas as diferentes funções do SPU, reservando-se espaços para produção, para recreio e equipamentos urbanos e para protecção ecológica. É na categoria de espaços de protecção ecológica, onde o funcionamento dos ecossistemas é fundamental, que se inserem as áreas onde serão utilizadas as metodologias de restauro ecológico para ensaiar a instalação das comunidades correspondentes aos Habitats Potenciais.

Um levantamento da vegetação existente pode resultar na identificação de bioindicadores dos diferentes habitats ou demonstrar a presença de variações de âmbito local, como zonas húmidas ou com um substrato diferente (e.g. cascalheiras ou afloramentos rochosos), que permitem a presença de micro-habitats.

Os habitats vão desde as formações herbáceas aos bosques e dentro das séries de vegetação potenciais existem diferentes comunidades, associadas às várias etapas seriais, que são identificadas como HIC, constituindo diferentes soluções para a mesma área e para o mesmo potencial. Este facto permite a consideração de outros factores ao determinar o habitat a instalar. O terceiro passo do processo corresponde assim à identificação dos objectivos de projecto, para determinar as comunidades mais adequadas à sua concretização. O tipo de uso que se pretende privilegiar nos diferentes espaços ( se são áreas de recreio intensivo, desporto, fruição da natureza ou educação ambiental), os serviços de ecossistema necessários em determinado local (e.g. acção microclimática, infiltração da água, valor recreativo), as opções estéticas e conceptuais do projecto, a gestão da

vegetação, a manutenção dos espaços ou as possibilidades de conectividade ecológica são alguns exemplos de objectivos de projecto que determinam, a esta escala, a selecção das comunidades vegetais. Outros mais específicos de contexto localizado, apenas são identificados à escala do projecto. Para além da caracterização já referida, as fichas de habitats possuem também informação importante para o terceiro passo da definição das Unidades de Desenho, que se refere aos serviços prestados pelo habitat e às orientações de gestão para a sua conservação. Estes são dois dos aspectos que influenciam a selecção dos habitats, dentro da série de vegetação correspondente. A descrição dos serviços associados a cada habitat permite também analisar o potencial dos espaços onde será instalado, sob a lente da GI, relativamente ao fornecimento de serviços de ecossistema

Quando se projecta um SPU em que um dos princípios é a reintrodução da vegetação potencial e dos habitats naturais e semi-naturais associados, tratando-se de uma estrutura que percorre as áreas de maior concentração humana, é necessário ter em conta não só os aspectos ecológicos, mas os valores sociais e culturais associados às paisagens e aos próprios habitats, uma vez que o sucesso deste tipo de intervenção em meio urbano depende em grande parte do envolvimento da comunidade.

Dentro dos habitats potenciais (e presentes no Anexo I da Directiva Habitats) existem aqueles que, pela escala que ocupam, são facilmente associados à paisagem da região, eleita como aquela mais aprazível para o contacto com a natureza. São caso disso as florestas ou os sistemas semi-naturais de pastagens, que constituem mosaicos paisagísticos facilmente identificáveis e que, reproduzidos no espaço urbano, são mais susceptíveis de criar nos habitantes citadinos o sentimento de identidade e de pertença e a vontade de usufruir destes espaços, pela familiaridade que transmitem (como por exemplo, os montados são sistemas facilmente associados à paisagem tradicional do sul de Portugal). Estas comunidades terão uma ocupação estrutural, de suporte das actividades mais intensas de recreio e lazer, providenciando importantes serviços de ecossistema culturais.

Os habitats têm capacidades de carga diferentes e constituem por isso oportunidades para diferentes tipos de utilização. Quanto maior a diversidade de habitats presentes, maior também a diversidade de serviços de ecossistema que estes espaços podem providenciar, pelo que a capacidade de carga não pode ser o único factor de avaliação dos habitats a instalar, mesmo tendo em conta que os espaços são para as pessoas. Mesmo habitats mais sensíveis - com importantes serviços de ecossistema, mas que não são tangíveis para a maioria dos cidadãos - terão associadas funções que contribuem para espaços públicos de qualidade, nomeadamente, educação ambiental, interpretação e fruição da natureza, contribuição estética, sensação de bem-estar, entre outras. Assim há que estabelecer um gradiente para os espaços, consoante os habitats que os ocupam, entre vulnerabilidade / capacidade de regeneração e os usos previstos (e.g. recreio, fruição da natureza,

educação ambiental). Se um habitat tem maior capacidade de carga (formações herbáceas, alguns tipos de bosques ou sistemas silvo-pastoris) então a função de recreio e actividades intensivas ao ar livre é assegurada por esses espaços. Se a capacidade de carga de um habitat é reduzida, a utilização por parte das pessoas irá no sentido da fruição e interpretação da natureza, com a instalação, por exemplo, de sistemas de percursos de reduzido impacte, balizados, que permitam a circulação por estes espaços e a sua fruição.

Para que exista uma vontade por parte da comunidade de manter e promover espaços de natureza dentro da cidade há que garantir que estes espaços, não só oferecem toda a segurança, como convidam à sua utilização, com acções de educação ambiental, com a inclusão de diversas actividades dentro dos espaços (recreio, desporto, fruição, etc) e um sistema de percursos e acessos bem estruturado e implementado. Nesse sentido, um bom plano de comunicação será essencial para que este tipo de intervenção seja bem-sucedida, sendo uma ferramenta importante para dar a conhecer os espaços como seguros e sem riscos para os utilizadores. Se houver informação disponível sobre estes espaços – o que se pode fazer, por onde circular, o que vai encontrar – a questão da insegurança é ultrapassada, assim como a ideia de que estes espaços são inutilizáveis.

A educação ambiental é transversal, no sentido da demonstração que a natureza dentro da cidade não é interdita e é compatível com as funções de espaços públicos de qualidade. Só enquanto espaços de utilidade pública e utilização para as actividades humanas é que este tipo de intervenção poderá ter sucesso (Breuste, 2004).

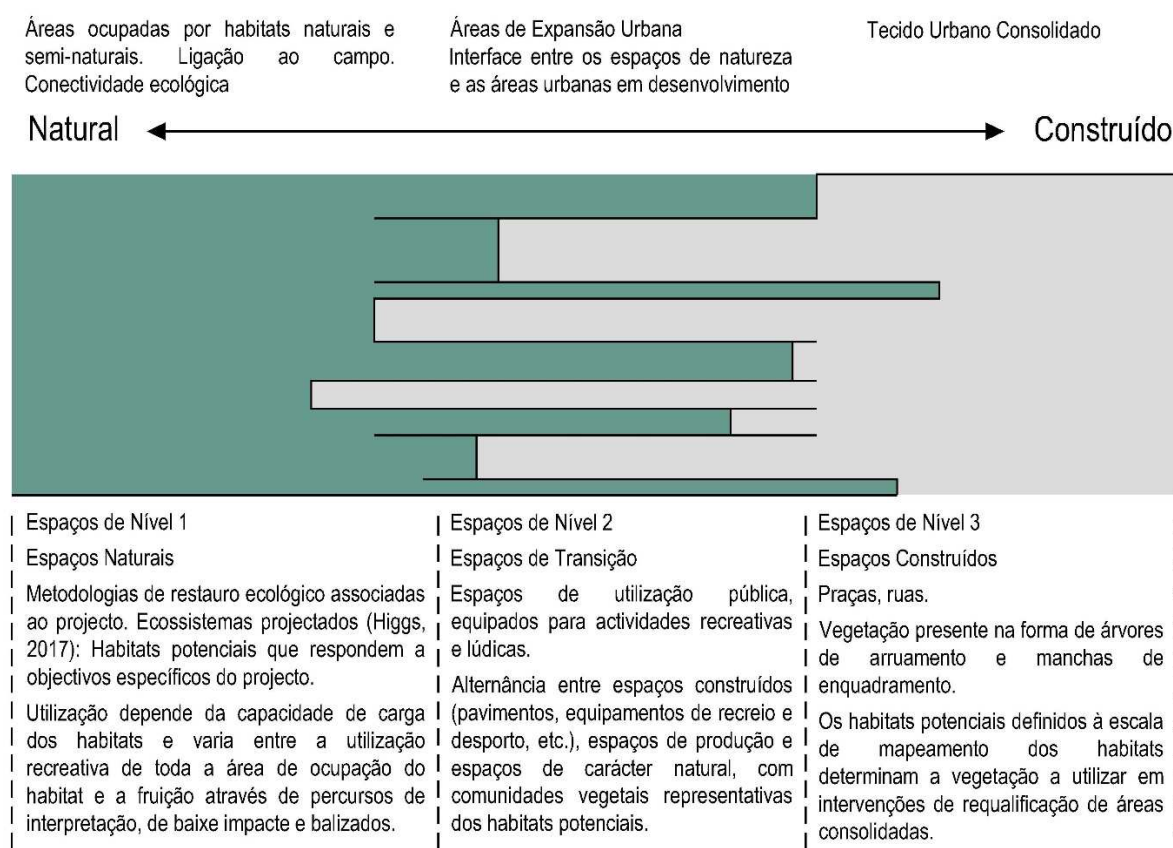
### **3. A Escala do Projecto**

A definição da área de intervenção estratégica assenta no pressuposto que o sistema de EAU tem um papel regenerador nas áreas urbanas consolidadas e um papel formador nas áreas urbanas em expansão, atravessando diferentes zonas da cidade e gerando contextos de projecto diversos. Onde a envolvente é consolidada, a transição entre estas e os diferentes espaços é trabalhada dentro do SPU; onde a envolvente está em desenvolvimento e transformação, é possível articular o desenho do SPU com os projectos relacionados com a expansão urbana, utilizando os espaços fora do SPU como *zonas-tampão*, libertando as áreas interiores do SPU para a instalação de manchas de habitats, caso a sua dimensão o permita. Os espaços de natureza (a recuperar nas áreas interiores do SPU) (nível 1), os espaços consolidados (nível 3), e as áreas de transição entre eles (nível 2) formam três tipologias de espaços num gradiente onde pode haver lugar para sobreposições, com Soluções de Base Natural (SBN) a “invadirem” as zonas consolidadas ou em expansão. Os diferentes espaços formam um contínuo que responde às necessidades urbanas actuais, mas também às futuras, ao considerar os projectos de expansão urbana previstos nos IGT e assegurar a ligação ao campo e às

áreas naturais envolventes após o crescimento das cidades. A articulação entre os espaços de natureza (nível 1) e os espaços abertos urbanos impermeáveis (praça, espaço rua) é fundamental, bem como as zonas de transição entre ambos que serão suporte para as infra-estruturas necessárias e características dos EAU. Os três tipos de espaços serão complementares em termos de usos (Figura 17).

**Figura 17**

*Gradiente de Naturalidade dos Espaços Associado a Diferentes Tipologias de Intervenção e de Utilização*



As três tipologias associam-se também à disposição e dimensão dos espaços - Espaços Naturais (espaços de nível 1): dimensão que garanta a integridade das manchas; disposição que permita a conectividade com outras manchas e a existência de zonas de transição e de protecção relativamente às perturbações antropogénicas, consoante a “capacidade de carga” dos habitats. Espaços de transição (nível 2): dimensão que permita a conjugação de áreas de vegetação com equipamentos urbanos; disposição na interface com o tecido urbano compacto (construído ou em expansão), constituem as zonas de protecção às manchas de habitats dos espaços de nível 1; espaços construídos (nível 3): Dimensão das áreas permeáveis muito reduzida, disposição entre o tecido urbano consolidado.

As Unidades de Desenho irão definir a vegetação a usar, mesmo nos espaços urbanos impermeáveis, sob a forma de árvores de arruamento ou manchas formais de enquadramento, permitindo uma abordagem aos espaços edificados idêntica à utilizada nos espaços de natureza, para que exista entre os dois extremos do gradiente, para além da conectividade ecológica, uma relação visual e estética.

Mais uma vez, a variabilidade de escala dos espaços é determinante, tal como referido diversas vezes na literatura, tanto na vertente de restauro ecológico, com diferentes objectivos relacionados com a dimensão dos espaços, como na vertente do próprio projecto dos EAU em que, consoante a sua dimensão, os espaços têm diferentes tipos de ocupação, desde jardins ou parques a espaços de natureza.

Tendo em conta a tipologia de espaço, muda também a forma de o projectar: os espaços naturais são as áreas de maior dimensão, com a escala dos habitats, e estarão associadas a objectivos de restauro da estrutura da vegetação e da função ecológica. A abordagem a estes espaços, no sentido de tentar que sejam ocupados por habitats potenciais, será fundamentada no conceito de *Ecosystemas Projectados* (Higgs, 2017), através da aplicação dos métodos de restauro ecológico, nas fases de planeamento, projecto de execução, implementação e monitorização das intervenções. Os projectos de restauro ecológico devem basear-se num conjunto de princípios e formas de intervenção desenvolvidas através de estudos científicos e da experiência das intervenções feitas neste âmbito.

A diferença de escala aplica-se também na componente de caracterização e diagnóstico - social, ecológico, cultural e económico, que considera diferentes parâmetros consoante a análise decorra à escala de intervenção estratégica ou à escala local (neste caso, a escala de projecto). Da mesma forma está presente na fase de identificação dos objectivos sociais, ecológicos e de fornecimento de serviços de ecossistema e na fase de envolvimento da comunidade (IUCN, 2020; Decler & Bijlsma, 2021)

Os critérios de avaliação à escala do projecto são agora identificados numa proposta metodológica para as intervenções de restauro nos EAU, adaptada de Apfelbaum & Chapman (1997), Decler & Bijlsma (2021) e Hobbs & Norton (1996), a ser implementada ao nível do projecto de execução.

Como nas duas escalas de intervenção anteriores, o processo começa com a recolha de informação (mapas, fotografias históricas e relatórios existentes) que identifique as alterações dos ecossistemas ao longo do tempo e as fontes de degradação. A informação histórica sobre o espaço pode, para além dos dados relacionados com as condições anteriores dos ecossistemas, fornecer dados sobre formas de utilização do espaço ao longo do tempo. Deverão ser identificadas as entidades envolvidas ou afectadas pelo projecto, nomeadamente proprietários de terrenos adjacentes à área de

intervenção; o governo e as autoridades locais; as comunidades na envolvente do espaço que serão os primeiros utentes do espaço, quer sejam comunidades residenciais ou grupos de carácter social, cultural ou ambiental; o tecido empresarial e o comércio local, a comunidade científica, sobretudo da área do restauro ecológico e da paisagem, e as agências de projectos e financiamento que podem gerir eventuais processos de candidatura a fundos nacionais ou europeus. Envolver estas entidades e dar-lhes a conhecer o projecto desde a fase de estudo prévio promove o sucesso da intervenção, evita surpresas e retrocessos relacionados com problemas de comunicação e permite o enriquecimento do projecto através dos diferentes contributos que oferecem. A informação recolhida deve ser aferida com um levantamento no terreno, que permitirá identificar e registar *in loco* as necessidades de restauro e lançar as bases para os objectivos.

Após a caracterização do espaço, são estabelecidos os objectivos de restauro, de curto-/médio-prazo, e a *condição futura desejada* (Hobbs & Norton, 1996), que consiste numa meta a longo-prazo. Embora exista um zonamento feito à escala de mapeamento de habitats, que ao delimitar a distribuição espacial das comunidades vegetais que ocuparão os espaços, define a condição futura desejada, a aproximação de escala permite registar variações locais, como o potencial para micro-habitats ou uma alteração pontual das condições biofísicas. Já na fase de projecto de execução, são priorizadas, descritas e planeadas as intervenções de restauro. A base para a elaboração do cronograma pode basear-se nas épocas mais apropriadas para realizar os trabalhos, mas também no plano de financiamento da obra.

A área de intervenção é dividida em unidades de gestão, consoante o tipo de comunidades que se pretende instalar e consoante o grau de degradação, que pode implicar diferentes medidas de restauro. A título de exemplo, se num troço de uma linha de água for necessário realizar estabilização de margens, mas no troço adjacente as margens se encontrarem em bom estado, estes dois troços correspondem a unidades de gestão diferentes, pois implicam tipos de intervenção com tempos e custos diferentes. A divisão em unidades de gestão permite uma aproximação de escala ao nível do projecto, uma avaliação de custos por unidade e o planeamento de execução por unidade. A divisão dos trabalhos de execução por unidade permite testar os métodos previstos em parcelas de menor dimensão (abordagem *safe-to-fail* de Ahern et al. [2004]), sendo estes replicados nas outras parcelas, em caso de sucesso, ou adaptados caso não resultem. Permite também um planeamento mais eficiente dos trabalhos tendo em conta a alocação de equipas, materiais e equipamentos por unidades. As unidades de gestão são um aspecto importante também ao nível da monitorização, permitindo registos mais metódicos da evolução dos espaços intervencionados. Contudo, há que considerar que as unidades estão ligadas e são ecologicamente interdependentes, pelo que o planeamento das intervenções divididas por unidades de gestão não deve comprometer a



continuidade ecológica do espaço de intervenção. Faz parte da fase de projecto de execução a elaboração dos planos de monitorização e manutenção dos espaços intervencionados. Os projectos de restauro ecológico devem ser razoáveis em termos de custos e eficientes no balanço custos-benefícios, devem ser realistas e exequíveis, prevendo soluções possíveis de implementar e com probabilidade de sucesso, e devem ter a aprovação da comunidade local, científica e política.

Enquanto as escalas de Intervenção Estratégica e de Mapeamento de Habitats são escalas de planeamento e de zonamento, respectivamente, a escala de projecto implica o desenho de espaço público, sobretudo nas zonas de transição, onde os elementos construídos e os materiais são mais diversos, mas também nos espaços de restauro ecológico, onde a vegetação é o elemento predominante. Existe uma componente criativa, conceptual e estética associada ao projecto de arquitectura paisagista que é tão importante quanto a ecológica e que não obedece a metodologias. Os espaços abertos urbanos têm de incluir a fruição estética, essencial ao bem-estar humano. Espaços públicos de qualidade são espaços apelativos, que promovem o bem-estar emocional, a identidade e o sentimento de pertença, promovem a expressão cultural e a interacção social, atenuando as diferenças e fragilidades sociais. A metodologia apresentada foca-se na componente ecológica, onde a adaptabilidade das Unidades de desenho (definidas à escala do mapeamento de habitats) confere liberdade ao desenho. Na componente criativa, são os princípios estéticos característicos do projecto de arquitectura paisagista que regem o desenho do espaço, com todos os elementos que o caracterizam e que englobam, mas vão muito além da vegetação.

A evolução e aplicação desta metodologia depende das especificidades dos projectos. Dependendo dos habitats a instalar, das acções necessárias para o restauro ecológico, dos contextos locais e dos programas para os diferentes espaços, os projectos de execução serão desenvolvidos através da aplicação de princípios gerais desenvolvidos no âmbito da metodologia, mas só a evolução com a realização de projectos específicos ao nível da execução permitirá detalhar, afinar e completar o processo de projecto associado a esta metodologia.

#### **4. A Cidade de Évora como Caso de Estudo para a Aplicação da Metodologia Proposta**

##### ***4.1. A Cidade de Évora, Contextualização Histórica e Urbanística.***

O processo de urbanização português caracterizou-se pela concentração da população nas duas grandes cidades, com uma tendência para a dispersão urbana e um grande desenvolvimento suburbano que dá origem a extensos subúrbios e cidades satélite, sobretudo no Litoral Norte, onde o povoamento é mais disperso (em oposição ao sul onde é mais concentrado). Embora mais recentemente se tenha assistido a um ligeiro aumento da população nas pequenas cidades, a rede urbana portuguesa encontra-se desequilibrada, havendo duas grandes áreas metropolitanas no litoral

e diversas pequenas cidades, sobretudo no interior, faltando centros urbanos de média dimensão. Esta rede urbana assenta sobretudo em duas tendências de urbanização: a bipolarização e litoralização, que agravam a tendência de desequilíbrio espacial da rede urbana (Costa, 1993).

Desta forma o conceito de “cidade média” é relativizado e, em Portugal, são apelidadas de cidades médias as polarizações urbanas que são determinantes na estruturação e reequilíbrio da rede urbana portuguesa (Portas et al, 2002). O Modelo Territorial do PNPOT pretende reforçar o papel das cidades médias na rede urbana portuguesa ao “promover um sistema urbano policêntrico e uma organização territorial mais equilibrada, estruturada por um conjunto de cidades que proporcionam uma diversidade de funções e relações interurbanas e rurais-urbanas e criam oportunidades de vida e de bem-estar às populações”<sup>59</sup> (Figura 18).

Évora tem assim, no sistema urbano português uma localização importante, pois, é uma das duas únicas cidades do interior do país, juntamente com Viseu, com mais de 50.000 habitantes, constituindo um contraponto ao desequilíbrio constituído pelas áreas metropolitanas do litoral<sup>60</sup>.

Os processos de suburbanização e periurbanização, a par do sistema de transportes, são identificados pelo PNPOT como os principais responsáveis pela configuração que as cidades têm hoje e essa organização constitui um dos grandes desafios da sustentabilidade urbana. Com os processos de descentralização associado à suburbanização, os centros históricos perderam relevância e acessibilidade, mantendo, no entanto, uma centralidade simbólica (Benevolo, 1995). O crescimento das cidades confere aos centros, por contraste, um valor patrimonial. A convivência de diferentes períodos da história em espaços compactos, a configuração orgânica de ruas e praças da cidade e a individualidade de cada edifício (habitacional, institucional ou monumental) são elementos que conferem empatia e atractividade aos centros históricos, em oposição à uniformização e organização regular das novas áreas urbanas, impessoais e incapazes de produzir nos habitantes um sentimento de pertença, identificação e conforto (Tavares, 2008). Os centros urbanos representam desafios funcionais, com pouco espaço para a actualização necessária dos serviços ou a expansão de áreas de estacionamento e espaços verdes, perdendo competitividade relativamente às áreas periféricas, com melhor acessibilidade a serviços e comércio (Simplício, 2009). O êxodo para as periferias levou a uma desertificação dos centros históricos e a uma deterioração do edificado<sup>61</sup>, acentuando-se problemas antigos relacionados com o mercado de arrendamento, com rendas baixas, condições de habitabilidade degradadas e uma população envelhecida sem poder de compra, que não tem capacidade para gerar processos de reabilitação e dinamização económica dos centros.

---

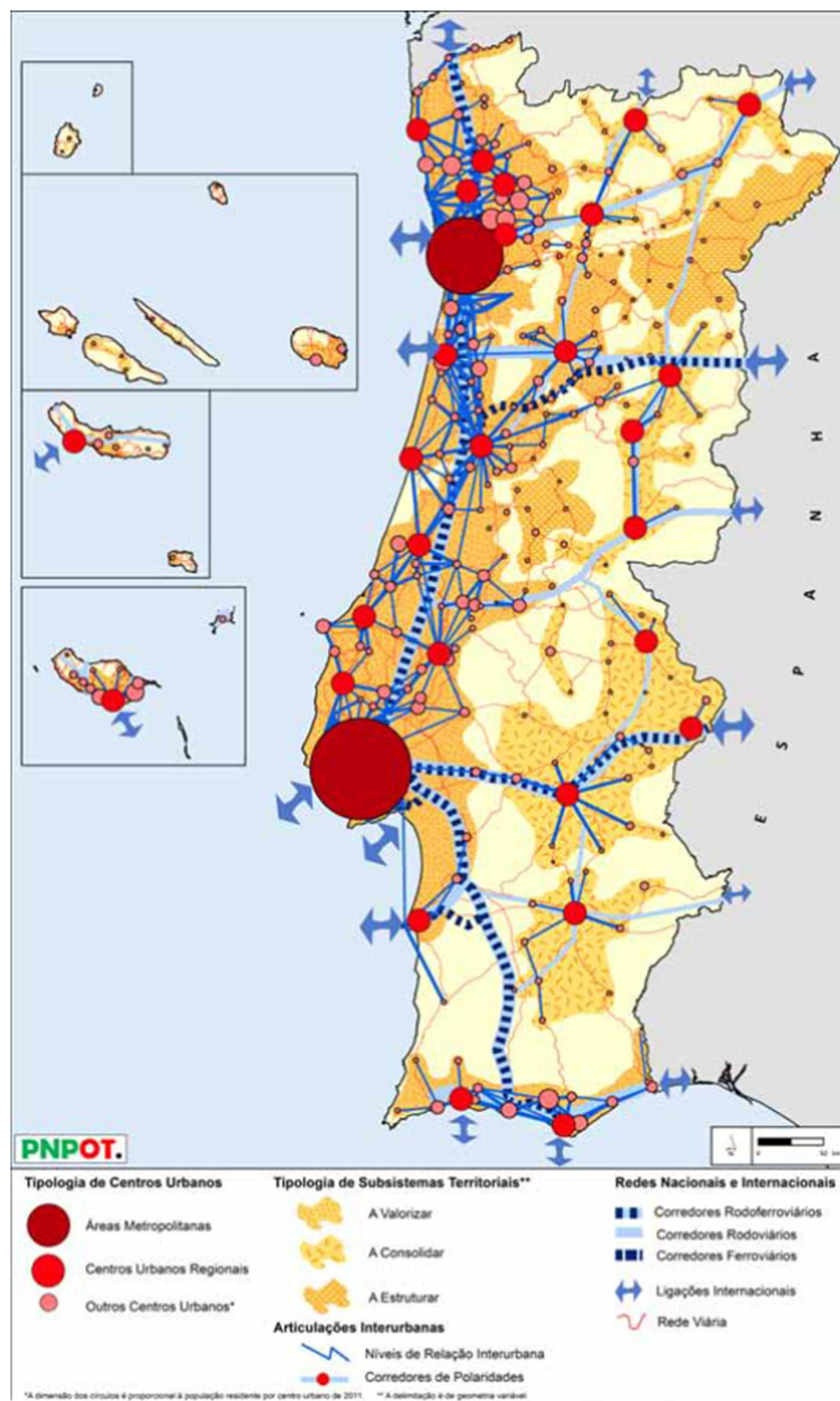
<sup>59</sup> Programa Nacional de Política e Ordenamento do Território -Primeira Revisão (2019)

<sup>60</sup> Plano Director Municipal de Évora (2007)

<sup>61</sup> Associação dos Municípios com Centro Histórico

Figura 18

Modelo Territorial do PNPT



A primeira vaga de crescimento da cidade de Évora fora das muralhas acontece durante a década de 40 e coincide com o êxodo rural subsequente à mecanização da agricultura (Simplício, 2009) (Figura 19). Os novos bairros, destinados a classes com poucos recursos, surgiram como aglomerados não planejados, compactos, com casa pequenas de 1 piso e dispostas em banda, normalmente longe da cidade, numa recriação dos povoamentos rurais deixados para trás. É o caso dos Bairros de Almeirim, Comenda, Santa Maria e São José da Ponte, entre outros. Estes bairros constituíam um contraste social com o centro histórico, onde habitavam as classes mais altas.

**Figura 19**

*Expansão Urbana de Évora até 1950*



Extraído de Simplício (2009)

O primeiro esboço para um Plano de Urbanização foi desenvolvido em 1942 por Etienne de Gröer e prevê a conservação do centro histórico, a definição de áreas residenciais extramuros com características organizacionais e construtivas definidas e a divisão das áreas de expansão da cidade em zonas residenciais, industriais e de comércio (Simplício, 2013). Nasce a via circular que contorna o centro histórico e que dá acesso também às novas áreas urbanas. A localização da zona industrial onde se localiza hoje, perto da linha de caminho de ferro e longe da cidade, nasceu deste plano, tal como os Bairros da Nau (Urbanização nº1), da Tapada do Ramalho e das Nogueiras, programados para a transferência de parte da classe média/alta para fora das muralhas. O crescimento destes bairros acontece em paralelo com a expansão dos bairros espontâneos a sul, ocupados por classes mais baixas, que continuam a crescer, embora a uma taxa mais reduzida depois da década de 40, muitos dos quais ainda não tinham, em 1974, água canalizada.

As décadas seguintes são caracterizadas por um aumento das áreas residenciais periféricas, tanto planeadas como de génese ilegal, pela expansão da zona industrial e pela construção da via circular exterior (Figura 20).

Após o 25 de Abril surgem as primeiras cooperativas de habitação que permitem a aquisição de habitações de baixo custo, e a Câmara Municipal elabora um plano de expansão para a zona oeste da cidade, que abrange os Bairros António Sérgio, Malagueira, Cruz da Picada e Alto dos Cucos (Simplício 2009).

O Plano Director Municipal (1985), que incluía o Plano de Urbanização para a cidade, foi um marco importante no desenvolvimento urbanos de Évora e um plano pioneiro a nível nacional, implicando um conjunto de regras e condicionantes à ocupação do solo e disciplinando o crescimento habitacional da cidade.

A partir da década de 1990 a Câmara Municipal de Évora investe na revitalização e expansão do parque industrial, através de uma melhoria das infra-estruturas e acessos, com o objectivo de atrair novas unidades industriais e dinamizar o tecido empresarial. Formaliza a sua conversão no Parque Industrial e Tecnológico de Évora (P.I.T.É.), que pretende ser um polo dinamizador, não só da actividade industrial da cidade, mas também do sector empresarial e tecnológico.

Segundo as análises de diagnóstico efectuadas no âmbito do PDM e, mais concretamente, no âmbito do PUE, o centro histórico continua, actualmente, a perder população, sendo as intervenções efectuadas no espaço público e nas infra-estruturas insuficientes para inverter esta tendência. As restrições que vigoravam na versão anterior do Plano de Urbanização de Évora (1999) restringiram a terciarização do centro histórico e só intervenções muito concretas e bem articuladas podem ultrapassar o fosso entre o centro histórico e a cidade extramuros<sup>62</sup>.

---

<sup>62</sup> Plano de Urbanização de Évora – Relatório de Alteração (2011)

Figura 20

Expansão Urbana de Évora entre 1950 e 2005



Extraído de Simplício (2009)

A reestruturação da cidade terá de articular dois polos fundamentais – o centro histórico e o P.I.T.É, promovendo a fixação da actividade terciária também no centro histórico, com áreas de especialização diferentes e complementares.

Em termos de transportes existe ainda uma grande dependência do automóvel, sendo necessário continuar a melhorar e expandir a rede de transportes colectivos.

Dentro do perímetro urbano, a cidade é ocupada em 50% por áreas urbanas, sendo a outra metade ocupada por terrenos agrícolas ou espaços vazios, sobretudo na envolvente das áreas urbanizadas, mas que se entrelaçam com a malha urbana chegando, em alguns pontos, muito perto

da muralha. Juntamente com a expansão dispersa de áreas construídas a sul da cidade, estes espaços contribuem para a atenuação do contraste urbano/rural e dos limites da cidade, para a falta de continuidade e para uma imagem desorganizada do espaço urbano. A muralha, apesar da requalificação de diversos espaços na envolvente exterior, continua a ser pouco acessível do lado interior, devendo ser, enquanto elemento patrimonial, acessível e permeável. O PU prevê reforçar a permeabilidade da muralha através da abertura de antigas portas, agora fechadas, como a do antigo lavadouro público ou a da Carpintaria Aviz.

Os eixos viários que afluem à muralha devem ter um papel estruturante, também a nível visual, sendo necessária a sua requalificação para que possam contribuir para uma visão estrutural e qualidade vivencial do espaço urbano.

As vias paralelas à muralha, apesar de constituir importantes acessibilidades a novas áreas de expansão urbana, constituem barreiras às ligações pedonais transversais.

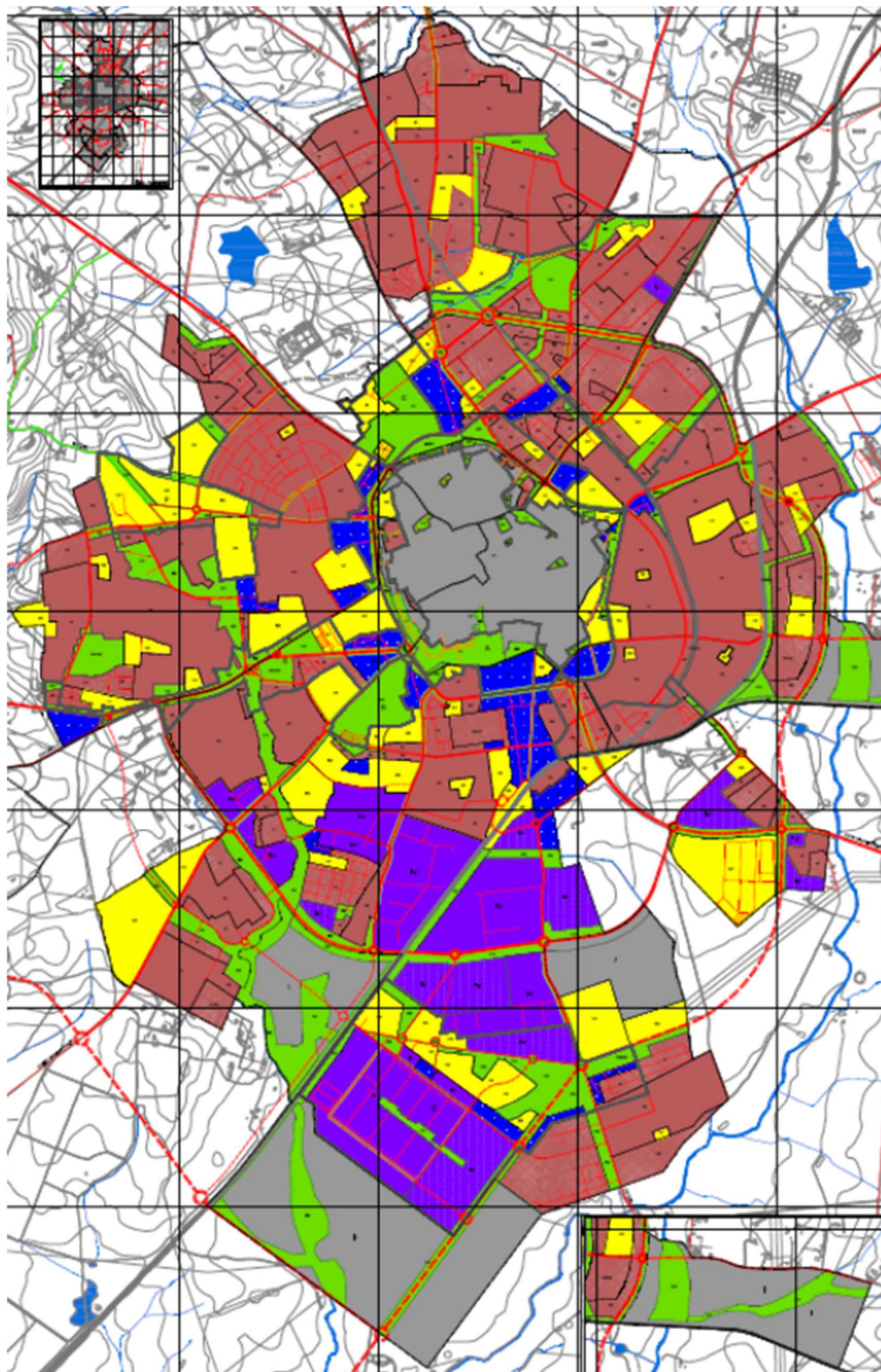
O Plano de Urbanização de Évora (PUE) assume, desde a primeira versão do relatório (de 1998) que, para garantir Espaços Abertos Urbanos (EAU) com dimensão adequada à população da cidade seria necessário duplicar a existente, para a qual as áreas agrícolas e os espaços vazios dispersos entre o tecido urbano constituem uma oportunidade (Figura 21). Algumas áreas deverão permanecer essencialmente agrícolas, como é o espaço entre o Alto de São Bento e a Cartuxa (Zona Verde Monumental), ao longo do aqueduto, e os espaços com aptidão agrícola (classificados como Reserva Agrícola Nacional [RAN]) a norte do Bairro de Almeirim. As restantes áreas de menor dimensão foram consideradas a afectar a uma estrutura verde urbana que deverá ocupar cerca de 150 ha. Desta deverão fazer parte os cursos de água, apesar da baixa qualidade biológica da água e da degradação das margens. Os objectivos desta estrutura são articular os bairros existentes, preencher espaços vazios, estabelecer continuidades urbanas e favorecer novas centralidades<sup>63</sup>.

---

<sup>63</sup> Plano de Urbanização de Évora – Relatório (1998)

**Figura 21**

*Planta de Zonamento do Plano de Urbanização de Évora em Vigor (2011)*





#### **4.2. Sistema de Paisagem Para a Zona Sul da Cidade – Escala de Intervenção Estratégica.**

A área de intervenção estratégica definida para o sector sul da cidade de Évora pretende promover a continuidade dentro do tecido urbano, num gradiente que vai desde o centro (histórico) da cidade até às áreas periurbanas, aproximando áreas funcionais dispersas, enquanto estrutura contínua que suporta um sistema de mobilidade suave (pedonal e ciclável) e atenua as barreiras físicas e sociais que caracterizam algumas zonas da cidade. A escolha da localização prende-se ainda com a presença de sistemas naturais, como linhas de água - elementos estruturantes da paisagem, zonas de recargas de aquíferos e importantes corredores de conectividade ecológica.

Numa primeira fase de análise, para além do enquadramento histórico e urbanístico da cidade que permite compreender, não só alguns dos problemas existentes, como as expectativas da comunidade e do poder político relativamente aos EAU, pretende-se identificar os espaços vazios (intersticiais ou expectantes) e os espaços abertos formais. Esta análise permitirá avaliar potenciais corredores que possam integrar uma infra-estrutura verde urbana e fazer a ligação entre os espaços naturais/rurais envolventes à cidade e os espaços verdes do centro.

Para esta análise foram utilizados os ortofotomapas disponibilizados pela Direcção-Geral do Território<sup>64</sup>, o GoogleEarth e o OpenStreetMap. Foi também consultada a planta de zonamento e a planta da Estrutura Ecológica Urbana (Figura 22) do PUE, bem como os solos classificados como RAN<sup>65</sup> (Figura 23). Os solos classificados como RAN são protegidos de forma a garantir o seu potencial agrícola. No sistema de paisagem agora desenvolvido, as áreas ocupadas por solos da RAN são importantes espaços de ligação ao campo, podendo ser ocupados por comunidades naturais (por exemplo, pastagens naturais) ou por espaços de produção, fundamentais numa infra-estrutura de espaços abertos multifuncional.

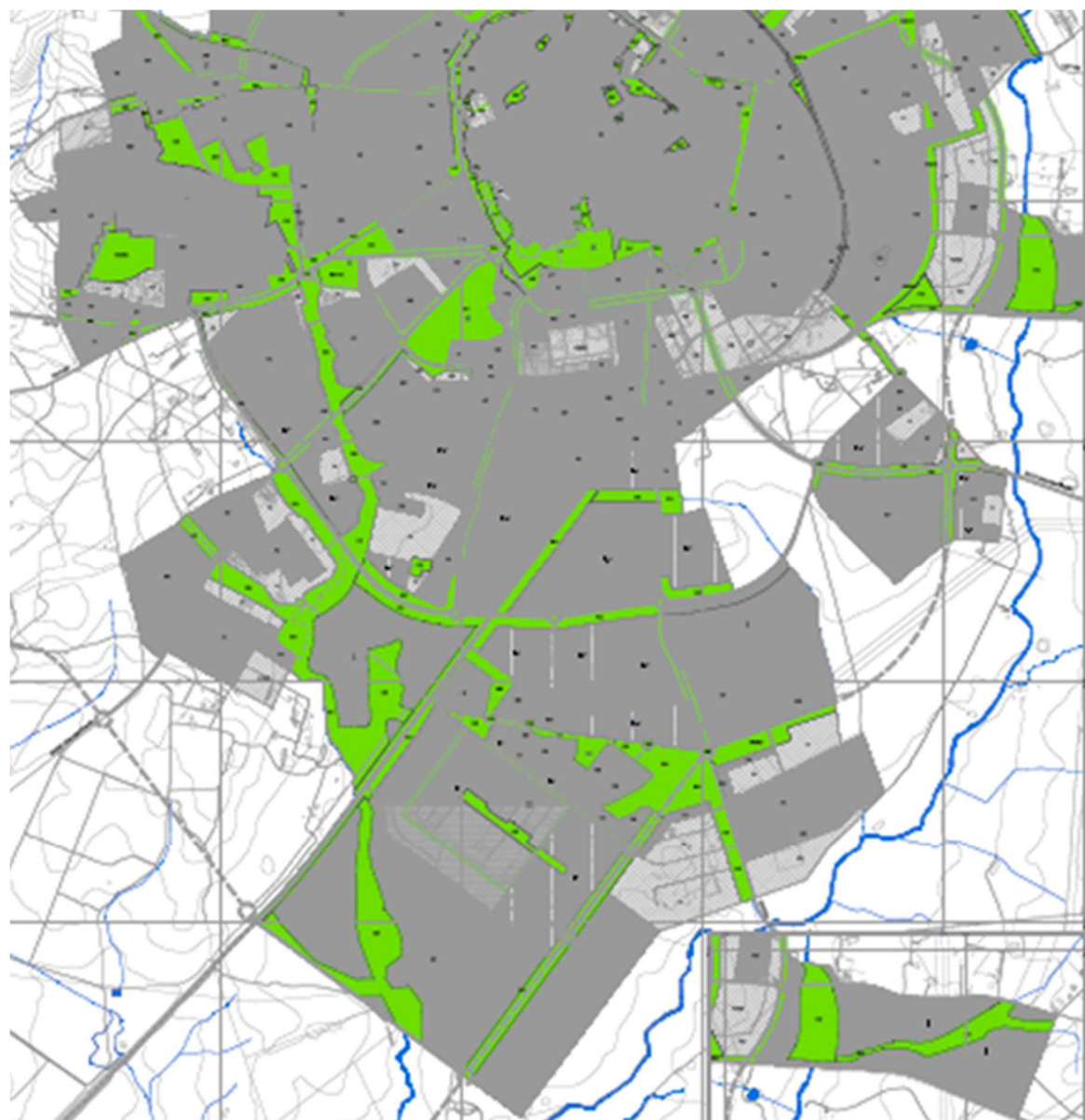
---

<sup>64</sup> <https://www.dgterritorio.gov.pt/dados-abertos>

<sup>65</sup> Cartografia da RAN disponível em <https://www.dgadr.gov.pt/mediateca/summary/21-alentejo-central/129-evora>

**Figura 22**

*Excerto da Planta da Estrutura Ecológica Urbana do PUE (Revisão, 2011)*



**Figura 23**

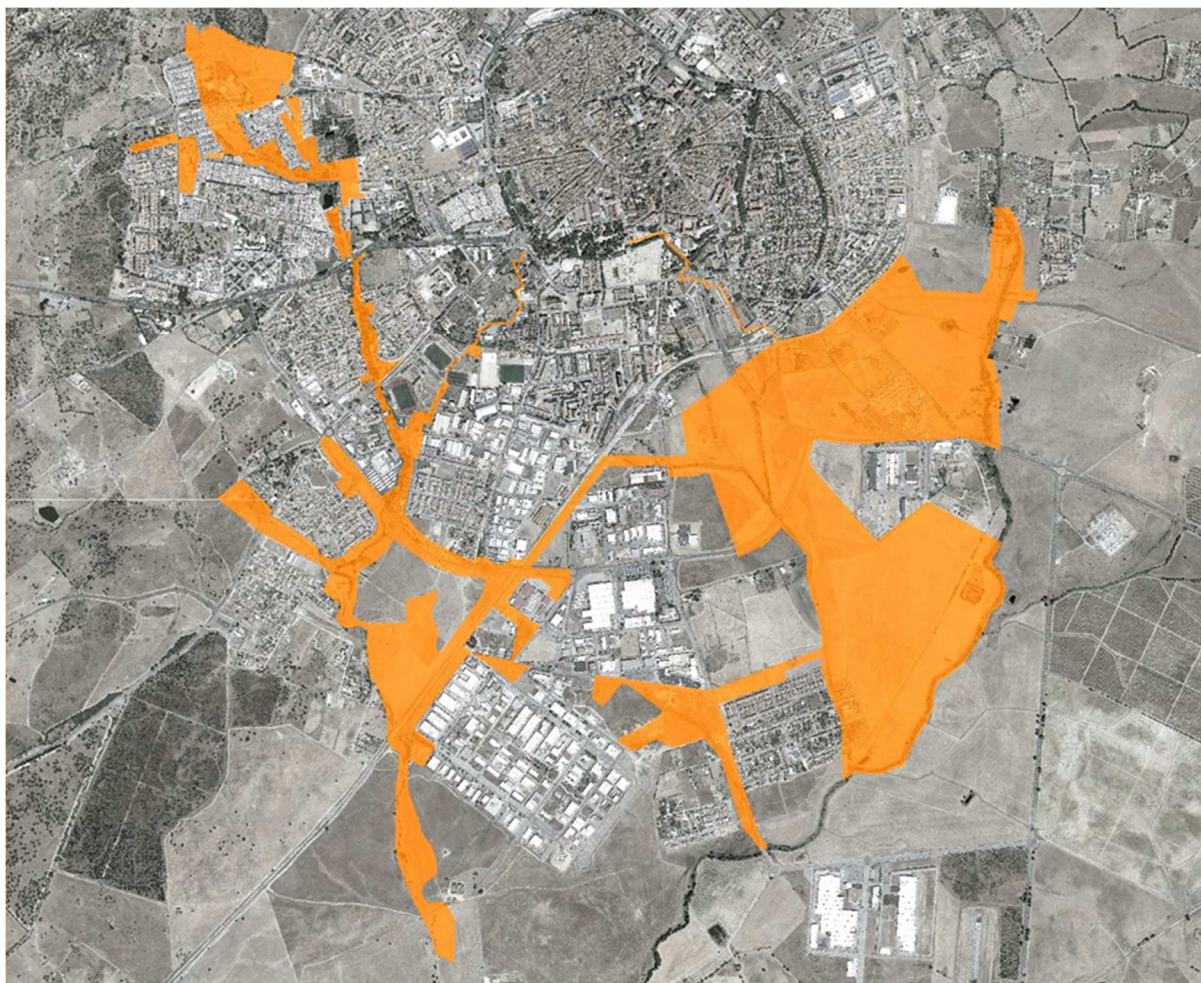
*Sobreposição Entre as Áreas de RAN e o Ortofotomapa da Zona Sul de Évora*



A planta de zonamento prévio, apresentada na Figura 24, tem como principal objectivo identificar potenciais corredores de ligação entre os espaços verdes do centro da cidade, o espaço rural envolvente e as zonas de vegetação natural mais significativas na proximidade do perímetro urbano da cidade, importantes corredores de conectividade ecológica, como é o caso da zona de verde monumental a oeste da cidade. O zonamento é feito até ao limite do perímetro urbano da cidade, tendo em conta as possibilidades de conectividade com o espaço rural envolvente. Para além dos espaços vazios existentes na actualidade, foram considerados os usos definidos no Plano de Urbanização de Évora para as áreas expectantes. Se os usos destinados forem de expansão das áreas residenciais, industriais ou comerciais, há que considerar essas ocupações futuras para que não haja conflito de intenções. O Sistema de Paisagem terá de ser integrado no planeamento definido para a cidade para que possa ser viável.

**Figura 24**

*Planta de Zonamento Prévio do Sistema de Paisagem Urbana*



As linhas de água existentes na cidade são a base estrutural do Sistema de Paisagem Urbana (SPU), tanto pelas funções ecológicas que desempenham, como pelo potencial de conectividade que apresentam. Évora situa-se numa zona de cabeceira da planície do Alentejo, fazendo o território do concelho parte de 3 bacias hidrográficas diferentes: Tejo, Sado e Guadiana. Relativamente à área de intervenção, destaca-se a Ribeira da Torregela, que nasce a poente da cidade e se estende ao longo do tecido urbano até à confluência com o Rio Xarrama, pertencente à bacia hidrográfica do Sado, que, a par com o Rio Degebe, assegura a drenagem natural da cidade.

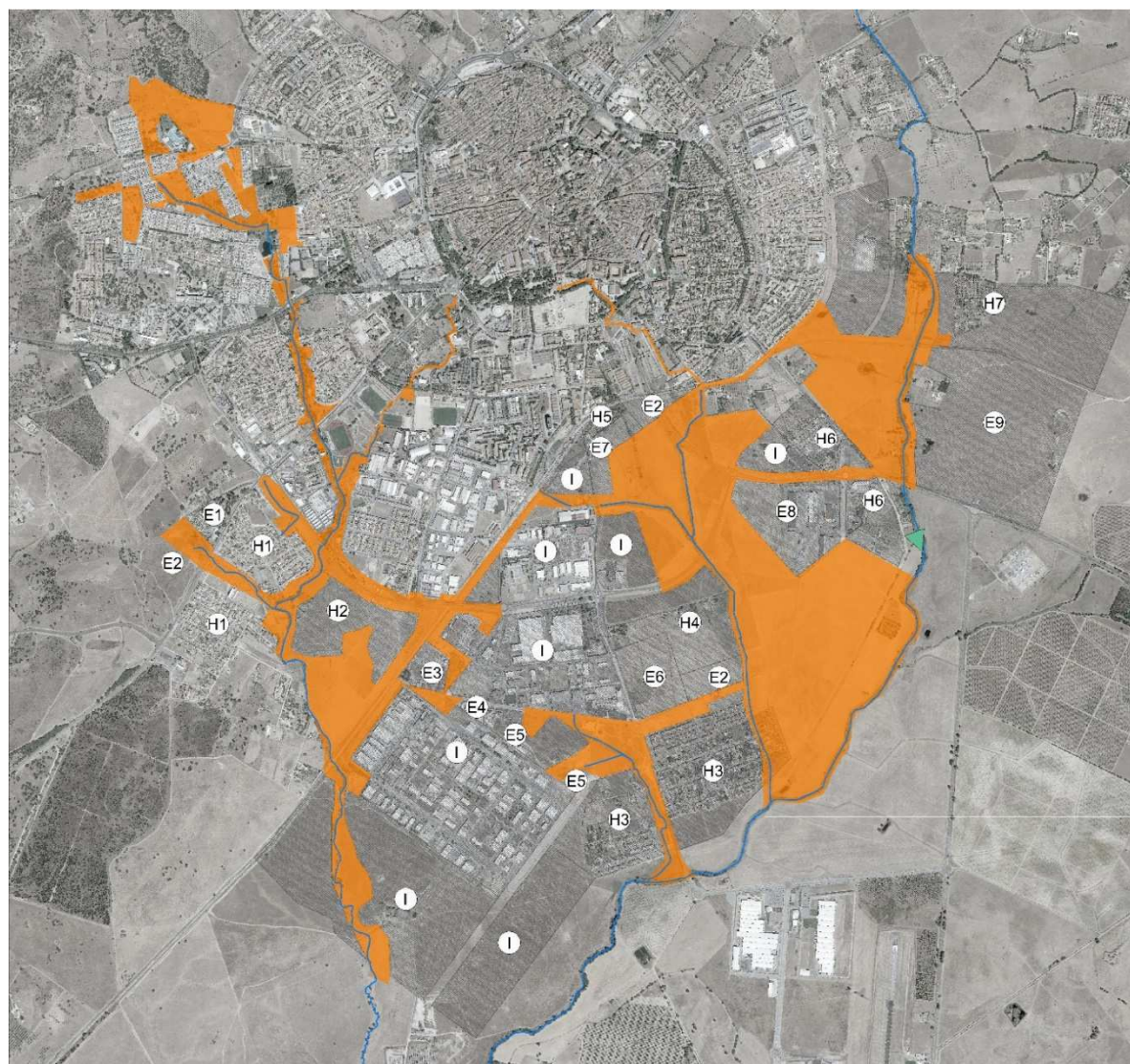
As áreas urbanas construídas (zonas habitacionais, industriais, comerciais e de equipamentos) constituem áreas de interface (Figura 25), ou seja, contactam directamente com os espaços naturais ou de transição que constituem o SPU e a interacção entre estes elementos deverá ser alvo de um plano de pormenor, à escala do projecto (ver o exemplo da área de projecto utilizada neste estudo de

caso, que corresponde à interacção entre a zona residencial da Turgela, em projecto, e os espaços naturais da Ribeira da Torregela, elemento integrante do SPU.

A articulação do SPU com as áreas urbanas edificadas (interfaces) existentes, em expansão ou em projecto, responde a um dos objectivos principais deste sistema, que é atenuar a fragmentação do tecido construído e aproximar bairros periféricos do centro da cidade, integrando-os num sistema de espaços abertos de qualidade.

**Figura 25**

*Zonas de Interface entre as Áreas Edificadas e o Sistema de Paisagem Urbana*



ÁREA DE INTERVENÇÃO  
LINHAS DE ÁGUA

ÁREAS EDIFICADAS QUE CONTACTAM COM O SPU

H - Áreas Habitacionais

- H1 - Bairro da Casinha (existente, a expandir)
- H2 - Área Residencial da Turgela (em projecto)
- H3 - Bairro de Almeirim (existente, a expandir)
- H4 - Área Residencial Quinta do Alcaide (em projecto)
- H5 - Bairro da Estação (existente)
- H6 - Bairro de São José da Ponte (existente, a expandir)
- H7 - Expansão da frente urbana adjacente à Expo Évora (em projecto)
- I - Áreas Industriais e Comerciais

E - Equipamentos

- E1 - Parque de Campismo
- E2 - Espaços reservados a equipamentos de utilidade social ou de utilização colectiva, ainda não definidos
- E3 - Polo da Universidade de Évora
- E4 - NERE
- E5 - Parque de Ciência e Tecnologia
- E6 - Estádio Municipal
- E7 - Área comercial relacionada com a estação de caminho de ferro
- E8 - MARE
- E9 - Parque de Exposições de Évora

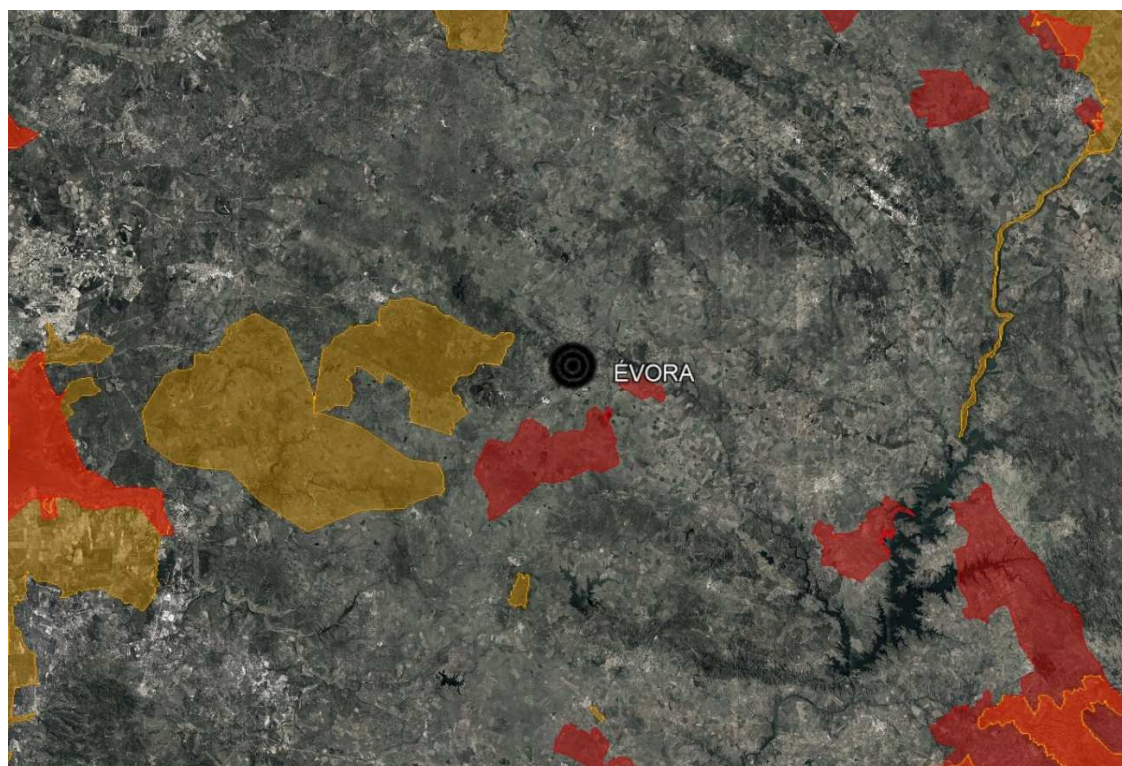
Alguns destes bairros, como o Bairro de Almeirim (H3) e o Bairro de São José da Ponte (H6), têm uma história de segregação social, para além da segregação espacial, apresentando ainda hoje resquícios dessas fragilidades, embora a expansão urbana e o surgimento de novas áreas habitacionais na sua envolvente tenham atenuado o isolamento dos bairros.

Noutras situações, são consideradas as expansões urbanas previstas, nomeadamente, a área residencial da Turgela (H2), a área residencial da quinta do Alcaide (H4) e a expansão da frente urbana adjacente à Expo Évora (H7). Desta forma, o SPU salvaguarda a integridade futura das ligações cidade/campo e a capacidade de conectividade ecológica da rede de espaços abertos da cidade, tendo em conta o crescimento previsto para o tecido edificado.

Após esta análise, a redução de escala permitirá a identificação das áreas da Rede Natura 2000 existentes na região (Figura 26), bem como a proposta de conectividade ecológica definida na planta da Estrutura Ecológica Urbana do Plano Director Municipal de Évora (PDME) (Figura 27). A definição de uma GI ao nível da cidade só fará sentido se houver possibilidade de integração em projectos de escala regional.

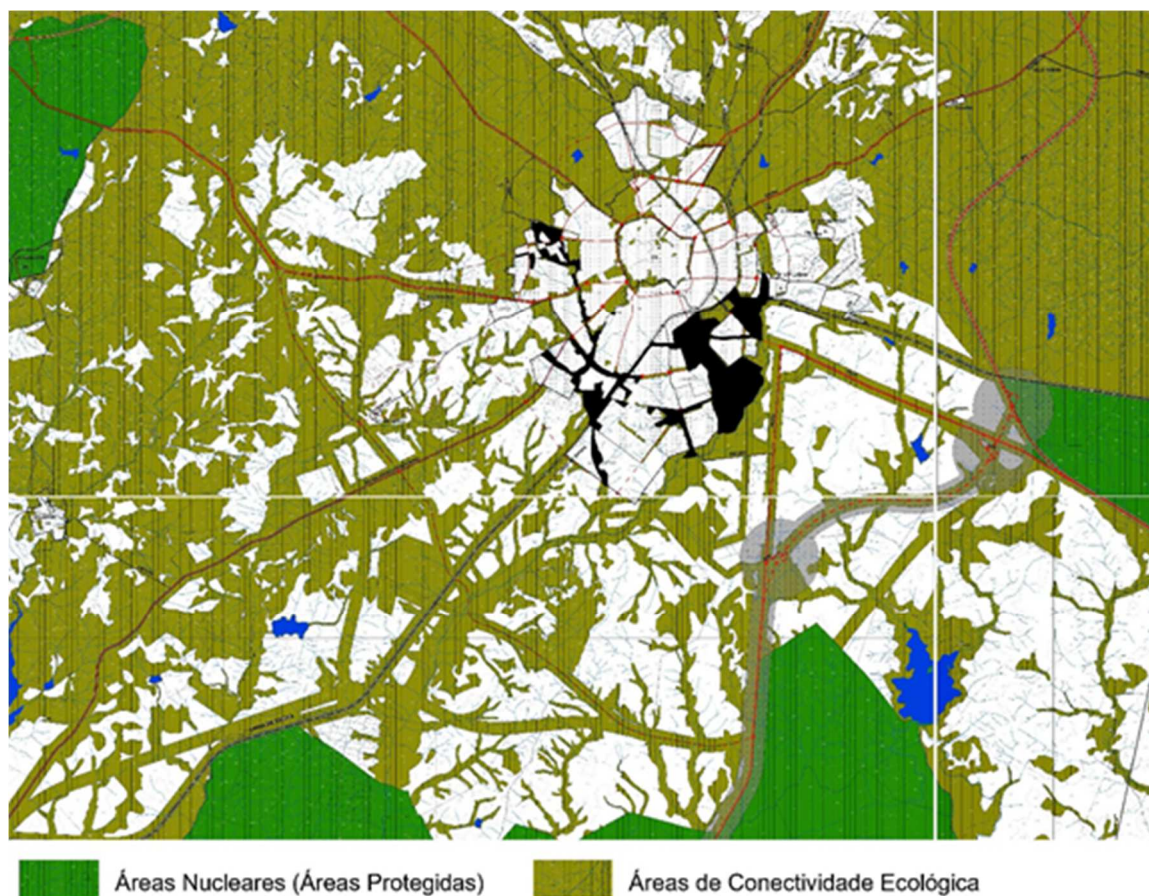
### Figura 26

*Áreas Rede Natura 2000 na Região Envolvente a Évora*



**Figura 27**

*Enquadramento da Área de Intervenção na Estrutura Ecológica Municipal do PDME*



Para a identificação dos espaços com potencial para integrar o SPU de acordo com os critérios da GI, procedeu-se à avaliação de ortofotomapas complementados com a carta de uso do solo CLC (Figura 28). À escala da cidade a carta CLC não permite avaliar o potencial dos espaços vazios do tecido urbano pois estes aparecem identificados na classe “tecido urbano descontínuo”, ao qual não é atribuído qualquer potencial para fornecimento de serviços de ecossistema (Burkhard et al., 2009). Por outro lado, são identificados os usos actuais, e não aqueles que são esperados após a intervenção. A utilização da carta CLC tem assim como objectivo identificar o uso dos solos em espaços envolventes ao perímetro urbano e avaliar o seu potencial para integrar a GI, de acordo com a relação estabelecida por Maes et al. (2015), que permite por sua vez identificar os melhores pontos de ligação do SPU. Esta relação foi estabelecida com a carta da plataforma LUISA<sup>66</sup>, que corresponde a uma versão das cartas CLC, através do desdobramento das classes de uso do solo, pelo que é possível fazer a mesma correspondência utilizando a carta CLC (Figura 29).

<sup>66</sup> <https://data.jrc.ec.europa.eu/dataset/51858b51-8f27-4006-bf82-53eba35a142c>

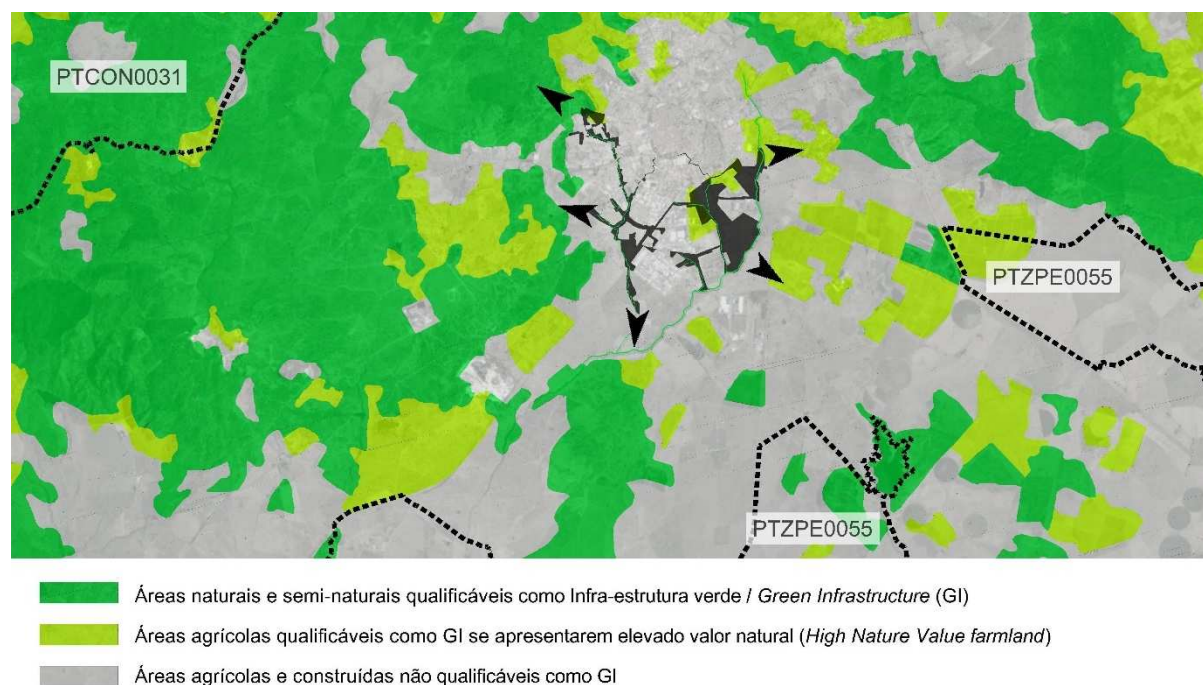
Figura 28

*Sobreposição da Área de Intervenção com a Carta de Uso do Solo CLC*



Figura 29

*Potencial de Integração em GI com Base nas Classes de Uso do Solo CLC (Maes et al., 2015) – Relação com a Área de Intervenção*



Considerando o potencial de qualificação como GI das áreas naturais e semi-naturais restauradas dentro do SPU, este constituirá uma rede de conectividade que atravessa uma extensa zona “cinzenta” e liga potenciais áreas de GI à escala da região, atenuando a fragmentação causada pela cidade. Pode assim ser uma contribuição importante para uma GI regional coesa.



O enquadramento histórico, social e funcional da cidade de Évora, bem como a análise dos Instrumentos de Gestão Territorial vigentes, nomeadamente o PDME e o PUE, permitiu identificar os desafios a que o SPU pode responder. Em primeiro lugar a articulação entre o Centro Histórico e os espaços mais periféricos é uma necessidade urgente, tanto em termos de circulação suave como em termos de conectividade ecológica ou de leitura visual, faltando uma imagem coerente de uma estrutura de espaços abertos urbanos. Existem diversos espaços abertos no centro da cidade que devem ser ligados funcional e ecologicamente aos espaços abertos periféricos, de maior escala e a partir destes, à envolvente natural da cidade. As linhas de água, sendo elementos estruturantes da paisagem e incontornáveis no desenho do tecido urbano, constituem os corredores com maior potencial para conectividade ecológica. São, no caso do sector sul da cidade, corredores transversais aos principais anéis de circulação da cidade, constituindo uma oportunidade para suportar um sistema de mobilidade suave que aproveita alguns dos seus atravessamentos às barreiras rodó e ferroviárias existentes. São também, dentro dos EAU, aqueles que representam a melhor oportunidade para restaurar habitats, pela dimensão das manchas associadas e pelos serviços de ecossistema que podem fornecer. Évora insere-se numa região onde as alterações climáticas se sentirão sobretudo ao nível do aumento da temperatura e da redução de disponibilidade de água<sup>67</sup>. Por essa razão, os recursos hídricos deverão ser alvo de especial atenção, considerando-se acções que promovam a qualidade da água e a capacidade de retenção e infiltração. Para tal, os EAU têm um papel fundamental, pois algumas dessas acções são desencadeadas no seu âmbito, nomeadamente, a recuperação de galerias ripícolas, que contribuem para proteger a qualidade da água através da capacidade de filtração, a promoção da capacidade de infiltração e retenção de água dos espaços permeáveis através do incremento da vegetação e a implementação de Sistemas Urbanos de Drenagem Sustentável, entre outras acções definidas na Estratégia Municipal de Adaptação às Alterações Climáticas de Évora. A regulação da qualidade da água torna-se particularmente importante devido à presença do aquífero de Évora (Sistema Aquífero dos Gnaisses de Évora), que se estende a sudeste da cidade<sup>68</sup>. Ainda que a baixa permeabilidade dos solos e a inclinação acentuada tornem a capacidade de infiltração reduzida e a vulnerabilidade a poluentes provenientes da cidade baixa (Condeça, 2010), tratando-se de uma zona de cabeceira, com diversas ribeiras e rios importantes a nascer na região (Azevedo, 2014), torna-se fundamental proteger os recursos hídricos das fontes de poluição provenientes da cidade através do restauro da capacidade de filtração da água garantida pelas galerias ripícolas, assegurando a qualidade da água para que não haja contaminação das águas subterrâneas a jusante (Azevedo, 2014).

---

<sup>67</sup> Estratégia Municipal de Adaptação às Alterações Climáticas de Évora, 2016

<sup>68</sup> Parecer da Comissão de Avaliação – Circuito Hidráulico de Évora e Respectivo Bloco de Rega, APA, 2016

Relativamente à regulação microclimática, são as manchas florestais que apresentam maior eficiência na redução da temperatura (Burkhard et al., 2009; Vieira et al., 2018). A regulação da temperatura e da qualidade do ar será garantida pelas comunidades florestais propostas. Mais uma vez, as linhas de água apresentam também, pela sua configuração linear, maior capacidade de regulação microclimática ao longo das áreas construídas da cidade.

Assim, as linhas de água existentes são os elementos estruturantes do Sistema de Paisagem proposto. Este divide-se em 3 tipos de espaços: a) Espaços de nível 1, correspondentes à tipologia definida na metodologia como espaços naturais - Áreas > 1ha ou corredores ao longo das linhas de água - ocupados pela vegetação natural potencial, infra-estruturados apenas com um sistema de circulação, cuja tipologia se relaciona com a capacidade de carga e sensibilidade dos sistemas onde ocorrem; b) Espaços de nível 2 - Áreas de contacto ou sobreposição com zonas urbanas, sujeitas a projecto para integração e ligação com os elementos existentes e para infra-estruturação enquanto espaços abertos de utilização pública. São as zonas de interface entre o tecido edificado e os espaços naturais, identificados na metodologia como espaços de transição; c) Espaços de nível 3 - Corredores de ligação entre os diferentes espaços através de infra-estruturas de mobilidade suave. Coincidem com os espaços da cidade (ruas, praças, etc.). São os espaços identificados na metodologia como espaços construídos.

Os percursos estruturantes do SPU são associados a mobilidade suave e o seu traçado considerou, para além da análise realizada no âmbito deste estudo, as propostas do município para uma rede de modos suaves de circulação, no âmbito do Plano de Mobilidade Urbana Sustentável de Évora<sup>69</sup>. No sentido Norte-Sul, transversais aos anéis de circulação viária e à rede ferroviária, os percursos desenvolvem-se ao longo das linhas de água existentes e utilizam passagens desniveladas existentes ou projectadas, sob e sobre a linha ferroviária e a circular rodoviária para ligação do espaço rural e das zonas periféricas ao centro da cidade. No sentido Este-Oeste a maioria dos percursos desenvolve-se paralelamente às vias de circulação automóvel, utilizando os espaços-canal definidos como Estrutura Ecológica Urbana. O objectivo deste sistema de percursos é permitir a mobilidade transversal, ligando zonas habitacionais de diferentes pontos ao centro da cidade e à zona sul, onde se concentra uma parte significativa do tecido industrial e empresarial de Évora. O P.I.T.É tem vindo a expandir-se enquanto parque tecnológico, com diversos centros empresariais, o que representa um aumento do número de pessoas que se desloca diariamente ao P.I.T.É para trabalhar (Figura 30).

Se fora do centro ainda é possível definir um sistema de percursos perfeitamente hierarquizado que pode ser homogéneo em linguagem e conceito, no espaço urbano consolidado, este sistema adaptar-se-á às pré-existências, utilizando o espaço-rua, jardins e outros espaços

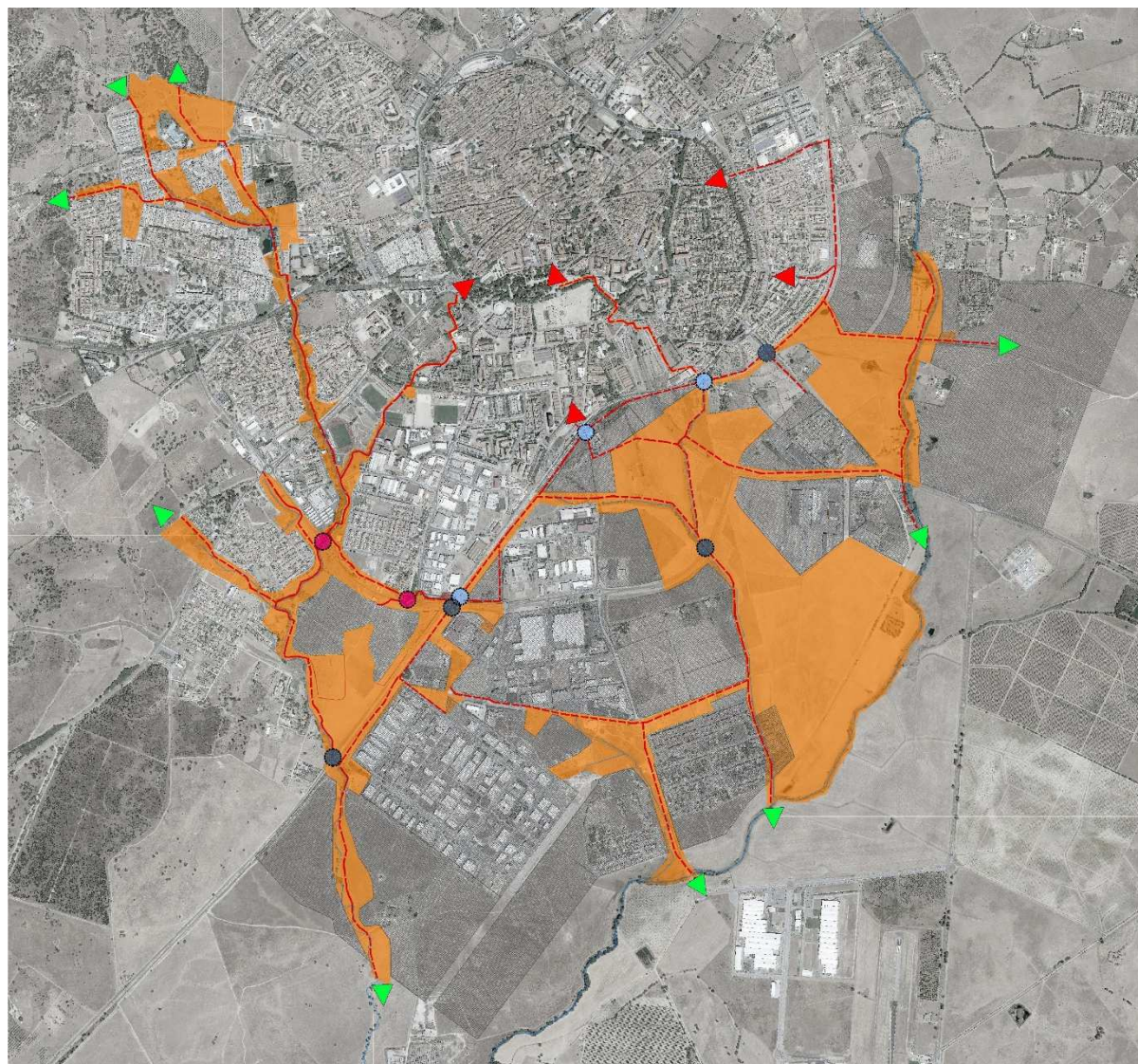
---










<sup>69</sup> Plano de Mobilidade Urbana Sustentável de Évora – Modos Suaves, 2022

existentes. O seu impacto visual será mínimo, mas pretende-se integrar pontualmente, e em localizações estratégicas, elementos visuais e informação disponível que remetam estes percursos para o SPU e os integrem numa continuidade com os espaços que se desenvolvem para fora da cidade.

**Figura 30**

*Área de Intervenção Estratégica – Sistema de Paisagem Urbana para o Sector Sul da Cidade de Évora*



<p> ÁREA DE INTERVENÇÃO</p> <p> ÁREAS EDIFICADAS - INTERFACES COM O SPU</p> <p> LINHAS DE ÁGUA</p>	<p><b>SISTEMA DE CIRCULAÇÃO E ACESSIBILIDADES</b></p> <p> Percursos estruturantes associados a mobilidade suave.</p> <p> Principais ligações ao espaço rural</p> <p> Principais ligações ao centro da cidade</p>	<p> Passagens inferiores nos eixos de circulação rodoviária e ferroviária (existentes a avaliar e a interencionar)</p> <p> Passagens de nível nos eixos de circulação rodoviária (existentes, a reforçar)</p> <p> Passagens aéreas, sobre a linha ferroviária (existentes)</p>
---	---	---

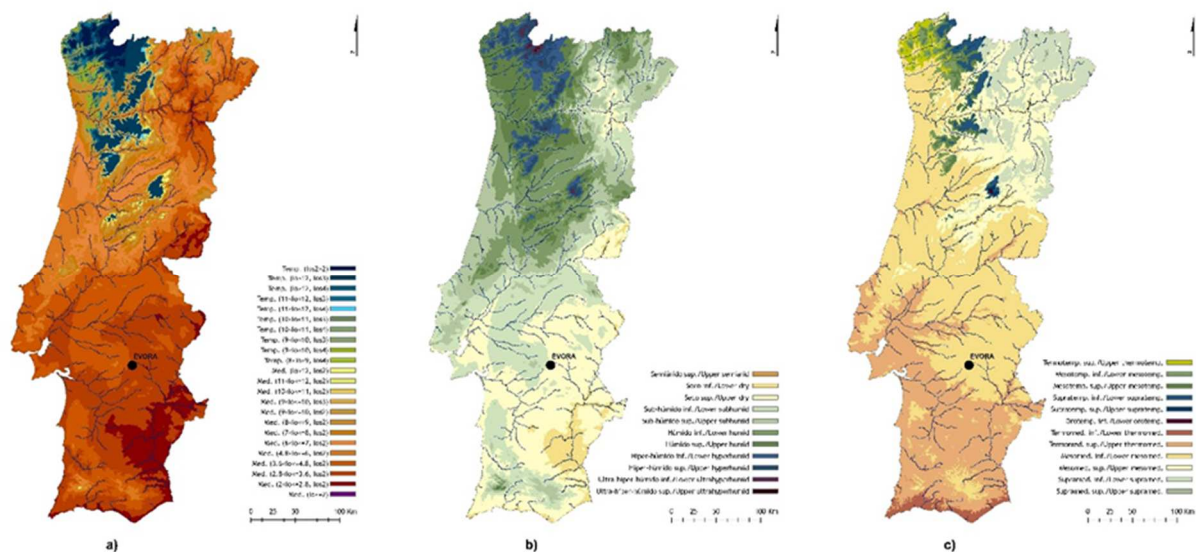
#### **4.3. Habitats Potenciais para os Espaços ao Longo da Ribeira da Torregela– Escala de Mapeamento de Habitats**

O SPU é constituído por 3 níveis de espaços, consoante a sua dimensão e configuração. Os espaços com mais de 1 ha ou corredores ripícolas com mais de 20m de largura serão espaços de natureza, sujeitos a intervenções de restauro ecológico com o objectivo de promover a presença de habitats naturais e semi-naturais com potencial nos espaços intervencionados, privilegiando as comunidades listadas no Anexo I da DH (Espaços Naturais). O segundo nível de espaços corresponde a áreas de interfaces com as zonas edificadas, ou espaços de dimensão reduzida (menores que 1ha), resultando em espaços abertos de utilização pública, permeáveis e ocupados essencialmente por áreas de vegetação, mas com equipamentos associados ao recreio e usos lúdicos dos espaços abertos urbanos e áreas pavimentadas. São os Espaços de Transição entre as áreas construídas e os espaços naturais, onde as comunidades naturais se encontram representadas, mas a escala não permite que se assumam como habitats plenamente funcionais. O terceiro nível são espaços abertos essencialmente impermeáveis, como ruas e praças, onde a vegetação existente é pontual (Espaços Construídos). Incluem-se nesta categoria os espaços de circulação entre o tecido consolidado da cidade ou espaços-canal de ligação entre as diferentes áreas do SPU. As comunidades potenciais, que se encontrem listadas no Anexo I da DH, serão as *unidades de desenho* do espaço, independentemente da tipologia de espaço a intervencionar. Pretende-se que constituam habitats naturais ou semi-naturais íntegros e funcionais nos espaços naturais de maior dimensão (nível 1), sujeitos a projectos e intervenções de restauro ecológico; que actuem como referência para a selecção das comunidades a utilizar nos espaços de transição (nível 2), em manchas representativas dos habitats naturais potenciais, e nos espaços abertos construídos, na forma de árvores de arruamento ou de manchas de enquadramento (nível 3).

Para a identificação da VNP foram consultadas as cartas bioclimáticas e biogeográficas desenvolvidas por Rivas-Martinez et al. (2004, 2008) para toda a Europa. Para maior detalhe das regiões biogeográficas no território de Portugal continental, foi consultada a carta biogeográfica desenvolvida por Costa et al. para a Associação Lusitana de Fitossociologia (ALFA) em 1998. Évora situa-se no sector mariânico-monchiquense, Sub-sector Araceno-Pacense, Distrito Alentejano. A região insere-se no macroclima Mediterrânico pluviestacional oceânico, no andar bioclimático mesomediterrânico inferior com ombroclima seco superior, muito próximo do limite do horizonte sub-húmido inferior, podendo em algumas situações as séries de vegetação serem características desse ombrótipo (Figura 31).

Figura 31

## Mapas Bioclimáticos de Portugal Continental



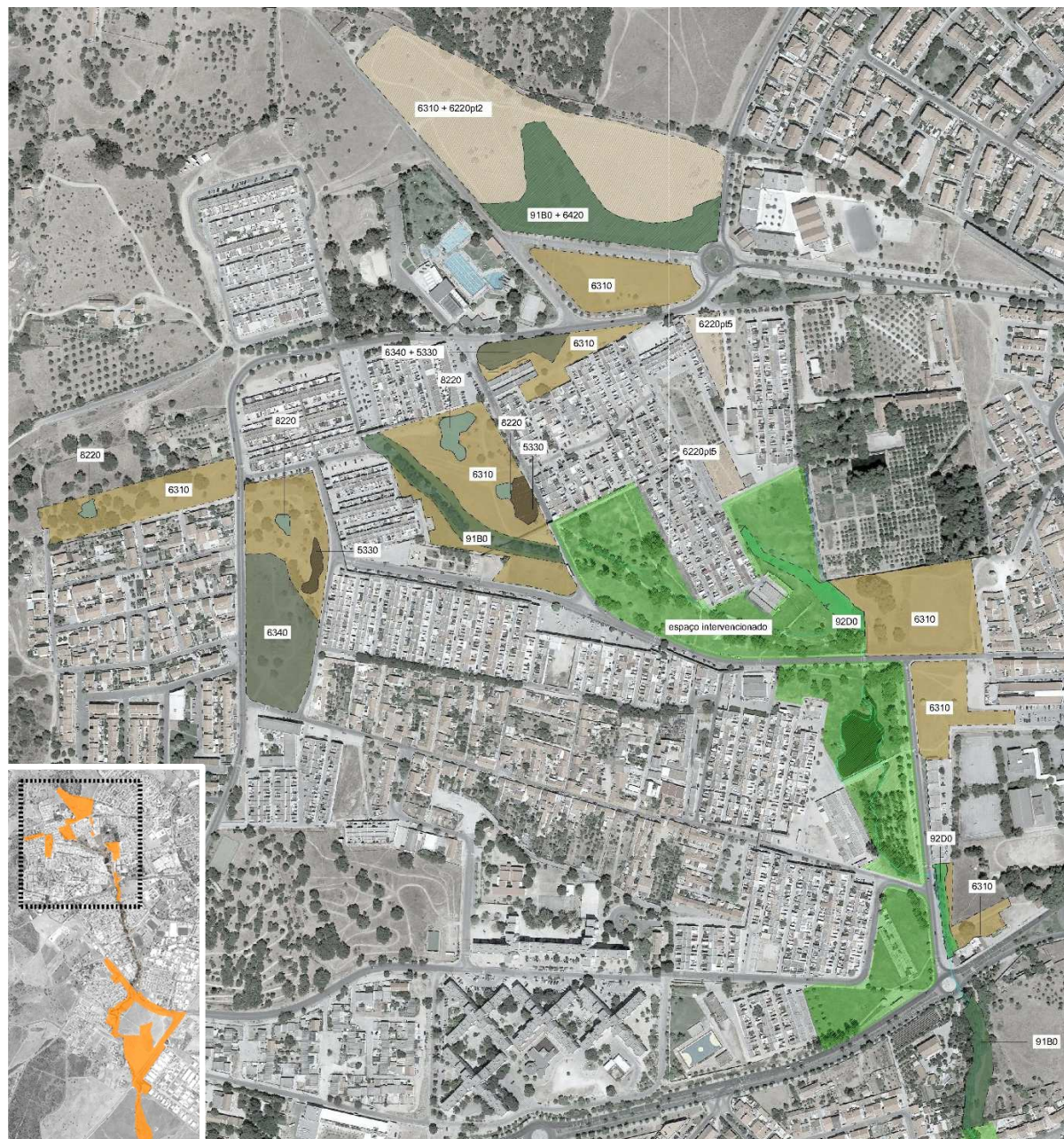
a) Mapa de macrobioclimas tendo em conta o Índice Ombrotérmico anual (Rivaz-Martinez, 2008); b) Mapa de Ombrotipos (Monteiro-Henriques, 2010); c) Mapas de Termótipos (Rivas-Martinez, 2008). Extraído de Monteiro-Henriques et al. (2016)

Na área onde se insere a cidade dominam sobretudo cambissolos, derivados de um substrato silicioso, composto por rochas ígneas e metamórficas de composição monzogranítico-granodiorítica (granitos). Para um zonamento mais aproximado do tipo de solos, foram consultadas as cartas de solos disponibilizadas pelo Sistema Nacional de Informação dos Solos<sup>70</sup>. O enquadramento bioclimático e biogeográfico da cidade, bem como a caracterização do substrato, permitiram identificar os habitats com óptimo sin ecológico na área de intervenção (Figura 32). A análise da vegetação existente no terreno permitiu confirmar o potencial biótico e identificar variações locais que possam contribuir para a presença de micro-habitats, como afloramentos rochosos, charcos, zonas alagadiças, taludes, entre outras. A identificação das séries de vegetação potenciais permitiu aferir as associações, dentro de cada habitat, com óptimo sin ecológico na área de intervenção. Essa informação vai ser fundamental para a selecção das espécies para os planos de plantação, tanto das áreas de restauro ecológico como dos espaços urbanos dos níveis 2 e 3 (aspecto desenvolvido à escala do projecto de execução).

<sup>70</sup> <https://snisolos.dgadr.gov.pt/>

Figura 32a

Definição das áreas de ocupação dos Habitats de Interesse Comunitário (92/43/CEE) – Zona Norte

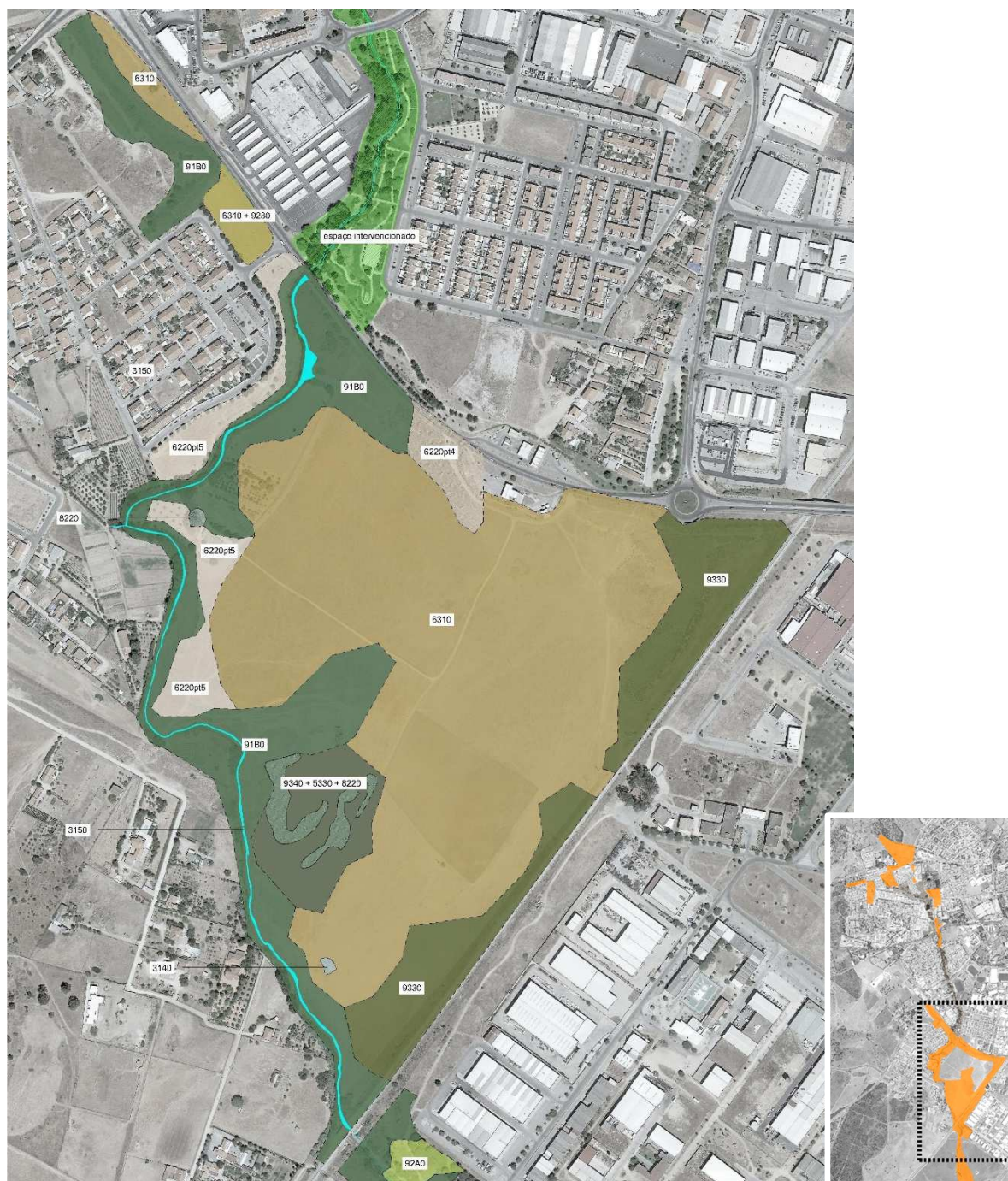


**3140** (Águas oligo-mesotróficas calcárias com vegetação bènica de *Chara* spp.); **3150** (Lagos eutróficos naturais com vegetação da *Magnopotamion* ou da *Hydrocharition*); **5330** (Matos termomediterrânicos pré-desérticos); **6220\*** (Subestepes de gramíneas e anuais da *Thero-Brachypodietea*); **6310** (Montados de *Quercus* spp. de folha perene); **6420** (Pradarias húmidas mediterrânicas de ervas altas da *Molinio-Holoschoenion*); **8220** (Vertentes rochosas siliciosas com vegetação casmofítica); **91B0** (Freixiais termófilos de *Fraxinus angustifolia*); **92A0** (Florestas-galeria de *Salix alba* e *Populus alba*); **92D0** (Galerias e matos ribeirinhos meridionais - *Nerio-Tamaricetea* e *Securinegion tinctoriae*); **9230** (Carvalhais galaico-portugueses de *Quercus robur* e *Quercus pyrenaica*); **9330** (Florestas de *Quercus suber*); **9340** (Florestas de *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*).

\*tipos prioritários de habitat natural (alínea d) do artº1 da Directiva 92/43/CEE)

Figura 32b

Definição das áreas de ocupação dos Habitats de Interesse Comunitário (92/43/CEE) – Zona Sul



**3140** (Águas oligo-mesotróficas calcárias com vegetação bêntica de *Chara* spp.); **3150** (Lagos eutróficos naturais com vegetação da *Magnopotamion* ou da *Hydrocharition*); **5330** (Matos termomediterrânicos pré-desérticos); **6220** (Subestepes de gramíneas e anuais da *Thero-Brachypodietea*); **6310** (Montados de *Quercus* spp. de folha perene); **6420** (Pradarias húmidas mediterrânicas de ervas altas da *Molinio-Holoschoenion*); **8220** (Vertentes rochosas siliciosas com vegetação casmofítica); **91B0** (Freixiais termófilos de *Fraxinus angustifolia*); **92A0** (Florestas-galeria de *Salix alba* e *Populus alba*); **92D0** (Galerias e matos ribeirinhos meridionais - *Nerio-Tamaricetea* e *Securinegion tinctoriae*); **9230** (Carvalhais galaico-portugueses de *Quercus robur* e *Quercus pyrenaica*); **9330** (Florestas de *Quercus suber*); **9340** (Florestas de *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*).

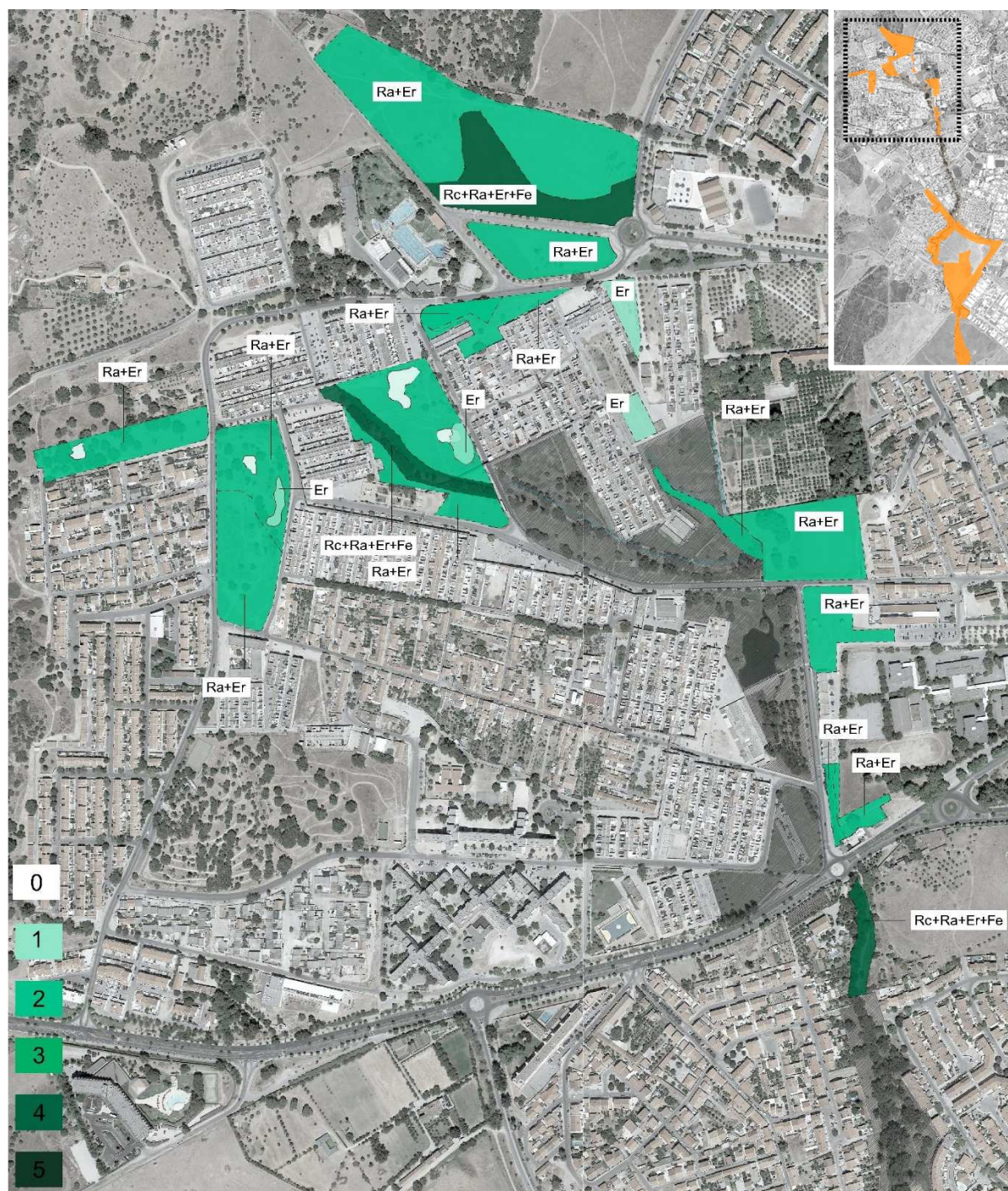
A priorização dos serviços de ecossistema vai determinar a selecção dos habitats potenciais, tendo em conta as diferentes possibilidades de comunidades vegetais identificadas como HIC, dentro da mesma série de vegetação (Figuras 33 e 34). A associação dos habitats aos diferentes serviços de ecossistema teve por base a informação das fichas de caracterização dos habitats do Plano Sectorial da Rede Natura 2000, complementada por outros estudos sobre as funções e serviços de diferentes tipos de vegetação (Burkhard et al., 2009; Demuzere et al., 2014; Ossola & Lin, 2021; Shashua-Bar et al., 2009; Vieira et al., 2018; Yapp et al., 2010).

O sector seleccionado como área de estudo para a escala de mapeamento de habitats corresponde aos espaços envolventes à Ribeira da Torregela, uma linha de água que ocorre sobretudo dentro do perímetro urbano, desde que nasce, atravessando diversos espaços construídos e fazendo a ligação ao espaço rural a sul da cidade, onde converge com o rio Xarrama. Tendo em conta o contexto do seu percurso, é essencial garantir a qualidade da água que colecta, prevenindo contaminações provenientes das áreas urbanas. Neste aspecto, os habitats aquáticos (representados na área de intervenção pelos habitats 3140 e 3150) são particularmente importantes pela capacidade de eliminar resíduos e purificar a água, assim como as comunidades ripícolas (91B0, 92A0 e 92D0) pela capacidade de filtração, retenção do escoamento e mitigação de fenómenos extremos. É também essencial tirar partido do potencial de regulação microclimática deste corredor, através da instalação de comunidades complexas, com os diversos estratos representados, como é o caso dos Freixiais (habitat 91B0) com óptimo sinecológico ao longo de quase toda a ribeira. As comunidades florestais não só apresentam maior eficiência de arrefecimento através da evapotranspiração, como têm também maior capacidade para a captação de CO<sub>2</sub>, para a criação de ventos locais e para a purificação do ar (Vieira et al., 2018). Tendo em conta o contexto deste sector do SPU, a regulação do ciclo da água é um serviço de ecossistema importante que deve ser providenciado pelos espaços permeáveis disponíveis, bem como a capacidade de retenção do solo, sendo estes dois serviços transversais a todo o tipo de comunidades instaladas. Os serviços de regulação (Figura 33) são prioritários no contexto urbano, pelo seu efeito mais imediato, mas os serviços de suporte, são também fundamentais a longo-prazo - as comunidades herbáceas (representadas na área de estudo pelo habitat 6220) são especialmente importantes para a formação de solo, podendo ser uma opção de ocupação para, por exemplo, solos classificados como RAN, caso não estejam associados à função de produção. Têm ainda a vantagem de constituir um revestimento polivalente, que suporta diversas funções relacionadas com o recreio no espaço público aberto. Um serviço transversal a todos os HIC é, naturalmente, a promoção da biodiversidade. Seja por albergarem plantas raras/endémicas ou por constituem habitats para espécies animais, o refúgio de biodiversidade é um dos serviços atribuídos a quase todos os habitats do Anexo I e a base para todos os outros serviços de ecossistema.



Figura 33a

Manchas de Habitats Conforme o nº de Serviços de Regulação Obtidos (de 0 a 5) - Zona Norte



**Rc** (Regulação climática); **Ra** (Regulação do ciclo da água); **Er** (Retenção do solo / controlo da erosão); **Pa** (Purificação da água/eliminação e reciclagem de resíduos); **Fe** (Mitigação de fenómenos extremos).

O contributo para a biodiversidade não é considerado nesta análise como serviço de ecossistema, sendo transversal a todos os habitats. Potenciais.

Figura 33b

Manchas de Habitats Conforme o nº de Serviços de Regulação Obtidos (de 0 a 5) - Zona Sul



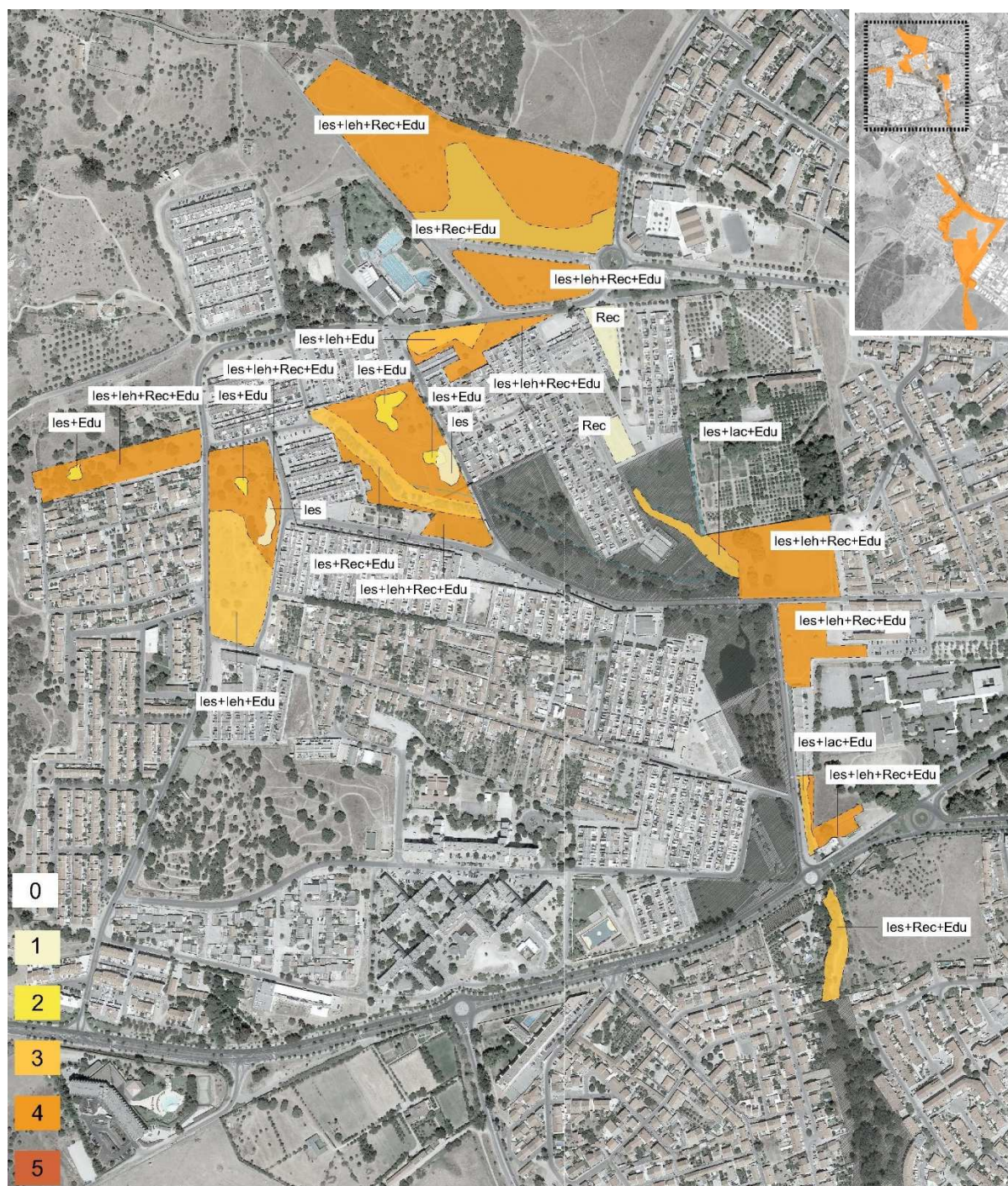
**Rc** (Regulação climática); **Ra** (Regulação do ciclo da água); **Er** (Retenção do solo / controlo da erosão); **Pa** (Purificação da água/eliminação e reciclagem de resíduos); **Fe** (Mitigação de fenómenos extremos).

O contributo para a biodiversidade não é considerado nesta análise como serviço de ecossistema, sendo transversal a todos os habitats potenciais.

Contudo, embora a promoção da biodiversidade seja um dos principais objectivos na base desta metodologia e por isso sejam valorizados os habitats listados no Anexo I da DH, tratando-se de espaços urbanos de utilização pública, terão de acomodar outros usos, pois a biodiversidade por si só nunca será um argumento de sucesso na construção dos EAU. Os serviços de ecossistema culturais têm assim um papel preponderante na selecção das comunidades vegetais, pois associam-se directamente à relação que as pessoas estabelecem com os espaços e à forma como os utilizam (Figura 34). Na região do Alentejo, em particular na zona de Évora, são os Montados que melhor caracterizam a paisagem. Uma vez que constituem um habitat semi-natural identificado na DH e suportam uma utilização intensiva, ocuparão uma área expressiva correspondendo a espaços de recreio, lazer, fruição estética e cultural, acrescentando-se a experiência sensorial associada às herbáceas aromáticas como o Poejo ou a Camomila que podem existir neste tipo de habitat. As florestas ripícolas são zonas de sombra e frescura e representam um contraponto às áreas abertas envolventes, numa diversidade de ambiências que torna a vivência destes espaços mais rica. As comunidades herbáceas constituem espaços abertos, de sol e de recreio. Tal como acontece na paisagem, estes espaços, mais utilizáveis, serão conjugados com outro tipo de habitats, igualmente importantes para a biodiversidade e para o fornecimento de serviços de ecossistema de regulação e suporte, que terão em termos de utilização pública, um papel essencialmente educativo, estético e cénico, como é o caso dos habitats aquáticos (3140 e 3150) e dos habitats rupícolas (8220). Os bosques de *Quercus* (9330 e 9340), que partilham o potencial com os Montados aparecem em Orlas, constituindo massas de vegetação de ambiente sombrio, utilizados numa perspectiva de fruição e interpretação da natureza. Estas manchas são atravessadas pelo sistema de percursos permitindo, mais uma vez, a experiência e vivência da ambiência associada a este habitat, muito diferente daquela proporcionada pelo montado, e o contacto e a familiarização com estes bosques tão característicos da região e ao mesmo tempo tão raros. O habitat 9230 (Carvalhais galaico-portugueses de *Quercus robur* e *Quercus pyrenaica*) é proposto para uma parcela da área de intervenção pois, não sendo climatófilo, encontra-se junto a uma linha de água, gozando da humidade do solo. Trata-se de um habitat importante pelos serviços de ecossistema que fornece e traz diversidade paisagística à área de intervenção, dando também um contributo ao nível da educação ambiental.

Figura 34a

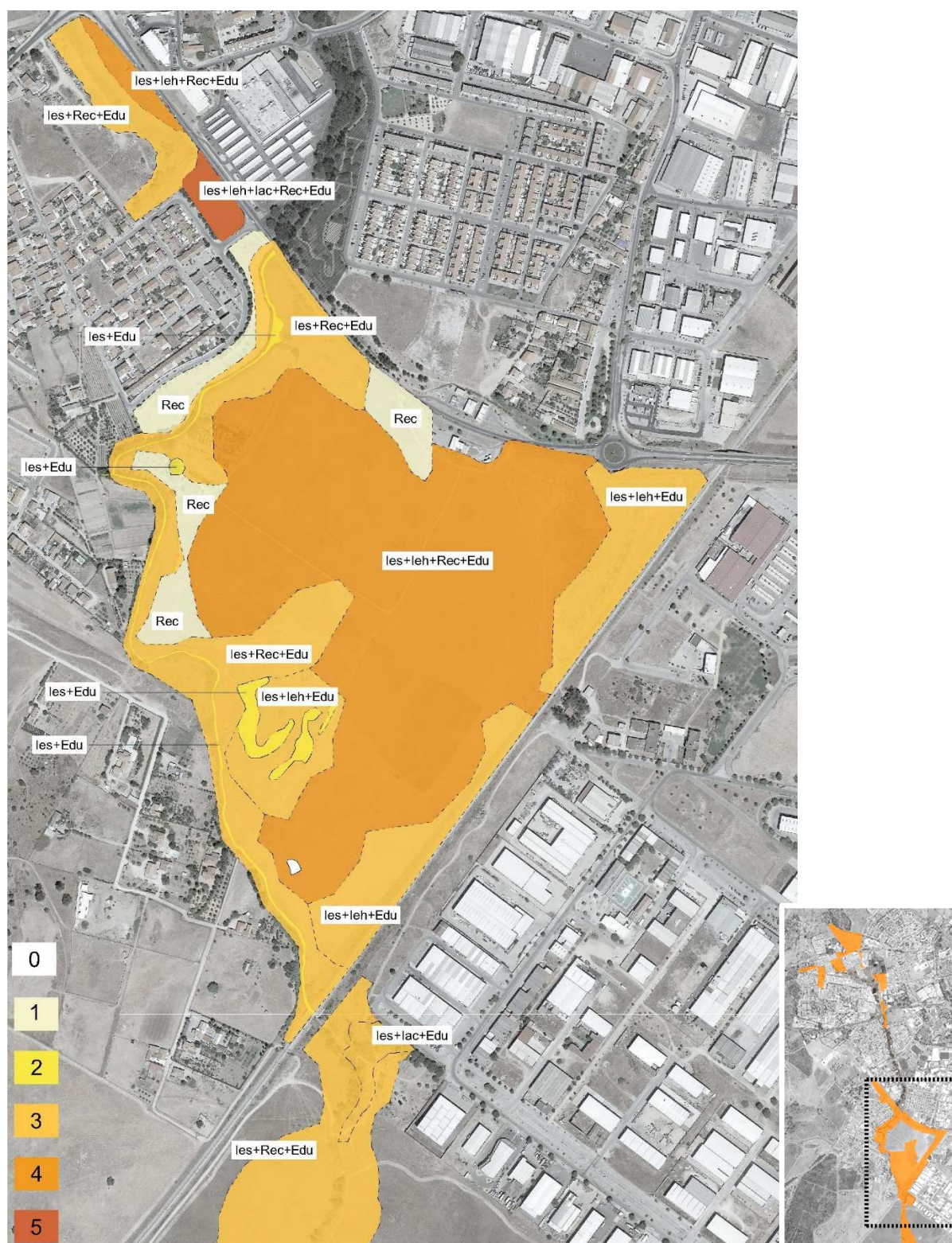
Manchas de Habitats Conforme o nº de Serviços Culturais Obtidos (de 0 a 5) – Zona Norte



**les** (Informação estética); **leh** (Informação espiritual e histórica); **lac** (Informação artística e cultural); **Rec** (Recreio); **Edu** (Educação e ciência).

Figura 34b

Manchas de Habitats Conforme o nº de Serviços Culturais Obtidos (de 0 a 5) – Zona Norte



**les** (Informação estética); **leh** (Informação espiritual e histórica); **lac** (Informação artística e cultural); **Rec** (Recreio); **Edu** (Educação e ciência).

Os espaços abertos formais existentes são integrados nesta estrutura. Desta forma, espaços de natureza funcionam como espaços complementares, mais susceptíveis de criar nas pessoas uma vontade de apropriação de formas culturalmente mais diversas e inclusivas, que por vezes não têm lugar nos espaços planeados (Thompson, 2002). Podem não ser tão confortáveis para a utilização humana, mas actuam como contraponto ao desenho formal dos espaços existentes e proporcionam oportunidades para usos não compatíveis com o conceito de parque, tal como os espaços de natureza fora da cidade.

#### **4.4. Integração da Área Residencial da Turgela no Sistema de Paisagem Urbano– Escala do Projecto**

O espaço de projecto seleccionado como estudo de caso para a escala de intervenção mais aproximada localiza-se numa zona de expansão urbana, com um projecto aprovado para uma área residencial a instalar nos terrenos entre a Ribeira da Torregela e a Circular do P.I.T.É, designada no PDME como *Área Residencial da Turgela* (Figura 35). O projecto é desenvolvido na fase de Estudo Prévio, com a definição das manchas de vegetação que desenham o espaço e o sistema de percursos e áreas pavimentadas.

**Figura 35**

*Espaço de Projecto – Integração da Área Residencial da Turgela*



Espaço de Projecto



Plano de Pormenor da *Área Residencial da Turgela* (UOPG4 – PDME)

A fase de projecto de execução envolve o planeamento das intervenções de restauro ecológico associadas aos espaços naturais (nível 1), bem como das soluções técnicas associadas aos espaços urbanos (níveis 2 e 3), com a definição de materiais e sistemas construtivos e os planos de plantação

O Bairro ocupa uma área com cerca de 36 ha, com um declive suave, inferior a 5%, e é delimitado a Oeste-Sudoeste pela ribeira da Torregela. Os solos são dominados sobretudo por solos argiluiados, pouco insaturados, pardos, não-calcários, pontualmente litossolos, solos incipientes e hidromórficos e aluviossolos modernos associados à linha de água.

Tendo em conta os habitats naturais e semi-naturais que constituem as unidades de desenho da área de intervenção, a vegetação será o elemento diferenciador nos diversos espaços (Figura 36).

**Figura 36**

*Influência das Unidades de Desenho (Habitats Potenciais) sobre o Plano Geral para o Espaço*



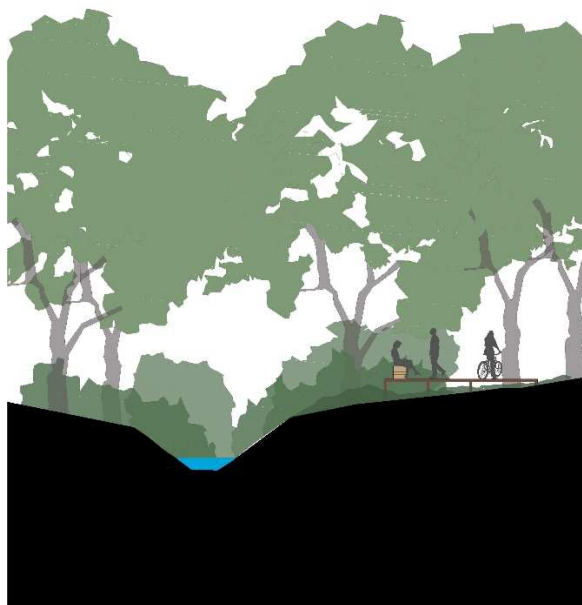
1. Áreas pavimentadas de recepção e distribuição de circulações;
2. Sistema de percursos principal (circulação longitudinal do espaço – ao longo da ribeira da Torregela);
3. Sistema de percursos secundários que garante a circulação transversal no espaço

A área central, onde se encontra concentrado o espaço construído, será dominada por Montado (habitat 6310). Os habitats 9330 e 9340 (Florestas de Sobreiro e de Azinheira, respectivamente) constituem orlas que separam o espaço residencial da linha de caminho de ferro e da zona industrial, a nascente. O sobreiral tem um óptimo sin ecológico a partir do ombrótipo sub-húmido. Embora Évora se situe no seco superior, encontra-se muito perto do sub-húmido inferior, pelo que as florestas de sobreiro aparecem na região, sobretudo se associadas a algum hidromorfismo, como é o caso dos espaços associados à várzea da ribeira (comunidade edafohigrófila). Évora é um território situado no ombrótipo seco superior a sub-húmido inferior e, sobre granitos, a subassociação de sobreiral que domina é a *Asparago aphylli-Quercetum suberis Ulicetosum welwitschianii* (Capelo & Vila-Viçosa, 2021), dominada pelo Sobreiro (*Quercus suber*), acompanhado por plantas lianóides, como a *Lonicera implexa* (Madressilva), a *Smilax áspera* ou a *Rubia peregrina*, e arbustos como o *Asparagus aphyllus* (Espargo-bravo) ou o *Ulex australis* ssp. *welwitschianus* (Tojo). Em algumas situações, como por exemplo na orla das manchas de sobreiral, o bosque (comunidade climática) pode dar lugar a um medronhal (habitat 5330), composto por Medronheiros (*Arbutos unedo*), Aroeiras (*Pistacia lentiscus*) ou Adernos (*Phillyrea angustifolia*), entre outras espécies, que formam manchas de grande valor ornamental. Pertencentes a etapas seriais de substituição mais avançadas, surgem sub-arbustos, como a Urze (*Erica umbellata*), o Sargaço-mouro (*Cistus monspeliensis*) ou o Sargaço-branco (*Halimium umbellatum*), com grande valor ornamental e plasticidade, que podem ser utilizados para plantações formais em mancha, nos espaços construídos (nível 3). No mesmo território a série edafoxerófila corresponde a um Azinhal de *Myrto communis-Quercus rotundifolia*. Dominado pela Azinheira (*Quercus rotundifolia*), com a presença do Zambujeiro (*Olea europaea* var. *sylvestris*, entre outras espécies, e onde as etapas arbustivas são caracterizadas pela presença de espécies como a Aroeira e o Carrasco (*Quercus coccifera*). Para o mesmo potencial de sobreiral e azinhal, os montados, de sobro e azinho, respectivamente, ocupam grandes áreas dos espaços abertos, pois constituem uma comunidade versátil, que admite actividades de recreio e lazer, com uma importante contribuição estética e cultural ao serem facilmente associados pelos cidadãos à paisagem da região. As comunidades herbáceas, representadas pelo habitat 6220, nos sub-tipos pt4 e pt5 definem as clareiras do espaço. Os arrelvados de *Brachypodium phoenicoides* (habitat 6220pt4) admitem uma utilização intensiva, para recreio, prática de desporto e outras actividades lúdicas, substituindo os relvados tradicionais no desempenho das funções a que estão associados. As clareiras ocupadas por comunidades herbáceas contrastam com a mancha de Freixial (91B0) que percorre todo o espaço a Oeste-Sudoeste, ao longo da linha de água. Em oposição às clareiras, este é um espaço florestal, verde, sombrio e fresco. A sua utilização será essencialmente numa perspectiva de fruição, com percursos e áreas de estadia ao longo da ribeira (Figura 37).



**Figura 37**

*Corte-Tipo de Percurso / Área de Estadia ao Longo da Ribeira*



O desafio deste caso particular, onde o tardo de uma área residencial se encontra tão próximo de uma linha de água importante e estruturante dos espaços abertos da cidade, será integrar o bairro projectado, garantindo simultaneamente um espaço contínuo, funcionalmente ligado aos outros espaços urbanos dentro do sistema de paisagem, através do sistema de acessos e percursos de todo o SPU, que o atravessa (Figura 38). Os espaços abertos que envolvem a zona residencial são públicos e pertencem a toda a cidade, pelo que as ligações e a mobilidade através destes espaços são muito importantes. As áreas pavimentadas adjacentes aos limites exteriores do bairro são alargadas e tornam-se praças e áreas de recepção que fazem a transição entre a zona residencial urbana e o espaço natural, transformando toda esta interface numa “frente” urbana em vez do tardo do conjunto habitacional (Figura 39). Estas áreas, sendo independentes do bairro, suportam também o sistema de circulação e distribuição pedonal do espaço público. O novo projecto para a área residencial preconiza uma passagem automóvel sob a linha ferroviária o que constitui uma oportunidade para atenuar esta barreira também em termos de circulação pedonal e aumentar os pontos de acesso ao espaço. As soluções de circulação pedonal no interior da Área Residencial da Turgela constituem oportunidades para percursos alternativos ao definido no SPU, mas acessíveis a partir deste, o que traz pessoas para o bairro, para além dos moradores, dinamizando as zonas de comércio e serviços previstas.

Figura 38

## Sistema de Circulações e Acessos (Mobilidade Suave)



- Percursos associados Sistema de Circulação e Acessibilidades definido no SPU
- Eixos Principais de Circulação Pedonal Associados à Área Residencial da Turgela
- Percursos Secundários - Atravessamentos da Ribeira da Torregela para ligação às zonas urbanas na margem direita.
- Passagens inferiores aos eixos de circulação rodoviária e ferroviária (projectadas, existentes e a intervir)
- Passagens de nível nos eixos de circulação rodoviária (existentes, a reforçar)

**Figura 39***Pormenor do Sistema de Circulação do Espaço*

1. Áreas pavimentadas de recepção e distribuição de circulações - por um lado permitem um percurso mais urbano ao longo do espaço, por outro são suporte para as infra-estruturas características dos parques urbanos (quiosques, esplanadas, equipamentos infantis, etc). Em algumas zonas as árvores invadem o pavimento e dão sombra às zonas de estadia.
2. Sistema de percursos principal que garante a circulação longitudinal do espaço, constituindo uma alternativa à circulação mais urbana associada às áreas pavimentadas.
3. Sistema de percursos secundários que garante a circulação transversal no espaço, constituindo atravessamentos da ribeira que fazem a ligação às zonas habitacionais e outros pontos de interesse na margem direita da ribeira. São também os percursos que permitem circular no interior do espaço e usufruir dos diferentes sistemas naturais existentes.

As diferentes comunidades vegetais presentes representam diferentes possibilidades de usos e vivências e são todas percorriáveis através de uma rede de percursos pedonais que as atravessa. Estes podem ser mais formais ou informais, num gradiente que vai de soluções pavimentadas ou sobrelevadas, em que os percursos são perfeitamente definidos e balizados, a sugestões de direcção, em que os percursos pouco se distinguem da envolvente. Mais uma vez, a solução escolhida prende-se com a capacidade dos habitats de suportarem a utilização de toda a sua área de ocupação ou exigirem soluções delimitadas que evitem o pisoteio indiscriminado. Este sistema de percursos de

fruição e utilização do espaço tem traçados diferentes do Sistema de Circulações e Acessos representado na Figura 38, pois tem objectivos distintos.

As mesmas espécies que fazem parte das comunidades vegetais presentes ocupam os espaços construídos, como árvores de arruamento ou manchas de vegetação de enquadramento. Pretende-se que os espaços ao longo da ribeira sejam polarizadores de usos e pessoas e que o bairro se volte para a ribeira.

A dimensão dos espaços disponíveis para a instalação de espaços de natureza (ou seja, com a presença de habitats naturais ou semi-naturais) é um desafio à proposta de ocupação do espaço. No contexto dos espaços adjacentes à ribeira da Torregela foram definidas áreas mínimas de 1 ha para a presença de habitats naturais, sob pena de se excluir uma área significativa do espaço de intervenção, mas esta dimensão pode não ser suficiente. Se para os habitats associados à linha de água (galeria ripícola e habitats aquáticos) não existe esse constrangimento, pela perspectiva de continuidade oferecida pelo corredor, para os restantes habitats a dimensão das manchas pode não ser suficiente para garantir a integridade do habitat, com a agravante das perturbações associadas à envolvente urbana. Existe também uma compartimentação dos espaços, associada à rede viária existente, que deve ser atenuada em situações em que a continuidade entre as manchas é fundamental para a mobilidade de espécies (por exemplo, espécies de anfíbios e outros animais). Em alguns casos existe essa possibilidade, através de passagens inferiores às vias, noutros, essa continuidade torna-se difícil de implementar sem recorrer a soluções demasiado onerosas.

Outro desafio significativo relaciona-se com a gestão e manutenção dos espaços. Alguns habitats, nomeadamente os Montados (6310) e as pastagens naturais (6220), se não forem geridos de forma apropriada, evoluem para outros tipos de comunidades correspondentes às etapas seriais seguintes. A manutenção de algumas destas comunidades herbáceas implica o pastoreio extensivo, sem o qual algumas das espécies que as compõem desaparecem. No caso de Évora, em que existe uma vivência rural muito próxima da cidade, existe essa opção, embora a sua articulação com as funções urbanas dos espaços seja, por si só, desafiante. Contudo, noutras situações urbanas não existe essa possibilidade. Sendo as comunidades herbáceas fundamentais no desenho de espaço público, de acordo com esta metodologia, deverão ser aferidas as formas de gestão mais apropriadas para manter estas comunidades, nomeadamente explorar, através da experiência, a possibilidade de o pisoteio, relacionado com a utilização intensiva dos espaços, substituir o pastoreio na manutenção do habitat ao não permitir o desenvolvimento de vegetação correspondente às etapas seguintes.

O mais importante na aplicação desta metodologia a um caso de estudo é perceber se é possível definir o desenho do espaço – ao nível da vegetação – através da delimitação das unidades de desenho (ou seja, dos habitats potenciais, seleccionados conforme os objectivos de projecto e os

serviços necessários) e utilizar os critérios definidos para a classificação dos espaços. Embora este seja apenas um ensaio ao nível de estudo prévio, a partir daqui é possível evoluir para o projecto de execução, onde, dependendo dos objectivos de projecto, a configuração do próprio projecto muda. Nos espaços de nível 1, onde irão existir intervenções de restauro ecológico, serão os métodos desenvolvidos neste ramo da ecologia que prevalecem, sendo todas acções relacionadas com trabalhos preparatórios, modelação do terreno e plantações projectadas no sentido de recuperar/installar os habitats naturais ou semi-naturais preconizados. Não é possível assegurar que estas intervenções serão bem-sucedidas no sentido da recuperação da integridade e das funções ecológicas dos ecossistemas, mas ao nível do projecto tudo será pensado e pormenorizado nesse sentido. Aqui será estudado e traduzido para o projecto o conhecimento desenvolvido pela investigação científica, tanto na área do restauro ecológico, como nas da fitossociologia, da ecologia da vegetação e da própria arquitectura paisagista.

Para além das fases de planeamento e de projecto relacionadas com o restauro ecológico, também nestes espaços de nível 1 se prevê a implantação de equipamentos que permitam a sua utilização e fruição. Consoante a capacidade de carga dos habitats e os objectivos de projecto, em projecto de execução deverão ser desenvolvidas as soluções técnicas para a construção de percursos e áreas de estadia, que variarão entre soluções de menor impacte sobre o solo, a soluções mais construídas nas zonas de contacto com os espaços de nível 2 e 3. Para estes dois níveis, apesar do projecto de execução seguir o percurso normal, existem também algumas particularidades associadas à aplicação desta metodologia. Sendo a definição da vegetação em plano de plantação balizada pelos habitats potenciais, é necessário estabelecer em projecto as directrizes para a aquisição e utilização do material vegetal. Sendo estas áreas os espaços de transição que protegem os habitats restaurados, a origem do material vegetal é de extrema importância, devendo ser a mesma da vegetação utilizada nas intervenções de restauro ecológico. Mesmo na ausência de espaços de nível 1, é importante garantir a utilização rigorosa das espécies previstas, bem como locais de origem das plantas próximos da área de intervenção (na mesma região). Só assim, estes espaços podem contribuir para a preservação das espécies nativas. Para tal é necessário trabalhar em conjunto com os viveiros da região para a recolha e propagação do material vegetal, uma vez que grande parte destas espécies não se encontra disponível no mercado.

Este projecto, que ensaia a requalificação de habitats naturais e semi-naturais de interesse comunitário, tal como definido no Anexo I da DH, responde aos objectivos da EEB2030, constituindo uma iniciativa de GI de escala local que pode ser integrada em outras mais abrangentes. Pode ser assim considerado uma acção inovadora, na óptica da Iniciativa Urbana Europeia, enquadrando-se em

diversos projectos relacionados com a Agenda Urbana para a União Europeia<sup>71</sup>. Os projectos de EAU desenvolvidos de acordo com a metodologia proposta, sendo simultaneamente projectos de AP para espaços concretos e projectos de investigação, têm o potencial de ser financiados, entre outros, no âmbito da atribuição de fundos relativos ao tópico 1 (*Greening Cities*) das Acções Inovadoras da Iniciativa Urbana Europeia, a projectos de investigação que desenvolvam e experimentem soluções inovadoras para a implementação de infra-estruturas verdes urbanas, integradas na GI, que respondam de forma eficiente aos desafios relacionados com a perda de biodiversidade, a poluição e a necessidade de adaptação climática que as cidades europeias enfrentam<sup>72</sup>.

---

<sup>71</sup> <https://www.urbanagenda.urban-initiative.eu/>

<sup>72</sup> <https://www.urban-initiative.eu/calls-proposals/second-call-proposals-innovative-actions>

## CONCLUSÃO

O principal objectivo da metodologia apresentada é a criação de uma rede de espaços abertos urbanos (EAU) com máxima eficiência ecológica, pensados para produzir serviços de ecossistema concretos e fundamentais para a população humana, trazendo para a cidade o esforço de conservação da biodiversidade, comum entre os estados-membros da União Europeia e transversal a todos os sectores da sociedade. Um sistema de paisagem urbana (SPU), multifuncional, que, tendo como objectivo prioritário a promoção da biodiversidade no espaço urbano, assegura também a articulação com os outros objectivos do projecto de arquitectura paisagista, liga os espaços abertos da cidade existentes e garante a sua ligação ao campo, sendo fonte de inúmeros benefícios para as comunidades humanas.

A metodologia é, em quase tudo, um processo clássico de projecto de arquitectura paisagista. A contribuição desta proposta está na utilização do Anexo I da Directiva 92/43/CEE como referência para as comunidades vegetais a instalar nos espaços criados, tendo em conta a série de vegetação potencial, o que influencia significativamente o carácter desses espaços. Como por exemplo, uma área ocupada por montado tem um carácter completamente diferente de uma área ocupada por um relvado com árvores dispersas. O mesmo acontece com as comunidades herbáceas semi-naturais, os bosques de *Quercus spp.* ou os matos pré-desérticos, relativamente a formas de ocupação vegetal que cumprem apenas funções ornamentais ou de recreio intensivo. Não se trata apenas de uma questão de “naturalidade”. As espécies utilizadas nas formas mais tradicionais de projecto situam-se muitas vezes dentro da Vegetação Natural Potencial (VNP) podendo até corresponder em muitos casos às utilizadas através desta metodologia. No entanto, são as associações de espécies no seu conjunto, as comunidades associadas aos habitats, que reproduzem um cenário, um mosaico paisagístico que remete significativamente para a paisagem da região, criando espaços de grande identidade e de elevada biodiversidade. Este aspecto é aumentado se as comunidades forem Habitats de Interesse Comunitário (HIC), conforme o Anexo I da DH, e isso constitui a originalidade desta metodologia.

A biodiversidade está na base do funcionamento dos ecossistemas e de uma forma geral, quanto mais elevados os níveis de biodiversidade, mais eficientes e resilientes são os ecossistemas. A revisão da bibliografia revela, não só o potencial que a vegetação nativa tem no fornecimento de serviços de ecossistema em meio urbano, mas que a gestão dos EAU para a conservação da biodiversidade é compatível com uma gestão direccionada para o fornecimento de serviços de ecossistema e que existem diversas sinergias entre as duas. Embora alguns serviços possam entrar em conflito com a conservação, nomeadamente os serviços de provisão, nos espaços urbanos são os

serviços de regulação e culturais que têm expressão e esses relacionam-se de forma positiva com a biodiversidade. Não há nenhum tipo de intervenção com impacto positivo na condição dos habitats e da biodiversidade que signifique um decréscimo nos serviços de ecossistema. Nesta perspectiva, trazer a conservação da biodiversidade para dentro da cidade é uma forma de promover também os serviços providenciados pelos espaços abertos.

A utilização da VNP nos EAU tem como vantagem fundamental a utilização de espécies no seu ótimo ecológico, adaptadas às condições ambientais e físicas locais, o que se traduz numa maior eficiência ecológica. Mas também a possibilidade de elevar consideravelmente os níveis de biodiversidade através da presença de espécies que são, não só nativas, mas muitas vezes raras ou endémicas. Com a crescente pressão sobre os ecossistemas naturais e semi-naturais para alterações do uso do solo e considerando que grande parte das perdas de biodiversidade e das invasões biológicas se relacionam com actividades humanas e com as áreas urbanas, os EAU têm definitivamente que ser considerados no reforço das iniciativas de conservação da biodiversidade. Também porque são, para muitos habitantes das cidades, o único contacto que têm com a natureza no dia-a-dia.

“Utilizar” os EAU como palco para travar a perda de biodiversidade revela-se um desafio. As áreas urbanas representam uma menor disponibilidade de áreas naturais (ou renaturalizáveis) e a extensão de tecido edificado constitui um obstáculo à implementação de corredores de conectividade ecológica. Além disso, as cidades são o factor que mais contribui para a homogeneização biótica. Independentemente da zona geográfica onde se localizam, as cidades têm em comum um conjunto de espécies bem-adaptadas aos ambientes urbanos, o que resulta em comunidades de vegetação urbana muito semelhantes, encontradas em quase qualquer ponto do globo. A homogeneização biótica reflecte-se assim numa homogeneização da paisagem.

Os ecossistemas urbanos encontram-se geralmente muito alterados e ecologicamente degradados, por perturbações derivadas da compactação dos solos e da impermeabilização, ou relacionadas com a presença de espécies invasoras, o que diminui a sua capacidade de contribuir para a biodiversidade e reduz consideravelmente o fornecimento de serviços de ecossistema importantes.

Embora seja largamente reconhecido que as comunidades vegetais urbanas, compostas maioritariamente por espécies exóticas, providenciam diversos serviços de ecossistema importantes para a qualidade de vida e do ambiente nas cidades – apresentando, muitas vezes, maior capacidade de subsistir em situações de stress e reduzida disponibilidade de recursos e maior probabilidade de adaptação às alterações climáticas, mantendo a integridade e o funcionamento dos ecossistemas - estas representam problemas ecológicos “latentes”, tanto para os espaços urbanos onde se inserem, como para os ecossistemas envolventes. A substituição sistemática de espécies nativas por espécies



exóticas com características ecológicas semelhantes leva a um agravamento da homogeneização biológica em curso e da perda de biodiversidade. Apesar das diferentes posições relativamente a este tema, é maioritária a posição de que a biodiversidade é o principal elemento na base dos processos e funções dos ecossistemas que permitem o fornecimento de diversos serviços. Mesmo quando se defende que a integridade de um ecossistema depende da diversidade funcional e não da biodiversidade, esta continua a ter um papel fundamental pois é garante da diversidade funcional. Os projectos para os EAU devem assim investir na utilização de espécies nativas, bebendo dos métodos utilizados em projectos de restauro ecológico e da mais recente investigação em estratégias que assistem a adaptação das comunidades nativas às alterações climáticas, projectando ecossistemas ecologicamente eficientes, resilientes e com capacidade de adaptação às alterações climáticas, combatendo a perda de biodiversidade, evitando o risco ecológico associado à introdução de espécies exóticas e criando áreas de conectividade ecológica. Estes são princípios que convergem com os objectivos de conservação da biodiversidade e restauro dos ecossistemas, presentes em iniciativas políticas mundiais, como é o caso da Estratégia de Biodiversidade para 2030 da União Europeia.

A metodologia de projecto desenvolvida no âmbito deste trabalho assenta na convicção de que os benefícios da utilização de vegetação nativa, e especificamente da VNP, não são exclusivos para a biodiversidade. Um dos critérios para a classificação de comunidades naturais como HIC é quando “constituem exemplos significativos de características próprias de uma ou mais das cinco regiões biogeográficas seguintes: alpina, atlântica, continental, macaronésica e mediterrânica” (92/43/CEE), ou seja, muitos HIC são comunidades vegetais tradicionais de uma região (florestas características de uma região, galerias ripícolas, sistemas semi-naturais, etc.), sendo facilmente associadas pelas pessoas à paisagem e à beleza da natureza. Muitas das suas espécies têm uma relação histórica com as comunidades humanas (através, por exemplo, de usos tradicionais ou atribuições místicas), conferindo-lhes grande valor simbólico e cultural. Reproduzir estas comunidades de vegetação nos espaços urbanos pode ter um papel decisivo no estreitamento da relação entre homem e natureza e os espaços resultantes podem conter tudo o que as pessoas e a cidade necessitam da natureza, incluindo a compreensão da paisagem, com toda a sua multifuncionalidade.

A utilização da vegetação autóctone como forma de responder aos problemas ecológicos da cidade não é um tema novo, como não são novos os conceitos de infra-estrutura verde e estrutura ecológica urbana ou sistema de paisagem, nem os princípios que os regem. A abordagem ao projecto dos EAU proposta por esta metodologia é inovadora pela utilização dos HIC como referência para o desenho dos espaços. Os HIC, considerados como comunidades de vegetação particularmente importantes para a conservação da biodiversidade, são a “frente de combate” nas estratégias de

biodiversidade no contexto europeu, pelo que serão também a forma mais eficaz de ocupação dos EAU, se os objectivos passarem pela contribuição para travar a perda de biodiversidade.

Dentro da série de vegetação potencial, influenciada por clima, água, substrato e fisiografia, existem várias etapas seriais que correspondem a diferentes comunidades (a climácita, normalmente um bosque, as outras, comunidades arbustivas, sub-arbustivas, herbáceas, etc.). Identificada a configuração espacial do SPU, à medida que as condições ecológicas se alteram, mudam também as manchas de vegetação correspondentes aos habitats com óptimo sinecológico nos diferentes conjuntos de condições, formando um mosaico variado de tipologias de vegetação que nos remete para a paisagem da região. À escala da cidade são as condições de solo que mais fazem variar as comunidades representadas, uma vez que o enquadramento bioclimático e biogeográfico é constante, mesmo que se trate de um limite bioregional. Por exemplo, no sistema mediterrâneo, solos em fases delgadas são ocupados na maioria das vezes por habitats de vegetação esclerófila, enquanto as fases húmidas correspondem a bosques higrófilos e galerias ripícolas. A fisiografia e o substrato são assim determinantes na variabilidade da vegetação ao longo dos espaços. O zonamento das comunidades potenciais conforme as condições físicas, com os limites entre as diferentes manchas a corresponder aos limites das áreas de condições físicas homogéneas, dá origem às unidades de desenho da vegetação.

Utilizar os HIC como unidades de desenho não significa sempre a implementação do habitat, com todas as funções e processos ecológicos associados, pois em espaços urbanos isso não é possível. Porque a dimensão das áreas disponíveis não o permite ou porque os EAU são espaços de utilização pública que têm que suportar, em algumas situações, utilizações intensivas e equipamentos de recreio ao ar livre, característicos dos espaços da cidade. Mesmo assim, os HIC são uma referência relativamente às espécies que podem ser utilizadas nas manchas de vegetação e que se encontram no seu óptimo ecológico. A dimensão dos espaços pode permitir: i) a instalação do habitat, plenamente funcional; ii) a utilização de vegetação em manchas de carácter natural, que não têm dimensão nem integridade para serem classificadas como habitat, mas que contribuem para aumentar os níveis de biodiversidade urbana. Constituem “fragmentos” dos habitats potenciais, ao serem compostas pelo conjunto das espécies existentes nessas comunidades, replicando a sua estrutura; iii) a utilização das espécies pertencentes aos HIC potenciais em espaços formais e construídos da cidade, na forma de árvores de arruamento ou vegetação de enquadramento. Nos três casos, as “unidades de desenho” definem o tipo de vegetação a utilizar e a tipologia de espaço resultante. A título de exemplo, se o HIC seleccionado for uma comunidade florestal, a tipologia de espaço (sobretudo nos dois primeiros casos), será tendencialmente a de espaço fechado, fresco, de sombra, “cheio”; se para a mesma situação ecológica for seleccionado como unidade de desenho uma

pastagem natural (comunidades herbáceas naturais), correspondente a uma etapa de substituição mais avançada da mesma série de vegetação, os espaços influenciados por essa unidade de desenho serão espaços abertos, luminosos, desimpedidos.

Estas diferentes formas de integrar os HIC como unidades de desenho permitem também a conciliação com os diferentes usos associados à multifuncionalidade dos EAU.

Existem vários desafios associados à aplicabilidade e implementação desta metodologia. Em primeiro lugar, baseia-se na avaliação da VNP, um exercício nem sempre fácil para os arquitectos paisagistas e outros profissionais ligados ao projecto dos EAU (arquitectos, urbanistas), que, na maioria dos casos, não são especialistas da vegetação. A implementação da Directiva Habitats resultou na disponibilização de informação importante e precisa sobre a caracterização, identificação e gestão dos HIC, o que acaba por se tornar uma mais-valia para e desta metodologia. Foi desenvolvido um processo, no âmbito deste trabalho, para a identificação dos HIC potenciais, com base na informação disponível sobre estas comunidades nos manuais de interpretação dos habitats europeus, e sobre a VNP, a bioclimatologia e a biogeografia europeias. O processo, tendo por base as fichas detalhadas dos habitats, constantes dos manuais de cada estado-membro, facilita este trabalho e torna-o acessível a não peritos. Ainda assim, tratando-se de sistemas vivos e das suas relações com o meio onde se inserem, é impossível criar um sistema de identificação infalível pois as variações e as nuances são inúmeras, às quais se acrescenta a subjectividade associada à avaliação da vegetação por “não peritos” em fitossociologia. Os HIC são normalmente classificados segundo alianças fitossociológicas (só raramente são constituídos por associações), o que significa que, dentro da aliança correspondente ao habitat, este pode variar consoante o local e as condições ecológicas entre as diferentes associações que lhe pertencem. Assim, e como sempre, também neste caso a transdisciplinaridade é fundamental, sendo importante o contributo de um especialista da área da fitossociologia. Mesmo com as variações de espécies, que devem ser aferidas, o processo desenvolvido tem a grande vantagem de permitir identificar o habitat, que corresponde a uma tipologia de vegetação que ocupará o espaço. A variabilidade específica, não tendo consequência ao nível do estudo prévio, é fundamental na fase de projecto de execução e de implementação das intervenções.

Outro desafio é a área disponível. A metodologia assume que nem todas as áreas podem ser ocupadas por habitats íntegros e em pleno funcionamento, mas prevê essa situação para os espaços cuja dimensão o permita. Muitas vezes, essa dimensão não existe no espaço urbano e apenas estão presentes espaços de nível 2 e de nível 3. Mesmo neste contexto, a utilização desta metodologia é uma mais-valia, pois os HIC actuam como referência para os conjuntos de espécies a utilizar em diferentes situações, que estão no seu óptimo ecológico e representam assim a paisagem e a

biodiversidade da região. No caso de estudo desenvolvido neste trabalho, para a cidade de Évora, esta não foi uma questão limitante pois é uma cidade cuja envolvente rural ainda está muito próxima do centro e cuja história de expansão urbana resultou na existência de diversos espaços vazios no interior do perímetro urbano. A escala variável dos espaços permitiu a coexistência de áreas ocupadas por habitats, rodeadas por áreas de transição na interface com o tecido urbano construído, possibilitando a definição do SPU conforme previsto na metodologia. Mas, na maioria das áreas urbanas, compactas, isso não acontece. Nestes casos, as linhas de água, quando existem, são fundamentais, pois são elementos estruturantes da paisagem e incontornáveis no crescimento urbano. Ou seja, um crescimento urbano desordenado pode ignorar diversos aspectos naturais do território, como aconteceu durante muito tempo, mas as linhas de água não podem ser ignoradas. Podem ser canalizadas, em alguns troços, mas nunca o foram na totalidade, também por uma questão de custos. Assim, mesmo com pouca disponibilidade de espaço, as linhas de água são sempre potenciais corredores de conectividade, física e ecológica, que podem atravessar áreas densamente construídas e fazer a ligação às áreas naturais na envolvente. Mesmo com pouca disponibilidade de espaço nas margens, é possível avaliar o potencial biótico, identificar os HIC com óptimo sinecológico e estabelecer a conectividade através das áreas densamente construídas. Será essencial testar a aplicabilidade da metodologia em outro tipo de contextos urbanos.

Talvez o maior desafio seja explorar a possibilidade de integrar os espaços resultantes nas redes de conectividade da Rede Natura 2000 e que possam ser considerados como ecossistemas restaurados no âmbito da Lei de Restauro da Natureza da EEB2030. A utilização do Anexo I da Directiva 92/43/CEE como referência para as comunidades vegetais a instalar nos espaços criados tem como referido anteriormente, objectivos relacionados com a biodiversidade dos EAU e com a criação de paisagens de grande identidade, mas pretende também ir ao encontro dos objectivos da EEB2030 apoiando-se no quadro legal de conservação da natureza e nos programas de incentivos da União Europeia neste âmbito. Para tal, a implementação dos HIC nas áreas que se pretendem ocupadas por habitats naturais ou semi-naturais, tem de garantir o restauro das funções e processos ecológicos que lhes estão associados, sendo este um território de grande incerteza. Neste caso, a metodologia apresentada lança um exercício de investigação através do projecto, apelando ao ensaio de diferentes métodos e possibilidades de restauro, à avaliação da sua eficácia e da resposta das comunidades restauradas no contexto urbano, à sua monitorização e adaptação, num ciclo que permita aperfeiçoar a própria metodologia. O restauro de habitats é, por si só, desafiante. A forma como as comunidades respondem às intervenções de restauro e como evoluem é incerta, não sendo garantido que evoluam favoravelmente e adquiram a integridade e a estrutura de um habitat. Esta incerteza agrava-se nos ambientes urbanos, com poucas experiências realizadas, sendo uma incógnita a forma como as

comunidades responderão às perturbações urbanas, como o barulho, a poluição do ar e a utilização humana dos espaços. Este exercício é de difícil implementação. Em primeiro lugar porque pressupõe a realização de experiências a diferentes escalas, sendo que a escala que permite avaliar a conectividade ecológica significa custos elevados associados a um grande risco de insucesso. Em segundo lugar, pela questão do tempo necessário para avaliar os efeitos do restauro e esse não se compadece da nossa urgência. Contudo, é um exercício importante, crítico até, uma vez que as áreas urbanas continuam a crescer e tornam-se cada vez mais extensas, sendo necessário que as redes de conectividade ecológica as atravessem, sob pena de deixarmos de ter “redes” e passarmos a ter áreas isoladas, como acontece em diversas situações no território europeu, com a Rede Natura 2000. Os próximos passos deste trabalho passam pela aplicação prática através de experiências a diferentes escalas no terreno, que vão permitir testar algumas soluções e evoluir nos métodos de restauro de habitats em espaços urbanos, bem como a aplicação da metodologia a projectos desenvolvidos em outros contextos urbanos, nomeadamente os associados às extensas áreas sub-urbanas das grandes cidades, caracterizadas por tecidos urbanos compactos e extensos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abbas, S., Nichol, J. E., Fischer, G. A., Wong, M. S., & Irteza, S. M. (2020). Impact assessment of a super-typhoon on Hong Kong's secondary vegetation and recommendations for restoration of resilience in the forest succession. *Agricultural and Forest Meteorology*, *280*, 107784. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107784>

Alvarez, S., Soto, J. R., Escobedo, F. J., Lai, J., Kibria, A. S. M. G., & Adams, D. C. (2021). Heterogeneous preferences and economic values for urban forest structural and functional attributes. *Landscape and Urban Planning*, *215*, 104234. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104234>

Anderson, P. M. L., Avlonitis, G., & Ernstson, H. (2014). Ecological outcomes of civic and expert-led urban greening projects using indigenous plant species in Cape Town, South Africa. *Landscape and Urban Planning*, *127*, 104–113. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.03.007>

Apfelbaum, S. I., Box, P. O., & Road, S. (sem data). ECOLOGICAL RESTORATION: A Practical Approach. *Ecological Restoration*, *28*.

Aquilué, N., Messier, C., Martins, K. T., Dumais-Lalonde, V., & Mina, M. (2021). A simple-to-use management approach to boost adaptive capacity of forests to global uncertainty. *Forest Ecology and Management*, *481*, 118692. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118692>

Azeñas, V., Janner, I., Medrano, H., & Gulías, J. (2018). Performance evaluation of five Mediterranean species to optimize ecosystem services of green roofs under water-limited conditions. *Journal of Environmental Management*, *212*, 236–247. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.021>

Azevedo, Ana Catarina Leão Serra (2014). *Cabeceiras de Linhas de Água na REN. Das Políticas à Aplicabilidade das Orientações para a sua Delimitação (estudo das situações de Évora e Vila Nova de Paiva)* [Tese de Mestrado, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa]

Aziz, H. A., & Rasidi, M. H. (2014). The role of green corridors for wildlife conservation in urban landscape: A literature review. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, *18*, 012093. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/18/1/012093>

Bark, R. H., Osgood, D. E., Colby, B. G., Katz, G., & Stromberg, J. (2009). Habitat preservation and restoration: Do homebuyers have preferences for quality habitat? *Ecological Economics*, *68*(5), 1465–1475. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.10.005>

Barrico, L., Castro, H., Coutinho, A. P., Gonçalves, M. T., Freitas, H., & Castro, P. (2018). Plant and microbial biodiversity in urban forests and public gardens: Insights for cities' sustainable development. *Urban Forestry & Urban Greening*, *29*, 19–27. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.012>

Barros, V., Melo, A., Santos, M., Nogueira, L., Frosi, G., & Santos, M. G. (2020). Different resource-use strategies of invasive and native woody species from a seasonally dry tropical forest under drought stress and recovery. *Plant Physiology and Biochemistry*, *147*, 181–190. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2019.12.018>

Bayulken, B., & Huisingh, D. (2015). A literature review of historical trends and emerging theoretical approaches for developing sustainable cities (part 1). *Journal of Cleaner Production*, *109*, 11–24. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.12.100>

Beatley, T. (2000). *Green urbanism: Learning from European cities*. Washington DC: Island Press

Beatley, Tim. (2012). *Green cities of Europe: Global lessons on green urbanism*. Washington, D.C. : Island Press

Benevolo, L., (1995), *A cidade na história da Europa*, Editorial Presença, Lisboa. ISBN 9789722318839

Bergen, S. D., Bolton, S. M., & L. Fridley, J. (2001). Design principles for ecological engineering. *Ecological Engineering*, *18*(2), 201–210. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(01\)00078-7](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(01)00078-7)

Berkowitz, J. F. (2013). Development of restoration trajectory metrics in reforested bottomland hardwood forests applying a rapid assessment approach. *Ecological Indicators*, *34*, 600–606. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.025>

Berthon, K., Thomas, F., & Bekessy, S. (2021). The role of ‘nativeness’ in urban greening to support animal biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, *205*, 103959. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103959>

Christensen, B., Cashmore, P., Crump, S., Hobbs, J. (2019). Fire disturbance favours exotic species at Kaituna Wetland, Bay of Plenty. *New Zealand Journal of Ecology*, *43*(2). <https://doi.org/10.20417/nzjecol.43.23>

Biondi, E., Casavecchia, S., Pesaresi, S., & Zivkovic, L. (2012). Natura 2000 and the Pan-European Ecological Network: A new methodology for data integration. *Biodiversity and Conservation*, *21*(7), 1741–1754. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0273-7>

Blackhall, M., & Raffaele, E. (2019). Flammability of Patagonian invaders and natives: When exotic plant species affect live fine fuel ignitability in wildland-urban interfaces. *Landscape and Urban Planning*, *189*, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.04.002>

Bohn, U., Gollub, G. and Hettwer, C. (2000) Map of the natural vegetation of Europe. Bonn-Bad Godesberg. Federal agency for Nature Conservation.

Bohn, U., & Gollub, G. (2006). The Use and Application of the Map of the Natural Vegetation of Europe with Particular Reference to Germany. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy, Vol. 106b*, NO. 3, 199 - 213, Royal Irish Academy

Brantz, D., & Dimpelmann, S. (sem data). *The Function of Nature in the City*.

Breuste, J. H. (2004). Decision making, planning and design for the conservation of indigenous vegetation within urban development. *Landscape and Urban Planning, 68*(4), 439–452. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00150-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00150-6)

Brown, R. D., & Corry, R. C. (2011). Evidence-based landscape architecture: The maturing of a profession. *Landscape and Urban Planning, 100*(4), 327–329. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.01.017>

Bryant, M. M. (2006). Urban landscape conservation and the role of ecological greenways at local and metropolitan scales. *Landscape and Urban Planning, 76*(1–4), 23–44. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.09.029>

Bunce, R. G. H., Bogers, M. M. B., Evans, D., & Jongman, R. H. G. (2013). Field identification of habitats directive Annex I habitats as a major European biodiversity indicator. *Ecological Indicators, 33*, 105–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.10.004>

Bunce, R. G. H., Roche, P., Bogers, M. M. B., Walczak, M., & de Blust, G. (2010). *Handbook for Surveillance and Monitoring of Habitats, Vegetation and Selected Species*. 102.

Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., & Windhorst, W. (2009). Landscapes' capacities to provide ecosystem services—A concept for land-cover based assessments. *Landscape Online, 15*, 1–22. <https://doi.org/10.3097/LO.200915>

Busbridge, S., Clarkson, B. D., & Wallace, K. J. (2021). A tenuous link: Information transfer between urban ecological research and restoration practice. *Urban Forestry & Urban Greening, 60*, 127019. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127019>

Bussotti, F., Pollastrini, M., Holland, V., & Brüggemann, W. (2015). Functional traits and adaptive capacity of European forests to climate change. *Environmental and Experimental Botany, 111*, 91–113. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2014.11.006>

Cabral, F.C. (1980) - *O Continuum Naturale e a conservação da natureza*. Lisboa: Serviços de Estudos do Ambiente, 1980, p. 35-54

Cabral, F. C., Pessoa, F., & Teles, G. R. (1993). *Fundamentos da arquitectura paisagista*. Instituto da Conservação da Natureza.

Cáceres, N., Robbiati, F. O., Hick, E. C., Suárez, M., Matoff, E., Galetto, L., & Imhof, L. (2022). Analysis of biodiversity attributes for extensive vegetated roofs in a semiarid region of central Argentina. *Ecological Engineering, 178*, 106602. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106602>



Callataÿ, C.H., Svanfeldt, C., Rivas, S., Garcia-Patron e Piskorz, W. (2011) *Cities of Tomorrow - Challenges, visions, ways forward*. Comissão Europeia, Direção Geral da Política Regional, Unidade de Desenvolvimento Urbano, Coesão Territorial.

Campbell, J. W., Grodsky, S. M., Monroe, A. P., & Martin, J. A. (2021). Bee (Apoidea) community response to perennial grass treatments managed for livestock production and conservation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 313, 107391. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107391>

Capelo, J., & Aguiar, C. (Eds.). (2021). *A vegetação de Portugal*. Imprensa Nacional.

Capelo, J., Mesquita, S., Costa, J. C., Ribeiro, S., Arsénio, P., Neto, C., Monteiro-Henriques, T., Aguiar, C., Honrado, J., Espírito-Santo, D., & Lousã, M. (2007). A methodological approach to potential vegetation modeling using GIS techniques and phytosociological expert-knowledge: Application to mainland Portugal. *Phytocoenologia*, 37(3–4), 399–415. <https://doi.org/10.1127/0340-269X/2007/0037-0399>

Cardou, F., Aubin, I., Lapointe, M., & Shipley, B. (2022). Multifunctionality in practice: Measuring differences in urban woodland ecosystem properties via functional traits. *Urban Forestry & Urban Greening*, 68, 127453. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127453>

Carrus, G., Scopelliti, M., Laforteza, R., Colangelo, G., Ferrini, F., Salbitano, F., Agrimi, M., Portoghesi, L., Semenzato, P., & Sanesi, G. (2015). Go greener, feel better? The positive effects of biodiversity on the well-being of individuals visiting urban and peri-urban green areas. *Landscape and Urban Planning*, 134, 221–228. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.022>

Carter, J. G., Cavan, G., Connelly, A., Guy, S., Handley, J., & Kazmierczak, A. (2015). Climate change and the city: Building capacity for urban adaptation. *Progress in Planning*, 95, 1–66. <https://doi.org/10.1016/j.progress.2013.08.001>

Castro-Díez, P., Alonso, Á., Saldaña-López, A., & Granda, E. (2021). Effects of widespread non-native trees on regulating ecosystem services. *Science of The Total Environment*, 778, 146141. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146141>

Champness, B. S., Palmer, G. C., & Fitzsimons, J. A. (2019). Bringing the city to the country: Relationships between streetscape vegetation type and bird assemblages in a major regional centre. *Journal of Urban Ecology*, 5(1), juz018. <https://doi.org/10.1093/jue/juz018>

Choay, F. (1965). *L'urbanisme, utopies et réalités. Une anthologie*. Paris, Editions du Seuil

Collinge, S. K. (1998). Spatial arrangement of habitat patches and corridors: Clues from ecological field experiments. *Landscape and Urban Planning*, 12.

Comissão Europeia (2013). *Green Infrastructure (GI) — Enhancing Europe's Natural Capital* Bruxelas, 6.5.2013 COM (2013) 249 final

Comissão Europeia (2012). *The Multifunctionality of Green Infrastructure*. Science for Environment Policy | In-depth Reports

Comissão Europeia (2020a). Comunicação da Comissão ao Parlamento Europeu, ao Conselho, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões: Estratégia de Biodiversidade da UE para 2030. Bruxelas, 20.5.2020. COM(2020) 380 final

Comissão Europeia (2020b): The EU and nature-based solutions. <https://ec.europa.eu/research/environment/index.cfm?pg=nbs>

Comissão Europeia (2022). Proposta de Regulamento do Parlamento Europeu e do Conselho Relativo ao Restauro da Natureza. Bruxelas, Bruxelas, 22.6.2022. COM(2022) 304 final

Condeça, J. J. V. (2010). Avaliação da Vulnerabilidade à Contaminação no Sistema Aquífero Évora-Montemor-Cuba [Tese de Mestrado, Universidade de Évora]

Corner, J. (2006) *Terra Fluxus* In Waldheim C. *The landscape urbanism reader*. Princeton Architectural Press

Costa, J. C., Santo, M. D. E., Lousã, M., González, P. M. R., Capelo, J., & Arsénio, P. (2001). *FLORA E VEGETAÇÃO DO DIVISÓRIO PORTUGUÊS (EXCURSÃO AO DIVISÓRIO PORTUGUÊS)*. ALFA

Costa, J. C.; Aguiar, Carlos; Capelo, J.; Lousã, Mário; Neto, Carlos (1998). Biogeografia de Portugal Continental. *Quercetea*. ISSN 0874-5250, p. 5-56

Costa, P. (1993). Cidades e Urbanização em Portugal: Uma Sociologia, Geografia ou Economia Urbanas? *Socius Working Papers nº4/93* SOCIUS, ISEG, Universidade Técnica de Lisboa

Curado, G., Gallego-Tévar, B., Figueroa, E., & Castillo, J. M. (2020). Effects of removal of alien *Spartina densiflora* and restoration of native *S. maritima* on succession and zonation in European salt marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 244, 105815. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.04.011>

Dagenais, D., Brisson, J., & Fletcher, T. D. (2018). The role of plants in bioretention systems; does the science underpin current guidance? *Ecological Engineering*, 120, 532–545. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.007>

Dairel, M., & Fidelis, A. (2020). The presence of invasive grasses affects the soil seed bank composition and dynamics of both invaded and non-invaded areas of open savannas. *Journal of Environmental Management*, 276, 111291. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111291>

Davis, B., Oles, T. (2014) *From Architecture to Landscape*, Places Journal, October 2014. <https://doi.org/10.22269/141013>

de Carvalho, C. A., Raposo, M., Pinto-Gomes, C., & Matos, R. (2022). Native or Exotic: A Bibliographical Review of the Debate on Ecological Science Methodologies: Valuable Lessons for Urban Green Space Design. *Land*, 11(8), 1201. <https://doi.org/10.3390/land11081201>

de Vos, D., Nel, R., Schoeman, D., Harris, L. R., & du Preez, D. (2019). Effect of introduced Casuarina trees on the vulnerability of sea turtle nesting beaches to erosion. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 223, 147–158. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.03.015>

Declerck, K., & Bijlsma, R.-J. (sem data). *Guidance and tools for effective restoration measures for species and habitats*. 20.

Demuzere, M., Orru, K., Heidrich, O., Olazabal, E., Geneletti, D., Orru, H., Bhawe, A. G., Mittal, N., Feliu, E., & Faehnle, M. (2014). Mitigating and adapting to climate change: Multi-functional and multi-scale assessment of green urban infrastructure. *Journal of Environmental Management*, 146, 107–115. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.025>

Devillers, P., Devillers-Terschuren, J., Vander Linden, C. (1996). Palaeartic Habitats. PHYSIS Data Base. 1996, last updated 1999. Royal Belgian Institute of Natural Sciences

Díaz-Barradas, M. C., Gallego-Fernández, J. B., & Zunzunegui, M. (2020). Plant response to water stress of native and non-native *Oenothera drummondii* populations. *Plant Physiology and Biochemistry*, 154, 219–228. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2020.06.001>

Díaz-González, T. E. (2014). *El paisaje vegetal de Asturias en el contexto bioclimático y biogeográfico de la Península Ibérica*. Real Instituto de Estudios Asturianos.

Dudley, M. P., Freeman, M., Wenger, S., Jackson, C. R., & Pringle, C. M. (2020). Rethinking foundation species in a changing world: The case for *Rhododendron maximum* as an emerging foundation species in shifting ecosystems of the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management*, 472, 118240. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118240>

Durbecq, A., Jaunatre, R., Buisson, E., Cluchier, A., & Bischoff, A. (2020). Identifying reference communities in ecological restoration: The use of environmental conditions driving vegetation composition. *Restoration Ecology*, 28(6), 1445–1453. <https://doi.org/10.1111/rec.13232>

Eastburn, D. J., Roche, L. M., Doran, M. P., Blake, P. R., Bouril, C. S., Gamble, G., & Gornish, E. S. (2018). Seeding plants for long-term multiple ecosystem service goals. *Journal of Environmental Management*, 211, 191–197. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.061>

EEA (2021): Nature-based solutions in Europe: Policy, knowledge and practice for climate change adaptation and disaster risk reduction, Report No. 01/2021, Luxembourg. <https://www.eea.europa.eu/publications/nature-based-solutions-in-europe>

Ennos, R., Cottrell, J., Hall, J., & O'Brien, D. (2019). Is the introduction of novel exotic forest tree species a rational response to rapid environmental change? – A British perspective. *Forest Ecology and Management*, 432, 718–728. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.018>

Esfahani, R. E., Paço, T. A., Martins, D., & Arsénio, P. (2022). Increasing the resistance of Mediterranean extensive green roofs by using native plants from old roofs and walls. *Ecological Engineering*, *178*, 106576. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106576>

Esperon-Rodriguez, M., Rymer, P. D., Power, S. A., Challis, A., Marchin, R. M., & Tjoelker, M. G. (2020). Functional adaptations and trait plasticity of urban trees along a climatic gradient. *Urban Forestry & Urban Greening*, *54*, 126771. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126771>

Esquivel, J., Echeverría, C., Saldaña, A., & Fuentes, R. (2020). High functional diversity of forest ecosystems is linked to high provision of water flow regulation ecosystem service. *Ecological Indicators*, *115*, 106433. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106433>

Estreguil, C., Dige, G., Kleeschulte, S., Carrao, H., Raynal, J. and Teller, A. (2019). *Strategic Green Infrastructure and Ecosystem Restoration: geospatial methods, data and tools*, EUR 29449 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-79-97294-2, doi:10.2760/06072, JRC113815.

Evans, D. (2010). Interpreting the habitats of Annex I: Past, present and future. *Acta Botanica Gallica*, *157*(4), 677–686. <https://doi.org/10.1080/12538078.2010.10516241>

Evers, C. R., Wardropper, C. B., Branoff, B., Granek, E. F., Hirsch, S. L., Link, T. E., Olivero-Lora, S., & Wilson, C. (2018). The ecosystem services and biodiversity of novel ecosystems: A literature review. *Global Ecology and Conservation*, *13*, e00362. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.e00362>

Fang, J., Deng, Y., Che, R., Han, C., & Zhong, W. (2020). Bacterial community composition in soils covered by different vegetation types in the Yancheng tidal marsh. *Environmental Science and Pollution Research*, *27*(17), 21517–21532. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08629-z>

Feng, J., Cui, X., Zhou, J., Wang, L., Zhu, X., & Lin, G. (2019). Effects of exotic and native mangrove forests plantation on soil organic carbon, nitrogen, and phosphorus contents and pools in Leizhou, China. *CATENA*, *180*, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.04.018>

Fernández, I. C., Wu, J., & Simonetti, J. A. (2019). The urban matrix matters: Quantifying the effects of surrounding urban vegetation on natural habitat remnants in Santiago de Chile. *Landscape and Urban Planning*, *187*, 181–190. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.027>

Ferrier, S., Harwood, T. D., Ware, C., & Hoskins, A. J. (2020). A globally applicable indicator of the capacity of terrestrial ecosystems to retain biological diversity under climate change: The bioclimatic ecosystem resilience index. *Ecological Indicators*, *117*, 106554. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106554>

Fiaschi, T., Fanfarillo, E., Maccherini, S., Bacaro, G., Bonari, G., Foggi, B., Peruzzi, L., Pinzani, L., Rosati, L., Scoppola, A., Viciani, D., & Angiolini, C. (2023). Effectiveness of different metrics of floristic

quality assessment: The simpler, the better? *Ecological Indicators*, 149, 110151. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110151>

Filgueiras, B. K. C., Peres, C. A., Melo, F. P. L., Leal, I. R., & Tabarelli, M. (2021). Winner–Loser Species Replacements in Human-Modified Landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 36(6), 545–555. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.02.006>

Fischer, L. K., Honold, J., Cvejić, R., Delshammar, T., Hilbert, S., Laforteza, R., Nastran, M., Nielsen, A. B., Pintar, M., van der Jagt, A. P. N., & Kowarik, I. (2018). Beyond green: Broad support for biodiversity in multicultural European cities. *Global Environmental Change*, 49, 35–45. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.02.001>

Fogliata, P., Cislighi, A., Sala, P., & Giupponi, L. (2021). An ecological analysis of the riparian vegetation for improving the riverine ecosystem management: The case of Lombardy region (North Italy). *Landscape and Ecological Engineering*, 17(3), 375–386. <https://doi.org/10.1007/s11355-021-00451-0>

Gaggini, L., Rusterholz, H.-P., & Baur, B. (2018). The invasive plant *Impatiens glandulifera* affects soil fungal diversity and the bacterial community in forests. *Applied Soil Ecology*, 124, 335–343. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.11.021>

Gallego-Tévar, B., Grewell, B. J., Figueroa, E., & Castillo, J. M. (2020). The role of exotic and native hybrids during ecological succession in salt marshes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 523, 151282. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2019.151282>

Galleguillos, M., Gimeno, F., Puelma, C., Zambrano-Bigiarini, M., Lara, A., & Rojas, M. (2021). Disentangling the effect of future land use strategies and climate change on streamflow in a Mediterranean catchment dominated by tree plantations. *Journal of Hydrology*, 595, 126047. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126047>

Gallinat, A. S., Primack, R. B., & Lloyd-Evans, T. L. (2020). Can invasive species replace native species as a resource for birds under climate change? A case study on bird-fruit interactions. *Biological Conservation*, 241, 108268. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108268>

Gao, X., Zhao, X., Li, H., Guo, L., Lv, T., & Wu, P. (2018). Exotic shrub species (*Caragana korshinskii*) is more resistant to extreme natural drought than native species (*Artemisia gmelinii*) in a semiarid revegetated ecosystem. *Agricultural and Forest Meteorology*, 263, 207–216. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.08.029>

Garnier, E., Vile, D., Roumet, C., Lavorel, S., Grigulis, K., Navas, M.-L., & Lloret, F. (2019). Inter- and intra-specific trait shifts among sites differing in drought conditions at the north western edge of the Mediterranean Region. *Flora*, 254, 147–160. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2018.07.009>

Gastauer, M., Ramos, S. J., Caldeira, C. F., & Siqueira, J. O. (2021). Reintroduction of native plants indicates the return of ecosystem services after iron mining at the Urucum Massif. *Ecosphere*, *12*(11). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3762>

Giardina, C. P., Litton, C. M., Thaxton, J. M., Cordell, S., Hadway, L. J., & Sandquist, D. R. (2007). Science Driven Restoration: A Candle in a Demon Haunted World? Response to Cabin (2007). *Restoration Ecology*, *15*(2), 171–176. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00227.x>

Gigante, D., Attorre, F., Venanzoni, R., Acosta, A., Agrillo, E., Aleffi, M., Alessi, N., Allegranza, M., Angelini, P., Angiolini, C., Assini, S., Azzella, M., Bagella, S., Biondi, E., Bolpagni, R., Bonari, G., Bracco, F., Brullo, S., Buffa, G., Zitti, S. (2016). A methodological protocol for Annex I Habitats monitoring: the contribution of Vegetation science. *Plant Sociology*, *53*, 77-87. [10.7338/pls2016532/06](https://doi.org/10.7338/pls2016532/06).

Goličnik, B., & Ward Thompson, C. (2010). Emerging relationships between design and use of urban park spaces. *Landscape and Urban Planning*, *94*(1), 38–53. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.07.016>

Gonçalves, P., Vierikko, K., Elands, B., Haase, D., Catarina Luz, A., & Santos-Reis, M. (2021). Biocultural diversity in an urban context: An indicator-based decision support tool to guide the planning and management of green infrastructure. *Environmental and Sustainability Indicators*, *11*, 100131. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2021.100131>

Gonzalez, A., Cardinale, B. J., Allington, G. R. H., Byrnes, J., Arthur Endsley, K., Brown, D. G., Hooper, D. U., Isbell, F., O'Connor, M. I., & Loreau, M. (2016). Estimating local biodiversity change: A critique of papers claiming no net loss of local diversity. *Ecology*, *97*(8), 1949–1960. <https://doi.org/10.1890/15-1759.1>

González-Montelongo, C., & Pérez-Vargas, I. (2021). Is an invasive alien tree able to sustain a similar lichen diversity as the native forest? The case of the sweet chestnut (*Castanea sativa* Mill.) and the laurel forest in Macaronesia. *Forest Ecology and Management*, *488*, 119009. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119009>

Grose, M. J. (2014). Gaps and futures in working between ecology and design for constructed ecologies. *Landscape and Urban Planning*, *132*, 69–78. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.011>

Guerrero, F., Hernández, C., Toledo, M., Espinoza, L., Carrasco, Y., Arriagada, A., Muñoz, A., Taborga, L., Bergmann, J., & Carmona, C. (2021). Leaf Thermal and Chemical Properties as Natural Drivers of Plant Flammability of Native and Exotic Tree Species of the Valparaíso Region, Chile. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *18*(13), 7191. <https://doi.org/10.3390/ijerph18137191>

Guillen-Cruz, G., Rodríguez-Sánchez, A. L., Fernández-Luqueño, F., & Flores-Rentería, D. (2021). Influence of vegetation type on the ecosystem services provided by urban green areas in an arid zone of northern Mexico. *Urban Forestry & Urban Greening*, *62*, 127135. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127135>

Hagerman, S. M., & Satterfield, T. (2014). Agreed but not preferred: Expert views on taboo options for biodiversity conservation, given climate change. *Ecological Applications*, *24*(3), 548–559. <https://doi.org/10.1890/13-0400.1>

Hamberg, L. J., Fraser, R. A., Robinson, D. T., Trant, A. J., & Murphy, S. D. (2020). Surface temperature as an indicator of plant species diversity and restoration in oak woodland. *Ecological Indicators*, *113*, 106249. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106249>

Härdtle, W. (1995). On the theoretical concept of the potential natural vegetation and proposals for an up-to-date modification. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, *30*(3), 263–276. <https://doi.org/10.1007/BF02803708>

Hemsing, L. Ø., & Bryn, A. (2012). Three methods for modelling potential natural vegetation (PNV) compared: A methodological case study from south-central Norway. *Norsk Geografisk Tidsskrift - Norwegian Journal of Geography*, *66*(1), 11–29. <https://doi.org/10.1080/00291951.2011.644321>

Higgs, E. (2017). Novel and designed ecosystems: Novel and designed ecosystems. *Restoration Ecology*, *25*(1), 8–13. <https://doi.org/10.1111/rec.12410>

Hobbs, R., & Norton, D. (2006). Hobbs, R. J., and D. A. Norton. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology*. *Restoration Ecology*, *4*, 93–110. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1996.tb00112.x>

Hoyle, H. E. (2021). Climate-adapted, traditional or cottage-garden planting? Public perceptions, values and socio-cultural drivers in a designed garden setting. *Urban Forestry & Urban Greening*, *65*, 127362. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127362>

Hoyle, H., Hitchmough, J., & Jorgensen, A. (2017). Attractive, climate-adapted and sustainable? Public perception of non-native planting in the designed urban landscape. *Landscape and Urban Planning*, *164*, 49–63. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.03.009>

Ingram, M. (2008). Urban Ecological Restoration. *Ecological Restoration*, *26*(3), 175–177. <https://doi.org/10.3368/er.26.3.175>

IUCN (2020). *Global Standard for Nature-based Solutions. A user-friendly framework for the verification, design and scaling up of NbS*. First edition. Gland, Switzerland: IUCN. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.08.en>

James, P., Tzoulas, K., Adams, M. D., Barber, A., Box, J., Breuste, J., Elmqvist, T., Frith, M., Gordon, C., Greening, K. L., Handley, J., Haworth, S., Kazmierczak, A. E., Johnston, M., Korpela, K.,

Moretti, M., Niemelä, J., Pauleit, S., Roe, M. H., ... Ward Thompson, C. (2009). Towards an integrated understanding of green space in the European built environment. *Urban Forestry & Urban Greening*, 8(2), 65–75. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2009.02.001>

Jarić, I., Heger, T., Castro Monzon, F., Jeschke, J. M., Kowarik, I., McConkey, K. R., Pyšek, P., Sagouis, A., & Essl, F. (2019). Crypticity in Biological Invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(4), 291–302. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.12.008>

Jensen, D. A., Rao, M., Zhang, J., Grøn, M., Tian, S., Ma, K., & Svenning, J.-C. (2021). The potential for using rare, native species in reforestation— A case study of yews (Taxaceae) in China. *Forest Ecology and Management*, 482, 118816. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118816>

Jiajia, L., Arif, M., Dongdong, D., Xin, H., Qianwen, G., Fan, Y., & Changxiao, L. (2023). The diversity of plant communities in different habitats can lead to distinct methanotrophic communities. *Rhizosphere*, 26, 100690. <https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2023.100690>

Jimenez, M. F., Pejchar, L., Reed, S. E., & McHale, M. R. (2022). The efficacy of urban habitat enhancement programs for conserving native plants and human-sensitive animals. *Landscape and Urban Planning*, 220, 104356. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104356>

Jing, Z., Li, Q., Wei, Y., Dong, B., Yuan, P., Liu, R., & Gao, H. (2023). Mechanistic insights into dissolved organic matter-driven protistan and bacterial community dynamics influenced by vegetation restoration. *Environmental Research*, 227, 115710. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115710>

Johnson, C. W. (1995). Planning and designing for the multiple use role of habitats in urban/suburban landscapes in the Great Basin. *Landscape and Urban Planning*, 32(3), 219–225. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(95\)07003-D](https://doi.org/10.1016/0169-2046(95)07003-D)

Jones, C. G. (2012). Grand challenges for the future of ecological engineering. *Ecological Engineering--Its Development, Applications and Challenges*, 45, 80–84. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.02.023>

Jones, L., Provins, A., Holland, M., Mills, G., Hayes, F., Emmett, B., Hall, J., Sheppard, L., Smith, R., Sutton, M., Hicks, K., Ashmore, M., Haines-Young, R., & Harper-Simmonds, L. (2014). A review and application of the evidence for nitrogen impacts on ecosystem services. *Ecosystem Services*, 7, 76–88. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.09.001>

Kabisch, N., Qureshi, S., & Haase, D. (2015). Human–environment interactions in urban green spaces—A systematic review of contemporary issues and prospects for future research. *Environmental Impact Assessment Review*, 50, 25–34. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.08.007>

Klaus, V. H., & Kiehl, K. (2021). A conceptual framework for urban ecological restoration and rehabilitation. *Basic and Applied Ecology*, 52, 82–94. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.02.010>



Kotzen, B., Branquinho, C., & Prasse, R. (2020). Does the exotic equal pollution? Landscape methods for solving the dilemma of using native versus non-native plant species in drylands. *Land Degradation & Development*, *31*(18), 2925–2935. <https://doi.org/10.1002/ldr.3650>

Kowarik, I. (2011). Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, *159*(8–9), 1974–1983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>

Kumar Rai, P., & Singh, J. S. (2020). Invasive alien plant species: Their impact on environment, ecosystem services and human health. *Ecological Indicators*, *111*, 106020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106020>

Kümmerling, M., & Müller, N. (2012). The relationship between landscape design style and the conservation value of parks: A case study of a historical park in Weimar, Germany. *Landscape and Urban Planning*, *107*(2), 111–117. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.05.006>

Kuras, E. R., Warren, P. S., Zinda, J. A., Aronson, M. F. J., Cilliers, S., Goddard, M. A., Nilon, C. H., & Winkler, R. (2020). Urban socioeconomic inequality and biodiversity often converge, but not always: A global meta-analysis. *Landscape and Urban Planning*, *198*, 103799. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103799>

Lampinen, J., Tuomi, M., Fischer, L. K., Neuenkamp, L., Alday, J. G., Bucharova, A., Cancellieri, L., Casado-Arzuaga, I., Čeplová, N., Cerveró, L., Deák, B., Eriksson, O., Fellowes, M. D. E., de Manuel, B. F., Filibeck, G., González-Guzmán, A., Hinojosa, M. B., Kowarik, I., Lumbierres, B., ... Klaus, V. H. (2021). Acceptance of near-natural greenspace management relates to ecological and socio-cultural assigned values among European urbanites. *Basic and Applied Ecology*, *50*, 119–131. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.10.006>

Lehmann, I., Mathey, J., Rößler, S., Bräuer, A., & Goldberg, V. (2014). Urban vegetation structure types as a methodological approach for identifying ecosystem services – Application to the analysis of micro-climatic effects. *Ecological Indicators*, *42*, 58–72. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.036>

Lenzholzer, S., & Brown, R. D. (2013). Climate-responsive landscape architecture design education. *Journal of Cleaner Production*, *61*, 89–99. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.12.038>

Lenzholzer, S., Duchhart, I., & Koh, J. (2013). ‘Research through designing’ in landscape architecture. *Landscape and Urban Planning*, *113*, 120–127. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.02.003>

Lin, G., He, Y., Lu, J., Chen, H., & Feng, J. (2021). Seasonal variations in soil physicochemical properties and microbial community structure influenced by *Spartina alterniflora* invasion and *Kandelia obovata* restoration. *Science of The Total Environment*, *797*, 149213. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149213>

Lin, Q., Zhang, Y., Marrs, R., Sekar, R., Luo, X., & Wu, N. (2020). Evaluating ecosystem functioning following river restoration: The role of hydromorphology, bacteria, and macroinvertebrates. *Science of The Total Environment*, *743*, 140583. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140583>

Loch, J. M. H., Walters, L. J., & Cook, G. S. (2020). Recovering trophic structure through habitat restoration: A review. *Food Webs*, *25*, e00162. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2020.e00162>

Loidi, J., Del Arco, M., Pérez de Paz, P. L., Asensi, A., Díez Garretas, B., Costa, M., Díaz González, T., Fernández-González, F., Izco, J., Penas, Á., Rivas-Martínez, S., & Sánchez-Mata, D. (2010). Understanding properly the 'potential natural vegetation' concept: Correspondence. *Journal of Biogeography*, *37*(11), 2209–2211. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02302.x>

Lorenz, A. W., Haase, P., Januschke, K., Sundermann, A., & Hering, D. (2018). Revisiting restored river reaches – Assessing change of aquatic and riparian communities after five years. *Science of The Total Environment*, *613–614*, 1185–1195. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.188>

Lu, H., Campbell, E. T., Campbell, D. E., Wang, C., & Ren, H. (2017). Dynamics of ecosystem services provided by subtropical forests in Southeast China during succession as measured by donor and receiver value. *Ecosystem Services*, *23*, 248–258. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.11.012>

Lu, Z.-X., Wang, P., Ou, H.-B., Wei, S.-X., Wu, L.-C., Jiang, Y., Wang, R.-J., Liu, X.-S., Wang, Z.-H., Chen, L.-J., & Liu, Z.-M. (2022). Effects of different vegetation restoration on soil nutrients, enzyme activities, and microbial communities in degraded karst landscapes in southwest China. *Forest Ecology and Management*, *508*, 120002. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.120002>

Luong, J. C., Press, D. M., & Holl, K. D. (2023). Lessons learned from an interdisciplinary evaluation of long-term restoration outcomes on 37 restored coastal grasslands in California. *Biological Conservation*, *280*, 109956. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.109956>

Ma, S., Qiao, Y.-P., Wang, L.-J., & Zhang, J.-C. (2021). Terrain gradient variations in ecosystem services of different vegetation types in mountainous regions: Vegetation resource conservation and sustainable development. *Forest Ecology and Management*, *482*, 118856. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118856>

Machar, I., Šimek, P., Schlossárek, M., Pechanec, V., Petrovič, F., Brus, J., Špinlerová, Z., & Seják, J. (2022). Comparison of bird diversity between temperate floodplain forests and urban parks. *Urban Forestry & Urban Greening*, *67*, 127427. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127427>

Maes, J., Egoh, B., Willemen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J. P., Grizzetti, B., Drakou, E. G., Notte, A. L., Zulian, G., Bouraoui, F., Luisa Paracchini, M., Braat, L., & Bidoglio, G. (2012). Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services*, *1*(1), 31–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.004>

Maes, J., Barbosa, A., Baranzelli, C., Zulian, G., Batista e Silva, F., Vandecasteele, I., Hiederer, R., Liqueste, C., Paracchini, M. L., Mubareka, S., Jacobs-Crisioni, C., Castillo, C. P., & Lavalle, C. (2015). More green infrastructure is required to maintain ecosystem services under current trends in land-use change in Europe. *Landscape Ecology*, *30*(3), 517–534. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0083-2>

Maes J, Fabrega Domenech N, Zulian G, Lopes Barbosa A, Vizcaino Martinez M, Ivits E, Polce C, Vandecasteele I, Mari Rivero I, Bastos De Morais Guerra C, Perpiña Castillo C, Vallecillo Rodriguez S, Baranzelli C, Ribeiro Barranco R, Batista E Silva F, Jacobs C, Trombetti M, Lavalle C. *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: Trends in ecosystems and ecosystem services in the European Union between 2000 and 2010. EUR 27143. Luxembourg (Luxembourg): Publications Office of the European Union; 2015. JRC94889*

Maes, J., Liqueste, C., Teller, A., Erhard, M., Paracchini, M. L., Barredo, J. I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J.-E., Meiner, A., Gelabert, E. R., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Piroddi, C., Egoh, B., Degeorges, P., ... Lavalle, C. (2016). An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem Services*, *17*, 14–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.023>

Marshall, E., Wintle, B. A., Southwell, D., & Kujala, H. (2020). What are we measuring? A review of metrics used to describe biodiversity in offsets exchanges. *Biological Conservation*, *241*, 108250. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108250>

Martins, P. L. S. S., Furtado, S. G., & Menini Neto, L. (2020). Could epiphytes be xenophobic? Evaluating the use of native versus exotic phorophytes by the vascular epiphytic community in an urban environment. *Community Ecology*, *21*(1), 91–101. <https://doi.org/10.1007/s42974-020-00001-y>

Matesanz, S., & Valladares, F. (2014). Ecological and evolutionary responses of Mediterranean plants to global change. *Environmental and Experimental Botany*, *103*, 53–67. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2013.09.004>

Matos, R. S. (2011). *A Reinvenção da Multifuncionalidade da Paisagem em Espaço Urbano—Reflexões* [Tese de Doutoramento, CHAIA, Universidade de Évora. <http://hdl.handle.net/10174/4304>

Maxwell, S. L., Reside, A., Trezise, J., McAlpine, C. A., & Watson, J. EM. (2019). Retention and restoration priorities for climate adaptation in a multi-use landscape. *Global Ecology and Conservation*, *18*, e00649. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00649>

Milanović, M., Knapp, S., Pyšek, P., & Kühn, I. (2020). Linking traits of invasive plants with ecosystem services and disservices. *Ecosystem Services*, *42*, 101072. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101072>

Miller, D. L., Alonzo, M., Roberts, D. A., Tague, C. L., & McFadden, J. P. (2020). Drought response of urban trees and turfgrass using airborne imaging spectroscopy. *Remote Sensing of Environment*, 240, 111646. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111646>

Mody, K., Lerch, D., Müller, A.-K., Simons, N. K., Blüthgen, N., & Harnisch, M. (2020). Flower power in the city: Replacing roadside shrubs by wildflower meadows increases insect numbers and reduces maintenance costs. *PLOS ONE*, 15(6), e0234327. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0234327>

Moher, D., Liberati, A., Tetzlaff, J., Altman, D. G., & for the PRISMA Group. (2009). Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: The PRISMA statement. *BMJ*, 339(jul21 1), b2535–b2535. <https://doi.org/10.1136/bmj.b2535>

Monberg, R. J., Howe, A. G., Kepfer-Rojas, S., Ravn, H. P., & Jensen, M. B. (2019). Vegetation development in a stormwater management system designed to enhance ecological qualities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 46, 126463. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126463>

Monteiro-Henriques T, Martins MJ, Cerdeira JO, Silva PC, Arsénio P, Silva Á, Bellu A, Costa JC 2016. Bioclimatological mapping tackling uncertainty propagation: application to mainland Portugal. *International Journal of Climatology* 36(1): 400-411. doi:10.1002/joc.4357.

Montoya, D., Rogers, L., & Memmott, J. (2012). Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(12), 666–672. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.004>

Moosavi, S., Hurlimann, A., Nielsen, J., Bush, J., Warren-Myers, G., & March, A. (2023). Transforming the agency and influence of landscape architects in climate change actions: An empirical analysis of barriers and facilitators. *Landscape and Urban Planning*, 234, 104735. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2023.104735>

Mughal, M. O., Kubilay, A., Fatichi, S., Meili, N., Carmeliet, J., Edwards, P., & Burlando, P. (2021). Detailed investigation of vegetation effects on microclimate by means of computational fluid dynamics (CFD) in a tropical urban environment. *Urban Climate*, 39, 100939. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100939>

Mumford, L. (1961). *The City in History: Its Origins, Its Transformations, and Its Prospects*. Harcourt, Brace & World

Nahuelhual, L., Lattera, P., Jiménez, D., Báez, A., Echeverría, C., & Fuentes, R. (2018). Do people prefer natural landscapes? An empirical study in Chile. *Bosque (Valdivia)*, 39(2), 205–216. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002018000200205>

Nelson, J. A., Harris, J. M., Lesser, J. S., James, W. R., Suir, G. M., & Broussard, W. P. (2020). New mapping metrics to test functional response of food webs to coastal restoration. *Food Webs*, *25*, e00179. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2020.e00179>

Niemelä, J. (2014). Ecology of urban green spaces: The way forward in answering major research questions. *Landscape and Urban Planning*, *125*, 298–303. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.07.014>

Norton, B. A., Coutts, A. M., Livesley, S. J., Harris, R. J., Hunter, A. M., & Williams, N. S. G. (2015). Planning for cooler cities: A framework to prioritise green infrastructure to mitigate high temperatures in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, *134*, 127–138. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.018>

Nsenga Kumwimba, M., Dzakpasu, M., & Li, X. (2020). Potential of invasive watermilfoil (*Myriophyllum* spp.) to remediate eutrophic waterbodies with organic and inorganic pollutants. *Journal of Environmental Management*, *270*, 110919. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110919>

Ochs, K., Egger, G., Weber, A., Ferreira, T., Householder, J. E., & Schneider, M. (2020). The potential natural vegetation of large river floodplains – From dynamic to static equilibrium. *Journal of Hydro-Environment Research*, *30*, 71–81. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2020.01.005>

Oduor, A. M. O., Long, H., Fandohan, A. B., Liu, J., & Yu, X. (2018). An invasive plant provides refuge to native plant species in an intensely grazed ecosystem. *Biological Invasions*, *20*(10), 2745–2751. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1757-5>

Olden, J. D., LeRoy Poff, N., Douglas, M. R., Douglas, M. E., & Fausch, K. D. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution*, *19*(1), 18–24. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010>

Olupot, W. (2022). The potential of natural succession to restore degraded areas of a Ugandan rainforest dominated by the exotic paper mulberry *Broussonetia papyrifera* (L.) L'Hér. Ex Vent. *Forest Ecology and Management*, *504*, 119861. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119861>

Ossola, A., & Lin, B. B. (2021). Making nature-based solutions climate-ready for the 50 °C world. *Environmental Science & Policy*, *123*, 151–159. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.05.026>

Pandey, S., & Gurr, G. M. (2019). Conservation biological control using Australian native plants in a brassica crop system: Seeking complementary ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *280*, 77–84. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.04.018>

Pang, C.-C., Lo, W.-F., Yan, R. W.-M., & Hau, B. C.-H. (2020). Plant community composition on landfill sites after multiple years of ecological restoration. *Landscape Research*, *45*(4), 458–469. <https://doi.org/10.1080/01426397.2019.1674266>

Park, H. J., Park, T. H., Kang, H. Y., Lee, K.-S., Kim, Y. K., & Kang, C.-K. (2021). Assessment of restoration success in a transplanted seagrass bed based on isotopic niche metrics. *Ecological Engineering*, *166*, 106239. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106239>

Pauchard A, Meyerson LA, Bacher S, Blackburn TM, Brundu G, Cadotte M.W. (2018) Biodiversity assessments: Origin matters. *PLoS Biol* 16(11): e2006686. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2006686>

Pérez Castro, S., Esch, E. H., Eviner, V. T., Cleland, E. E., & Lipson, D. A. (2020). Exotic herbaceous species interact with severe drought to alter soil N cycling in a semi-arid shrubland. *Geoderma*, *361*, 114111. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114111>

Pérez-Corona, M. E., Pérez-Hernández, M. del C., Medina-Villar, S., Andivia, E., & Bermúdez de Castro, F. (2021). Canopy species composition drives seasonal soil characteristics in a Mediterranean riparian forest. *European Journal of Forest Research*, *140*(5), 1081–1093. <https://doi.org/10.1007/s10342-021-01387-8>

Phillips, M. L., Aronson, E. L., Maltz, M. R., & Allen, E. B. (2020). Native and invasive inoculation sources modify fungal community assembly and biomass production of a chaparral shrub. *Applied Soil Ecology*, *147*, 103370. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.103370>

Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Boone, C. G., Groffman, P. M., Irwin, E., Kaushal, S. S., Marshall, V., McGrath, B. P., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Szlavecz, K., Troy, A., & Warren, P. (2011). Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, *92*(3), 331–362. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.022>

Pinho, P., Casanelles-Abella, J., Luz, A. C., Kubicka, A. M., Branquinho, C., Laanisto, L., Neuenkamp, L., Alós Ortí, M., Obrist, M. K., Deguines, N., Tryjanowski, P., Samson, R., Niinemets, Ü., & Moretti, M. (2021). Research agenda on biodiversity and ecosystem functions and services in European cities. *Basic and Applied Ecology*, *53*, 124–133. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.02.014>

Pinto-Gomes, C., & Paiva-Ferreira, R. (2005). *Flora e Vegetação do Barrocal Algarvio. Tavira-Portimão*. Comissão de Coordenação e Desenvolvimento do Algarve.

Pires, A. P. F., Amaral, A. G., Padgurschi, M. C. G., Joly, C. A., & Scarano, F. R. (2018). Biodiversity research still falls short of creating links with ecosystem services and human well-being in a global hotspot. *Ecosystem Services*, *34*, 68–73. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.10.001>

Portas, N., Cabral, J., Domingues, A. (2007) – *Políticas urbanas: tendências, estratégias e oportunidades*. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian.

Prendergast, K. S., Tomlinson, S., Dixon, K. W., Bateman, P. W., & Menz, M. H. M. (2022). Urban native vegetation remnants support more diverse native bee communities than residential gardens in

Australia's southwest biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, 265, 109408. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109408>

Prober, S. M., Byrne, M., McLean, E. H., Steane, D. A., Potts, B. M., Vaillancourt, R. E., & Stock, W. D. (2015). Climate-adjusted provenancing: A strategy for climate-resilient ecological restoration. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 3. <https://doi.org/10.3389/fevo.2015.00065>

Quijas, S., Romero-Duque, L. P., Trilleras, J. M., Conti, G., Kolb, M., Brignone, E., & Dellafiore, C. (2019). Linking biodiversity, ecosystem services, and beneficiaries of tropical dry forests of Latin America: Review and new perspectives. *Ecosystem Services*, 36, 100909. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100909>

Quinto-Canas, R., Vila-Viçosa, C., Paiva-Ferreira, R., Cano-Ortiz, A., & Pinto-Gomes, C. (2012). The Algarve climatophilous vegetation series – Portugal: A base document to the planning, management and nature conservation Les séries de végétation climatophiles de l'Algarve - Portugal: un document de base pour la planification, gestion et conservation de la nature. *Acta Botanica Gallica*, 159(3), 289–298. <https://doi.org/10.1080/12538078.2012.737150>

Ramalho, C. E., & Hobbs, R. J. (2012). Time for a change: Dynamic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(3), 179–188. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.10.008>

Randriambanona, H., Randriamalala, J. R., & Carrière, S. M. (2019). Native forest regeneration and vegetation dynamics in non-native *Pinus patula* tree plantations in Madagascar. *Forest Ecology and Management*, 446, 20–28. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.019>

Raymundo, M., Pastore, A., HilleRisLambers, J., & Mayfield, M. M. (2021). Annual rainfall variation and dispersal limitation combine to alter invaded plant community diversity, dominance hierarchies and seeding phenology. *Climate Change Ecology*, 2, 100024. <https://doi.org/10.1016/j.ecochg.2021.100024>

Reimer, M. H. (sem data). *Unsettling eco-scapes – aesthetic performances for sustainable futures*. 14.

Rey, F., Bifulco, C., Bischetti, G. B., Bourrier, F., De Cesare, G., Florineth, F., Graf, F., Marden, M., Mickovski, S. B., Phillips, C., Peklo, K., Poesen, J., Polster, D., Preti, F., Rauch, H. P., Raymond, P., Sangalli, P., Tardio, G., & Stokes, A. (2019). Soil and water bioengineering: Practice and research needs for reconciling natural hazard control and ecological restoration. *Science of The Total Environment*, 648, 1210–1218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.217>

Ribeiro, L.P. (1998). *The cultural landscape and the uniqueness of place: A greenway heritage network for landscape conservation of Lisbon Metropolitan Area*. University of Massachusetts

Rice, K. J., & Emery, N. C. (2003). Managing microevolution: Restoration in the face of global change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(9), 469–478. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0469:MMRITF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0469:MMRITF]2.0.CO;2)

Riley, C. B., Herms, D. A., & Gardiner, M. M. (2018). Exotic trees contribute to urban forest diversity and ecosystem services in inner-city Cleveland, OH. *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, 367–376. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.01.004>

Rivas-Martínez, S., Díaz, T. E., Penas, A., Fernández, F., Alcaraz, F., Asensi, A., Benabid, A., de Bolòs, O., Costa, M., Prieto, J. A. F., Grabherr, G., Loidi, J., Carretero, E. M., Pedrotti, F., Pott, R., Sánchez, P., Theurillat, J. P., Wildpret, W., Laguna, L., ... Valle, C. (2002). *Itinera Geobotanica*, 15(2) (2002). 495.

Rivas-Martínez, S., Penas, A., Díaz, T. (2004). Biogeographic Map of Europe. Cartographic Service University of León, León.

Rivas-Martínez, S., Sáenz, S., & Penas, A. (2011). Worldwide Bioclimatic Classification System. *Global Geobotany*, 1, 1-634+4 Maps. <https://doi.org/10.5616/gg110001>

Rivas-Martínez, S., Penas, A., Díaz-González, T.E., Río, S., Cantó, P., Herrero, L., Pinto-Gomes, C., Costa, J. C. (2014) Biogeography of Spain and Portugal. Preliminary typological synopsis. *International Journal of Geobotanical Research*. V.4, 2014, p. 1-64. <http://hdl.handle.net/10400.5/14913>

Robbiati, F. O., Cáceres, N., Hick, E. C., Suarez, M., Soto, S., Barea, G., Matoff, E., Galetto, L., & Imhof, L. (2022). Vegetative and thermal performance of an extensive vegetated roof located in the urban heat island of a semiarid region. *Building and Environment*, 212, 108791. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2022.108791>

Ross, M. R. V., Bernhardt, E. S., Doyle, M. W., & Heffernan, J. B. (2015). Designer Ecosystems: Incorporating Design Approaches into Applied Ecology. *Annual Review of Environment and Resources*, 40(1), 419–443. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-121012-100957>

S, R.-M., Penas, A., & Díaz, T. (2004). *Biogeographic Map of Europe*.

Safford, H. D., & Vallejo, V. R. (2019). Ecosystem management and ecological restoration in the Anthropocene: Integrating global change, soils, and disturbance in boreal and Mediterranean forests. Em *Developments in Soil Science* (Vol. 36, pp. 259–308). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63998-1.00012-4>

Santala, K., Cardou, F., Yemshanov, D., Campioni, F., Simpson, M., Handa, I. T., Ryser, P., & Aubin, I. (2022). Finding the perfect mix: An applied model that integrates multiple ecosystem functions when designing restoration programs. *Ecological Engineering*, 180, 106646. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106646>



Wilk, B., Schauser, I., Vetter, A. (2021). *Tackling the climate and biodiversity crises in Europe through Urban Greening Plans - Recommendations for avoiding the implementation gap*. ICLEI – Local Governments for Sustainability, German Environmental Agency

Scopelliti, M., Carrus, G., Adinolfi, C., Suarez, G., Colangelo, G., Laforteza, R., Panno, A., & Sanesi, G. (2016). Staying in touch with nature and well-being in different income groups: The experience of urban parks in Bogotá. *Landscape and Urban Planning*, *148*, 139–148. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.11.002>

Scotton, M., & Andreatta, D. (2021). Anti-erosion rehabilitation: Effects of revegetation method and site traits on introduced and native plant cover and richness. *Science of The Total Environment*, *776*, 145915. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145915>

Sebastiani, A., Buonocore, E., Franzese, P. P., Riccio, A., Chianese, E., Nardella, L., & Manes, F. (2021). Modeling air quality regulation by green infrastructure in a Mediterranean coastal urban area: The removal of PM10 in the Metropolitan City of Naples (Italy). *Ecological Modelling*, *440*, 109383. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109383>

Shackleton, S. E., & Shackleton, R. T. (2018). Local knowledge regarding ecosystem services and disservices from invasive alien plants in the arid Kalahari, South Africa. *Journal of Arid Environments*, *159*, 22–33. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.07.001>

Sharky, B. (2016). *Thinking about Landscape Architecture: Principles of a Design Profession for the 21st Century*. Routledge.

Shashua-Bar, L., Pearlmutter, D., & Erell, E. (2009). The cooling efficiency of urban landscape strategies in a hot dry climate. *Landscape and Urban Planning*, *92*(3–4), 179–186. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.04.005>

Sheppard, S. R. J. (2015). Making climate change visible: A critical role for landscape professionals. *Landscape and Urban Planning*, *142*, 95–105. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.07.006>

Shouman, S., Mason, N., Heberling, J. M., Kichey, T., Closset-Kopp, D., Kobeissi, A., & Decocq, G. (2020). Leaf functional traits at home and abroad: A community perspective of sycamore maple invasion. *Forest Ecology and Management*, *464*, 118061. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118061>

Simmons, M. T., Venhaus, H. C., & Windhager, S. (2007). Exploiting the attributes of regional ecosystems for landscape design: The role of ecological restoration in ecological engineering. *Ecological Engineering*, *30*(3), 201–205. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.01.007>

Simonson, W. D., Miller, E., Jones, A., García-Rangel, S., Thornton, H., & McOwen, C. (2021). Enhancing climate change resilience of ecological restoration—A framework for action. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(3), 300–310. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.05.002>

Simplício, D. (2009) *Evolução da Estrutura Urbana de Évora: o século XX e a transição para o século XXI*. Câmara Municipal de Évora. ISSN: 0971-1992

Simplício D. (2013) *A Cidade de Évora e a Relevância do Centro Histórico* In Rio Fernandes, J. A. & Sposito, M. E., *A Nova Vida do Velho Centro nas Cidades Portuguesas e Brasileiras*. Faculdade de Letras da Universidade do Porto / CEGOT. 2013. ISBN: 978-989-8648-01-3

Singh, A. N., & Kumar, A. (2022). Ecological performances of exotic and native woody species on coal mine spoil in Indian dry tropical region. *Ecological Engineering*, 174, 106470. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106470>

Sivicek, V. A., & Taft, J. B. (2011). Functional Group Density as an index for assessing habitat quality in tallgrass prairie. *Ecological Indicators*, 11(5), 1251–1258. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.01.003>

Smiley, J., 1997. *Farming and the landscape*. In: Nassauer, J.I. (Ed.), *Placing Nature: Culture and Landscape Ecology*. Island Press, Washington, DC, pp. 33– 43.

Somodi, I., Molnár, Z., Czúcz, B., Bede-Fazekas, Á., Bölöni, J., Pásztor, L., Laborczi, A., & Zimmermann, N. E. (2017). Implementation and application of multiple potential natural vegetation models – a case study of Hungary. *Journal of Vegetation Science*, 28(6), 1260–1269. <https://doi.org/10.1111/jvs.12564>

Southon, G. E., Jorgensen, A., Dunnett, N., Hoyle, H., & Evans, K. L. (2018). Perceived species-richness in urban green spaces: Cues, accuracy and well-being impacts. *Landscape and Urban Planning*, 172, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.12.002>

Steiner, F. (2011). Landscape ecological urbanism: Origins and trajectories. *Landscape and Urban Planning*, 100(4), 333–337. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.01.020>

Stępniewska, M. (2021). The capacity of urban parks for providing regulating and cultural ecosystem services versus their social perception. *Land Use Policy*, 111, 105778. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105778>

Sueltenfuss, J. P., & Cooper, D. J. (2019). A new approach for hydrologic performance standards in wetland mitigation. *Journal of Environmental Management*, 231, 1154–1163. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.001>

Sun, F., Zeng, L., Cai, M., Chauvat, M., Forey, E., Tariq, A., Graciano, C., Zhang, Z., Gu, Y., Zeng, F., Gong, Y., Wang, F., & Wang, M. (2022). An invasive and native plant differ in their effects on the

soil food-web and plant-soil phosphorus cycle. *Geoderma*, 410, 115672. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115672>

Tan, P. Y., Wong, N. H., Tan, C. L., Jusuf, S. K., Schmiele, K., & Chiam, Z. Q. (2020). Transpiration and cooling potential of tropical urban trees from different native habitats. *Science of The Total Environment*, 705, 135764. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135764>

Tavares, J. L. (2008). *Reabilitação Urbana: As Sociedades de Reabilitação Urbana e as Novas Perspectivas na Requalificação de Centros Históricos* [Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa]

Teixeira, H., Lillebø, A. I., Culhane, F., Robinson, L., Trauner, D., Borgwardt, F., Kuemmerlen, M., Barbosa, A., McDonald, H., Funk, A., O'Higgins, T., Van der Wal, J. T., Piet, G., Hein, T., Arévalo-Torres, J., Iglesias-Campos, A., Barbière, J., & Nogueira, A. J. A. (2019). Linking biodiversity to ecosystem services supply: Patterns across aquatic ecosystems. *Science of The Total Environment*, 657, 517–534. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.440>

Teixeira, J. M. (2003) In Caetano, J. O. coord. *A Utopia e os Pés na Terra*, Instituto Português dos Museus, 2003

Telles G (1997) Plano verde de Lisboa. Componente do Plano Director Municipal, Editora Colibri, Lisboa.

Thaweeppworadej, P., & Evans, K. L. (2022). Species richness and ecosystem services of tree assemblages along an urbanisation gradient in a tropical mega-city: Consequences for urban design. *Urban Forestry & Urban Greening*, 70, 127527. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127527>

Thompson, C. W. (2002). Urban open space in the 21st century. *Landscape and Urban Planning*, 60(2), 59–72. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00059-2](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00059-2)

Threlfall, C. G., & Kendal, D. (2018). The distinct ecological and social roles that wild spaces play in urban ecosystems. *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, 348–356. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.05.012>

Turbelin, A., & Catford, J. A. (2021). Invasive plants and climate change. Em *Climate Change* (pp. 515–539). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821575-3.00025-6>

Turpin, L., Diadema, K., Lalanne, A., Le Berre, M., Papuga, G., & Argagnon, O. (2022). Prioritization of natural habitats: A methodological framework applied to the French Mediterranean. *Journal for Nature Conservation*, 67, 126185. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126185>

Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J., & James, P. (2007). Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning*, 81(3), 167–178. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001>

Valente, D. A. F. (2012). *Relação Cidade/Campo: Um Caminho para a Complementaridade* [Tese de Mestrado, Universidade de Évora]

Vallecillo, S., Polce, C., Barbosa, A., Perpiña Castillo, C., Vandecasteele, I., Rusch, G. M., & Maes, J. (2018). Spatial alternatives for Green Infrastructure planning across the EU: An ecosystem service perspective. *Landscape and Urban Planning*, *174*, 41–54. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.03.001>

Van der Biest, K., Meire, P., Schellekens, T., D'hondt, B., Bonte, D., Vanagt, T., & Ysebaert, T. (2020). Aligning biodiversity conservation and ecosystem services in spatial planning: Focus on ecosystem processes. *Science of The Total Environment*, *712*, 136350. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136350>

Vasquez-Valderrama, M., González-M, R., López-Camacho, R., Baptiste, M. P., & Salgado-Negret, B. (2020). Impact of invasive species on soil hydraulic properties: Importance of functional traits. *Biological Invasions*, *22*(6), 1849–1863. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02222-8>

Vaz, A. S., Castro-Díez, P., Godoy, O., Alonso, Á., Vilà, M., Saldaña, A., Marchante, H., Bayón, Á., Silva, J. S., Vicente, J. R., & Honrado, J. P. (2018). An indicator-based approach to analyse the effects of non-native tree species on multiple cultural ecosystem services. *Ecological Indicators*, *85*, 48–56. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.009>

Veigas, M., Vila-Viçosa, C., Mendes, P., & Pinto-Gomes, C. (2010). *Originalidades do Coberto Vegetal do Alto Tejo*.

Vieira, J., Matos, P., Mexia, T., Silva, P., Lopes, N., Freitas, C., Correia, O., Santos-Reis, M., Branquinho, C., & Pinho, P. (2018). Green spaces are not all the same for the provision of air purification and climate regulation services: The case of urban parks. *Environmental Research*, *160*, 306–313. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.10.006>

Villanueva, K., Badland, H., Hooper, P., Koohsari, M. J., Mavoa, S., Davern, M., Roberts, R., Goldfeld, S., & Giles-Corti, B. (2015). Developing indicators of public open space to promote health and wellbeing in communities. *Applied Geography*, *57*, 112–119. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.12.003>

Vivian, L. M., Greet, J., & Jones, C. S. (2020). Responses of grasses to experimental submergence in summer: Implications for the management of unseasonal flows in regulated rivers. *Aquatic Ecology*, *54*(4), 985–999. <https://doi.org/10.1007/s10452-020-09788-4>

Voltaire, F. (2008). Plant traits and functional types to characterise drought survival of pluri-specific perennial herbaceous swards in Mediterranean areas. *European Journal of Agronomy*, *29*(2–3), 116–124. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2008.04.008>

Waldheim C. (2006). *The landscape urbanism reader*. Princeton Architectural Press.

Waldheim, C. (2014). Introduction: Landscape as architecture. *Studies in the History of Gardens & Designed Landscapes*, 34(3), 187–191. <https://doi.org/10.1080/14601176.2014.893140>

Wallace, K. J., & Clarkson, B. D. (2019). Urban forest restoration ecology: A review from Hamilton, New Zealand. *Journal of the Royal Society of New Zealand*, 49(3), 347–369. <https://doi.org/10.1080/03036758.2019.1637352>

Wang, J., Fu, B., Lu, N., Wang, S., & Zhang, L. (2019). Water use characteristics of native and exotic shrub species in the semi-arid Loess Plateau using an isotope technique. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 276, 55–63. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.02.015>

Wang, J., Rienow, A., David, M., & Albert, C. (2022). Green infrastructure connectivity analysis across spatiotemporal scales: A transferable approach in the Ruhr Metropolitan Area, Germany. *Science of The Total Environment*, 813, 152463. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152463>

Ward, S. G., & Amatangelo, K. L. (2018). Suburban gardening in Rochester, New York: Exotic plant preference and risk of invasion. *Landscape and Urban Planning*, 180, 161–165. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.09.004>

Wilk, B., Hanania, S., Latinos, V., Anton, B., Olbertz, M. (2020): Guidelines for co-designing and co-implementing green infrastructure in urban regeneration processes, D 2.10, proGReg. Horizon 2020 Grant Agreement No 776528, European Commission, page number pp.82

Wilsey, B. J., Martin, L. M., & Kaul, A. D. (2018). Phenology differences between native and novel exotic-dominated grasslands rival the effects of climate change. *Journal of Applied Ecology*, 55(2), 863–873. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12971>

Wolch, J. R., Byrne, J., & Newell, J. P. (2014). Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities ‘just green enough’. *Landscape and Urban Planning*, 125, 234–244. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.017>

Wood, S. L. R., & Dupras, J. (2021). Increasing functional diversity of the urban canopy for climate resilience: Potential tradeoffs with ecosystem services? *Urban Forestry & Urban Greening*, 58, 126972. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126972>

Woudstra, J. (2018). Designing the garden of Geddes: The master gardener and the profession of landscape architecture. *Landscape and Urban Planning*, 178, 198–207. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.05.023>

Wu, J. (2014). Urban ecology and sustainability: The state-of-the-science and future directions. *Landscape and Urban Planning*, 125, 209–221. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.018>

Xia, S., Wang, W., Song, Z., Kuzyakov, Y., Guo, L., Van Zwieten, L., Li, Q., Hartley, I. P., Yang, Y., Wang, Y., Andrew Quine, T., Liu, C., & Wang, H. (2021). *Spartina alterniflora* invasion controls organic

carbon stocks in coastal marsh and mangrove soils across tropics and subtropics. *Global Change Biology*, 27(8), 1627–1644. <https://doi.org/10.1111/gcb.15516>

Yapp, G., Walker, J., & Thackway, R. (2010). Linking vegetation type and condition to ecosystem goods and services. *Ecological Complexity*, 7(3), 292–301. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2010.04.008>

Yeo, O. T. S., Mohd Yusof, M. J., Maruthaveeran, S., Mohd Shafri, H. Z., Saito, K., & Yeo, L. B. (2022). ABC of green infrastructure analysis and planning: The basic ideas and methodological guidance based on landscape ecological principle. *Urban Forestry & Urban Greening*, 73, 127600. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127600>

Young, C., Hofmann, M., Frey, D., Moretti, M., & Bauer, N. (2020). Psychological restoration in urban gardens related to garden type, biodiversity and garden-related stress. *Landscape and Urban Planning*, 198, 103777. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103777>

Yu, D., Xun, B., Shi, P., Shao, H., & Liu, Y. (2012). Ecological restoration planning based on connectivity in an urban area. *Ecological Engineering*, 46, 24–33. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.04.033>

Zaccai, E. (2012). Over two decades in pursuit of sustainable development: Influence, transformations, limits. *Environmental Development*, 1(1), 79–90. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2011.11.002>

Zerbe, S. (1998). Potential natural vegetation: validity and applicability in landscape planning and nature conservation. *Applied Vegetation Science*, 1: 165-172. <https://doi.org/10.2307/1478945>

Zhang, Y., Yu, C., Xie, J., Du, S., Feng, J., & Guan, D. (2021). Comparison of fine root biomass and soil organic carbon stock between exotic and native mangrove. *CATENA*, 204, 105423. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105423>

Zhang, Z., Meerow, S., Newell, J. P., & Lindquist, M. (2019). Enhancing landscape connectivity through multifunctional green infrastructure corridor modeling and design. *Urban Forestry & Urban Greening*, 38, 305–317. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.10.014>

Ziyae, M. (2018). Assessment of urban identity through a matrix of cultural landscapes. *Cities*, 74, 21–31. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2017.10.021>

Zunzunegui, M., Ruiz-Valdepeñas, E., Sert, M. A., Díaz-Barradas, M. C., & Gallego-Fernández, J. B. (2020). Field comparison of ecophysiological traits between an invader and a native species in a Mediterranean coastal dune. *Plant Physiology and Biochemistry*, 146, 278–286. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2019.11.032>

Zuo, X., Zhang, J., Lv, P., Zhou, X., Li, Y., Luo, Y., Luo, Y., Lian, J., & Yue, X. (2016). Plant functional diversity mediates the effects of vegetation and soil properties on community-level plant nitrogen use

in the restoration of semiarid sandy grassland. *Ecological Indicators*, 64, 272–280.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.012>