

**Universidade de Évora - Instituto de Investigação e Formação Avançada
Universidade dos Açores Universidade de Lisboa - Instituto Superior de
Agronomia**

Programa de Doutoramento em Gestão Interdisciplinar da Paisagem

Tese de Doutoramento

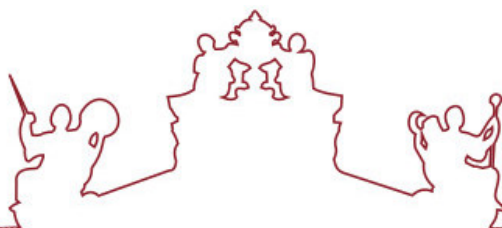
Modelo de Conectividade Funcional na Definição da Estrutura Ecológica nos Instrumentos de Gestão do Território

Lília Graciete Zambujo Fidalgo

Orientador(es) | António Mira
Carlos Godinho
Isabel Alexandra Ramos

Évora 2022





**Universidade de Évora - Instituto de Investigação e Formação Avançada
Universidade dos Açores Universidade de Lisboa - Instituto Superior de
Agronomia**

Programa de Doutoramento em Gestão Interdisciplinar da Paisagem

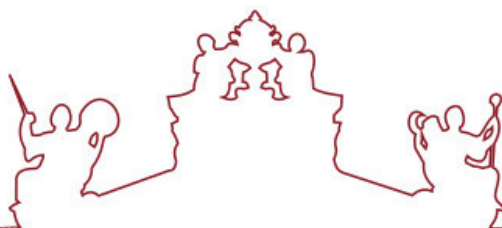
Tese de Doutoramento

Modelo de Conectividade Funcional na Definição da Estrutura Ecológica nos Instrumentos de Gestão do Território

Lília Graciete Zambujo Fidalgo

Orientador(es) | António Mira
Carlos Godinho
Isabel Alexandra Ramos

Évora 2022



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 | Carlos José Gomes (Universidade de Évora)

Vogais | António Mira (Universidade de Évora) (Orientador)
Edna Carla Janeiro Cabecinha da Câmara Sampaio (Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro)
José Manuel Osório de Barros de Lima e Santos (Instituto Superior de Agronomia (ISA))
Rui do Nascimento Fazenda Lourenço (Universidade de Évora)
Teresa Maria Vieira de Sá Marques (Universidade do Porto - Faculdade de Letras)

*Ao meu pai, que nos repetia:
"Aprender, aprender, aprender sempre!"*

A história de uma aventura... Obrigada!

Já não tenho bem a certeza, mas creio que foi antes do jantar, pelo que “um jantar bem regado” não é justificação. Foi certamente no fim do dia, o que pode explicar alguma forma de raciocínio menos operativa. O que é certo é que o Nuno falou-me de um doutoramento na Universidade de Évora... interessante, com professores muito bons... 3 anos... “é mesmo bom para ti”... e eu a dizer que sim, estava bem. Afinal até me “apetecia” um pouco de meio académico, que isto de ser funcionário público da administração central pode ser perigoso para o “encosto mental”.

Depois acordei a pensar no que tinha feito e como encaixar esta história nas outras.

Começou uma aventura que, tal como as paisagens, teve muitas cabeças a moldá-la e não apenas a “empurrar” para que eu não me permitisse perder o Norte. O Nuno claro, mais entusiasmado em determinados momentos do que eu e sempre angustiado com a minha “demasiada descontração”. Ele que foi o primeiro a terminar!

A Carolina, que de tempos a tempos, me perguntava “Mas para que estás tu a fazer isso do doutoramento?”. Com esta frase ajudou-me sempre a centrar nos objetivos e no que é mais importante – ser a mãe dela! Na fase final, depois de retomado o trabalho, foi também um fator motivador, claro.

No começo da aventura houve desde logo os Professores: Teresa Pinto Correia, Isabel Rodrigo, José Lima Santos, Isabel Ramos, António Mira, Paulo Sá Sousa, Nuno Ribeiro, João Rabaça. Que prazer regressar à condição de aluna e ouvi-los! As horas de aulas e de conversas extracurriculares facilitaram o ajustamento ao meio académico, após alguns anos mais afastada, e (re)estimularam a curiosidade nas matérias da ciência.

E, desde o início, os orientadores, o Professor Doutor António Mira e a Professora Doutora Isabel Ramos. Estes são os companheiros da aventura e eu não poderia ter escolhido melhores. Já nesta fase de retomar do trabalho, surgiu o Doutor Carlos Godinho. Um prazer conhecer um Biólogo tão empenhado e que fala das aves e do seu conhecimento sobre elas com tamanha tranquila sabedoria. Um grande obrigada por ter aceite a tarefa de orientar também este trabalho.

O António não é apenas um bom professor, mas é também um crente da biologia e dos biólogos e isso é muito importante para quem, por vezes, vê vacilar a fé.

A Isabel é uma batalhadora, tem os pés no chão, mas a cabeça nas estrelas e consegue não hesitar (pelo menos disfarça bem). Temos também outras aventuras em comum e valorizo muito a nossa amizade. Agradeço-lhe especialmente toda a ajuda e impulso para terminar esta etapa.

Ambos dão tão boas gargalhadas e tão bons conselhos, ao mesmo tempo que corrigem, orientam e transmitem conhecimento, que a aventura só podia ter um desfecho bom graças a eles. Se fracassou é só culpa minha, palavra.

Ao Francesco Valerio devo o desvendar dos segredos do Maxent e da linguagem do R. Estou-lhe profundamente grata. Sem ele talvez o desfecho desta aventura tivesse outros contornos. É o italiano mais alentejano que conheço e, como eu, tem fé na inteligência humana para ajudar a concretizar melhores políticas de proteção da natureza.

O meu grande companheiro de aventura, o Colatino Simplício, que como bom arquiteto paisagista é metuculoso, não gosta de figuras, mapas e tabelas feitas à pressa e me ajudou a desvendar o QGIS. Foi e será sempre um grande colega, que encoraja e motiva sempre com a mesma generosa disponibilidade.

À Professora Domingas Simplício, que é a metade de um “casal maravilha”, um imenso agradecimento pela revisão e bons conselhos. Mas também pela amizade e força de viver.

O Miguel Lecoq, que é um ornitólogo 5 estrelas, foi fundamental nas opiniões, sugestões e troca de impressões nas matérias da ornitologia. De resto, o Miguel é sempre fundamental enquanto irmão da minha filha e excelente amigo.

Para as questões da ornitologia e dois (ou mais) dedos de conversa inteligente estão também dois companheiros de longo curso: o Kaiser (António Araújo) e o Rui Rufino. Um à distância e outro mais próximo, que também contribuíram para o processo. De resto, na longa aventura que tem sido o meu percurso profissional, estes dois AMIGOS, tiveram um papel importante. Começou com a ornitologia, a anilhagem, uma escada para visitar ninhos de chapins chamada “Snope” e a aprendizagem da leitura da paisagem e do seu conteúdo. São dois importantes mestres.

Os colegas João Rui Ribeiro e Fernanda Ribeiro também fazem parte da história. O João Rui que foi um grande colega deste curso de doutoramento e que, juntamente com a Fernanda, me ensinam sempre coisas interessantes e importantes da silvicultura e estão sempre disponíveis para ajudar.

Antes, durante e na continuação desta aventura estão os colegas de trabalho da direção de serviços de ordenamento do território que todos os dias me acompanham e

com quem tenho aprendido imenso. Um destaque especial para os “meus” técnicos, (os melhores do mundo): a Sara Rodrigues, o Luís Rufo, o Paulo Herbert e o Júlio Mateus. Ajudaram, cada um à sua maneira, a concluir esta fase. É com eles que conto para mudar o mundo (pelo menos no café da manhã) num sítio com melhor Ambiente.

À Fátima Bacharel, à Helena Mourato, à Umbelina Campainhas e à Visitação Zambujo agradeço o apoio e a cumplicidade no trabalho e para além dele.

À minha mãe que, sem o saber, foi a grande responsável pelo meu interesse nas temáticas da proteção da natureza. De facto, foi ela que, para aí nos finais da década de 70, apareceu lá em casa a vender autocolantes e cartazes para uma campanha de uma tal de Liga para a Proteção da Natureza, cujo objetivo era salvar o lince e a Serra da Malcata. Desde sempre a transmitir o entusiasmo pelas causas, que isto da vida não é só passar por aí de mansinho.

Ao Nuno também tenho de agradecer o apoio e a confiança em mim depositada para esta tarefa. Já agora, presto-lhe aqui a homenagem, porque se qualquer pessoa pode nascer no Alentejo, nem todos se podem gabar de ser alentejanos. O Nuno já pode considerar-se como tal!

Aos meus maiores companheiros, a minha irmã e o meu irmão, também agradeço por tudo o resto que não cabe num curso de doutoramento.

À Carolina relembro os dois lemas: a história da minha vida é uma luta contra a preguiça e a curiosidade é o caminho.

RESUMO

Ao aproximar a paisagem da escala regional, obtemos o “palco” das transformações do território, onde os diferentes “actores”/agentes (social, económico, cultural, ecológico) se encontram.

No atual quadro legal dos instrumentos de gestão do território, em Portugal, o planeamento feito à escala regional encontra a sua concretização na escala local através dos Planos Municipais de Ordenamento do Território.

Planear e ordenar o território, organizando os usos e atividades, sem comprometer o funcionamento e a perenidade dos ecossistemas e minimizando os efeitos na perda e degradação dos habitats, requer o uso de metodologias expeditas e instrumentos eficientes, que possibilitem antecipar e prever cenários originando decisões consistentes e mais eficazes.

Nesta tese procura-se dar um contributo para o processo de planeamento através da definição de uma metodologia para a delimitação das áreas a integrar uma das figuras de ordenamento, a estrutura ecológica municipal, na componente que diz respeito à identificação das áreas de conectividade ecológica - corredores verdes - que devem assegurar a ligação funcional entre os habitats mais importantes para a proteção da biodiversidade.

Para o efeito foi utilizada a distribuição potencial de espécies de aves, com recurso a modelos de adequabilidade de habitat, que relacionam os dados de ocorrência de espécies com um conjunto de descritores ambientais.

Os resultados obtidos confirmam a possibilidade de aplicação da metodologia a partir de sistemas de dados abertos e de fácil acesso e a necessidade de desenhar estruturas ecológicas municipais, que consubstanciem, efetivamente, uma rede de conectividade, apoiada em regulamentação eficaz, que permita estratégias de gestão da paisagem que dão resposta e antecipam a necessidade de articulação da capacidade produtiva dos ecossistemas com a exploração de recursos.

Palavras chave:

fragmentação de habitats, conectividade da paisagem, estrutura ecológica municipal, instrumentos de gestão do território, sistemas agroflorestais, paisagens funcionais.

ABSTRACT

Contribution to the definition of an ecological infrastructure as an element of territorial management planning

By approaching the landscape closer to the regional scale, we get the “stage” of territorial transformations, where the different “actors”/agents (social, economic, cultural, ecological) meet.

In the current legal framework of territorial management instruments, in Portugal, planning carried out at a regional scale finds its execution at a local scale through the Municipal Management Plans.

Planning the territory, organizing uses and activities, without compromising the functioning and sustainability of ecosystems and minimizing the effects of loss and degradation of habitats, requires the use of expeditious methodologies and efficient instruments, which make it possible to anticipate and predict scenarios leading to more consistent and more effective decisions.

This thesis seeks to contribute to the planning process through the definition of a methodology for the delimitation of areas to integrate one of the management plans figures, the local ecological structure, in the component that concerns the identification of ecological connectivity areas - green corridors - that ensure the functional link between the most important habitats for the protection of biodiversity.

For this purpose, the potential distribution of bird species was used, applying habitat suitability models, which relate species occurrence data to a set of environmental descriptors.

The results obtained confirm the possibility of applying the methodology from open and easily accessible data systems and the need to design local ecological structures that effectively consubstantiate a network of connectivity, supported by effective regulation, which allows management strategies that respond to and anticipate the need to articulate the productive capacity of ecosystems with the exploitation of resources.

ABREVIATURAS E ACRÓNIMOS

AUC - *area under the receiver operating characteristics curve*

CCDRA - Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Alentejo

COS – Cartografia de Ocupação do Solo

DGT – Direção Geral do Território

EEM – Estrutura Ecológica Municipal

ERPVA – Estrutura Regional de Proteção e Valorização Ambiental

IGT – Instrumentos de Gestão do Território

PDM – Plano Diretor Municipal

PEOT – Programa Especial de Ordenamento do Território

PMOT – Planos Municipais de Ordenamento do Território

PROFA – Programa Regional de Ordenamento Florestal do Alentejo

PROT – Programa Regional de Ordenamento do Território

RAN – Reserva Agrícola Nacional

RCM – Resolução do Conselho de Ministros

REN – Reserva Ecológica Nacional

SDM – Modelo de Distribuição de Espécies /*Species Distribution Model*

SHDI – Índice de Diversidade de Shannon

SIG – Sistema de Informação Geográfica

SPEA – Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela I - Principais disposições regulamentares de âmbito nacional, relativas à introdução do conceito de conectividade nos instrumentos de gestão do território..... | 27 |
| Tabela II - Relação das áreas das tipologias de ocupação do solo na região Alentejo, conforme estabelecidas pela Carta de Ocupação do Solo 2018 (COS2018), correspondendo ao nível 1 da respetiva legenda (DGT, 2019)..... | 42 |
| Tabela III - Espécies-foco selecionadas com indicação do número de registos de presença considerando as quadrículas 2x2 Km, utilizadas no Atlas da Aves para Portugal e o valor em quilómetros da dispersão natal (Paradis <i>et al.</i> , 1998)..... | 48 |
| Tabela IV - Usos/ocupação do solo selecionadas de acordo com a legenda de nível 1 e parte da de nível 4 da COS2018 (DGT, 2019), na região Alentejo bem como a correspondente área de cada classe e a percentagem que representa no total..... | 51 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|-------------------------------------|
| Figura 1 - Representação da bacia do Mediterrâneo, com destaque para Portugal Continental e a região Alentejo – verde escuro (mapa da autoria de Colatino Simplício)..... | 12 |
| Figura 2 - Fragmentação de áreas de sistemas agroflorestais por construção de infraestruturas (fotografia Nuno Lecoq) e aumento de área agrícola (fotografia Carolina Lecoq). Erro! Marcador não definido. | |
| Figura 3 - Exemplo de grafo definido por 5 nodos (n1,n2,n3,n4,n5) e 9 arestas (v1...v8). Adaptado de Urban & Keitt, 2001). | 23 |
| Figura 4 - Mapa de Portugal Continental com destaque para a região Alentejo (adaptado de Colatino Simplício). | Erro! Marcador não definido. |
| Figura 5 - Imagens do sistema agroflorestal denominado montado (fotografias Carolina Lecoq). | 44 |
| Figura 6 - Imagens das cinco espécies selecionadas como espécies-focais..... | 49 |
| Figura 7 - Cartografia da COS2018 para a região Alentejo com a legenda do nível 1 e a desagregação parcial (nas manchas florestais) do nível 4 – pormenor na zona de Évora. (adaptado de DGT, 2019) | 52 |
| Figura 8 - Resultado do cálculo do índice de diversidade SHDI aplicado a cada quadrícula 2x2 Km para a região Alentejo. Para melhor leitura da imagem os resultados são agregados em 12 classes..... | 53 |
| Figura 9 - Cartografia dos dados georreferenciados das presenças obtidas no eBird, relativas à <i>Sitta europaea</i> sobrepostos com a carta da COS2018 | 56 |
| Figura 10 - Resultados da importância das várias variáveis, avaliada com base em teste jackknife. (a) <i>Sitta europaea</i> , (b) <i>Buteo buteo</i> , (c) <i>Dendrocopos major</i> , (d) <i>Troglodytes troglodytes</i> , (e) <i>Accipiter nisus</i> . Agr – agricultura, Bru – matos, Flo_cas – floresta de carvalhos e outras folhosas, Flo_euc – floresta de eucaliptos, Flo_que – floresta de quercíneas, Flo_res – floresta de resinosas, No_veg - . Espaços descobertos ou com pouca vegetação, Pas – pastagens, SAF – superfícies agroflorestais, Sha_ind – índice SW, Wat – massas de água superficiais, Wet – zonas húmidas | 60 |
| Figura 11 - Mapa da adequabilidade de habitat para (a) <i>Sitta europaea</i> , (b) <i>Buteo buteo</i> , (c) <i>Dendrocopos major</i> , (d) <i>Troglodytes troglodytes</i> e (e) <i>Accipiter nisus</i> na região Alentejo | 61 |
| Figura 12 - Cartografia das áreas nucleares/nodos para cada espécie sobre carta da COS2018. | 62 |
| Figura 13 - Cartografia dos corredores (densidade kernel) para cada uma das espécies estudadas | 64 |
| Figura 14A - Cartografia dos principais corredores comuns para as cinco espécies, que resultam da análise cumulativa dos corredores individuais..... | 65 |

| | |
|--|----|
| Figura 14B - Cartografia dos principais corredores comuns para as cinco espécies, que resultam da análise cumulativa dos corredores individuais, com destaque para a sobreposição com os usos do solo..... | 73 |
| Figura 15 - Sobreposição dos corredores com o desenho da Estrutura Regional de Proteção e Valorização Ambiental do PROTALentejo (os polígonos assinalados com * correspondem a Zonas de Proteção Especial para aves estepárias para as quais estes corredores não se adequam). | 68 |
| Figura 16 - Sobreposição dos corredores com as estruturas ecológicas municipais de Mora, Évora e Montemor-o-Novo. | 72 |
| Figura 17 - Os gráficos de (a) a (e) são relativos à avaliação da performance do modelo. A <i>Sitta europaea</i> (a), o <i>Dendrocopos major</i> (c), a <i>Troglodytes troglodytes</i> (d) e o <i>Accipiter nisus</i> (e), apresentam valores de AUC acima de 0,75, o que permite considerar que estamos perante um bom modelo preditivo (Phillips <i>et al.</i> , 2008; Vallecillo <i>et al.</i> 2016). O modelo para o <i>Buteo buteo</i> (b), apresenta um valor inferior ao de referência. Alguns autores consideram que poderá ser explicado pela presença mais generalizada e comum desta espécie (Vallecillo <i>et al.</i> , 2016) ... | 89 |
| Figura 18 - Resultados da forma como cada uma das várias variáveis exploratórias afeta a previsão do modelo no que diz respeito à adequabilidade do habitat para a <i>Sitta europaea</i> . Agr – agricultura, Bru – matos, Flo_cas – floresta de castanheiro, Flo_euc – floresta de eucaliptos, Flo_que – floresta de quercíneas, Flo_res – floresta de resinosas, No_veg - . Espaços descobertos ou com pouca vegetação, Pas – pastagens, SAF – superfícies agroflorestais, Sha_ind – índice SW, Wat – massas de água superficiais, Wet – zonas húmidas..... | 90 |
| Figura 19 - Resultados da forma como cada uma das várias variáveis exploratórias afeta a previsão do modelo no que diz respeito à adequabilidade do habitat para o <i>Buteo buteo</i> . Agr – agricultura, Bru – matos, Flo_cas – floresta de carvalhos e outras folhosas, Flo_euc – floresta de eucaliptos, Flo_que – floresta de quercíneas, Flo_res – floresta de resinosas, No_veg - . Espaços descobertos ou com pouca vegetação, Pas – pastagens, SAF – superfícies agroflorestais, Sha_ind – índice SW, Wat – massas de água superficiais, Wet – zonas húmidas..... | 91 |
| Figura 20 - Resultados da forma como cada uma das várias variáveis exploratórias afeta a previsão do modelo no que diz respeito à adequabilidade do habitat para o <i>Dendrocopos major</i> . Agr – agricultura, Bru – matos, Flo_cas – floresta de carvalhos e outras folhosas, Flo_euc – floresta de eucaliptos, Flo_que – floresta de quercíneas, Flo_res – floresta de resinosas, No_veg - . Espaços descobertos ou com pouca vegetação, Pas – pastagens, SAF – superfícies agroflorestais, Sha_ind – índice SW, Wat – massas de água superficiais, Wet – zonas húmidas..... | 92 |
| Figura 21 - Resultados da forma como cada uma das várias variáveis exploratórias afeta a previsão do modelo no que diz respeito à adequabilidade do habitat para o <i>Troglodytes troglodytes</i> . Agr – agricultura, Bru – matos, Flo_cas – floresta de carvalhos e outras folhosas, Flo_euc – floresta de eucaliptos, Flo_que – floresta de quercíneas, Flo_res – floresta de resinosas, No_veg - . Espaços descobertos ou com pouca vegetação, Pas – pastagens, SAF – | |

superfícies agroflorestais, Sha_ind – índice SW, Wat – massas de água superficiais, Wet – zonas húmidas 93

Figura 22 - Resultados da forma como cada uma das várias variáveis exploratórias afeta a previsão do modelo no que diz respeito à adequabilidade do habitat para o *Accipiter nisus*. Agr – agricultura, Bru – matos, Flo_cas – floresta de carvalhos e outras folhosas, Flo_euc – floresta de eucaliptos, Flo_que – floresta de quercíneas, Flo_res – floresta de resinosas, No_veg - . Espaços descobertos ou com pouca vegetação, Pas – pastagens, SAF – superfícies agroflorestais, Sha_ind – índice SW, Wat – massas de água superficiais, Wet – zonas húmidas 94

ÍNDICE

| | |
|--|------|
| RESUMO | v |
| ABSTRACT | vi |
| ABREVIATURAS E ACRÓNIMOS | vii |
| LISTA DE TABELAS..... | viii |
| LISTA DE FIGURAS..... | ix |
| ÍNDICE..... | xii |
| Introdução | 1 |
| 1. Quadro conceptual..... | 6 |
| 1.1 As transformações da paisagem e a fragmentação, perda e degradação de habitats | 6 |
| 1.2 Heterogeneidade da paisagem. O mosaico de paisagem na região mediterrânica..... | 10 |
| 1.3 Bases teóricas para avaliação dos efeitos da fragmentação, perda e degradação dos habitats nas populações | 15 |
| 1.3.1 “Teoria da Biogeografia Insular” e “Metapopulações”..... | 15 |
| 1.3.2 Conectividade da paisagem | 17 |
| 1.3.2.1 Componentes da conectividade | 20 |
| 1.3.3 Teoria dos Grafos | 22 |
| 2. Corredores ecológicos, infraestrutura verde, estrutura ecológica. O exemplo do quadro legal em Portugal associado à noção de conectividade ecológica..... | 25 |
| 2.1 Portugal, uma paisagem de redes | 26 |
| a) A Reserva Ecológica Nacional | 31 |
| b) A Rede Fundamental de Conservação da Natureza | 31 |
| c) O Regime Jurídico dos Instrumentos de Gestão do Território | 32 |
| 3. O ESTUDO DE CASO – Metodologia para a definição de uma rede de conectividade regional com aplicação à escala local..... | 37 |
| 3.1 Introdução..... | 37 |
| 3.2 Área de estudo..... | 39 |
| 3.3 Fontes de dados..... | 46 |
| 3.3.1 Ocorrência de aves | 46 |
| 3.3.2 Variáveis explicativas - Usos e ocupação do solo | 49 |
| 3.4 Prever e cartografar a distribuição potencial das espécies na área de estudo | 54 |
| 4. Resultados | 58 |
| 4.1 Discussão dos resultados | 67 |
| 5. Conclusões..... | 74 |
| Referências bibliográficas | 77 |
| ANEXO | 88 |

Introdução

O presente trabalho não resulta do aprofundar de projetos desenvolvidos ao longo de uma carreira académica, mas sim de questões colocadas no âmbito do trabalho técnico dedicado à proteção da natureza e, na última década, ao ordenamento do território. São duas temáticas inseparáveis que supõem um conhecimento e uma capacidade de análise dos vários vetores que dão forma e organizam os ecossistemas, com vista a concretizar objetivos e a planear no longo prazo. Esta capacidade de planeamento fica com frequência comprometida quando não é capaz de acompanhar as dinâmicas dos territórios, em especial quando se tratam de dinâmicas impostas pelas atividades humanas, cujo foco é a exploração de recursos e cujos ritmos evolutivos não encontram correspondência com os dos processos de planeamento administrativo.

Organizar os usos e a ocupação do território sem comprometer o funcionamento e a perenidade dos ecossistemas e minimizando os efeitos na perda e degradação dos habitats, requer o uso de metodologias expeditas e instrumentos eficientes, que possibilitem antecipar e prever cenários originando decisões consistentes e mais eficazes.

Este trabalho pretende ser um contributo para o desenvolvimento dessas metodologias, no caso, as que se ocupam de entender e assegurar a conectividade dos habitats e insere-se nos estudos sobre a importância do desenvolvimento de estratégias de conservação das paisagens, dos sistemas ecológicos e da biodiversidade, enquadradas numa ótica de planeamento do território.

A conectividade da paisagem é uma medida da forma como a composição e configuração de uma paisagem facilitam ou dificultam o movimento dos organismos e outros fluxos ecológicos (Saura *et al.*, 2011; Taylor *et al.*, 1993). Como tal, é considerada um elemento vital da estrutura da mesma, na medida em que assegura a viabilidade das populações e a manutenção das funções e serviços dos ecossistemas (Forman, 1995; D'Eon *et al.*, 2002; Baranyi *et al.*, 2011). É fácil perceber que a capacidade de dispersão das espécies e populações constitui um processo ecológico crítico do ponto de vista da sua perpetuação (Calabrese & Fagan, 2004), pelo que a resistência que a paisagem coloca a esta capacidade pode, certamente, ser determinante na dinâmica das populações e, conseqüentemente, na resiliência das próprias paisagens.

Atualmente, o estudo da conectividade constitui uma temática central nos trabalhos de ecologia da paisagem e de biologia da conservação, facto que é (também) consequência da constatação do ritmo crescente e cumulativo de ocorrência de alterações nos sistemas naturais e dos seus efeitos. Estas alterações, que resultam de

modificações nos usos e na ocupação do solo (e.g. agricultura, florestação, infraestruturas, crescimento urbano), consubstanciam quase sempre processos de perda, degradação e fragmentação, de habitats que, com frequência, não são considerados de forma integrada nos processos de planeamento (Saura *et al.*, 2011) É evidente a necessidade de encontrar e aperfeiçoar ferramentas de análise e previsão que, baseadas na avaliação da forma como a organização, o planeamento e a espacialização de infraestruturas e das atividades humanas afetam a conectividade da paisagem, permitam melhorar o ordenamento territorial. Uma forma de o fazer é através da avaliação dos efeitos de diferentes cenários de desenvolvimento humano na conectividade e assim perceber quais as consequências de decisões baseadas em diferentes opções, concretizada nas denominadas metodologias multicritério de apoio à decisão (Bjornstad *et al.*, 1998; Blondel *et al.*, 2003; Ramos, 1995; Saura & Hortal, 2007).

Os estudos iniciais de ecologia sobre a temática da conectividade da paisagem surgiram, com especial produtividade, nos anos 90 (século XX), associados às questões relacionadas com a fragmentação e perda de habitat e focados sobretudo no conceito de “corredor” (ou corredor ecológico). Este termo suscitou razoável controvérsia (Crooks & Sanjuayan, 2006; Simberloff & Cox, 1987), uma vez que tende a assumir que a existência de conectividade é consequência direta da presença de corredores físicos na paisagem. Pese embora as evidências que estes corredores podem constituir elementos importantes de conectividade na paisagem, a sua existência não traduz, por si só, a maior ou menor facilidade de movimento (Bennett, 2003; Good, 1998; Hess & Fischer, 2001; Tischendorf & Fahrig, 2000).

A verdade é que o conhecimento sobre a forma como a perda de conectividade é evidenciada a diferentes escalas e por distintas espécies, bem como o funcionamento e a quantificação dos mecanismos que nas paisagens asseguram esta funcionalidade, necessitam de aprofundamento. Só assim será possível fornecer informação mais objetiva que permita concretizar as orientações e as escolhas para os processos de planeamento nas suas várias escalas (Mullu, 2016; Bellote *et al.*, 2016). Assim, nesta matéria, o foco de análise é a resposta à fragmentação e perda de habitat, pelo que mais do que quantificar este fenómeno procuraram-se metodologias para quantificar e qualificar a conectividade num dado contexto paisagístico.

O papel do contexto da paisagem no funcionamento dos ecossistemas tem vindo a adquirir importância na medida em que, cada vez mais, é solicitada aos investigadores informação sobre a abordagem de problemas ambientais às escalas local, regional e global – tarefa que não será alcançada pela análise do ecossistema como estrutura

isolada. A forma de passar da escala individual do ecossistema para as escalas espaciais mais abrangentes depende da forma como se conceptualiza a heterogeneidade numa paisagem composta de múltiplos ecossistemas potencialmente interatuantes (Lovett *et al.*, 2005; Farina, 1997; McGarigal & Cushman, 2002). O que é evidente é que a necessidade de dar resposta às questões colocadas pelo ordenamento e gestão do território obrigam a análises à escala da paisagem, que incluem áreas geográficas de âmbito regional ou superior (Urban & Keitt, 2001). Globalmente, a questão é perceber qual o padrão de paisagem que melhor assegura ou favorece a conectividade para determinadas espécies ou grupos de espécies, particularmente para as que estão ameaçadas ou cuja proteção beneficia os ecossistemas.

A definição desse padrão, numa paisagem heterogénea e suscetível a alterações, implica o estabelecimento dos critérios a utilizar para definir uma rede ecológica compatível com o normal desenvolvimento dos processos ecológicos vitais, em articulação com o desenrolar das atividades humanas.

a) Objetivo e resumo da metodologia

1. Objetivos

Na presente tese procurou-se avaliar a conectividade da paisagem (Calabrese & Fagan, 2004) através da análise da maior ou menor permeabilidade ao movimento de indivíduos de espécies com diferentes requisitos ecológicos e amplitude de movimentos e identificar os locais que têm uma contribuição única ou particularmente relevante para a manutenção da conectividade global.

Simultaneamente, procurou-se inferir quais os fatores que podem condicionar a conectividade ecológica, numa perspetiva de contributo para o desenho e implementação de estratégias de ordenamento territoriais que assegurem a conservação da biodiversidade face à procura de terra para diversos usos relacionados com a exploração de recursos.

O resultado deste trabalho pretende ser um contributo para o desenvolvimento de metodologias a aplicar na definição das estruturas ecológicas a estabelecer pelos planos municipais de ordenamento do território, conforme previsto no Decreto-Lei n.º 80/2015, de 14 de maio.

A escolha da escala regional para ensaio da metodologia é demonstrativa e orientadora para a definição e delimitação de zonas estratégicas para a conectividade ecológica a escalas de maior detalhe, associadas a processos de planeamento municipal ou intermunicipal.

2. Abordagem metodológica

O objeto de análise são as paisagens agroflorestais no Alentejo. Este tipo de ecossistema é, para efeitos da análise pretendida e por questões de otimização face à escala do trabalho e aos dados disponíveis para tratamento, considerada como uma unidade homogénea, como será desenvolvido mais à frente (capítulos 3 e 4). A seleção deste sistema deve-se ao facto de, na área de estudo, assumir a maior relevância espacial, assim como pela sua importância do ponto de vista da diversidade e riqueza específicas (DGT, 2019; Blondel, 1986; Prodon & Lebreton, 1981; Covas & Blondel, 2008).

Neste estudo utilizam-se as aves como indicadores na aferição da permeabilidade da paisagem. A escolha deste grupo animal resulta do facto de ser um dos mais estudados e com maior disponibilidade de dados relativos à sua biologia e distribuição. Além disso, de acordo com Gregory *et al.* (2005), as aves apresentam características específicas que fazem com que constituam um bom bioindicador: são relativamente fáceis de detetar, identificar e censar; têm uma distribuição que cobre uma ampla variedade de habitats; são moderadamente abundantes e, em consequência, têm respostas populacionais a alterações ambientais a escalas temporal e espacial de média dimensão (e.g. 2 décadas e escala regional). Selecionaram-se, entre as espécies associadas às paisagens florestais e agroflorestais, aquelas sobre as quais existe mais informação ou informação mais consistente.

Numa primeira fase efetuou-se a pesquisa bibliográfica e recolheu-se toda a informação disponível (e.g. dados biológicos e de habitat/ocupação do solo) e aferiu-se qual o método mais ajustado ao objetivo pretendido, incluindo a escala de análise.

O passo seguinte foi estabelecer/definir a distribuição potencial das espécies-alvo com base na Carta de Ocupação do Solo (COS) de 2018 (DGT, 2019), nos registos de aves na plataforma eBird (eBird 2021) e em modelos de distribuição das espécies – Maxent (Phillips *et al.*, 2006).

A partir do modelo de grafos, referido no subcapítulo 1.3.3, e com base no qual se determinaram índices de conectividade, estabeleceu-se um *mapa de conectividade ecológica* para as espécies, onde as manchas de habitat e o grau de conectividade entre elas constituem uma medida da disponibilidade e da acessibilidade de habitat (Bunn *et al.*, 2000; Pascual-Hortal & Saura, 2006), que permitem inferir a importância para as políticas de conservação de diferentes zonas dos territórios de ocorrência e dispersão das espécies florestais.

O resultado é discutido à luz da sua relevância no desenvolvimento de modelos de delimitação da estrutura ecológica, constante do Regime Jurídico dos Instrumentos de Gestão do Território (Decreto-Lei n.º 80/2015, de 14 de maio).

b) Estrutura da tese

Após este capítulo introdutório, segue-se o quadro conceptual, capítulo onde se procede ao enquadramento teórico do tema. Este foi dividido em três subcapítulos. Um primeiro sobre a perda, fragmentação e degradação dos habitats e as suas consequências. O segundo sobre a heterogenidade das paisagens e o mosaico mediterrânico. No terceiro subcapítulo efetua-se uma breve referência às bases teóricas para compreensão dos efeitos da fragmentação, em especial à Teoria da Biogeografia Insular e aos conceitos de metapopulação e de conectividade da paisagem.

No segundo capítulo faz-se referência às redes ou infraestruturas de conectividade com a análise do caso português, nomeadamente, à forma como são enquadradas pela legislação e como têm sido concretizadas, em particular, nos instrumentos de gestão do território com incidência na região Alentejo.

O terceiro e o quarto capítulo, em conjunto, representam o estudo de caso. O terceiro apresenta o material e métodos (área de estudo, dados e modo como foram trabalhados e analisados) e o quarto apresenta e discute os resultados.

1. Quadro conceptual

1.1 As transformações da paisagem e a fragmentação, perda e degradação de habitats

“As paisagens são associações complexas de classes de cobertura do solo”.
(Adriaensen *et al.*, 2003).

Esta definição de paisagem tem o mérito de resumir, numa frase, a dificuldade de descrever e de reproduzir de forma gráfica o sistema complexo que é a paisagem, mesmo quando não abordamos sequer a subjetividade do investigador na componente que lida com fatores emocionais e da memória.

Turner (2005), define paisagem como uma área espacialmente heterogénea, em pelo menos um fator de interesse.

Em concordância com esta definição, as paisagens, na presente tese, são entendidas como um mosaico de ecossistemas abertos e interatuantes, que são o resultado de uma distribuição heterogénea de habitats (Turner, 2005) num enquadramento biogeográfico de escala regional. São, por inerência da definição, sistemas dinâmicos em processo evolutivo e sujeitos a alterações que, a par do que designamos por causas naturais são o resultado da presença e da atividade humana.

Estes sistemas, consoante a escala espacial de resolução da análise, podem apresentar diferentes padrões e níveis de complexidade e estes, por sua vez, espelham a rede de interações entre os fatores que concorrem para a produção da paisagem e o seu processo evolutivo. A evolução de uma paisagem resulta de processos de transformação que são dinâmicos e complexos e não processos unilaterais de perda de vegetação ou de degradação (Wiens *et al.*, 1993).

A história da evolução de uma paisagem é a sua biografia. Uma biografia inacabada e com um início difuso se tivermos em conta as escalas de tempo e de espaço.

Todas as paisagens possuem uma história e alguns dos padrões que hoje são observáveis resultam de perturbações ocorridas há muito tempo, mas cujos efeitos persistem. As características biogeoquímicas dos ecossistemas contemporâneos são explicadas pelo estudo e análise histórica dos usos do solo que, à semelhança dos distúrbios naturais, deixam marcas que duram décadas ou séculos (Turner, 2005).

O desenho das paisagens é, pois, o resultado de vários fatores, que incluem: a variabilidade das condições abióticas, tais como o clima, a topografia e o solo; as

interações bióticas que geram padrões espaciais diferentes mesmo em condições ambientais homogêneas; os padrões atuais e passados da presença e do uso que os humanos fazem do solo; as dinâmicas naturais de perturbação e de sucessão (Magalhães, 2001; Turner *et al.*, 2001).

As transformações das paisagens que resultam da intervenção humana constituem, obviamente, um fator tão antigo como a história da própria humanidade traduzindo os efeitos da intensificação e expansão da agricultura e da pecuária, da exploração da floresta, da instalação de infraestruturas, da exploração de recursos geológicos e, em termos globais, do desenvolvimento das sociedades. Estas transformações estão associadas a perda de padrões da vegetação original (“natural”) que tem efeitos, mais ou menos dramáticos nos habitats, por diminuição, degradação ou desaparecimento e, portanto, com consequências na riqueza e na diversidade biológica. As paisagens que resultam destas transformações apresentam, com frequência e dependendo da escala do observador, mosaicos onde os habitats naturais surgem com uma crescente descontinuidade (Turner *et al.*, 2001; Forman, 1995).

Algumas destas transformações dos sistemas naturais processaram-se de forma tão gradual no espaço e no tempo que possibilitaram o desenvolvimento de adaptações e dinâmicas que permitiram aos ecossistemas reajustamentos funcionais e estruturais capazes de assegurar a continuidade (ou a criação de novas) das suas funções e, em consequência, dos serviços que prestam, do ponto de vista humano e não só. É o caso, como se referirá mais adiante, de alguns dos sistemas agroflorestais do sul de Portugal.

No entanto, o efeito cumulativo do que podem considerar-se “pequenas” e graduais alterações pode ter consequências dramáticas nos habitats, na biodiversidade e nos serviços dos ecossistemas, que só décadas após o seu início são perceptíveis (EEA, 2011).

A transformação e a reorganização dos sistemas naturais de acordo com as necessidades humanas interferem, forçosamente e com maior ou menor intensidade, com as dinâmicas dos ecossistemas e a estrutura das paisagens (Palmer *et al.*, 2004).

Em particular, a perda ou diminuição de habitat constituem, globalmente, a principal ameaça à sobrevivência de populações (Fahrig, 2003; D'Eon *et al.*, 2002).

A degradação do habitat é o processo pelo qual a qualidade do habitat é reduzida. Pode ocorrer de forma “natural” (ondas de calor, secas, frio extremo, etc.) ou por via de atividades humanas como a intensificação da agricultura ou a exploração florestal inadequada. Em geral, traduz-se numa redução da capacidade de suporte para as espécies que nele ocorrem, sobretudo as mais especialistas (IPBES, 2018).

Uma das consequências mais preocupantes da transformação das paisagens, do ponto de vista da biologia da conservação, é a fragmentação dos habitats, que pode ter causas naturais ou induzidas pelas já referidas atividades antrópicas e é sobre estas últimas que normalmente incide a investigação desta temática (Bjornstad *et al.*, 1998; Forman, 1995; MacDonald, 2003; Watts & Handley, 2010).

A fragmentação consiste num processo através do qual uma extensa área de habitat é transformada num número variável de manchas/parcelas do mesmo habitat com uma área total inferior à da mancha que lhe deu origem e isoladas umas das outras por uma matriz de habitat distinta do original (Farhig, 2003; Lord & Norton, 1990; Robinson & Wilcove, 1994).

A fragmentação não reduz apenas a disponibilidade de habitat mas provoca o isolamento do remanescente e outros efeitos, como o designado efeito de orla (Bjornstad *et al.*, 1998; Crooks & Sanjuayan, 2006; Saura *et al.*, 2011). O menor ou maior imediatismo e o grau em que estas consequências afetam as populações dependem das características das espécies, das suas capacidades de movimento e das dinâmicas (demográficas, genéticas,) inerentes às populações e às comunidades de seres vivos.

Em síntese, a fragmentação de habitats tem como efeitos (Farhig, 2003): a) o aumento do número de manchas de habitat; b) a diminuição na dimensão das manchas de habitat; e c) o aumento do isolamento das manchas de habitat. É sobre estes efeitos que recai, geralmente, a quantificação dos resultados da fragmentação, sendo que a análise pode incidir apenas sobre um ou parte dos quatro, ou na sua totalidade.

Os processos que resultam em paisagens heterogéneas traduzem-se, do ponto de vista gráfico, numa composição de unidades mais ou menos isoladas de habitats adequados à sobrevivência das espécies que caracterizavam o habitat original, embebidas numa matriz que se assume como menos adequada (Nikolakaki, 2004). Para ilustrar esta situação recorre-se à paisagem agrícola da Europa Ocidental, onde as manchas de bosque original foram, progressivamente, reduzidas a pequenas manchas dispersas rodeadas de campos agrícolas de uso mais ou menos intensivo (Dorp & Opdam, 1987).

Globalmente a fragmentação, a perda e a degradação de habitat, ao afetarem a dimensão das populações e ao limitar a sua aptidão para migrar e se dispersar, provocam perturbações no ciclo de vida e na ecologia das espécies. Promovendo, desta forma, o isolamento geográfico, agravado pelo facto da probabilidade de recolonização depender, grandemente, da distância entre os fragmentos e da qualidade da matriz (Farina, 2007). Em resultado, algumas populações são forçadas a sobreviver em

habitats menos favoráveis (Damschen *et al.*, 2006; Fisher & Lindenmayer, 2007; Kettunen *et al.*, 2007) e outras, à medida que se tornam mais pequenas devido à redução e/ou isolamento do habitat, correm o risco de se extinguirem.

A estes fatores há que aliar as características das espécies e o seu comportamento, determinantes para a sua capacidade de dispersão.

As espécies generalistas são, com frequência, menos afetadas pela fragmentação pois tendem a explorar os recursos de forma proporcional à sua frequência no meio. Por outro lado, as espécies especialistas selecionam os recursos que utilizam. Estes recursos distribuem-se de forma irregular no espaço e tendem a ser menos comuns (Blondel, 1986; Benett, 2003; Crooks & Sanjayan, 2006).

Mais recentemente, às causas relacionadas com as transformações do habitat associa-se o efeito das alterações climáticas que, conjuntamente e de forma sinérgica, concorrem para a perda de biodiversidade. De facto, este fenómeno amplia os efeitos de outros fatores causadores da perda de biodiversidade, sejam a fragmentação ou perda do habitat, a sobre-exploração, a disseminação de doenças ou a “introdução” de espécies exóticas (EEA, 2011; Hodgson *et al.*, 2011; Watts & Handley, 2010; Zozaya *et al.*, 2012).

É, portanto, fundamental perceber em que medida as espécies são capazes de se adaptar ou deslocar a sua área de distribuição de forma suficientemente rápida para acomodar alterações de habitat que sucedem às alterações de clima, também elas a ocorrerem a uma velocidade sem precedentes (Hilty *et al.*, 2006).

Embora desconhecendo com detalhe o papel ecológico de muitas das espécies, sabe-se que algumas são elemento-chave na estrutura das comunidades bióticas (Hilty *et al.*, 2006). Pelo conhecimento adquirido sobre os ecossistemas, infere-se que, no conjunto, todas colaboram no funcionamento do sistema ecológico, o que, do ponto de vista humano, se traduz em bens provisionais, serviços de regulação, culturais e de manutenção fornecidos pela biodiversidade e pelas paisagens que a sustentam.

São os bens e serviços aqui referidos que são postos em causa em consequência dos efeitos da fragmentação, perda e degradação de habitats e do isolamento das comunidades resultantes das alterações nas paisagens.

Na expressão serviços dos ecossistemas reagrupam-se as condições e os processos graças aos quais os ecossistemas, com o seu conjunto de espécies que formam a trama viva e ativa, suportam e satisfazem as necessidades humanas (Barbault, 2006). A definição integra, assim, as funções úteis à nossa existência, como sejam: a purificação do ar e da água, a regulação de cheias e de secas, a decomposição de resíduos, a manutenção da fertilidade dos solos, a polinização das plantas (cultivadas

ou selvagens), a amenização climática, o controlo de espécies potencialmente invasoras, entre outras, aos quais se juntam os benefícios estéticos, culturais e hedónicos.

A dificuldade em quantificar os serviços de ecossistemas torna difícil a tarefa de transmitir este entendimento à escala dos decisores das políticas com intervenção no território, pelo que, no imediato, para além do valor intrínseco da biodiversidade, subsiste também a motivação ética como causa na proteção e salvaguarda da natureza.

No entanto, uma evidência visível para a importância que começa a ser atribuída a esta temática é o facto de uma componente cada vez mais importante do orçamento da Política Agrícola Comum (PAC) ser consagrada ao financiamento de modalidades de exploração da terra que visam a manutenção e o incremento da biodiversidade (Diaz, 2008; Tscharntke *et al.*, 2005). Esta mudança de paradigma tem com certeza motivações que são a tradução de “lobbies” fortes no âmbito da protecção ambiental, mas é também uma consequência do despontar de um novo mercado com grandes potencialidades económicas e financeiras (Engdahl, 2020; FAO, 2019).

1.2 Heterogeneidade da paisagem. O mosaico de paisagem na região mediterrânica

*“Yo, que en la piel tengo el sabor
Amargo del llanto eterno
Que han vertido en ti cien pueblos
De Algeciras a Estambul...
(...)En la ladera de un monte, más alto que el horizonte
Quiero tener buena vista
Mi cuerpo será camino
Le daré verde a los pinos y amarillo a la genista”¹*

A heterogeneidade de uma paisagem pode ser definida como a complexidade e a variabilidade espacial e a sua alteração ao longo do tempo, refletindo a taxa de variação de processos e funções dos sistemas que a compõem (Li & Reynolds, 1994). Do ponto de vista da ecologia, uma paisagem heterogénea constitui, quase sempre, uma paisagem mais resistente e resiliente. Ou seja, de uma forma resumida e simples, uma paisagem diversificada, em resultado de processos evolutivos compatíveis com a adaptação e reorganização dos sistemas físicos e biológicos, alberga também uma maior diversidade biológica, onde diversas espécies podem desempenhar funções similares e, por isso mesmo, uma perturbação no sistema pode, com maior sucesso, ser

¹ Mediterráneo, Juan Manuel Serrat (álbum de 1971)

contrariada (maior resistência) ou corrigida pela variabilidade de espécies ou grupos aptos a “substituir-se”. Esta capacidade do sistema de absorver a perturbação e reorganizar-se de forma a garantir, basicamente, as mesmas funções e estrutura, constitui o que se designa por resiliência (Kettunen *et al.*, 2007).

Aquilo que, do ponto de vista humano, se observa como padrão de paisagem constitui, efetivamente, a distribuição espacial de tipos de vegetação dominante. O padrão da vegetação dominante pode ser definido pelos ecótonos, que constituem os espaços de fronteira ou “linhas divisórias” entre padrões distintos de vegetação (cobertura do solo) ou unidades de paisagem. Os ecótonos estruturam, pois, o padrão espacial básico da paisagem e influenciam os movimentos dos organismos e os fluxos de matéria e de energia (Farina, 2007; Leitão & Ahren, 2002; Lovett *et al.* (ed), 2005; Pickett & Cadenasso, 1995; Turner *et al.*, 2001).

Em termos ecológicos os ecótonos são definidos como zonas de transição entre ecossistemas adjacentes, possuindo características únicas, definidas pelas escalas de espaço e de tempo e pelo grau das interações entre os sistemas adjacentes (Di Castris *et al.*, 1988).

Graficamente, a heterogeneidade da paisagem é representada pelo que se designa por mosaico espacial. É importante reconhecer que o mosaico representa, não apenas a vegetação ou as classes de cobertura do solo, mas constitui, igualmente, a representação de uma complexa variedade de fatores subjacentes (solo, topografia, clima) que o explicam (Turner & Chapin, 2005).

A heterogeneidade é também resultado da fragmentação induzida pela atividade humana, referida no subcapítulo anterior. O que pode resultar numa maior ou menor riqueza e diversidade ecológica, depende da velocidade e da dimensão a que se processa a fragmentação. A interação ancestral, porque muito antiga, entre as comunidades humanas e os sistemas biofísicos originou padrões de paisagem que, nalguns casos, constituem exemplos de sistemas cuja riqueza e diversidade biológica pode considerar-se superior ao que seriam as paisagens pristinas (Joffre & Rambal, 1999).

Como é facilmente observável, as alterações nas paisagens, no tempo e ou no espaço, têm um carácter não aleatório, uma vez que a densidade humana tende a ser maior nas zonas mais produtivas e de maior disponibilidade de recursos, que constituem também as zonas de maior biodiversidade (Lindenmayer & Fisher, 2006).

Não é, portanto, casual, o facto da Região Mediterrânica (Figura 1) se apresentar mais alterada no que seriam as suas paisagens pristinas, relativamente a outras com contextos biogeográficos menos favoráveis à ocupação humana. O Mediterrâneo é, porventura, a região da Terra a que melhor assentam os adjetivos de território de passagem e de miscigenação.



Figura 1 - Representação da bacia do Mediterrâneo, com destaque para Portugal Continental e a região Alentejo – verde escuro (mapa da autoria de Colatino Simplício).

A pressão humana nos ecossistemas mediterrânicos é uma realidade tão antiga que uma complexa coevolução moldou as interações entre os sistemas naturais e a humanidade ao longo do processo evolutivo de usos e de ocupação das paisagens (Di Castris, 1981; Farina, 1997). Não é possível compreender as componentes e a dinâmica da biodiversidade atual da Região Mediterrânica sem ter em conta o contributo da história das alterações induzidas pela presença do ser humano. Como é inevitável, se atendermos ao facto de que os vestígios da presença do Homem, enquanto agricultor, remontam há 10 000 anos na zona este desta bacia e há 8000 na zona oeste (Blondel & Aronson, 1999), a marca antrópica é inseparável da história evolutiva desta região. Numa adaptação das palavras de Cláudio Magris, no prefácio ao livro de Predrag Matvejevitich, *Breviário do Mediterrâneo* (1998), pode afirmar-se que a paisagem mediterrânica é a matriz da história humana.

A paisagem na região mediterrânica é o resultado de um conjunto de fatores que a tornam particularmente interessante e única do ponto de vista ecológico. Em primeiro lugar, o fator geológico, a tectónica de placas que originou esta bacia e que ao longo de períodos de aproximação e afastamento de placas possibilitou o desenvolvimento de um relevo acentuado e particular que favoreceu o aparecimento de endemismos. Depois, o clima, uma vez que esta região se constituiu como refúgio biológico em períodos de alterações climáticas. De resto, o clima é também o que, pela sua particularidade, porventura melhor a caracteriza: uma combinação única de verões secos e quentes que alternam com invernos frios e húmidos, que, em consequência, determinam o carácter crítico, para as espécies (em especial as plantas) dos períodos de primavera e outono. Um terceiro fator é a riqueza e diversidade do mosaico de habitats que compõe uma paisagem heterogénea também ela muito particular, um mosaico que tem causas naturais reflexo da topografia, do clima, da diversidade de solos ou das perturbações naturais (fogos, sismos, cheias). E, finalmente, com igual importância, a história humana. Estamos perante um território com uma história de ocupação humana muito antiga onde se torna cada vez menos evidente identificar as paisagens pristinas, mas onde as desigualdades na degradação das biocenoses se juntam à diversidade de biótopos, fazendo variar no infinito o mosaico da paisagem (Blondel *et al.*, 2010; Demangeot, 1998). Em resultado, uma característica histórica atribuída a este território é a de que a maior diversidade nos ecossistemas mediterrânicos, em termos de riqueza em espécies e dinâmica das comunidades, à escala dos habitats e da paisagem, não ocorre nas florestas pristinas, mas sim nos sistemas agro-silvo-pastoris, como os que prevaleceram, em muitas partes da bacia, desde a Idade Média até ao início do século XX, hoje em dia denominados sistemas agroflorestais. As práticas clássicas de uso da terra (*Sylvia-Saltus-Ager*) que geraram o empobrecimento da vegetação, criaram igualmente um mosaico de habitats interconectados à escala da paisagem que geraram maior diversidade dentro e entre eles, originando as bio funções antropogénicas (Blondel & Aronson, 1999; Covas & Blondel, 2008; Farina, 1997, Lindenmayer & Fischer, 2006, Naveh, 1982). A este tema voltaremos no capítulo relativo ao caso de estudo.

Naveh (1982), com base no estudo dos sistemas mediterrânicos da Califórnia, onde as denominadas bio funções agropastoris foram introduzidas de forma mais abrupta e recente, observa que os sistemas californianos não apresentam a resiliência adaptativa adquirida pelos ecossistemas mediterrânicos europeus. O referido autor conclui que a conservação da biodiversidade, nestes últimos, pode e deve ser assegurada pela continuidade das funções agro-pastoris sob as quais as paisagens evoluíram.

Segundo Blondel *et al.* (2010), a avifauna florestal da região mediterrânica compreende 74 espécies (22% do total conhecido), das quais a maior parte integra a fauna euroasiática boreal. Estudos efetuados sobre este grupo faunístico indicam que, nesta região, à medida que a complexidade da estrutura da vegetação se aproxima de um estado de maturidade florestal, menor é a composição em espécies mediterrânicas, aumentando a representatividade em espécies de origem boreal (Blondel, 1986; Covas & Blondel, 2008; Prodon & Lebreton, 1981).

Estes fatores estão na origem da suspeita de que, na região mediterrânica, as florestas densas, de copas elevadas, nunca terão constituído uma paisagem frequente. De facto, estudos paleoecológicos (Beaulieu *et al.*, 2005), sugerem que a distribuição do coberto florestal na zona do Mediterrâneo não seria densa e uniforme, nem mesmo no holocénico (dados relativos a 9000-5000 a.C.), que correspondeu a um período de ótimo climático. A floresta esclerófila climácica terá sido sempre uma floresta menos densa do que, por exemplo, as temperadas.

Haveria, é claro, espaços mais densamente florestados, em especial os correspondentes às zonas das galerias ripícolas e áreas de maior pluviosidade, mas terá sempre existido uma grande heterogeneidade de paisagens, com zonas mais abertas, de matos e de matorrais.

A bacia do Mediterrâneo é considerada uma das regiões mais ricas e complexas da Terra dos pontos de vista geológico, biológico e cultural (Blondel *et al.*, 2010) e a diversidade ecológica potencia a resiliência dos sistemas e, portanto, a sua sustentabilidade (Farina, 2007).

O modelo de uma matriz homogénea e de unidades de habitat raramente tem tradução na paisagem mediterrânica, onde o mosaico e a diversidade de paisagens produzem uma variedade de padrões que, em certas situações, constituem gradientes de um mesmo tipo de ocupação do solo. Associada a esta variedade estão processos de utilização e exploração de recursos naturais particularmente dinâmicos, que contribuem para o aumento da complexidade destas paisagens mas que não contribuem para facilitar ou tornar mais evidente a análise e a leitura das mesmas.

Esta região é, atualmente, um “Centro de Biodiversidade” com um elevado número de endemismos de vários grupos taxonómicos, com destaque para o grupo das plantas. Esta importância resulta de três fatores (Covas & Blondel, 2008): i) a sua posição geográfica, nas margens de duas massas continentais, Euroasiática e Africana, que promove esta região como um local de passagem para onde convergem espécies de diferentes origens biogeográficas; ii) a diversidade topográfica e geográfica que, combinada com a estrutura da vegetação, propiciou a crescente diversidade específica

e a diferenciação regional; iii) a prolongada e pouco intensiva (porque gradual e com poucos *inputs* modernos e baixa produtividade agrícola em extensas áreas) ação humana sobre a maior parte dos habitats.

No presente, graças a contextos económicos de escala global que exercem pressão à escala dos territórios regionais, as alterações da paisagem apresentam por vezes tendências opostas. Em determinadas zonas a perda e a fragmentação dos habitats cresce por incremento da ocupação do território com infraestruturas ou por aumento das áreas de agricultura intensiva; em outras, porém, o abandono dos sistemas agroflorestais quase sempre acompanhado por processos de despovoamento, origina a regeneração de sistemas naturais. Podemos afirmar que as alterações da paisagem à escala regional podem resultar em expansão, contração ou fragmentação dos habitats (Di Castris *et al.*, 1988).

Neste contexto, também as áreas de sistemas agroflorestais sofrem alterações, observando-se a sua evolução para bosques, quando abandonadas as práticas silvícolas, ou para áreas agrícolas, ou ainda a sua ocupação por infraestruturas ou por expansão urbana (Figura 2), (EEA 2011; DGT, 2019).



Figura 2 - Fragmentação de áreas de sistemas agroflorestais por construção de infraestruturas (fotografia Nuno Lecoq) e aumento de área agrícola (fotografia Carolina Lecoq).

1.3 Bases teóricas para avaliação dos efeitos da fragmentação, perda e degradação dos habitats nas populações

1.3.1 “Teoria da Biogeografia Insular” e “Metapopulações”

A teoria da biogeografia insular de MacArthur & Wilson (1967) constitui o primeiro quadro teórico para a interpretação da distribuição e da dinâmica das populações faunísticas em paisagens fragmentadas. De forma muito sintética, esta teoria considera que a riqueza específica nas ilhas é resultado do balanço entre as taxas de extinção e colonização e a dimensão e grau de isolamento da ilha (Macarthur & Wilson, 1967;

Diamond, 1975; Wilson & Willis, 1975). Esta teoria viria a ser transposta e adaptada para a investigação sobre dinâmica populacional fora do enquadramento insular.

A fragmentação da paisagem provoca muitas vezes a formação de “ilhas” de habitats isolados, dando origem a subpopulações fracamente conectadas onde existia previamente uma população conectada e interativa. É neste contexto que surge o termo metapopulação, que Levins (1970) descreve como uma população de populações, ou seja, as metapopulações correspondem a conjuntos de subpopulações que ocupam parcelas de habitat favorável numa paisagem heterogénea, estando separadas umas das outras por habitats hostis ou desfavoráveis, globalmente designados por matriz. Os contactos entre as subpopulações são assegurados por processos de emigração e imigração, ficando a persistência da metapopulação dependente da capacidade de manutenção destas trocas para efeitos de (re)colonização ou de extinção (Levins, 1970; Nikolakaki, 2004). O modelo proposto por Levins (1970) para avaliar a variação de parcelas de habitat ocupadas (dp) entre dois períodos de tempo (dt) é dado por:

$$dp/dt = cp(1-p) - mp$$

onde p , é a fração de parcelas de habitat ocupado e $1-p$ a fração de parcelas que se encontram vazias, m é a taxa de extinção e c a taxa de colonização. Este modelo foi evoluindo e foi densificado por diversos autores mas continua a ser uma das principais bases para avaliar a dinâmica metapopulacional e inferir acerca da evolução e viabilidade das metapopulações.

São os fluxos de indivíduos que asseguram a conectividade entre subpopulações. Ao longo do tempo pode observar-se na paisagem uma distribuição espacial dinâmica, semelhante a um padrão mutável integrando, simultaneamente, parcelas de habitat ocupadas e vazias. As parcelas de habitat favorável diferem na probabilidade de serem ocupadas em resultado de características espaciais distintas, como sejam: a dimensão, a qualidade do habitat, a distância a outras parcelas de habitat favorável ou a resistência da matriz ao movimento dos organismos (Hanski & Gilpin, 1991; Opdam, 1991).

As metapopulações são uma condição biológica frequente em habitats fragmentados e por isso este conceito é de extrema utilidade no entendimento dos efeitos da fragmentação de habitats e da conectividade da paisagem na persistência das populações.

Quando numa paisagem heterogénea a matriz entre parcelas de habitat favorável é de tal forma hostil que não permite o movimento de indivíduos, estamos perante um conjunto de populações isoladas e não de uma metapopulação (Bradford *et al.*, 2003).

A maioria dos modelos iniciais associados ao conceito de metapopulação descreve os movimentos entre as unidades como funções da distância, assumindo a matriz como homogénea ou, sendo heterogénea, como pouco importante (Simberloff & Cox, 1987). No entanto, a heterogeneidade da matriz é uma situação mais realista e pode ter uma influência importante nas respostas individuais relacionadas com os movimentos, tanto nas propriedades como na dinâmica da estrutura espacial das populações locais (Revilla & Wiegand, 2008).

Neste contexto, a dispersão é a chave para a viabilidade de populações fragmentadas, tendo, assim, um papel determinante na estrutura genética e demográfica da metapopulação (Levins, 1970; Urban & Keith, 2001). Ora a dispersão é função do tempo e energia despendidos na procura de um habitat adequado e, portanto, da permeabilidade ao movimento da matriz, devendo esta matéria ser uma preocupação central na proteção das espécies e populações.

O desenvolvimento do conceito de metapopulação constitui um importante avanço nos estudos de biologia da conservação ou de ecologia da paisagem, ao reconhecer que as espécies se organizam em populações distribuídas por parcelas de habitat descontínuas, ao longo da sua área de distribuição. A capacidade de dispersão dos indivíduos entre estas parcelas é absolutamente crítica e determina a conectividade da paisagem à escala da população constituindo o mais importante dos processos vitais para a persistência de uma metapopulação (Crooks & Sanjayan, 2006; Santos *et al.*, 2013), como se passa a desenvolver no capítulo seguinte.

1.3.2 Conectividade da paisagem

O conceito de conectividade da paisagem é atribuído a Merriam (Tischendorf & Fahrig, 2000), tendo surgido nos anos 80 do século XX, para enfatizar o facto de que a mobilidade do organismo não depende apenas das suas características, mas também do meio em que se move e das relações que estabelece com outros organismos.

A conectividade da paisagem define-se como a característica desta que assegura em menor ou maior grau (facilitando ou impedindo) o movimento e a dispersão dos organismos, as trocas genéticas e os fluxos associados a processos ecológicos na paisagem (Taylor *et al.*, 1993; Forman, 1995; D'Eon *et al.*, 2002; Parker *et al.*, 2008; Saura, 2013).

Este conceito, não sendo novo para o meio académico (a teoria da biogeografia insular surgiu nos anos 60, como referido anteriormente), constitui, hoje em dia, um conceito central nas ciências da ecologia e da conservação (Adriaensen *et al.*, 2003; Fagan & Calabrese, 2006; Saura & Pascual-Hortal, 2007). Reconhece-se que a forma como são definidas a composição e a configuração de uma determinada paisagem é determinante para assegurar a conectividade (ligação funcional) entre os “fragmentos” /unidades ou parcelas dessa paisagem.

O reconhecimento do impacto negativo da fragmentação, perda ou degradação do habitat que dificulta a dispersão ou os movimentos migratórios, evidenciou a importância de assegurar a conectividade entre as parcelas de habitat favorável. Este facto compreende, por exemplo, a manutenção de paisagens que possibilitem as interligações funcionais entre as parcelas de habitats (Kettunen *et al.*, 2007).

Uma vez que a persistência das metapopulações depende duma taxa de colonização que compense a extinção de subpopulações locais, o conceito de conectividade constitui uma característica chave para a sua persistência. Neste contexto, o referido conceito é, com frequência, relacionado com taxas de migração e colonização ou com fluxo de genes entre manchas discretas numa metapopulação (Crooks & Sanjayan, 2006)

Não se pretende, neste trabalho, confundir conectividade com “corredor ecológico” ou “infraestrutura verde”, na medida em que estes termos descrevem um elemento linear da paisagem que estabelece uma ligação física de continuidade entre fragmentos de habitat ou unidades (Parker *et al.*, 2008). Alguma literatura associa ou substitui a conectividade pela designação de corredores. Embora uma estrutura física possa exercer essa função, a conectividade pode existir na sua ausência. Aquela a que fazemos referência neste trabalho pode abranger corredores ecológicos, mas não se limita a considerar a continuidade física de sistemas biofísicos.

É conveniente ter presente que a conectividade, como ela é assumida em ecologia, é sempre em função de uma espécie, de uma guilda ou de uma comunidade, dificultando, em muito, a sua aplicabilidade real ao planeamento do território.

Os benefícios da manutenção da conectividade da paisagem são vários. Para além de permitir a dispersão e os movimentos resultantes do comportamento das espécies, estes movimentos possibilitam a troca de material genético entre populações mais ou menos isoladas. Esta troca que tem como consequência direta a promoção da variabilidade genética, é essencial para mitigar os potenciais efeitos deletérios da depressão por consanguinidade e, no longo prazo, permitir às espécies a adaptação às condições variáveis do meio. A escalas temporais e espaciais de maior dimensão, a

manutenção da conectividade da paisagem é essencial, de forma a permitir respostas dos ecossistemas a alterações ambientais como sejam, por exemplo, as alterações climáticas (Crooks & Sanjayan, 2006). A capacidade dos ecossistemas absorverem os impactes da fragmentação ou de outras perturbações externas e assegurarem as suas funções enquanto sofrem alterações – resiliência – está fortemente relacionada com a conectividade ecológica (Kettunen *et al.*, 2007).

A conectividade de uma paisagem depende, especialmente, da escala a que os organismos interagem com os seus elementos (Keitt *et al.*, 1997; Robinson & Wilcove, 1984). Opdam (1991) num estudo que analisa os efeitos da fragmentação em aves, refere a importância dos fatores associados ao isolamento do habitat e conclui que este ganha mais relevo à escala da paisagem do que, por exemplo, a dimensão das manchas de habitat. A importância relativa destas duas componentes da fragmentação parece depender da escala de análise e, certamente, da capacidade de dispersão da espécie considerada.

Ao considerar o papel crucial que o movimento desempenha na dinâmica das populações e a importância da conectividade como um valor determinante da viabilidade das mesmas (Nikolakaki, 2004), a compreensão holística dos sistemas biofísicos à escala da paisagem, procurada pela ecologia da paisagem, providencia um quadro amplo fundamental de pesquisa dos benefícios da conectividade enquanto suporte das dinâmicas populacionais locais e regionais (Benett, 2003; Forman, 1995).

Quando é possível estabelecer relações significativas entre características da estrutura da paisagem e funções ecológicas, as abordagens baseadas em métricas da paisagem constituem uma poderosa ferramenta de planeamento, podendo contribuir para a compreensão dos processos ecológicos e possibilitando a construção de modelos e a avaliação (análise comparativa) de alternativas (Leitão *et al.*, 2006).

Um conceito base na perceção da conectividade, que irá sustentar o processo utilizado neste trabalho, é o da acessibilidade de habitat. Para que um habitat seja facilmente acessível para um organismo ou população deverá ser, em simultâneo, abundante e bem conectado (Saura & Hortal, 2007). Estar “bem conectado” não resulta apenas da distância entre manchas de habitat mas é, igualmente, o resultado da natureza biofísica do caminho a percorrer entre as manchas e do comportamento do organismo ou população alvo da análise (Taylor *et al.*, 1993).

A conectividade na paisagem, ao influenciar os movimentos das populações e das comunidades, determina também a sua dinâmica e estrutura, pelo que o seu estudo é determinante no desenho de modelos de planeamento e de gestão, na perspetiva custo-benefício e na análise multi-critério, que são ferramentas da avaliação ambiental.

Apesar da controvérsia sobre a dificuldade de quantificar e de avaliar a conectividade, este conceito integra hoje em dia, direta ou indiretamente, a grande maioria dos programas e planos de ordenamento ou outros instrumentos de gestão do território, como se fará referência no capítulo 2. No entanto, surge com frequência como um conceito mal definido e confuso, com diversas nomenclaturas: corredor ecológico, estrutura verde, corredor verde, infraestrutura verde, rede ecológica. Esta proliferação de designações e ausência de clareza de conceitos gera, como também se referirá mais adiante, uma delimitação no território de áreas que se pretendem que cumpram a sua função de estruturas/rede de conectividade ecológica, mas que, efetivamente, não o fazem.

1.3.2.1 Componentes da conectividade

Habitualmente estão identificadas duas componentes primárias da conectividade (Bennett, 2003; Crooks & Sanjayan, 2006; Taylor *et al.*, 1993): a estrutural (ou física) e a funcional (ou comportamental).

A primeira é medida recorrendo à análise da estrutura da paisagem, independentemente de quaisquer atributos do(s) organismo(s) objeto de estudo (Forman, 1995). A conectividade entre unidades é, geralmente, quantificada através de funções mais ou menos complexas dos custos do movimento entre elas (Tischendorf & Fahrig, 2000). Este custo é uma função da distância entre as unidades, cuja medida mais simples é a distância euclidiana mais curta entre duas unidades/manchas (Adriaensen *et al.*, 2003). Este tipo de modelo não incorpora as características da matriz nem os atributos da espécie.

Por sua vez, o conceito funcional considera explicitamente as respostas comportamentais de um organismo aos vários elementos da paisagem (unidades/parcelas, matriz e fronteiras) (Fangan & Calabrese, 2006; Schumaker, 1996; Wiens, 1999).

Dependendo dos atributos de movimento do organismo, a conectividade estrutural e a funcional podem ser sinónimos. Isto ocorre quando o movimento do organismo está confinado ao seu habitat preferencial, ou seja, os movimentos associados aos indivíduos não cruzam as fronteiras da mancha nem a matriz (Tischendorf & Fahrig, 2000).

O facto da conectividade estrutural parecer relativamente fácil e direta de medir, pode induzir na conclusão de que se trata de uma característica generalizável da paisagem, o que é errado. Efetivamente, uma mesma paisagem pode apresentar

diferentes graus daquele atributo para organismos distintos. Manchas de habitat que apresentam conectividade estrutural podem não apresentar funcional e mesmo unidades contíguas de habitat podem não estar funcionalmente conectadas, sendo aqui perceptível a dependência da escala (Taylor *et al.*, 1993; Tischendorf & Fahrig, 2000).

Assumir que a conectividade é específica para uma paisagem e para uma espécie implica que quaisquer que sejam os modelos de paisagem, estes devem incorporar a resposta funcional das espécies à paisagem (Tischendorf & Fahrig, 2000; Theobald, 2002).

É consensual, entre os autores que se debruçam sobre a conectividade da paisagem, que a melhor forma de a definir é através da interação entre uma espécie em particular e a paisagem onde ela ocorre. A conectividade é, portanto, um atributo específico e a mesma paisagem pode ter várias medidas deste atributo que resultam das exigências do ponto de vista do habitat e da capacidade de dispersão de cada espécie (Crooks & Sanjavan, 2006; Taylor *et al.*, 2006; Watts & Handley, 2010).

Se a disponibilidade de habitat é um fator reconhecido como determinante na abundância e persistência das espécies, incluir as características da matriz e não apenas a informação relativa à presença do habitat e à distância entre manchas, implica uma mudança da análise da conectividade estrutural para a funcional, porque os efeitos dos diferentes elementos da paisagem e da sua distribuição são próprios da espécie e do processo em estudo (Adriaensen *et al.*, 2003; Cushman & Landguth, 2012; Fahrig, 2003; Haila, 2002).

A gestão da conectividade, como referido por Saura *et al.* (2011), não deve ser vista como a única resposta às alterações na paisagem, mas como parte de um quadro de opções disponíveis no que se refere ao planeamento e à gestão em ordenamento do território e conservação da natureza.

Os modelos de avaliação desta característica da paisagem utilizam com frequência métricas que descrevem a sua natureza estrutural, mas nem sempre com correspondência com as exigências e características das espécies. Por outro lado, os modelos capazes de descrever os processos ecológicos à escala da paisagem são muito complexos de parametrizar, uma vez que a informação relativa ao comportamento das espécies (intrínseco, interação com outras espécies, interação com a matriz) é escassa ou de obtenção morosa e onerosa. Entre estes dois tipos de abordagem mais extremos situa-se a análise da conectividade potencial, que combina atributos das espécies, como as capacidades de dispersão e de movimento nos vários elementos da matriz, com dados relativos à estrutura da paisagem (Watts & Handley, 2010).

A obtenção de uma maior precisão na estimativa da conectividade implica um compromisso entre o esforço da recolha de dados e a qualidade da informação obtida. As metodologias que fornecem informação “real” são mais exigentes nos dados de base, mas com aplicabilidade vantajosa em análises de pequena escala. Outras abordagens, como as baseadas na Teoria dos Grafos, apresentam um *ratio* custo/benefício muito favorável, do ponto de vista dos resultados, quando aplicadas a grandes escalas (Calabrese & Fagan, 2004).

Como refere Saura & Hortal (2007), na avaliação da paisagem podemos ter dois tipos de abordagem: um único índice que caracteriza essa conectividade em toda a paisagem, mas que é meramente descritivo ou ter uma análise mais operacional que permite identificar os elementos que, na paisagem, asseguram a conectividade e cuja ausência fará com que esta decresça substancialmente. Esta é a abordagem utilizada nesta tese.

Como se explicará mais adiante no capítulo relativo à metodologia, o presente trabalho utiliza a teoria dos grafos, cuja vantagem é a de conseguir uma abordagem à conectividade funcional com base em dados e informação cuja recolha resulta de um compromisso favorável entre precisão e esforço de amostragem.

1.3.3 Teoria dos Grafos

A teoria dos grafos (*graph theory*), cuja origem Harju (2011) reporta ao ano de 1736, a Euler, mais tarde consolidada formalmente por Konig, em 1936, constitui um campo teórico de enorme utilidade na matemática, com aplicações nas áreas da computação, das ciências sociais e das ciências naturais.

O modelo grafos consiste num conjunto de nodos (n) (ou vértices) ligados por arestas (v), em que cada aresta $v=nin_j$ conecta os nodos n_i e n_j . Um grafo de m nodos e o arestas é $G(m,o)$ com ordem m e valor o . O grafo G é definido pela série de valores v_i e n_i , normalmente representado por um diagrama (Figura 3). Um grafo está conectado se existe um trajeto a ligar cada par de nodos, ou seja, se cada nodo é alcançável a partir de outro nodo. Da mesma forma, um grafo pode ser desconetado pela remoção de um nodo-chave. O número mínimo de nodos que devem ser removidos de um grafo conectado, antes de passar a desconetado, fornece a conectividade de nodos, tal como o número mínimo de arestas que devem ser removidas para desconetar o grafo corresponde à conectividade linear ou conectividade de arestas (Urban & Keith, 2001).

A aplicação do modelo de grafos à modelação espacial da paisagem revelou-se eficaz na abordagem de áreas heterogéneas de maior dimensão (escala regional, por exemplo) e na determinação da conectividade destas paisagens através da análise focada nas espécies que possuem diferentes perceções individuais do espaço (Bunn *et al.*, 2000).

A teoria de grafos permite combinar os dados explícitos da distribuição espacial de habitat obtidos, por exemplo, por uma aplicação em Sistema de Informação Geográfica (SIG) com os dados sobre a dispersão das espécies. Assim, de forma esquemática, nesta abordagem um grafo matemático constitui uma rede de manchas de habitat de uma espécie que incorpora a informação do arranjo espacial das parcelas e dos seus atributos, como por exemplo, a dimensão (Calabrese & Fagan, 2004).

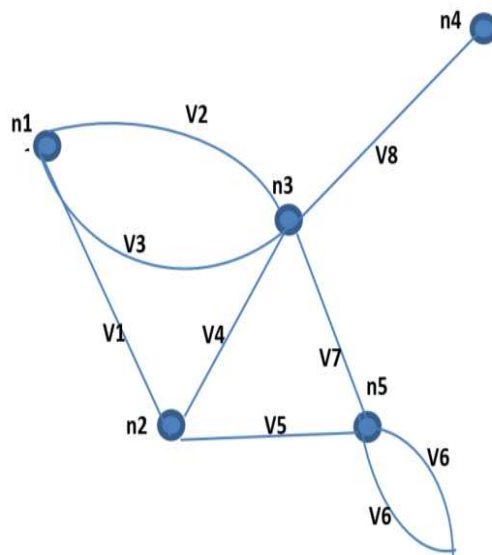


Figura 3 - Exemplo de grafo definido por 5 nodos (n1,n2,n3,n4,n5) e 9 arestas (v1...v8). Adaptado de Urban & Keitt, 2001).

Esta abordagem, que continua a ter por base o modelo parcela–matriz, assume que a paisagem pode ser representada por grafos, onde os nodos são as parcelas de habitat e as arestas (*links*) representam a capacidade de uma espécie se mover entre dois nodos/parcelas. Uma aresta entre dois nodos implica que existe um fluxo ecológico (de material ou de energia) entre eles. Se existe uma área de fluxo (aresta) entre cada par de nodos, ou seja, se cada nodo é alcançável a partir de um outro existe conectividade. Desta forma é possível identificar os elementos fundamentais que na paisagem asseguram potencialmente os fluxos biológicos entre parcelas de habitat e

quantificar o seu contributo para a conectividade (Baranyi *et al.*, 2011; Urban & Keith, 2001).

As ligações podem corresponder a corredores ecológicos e ser fisicamente identificados e delimitados na paisagem ou constituírem parte de uma matriz mais difusa que é permeável ao movimento facilitando a dispersão entre áreas de habitat relativamente distantes. Os dados empíricos sobre ocupação de parcelas e movimento podem ser utilizados para construir um grafo que mostra a conectividade real para uma determinada espécie, mas este pode ser elaborado sem esta informação. Em alternativa, a estrutura em grafos pode ser construída com conectividade estimada a partir de um modelo de dispersão potencial da espécie (Bunn *et al.*, 2000; Pasqual-Hortal & Saura, 2006).

O modelo de grafos constitui uma abordagem teórica que, considerando a relação custo-benefício, é a mais favorável na caracterização da conectividade a escalas mais abrangentes, como a regional, devido à sua capacidade de fornecer uma informação mais detalhada com um requisito mais modesto do ponto de vista dos dados de partida (Calabrese & Fagan, 2004; Urban & Keith, 2001).

2. Corredores ecológicos, infraestrutura verde, estrutura ecológica. O exemplo do quadro legal em Portugal associado à noção de conectividade ecológica.

Corredores ecológicos, “greenways”, corredores verdes, “*landscape linkages*”, estrutura ecológica, entre outras, são designações genéricas associadas (quase sempre de forma obrigatória) a estratégias de planeamento (Ahren, 1995). De facto, traduzem a concretização de instrumentos de planeamento, que buscam a eficácia à escala regional ou local, consubstanciados numa *estrutura “non-aedificandi” que regulamenta e reúne em delimitação espacial as ocorrências e os sistemas naturais que, pelas exigências decorrentes da sua resiliência ou raridade ecológicas, deverão ser objeto de normativa específica* (Magalhães, 2001: 107).

Como já foi referido, nem sempre estas designações estão associadas a um objetivo claro de conectividade ecológica e funcional da paisagem. São com frequência formas de implementar no território estruturas de continuidade física que assegurem as ligações entre sistemas biofísicos, na linha do conceito de *homeostasis* e *continuum naturale* do Prof. Gonçalo Ribeiro Telles que o transpôs para o espaço metropolitano com o exemplo de Lisboa (Telles *et al.*, 1997). Na sua origem o conceito de estrutura verde ou estrutura ecológica relaciona-se com a necessidade de assegurar a relevância dos espaços verdes urbanos e a sua continuidade com a envolvente rural.

No âmbito deste trabalho, entende-se que uma estrutura ecológica deve constituir um elemento ou um conceito estrutural, mas também funcional da paisagem capaz de assegurar a conectividade ecológica através da facilidade de movimento e dispersão de espécies e, necessariamente, garantir as funções dos ecossistemas.

Um dos primeiros países europeus a desenhar uma rede de conectividade ecológica foi a ex-Tchecoslováquia, nos finais dos anos 70 do século XX, dando-lhe a designação de Sistema Territorial de Estabilidade Ecológica (“Terrestrial System of Ecological Stability”) (Mackovcin, 2000). Este sistema é formado pelas áreas designadas por “bio centrões”, que são áreas nucleares, interligadas pelos “bio corredores”.

Os parâmetros funcionais destas componentes dependem dos fatores biológicos, hidrológicos, pedológicos e topográficos. Estando contabilizadas, em função destes fatores, áreas mínimas para os “biocentrões” locais (0,5–3 ha), comprimento mínimo (1500–2000 m) e a largura mínima (10-20 m) para os “biocorredores” locais.

Nos Estados Unidos, os primeiros mapas de conectividade à escala estadual foram produzidos para a Flórida em 1999 e para a Califórnia em 2001 (Penrod *et al.*, 2012).

Em 2005 o Congresso americano exigiu que cada estado desenvolvesse e procedesse à revisão regular de planos de ação de conservação da vida selvagem como condição para o acesso aos recursos financeiros federais (*i.e.* fundos do estado para a vida selvagem). Muitos dos planos identificaram a conectividade como uma grande preocupação e os planos revistos incluem mapas de conectividade. Também em 2005, as agências de transportes de cada estado passaram a coordenar os seus planos com as agências de vida selvagem² (Lei Pública 109-59).

Na Califórnia, em 2008, o Departamento de Transportes e o Departamento de Caça e Pesca solicitaram a uma equipa técnica a avaliação, à escala do estado federal, dos habitats essenciais para a conectividade. Esta avaliação visava minimizar e mitigar os impactes do processo de planeamento nestes habitats. O propósito do *California Essential Habitat Connectivity Project* foi desenvolver uma cartografia de conectividade de habitats e um plano que permitisse aos responsáveis pelo planeamento de infraestruturas, conservação da natureza e usos do solo garantir a manutenção da conectividade da paisagem e planear e projetar com maior eficiência (CHEHC Plan Master, 2010)³.

A Comissão Europeia, na implementação da Rede Natura 2000, cuja delimitação visou a proteção das zonas mais importantes em função dos valores naturais, propõe, em 2010, a delimitação de uma infraestrutura verde europeia.

Esta proposta pretende, entre outros aspetos, a salvaguarda das zonas que integram a Rede Natura 2000 ao identificar e delimitar os corredores que garantem a circulação das espécies entre essas zonas, contrariando os efeitos da fragmentação de habitats na biodiversidade e possibilitando uma abordagem integrada de gestão de solos e um ordenamento estratégico do território (European Commission, 2013).

2.1 Portugal, uma paisagem de redes

Na perspetiva da definição de uma infraestrutura que promovesse a salvaguarda dos sistemas naturais com características de rede, Portugal foi inovador com a proposta de delimitação, para todo o território, da Reserva Ecológica Nacional, que constitui a

² Public Law 109-59 109th Congress An Act To authorize funds for Federal-aid highways, highway safety programs, and transit programs, and for other purposes. ... --This Act may be cited as the "Safe, Accountable, Flexible, Efficient Transportation Equity Act: A Legacy for Users" or "SAFETEA-LU"

³ <https://wildlife.ca.gov/Conservation/Planning/Connectivity/CEHC>

primeira concretização, de forma regulamentar (Decreto-Lei n.º 321/83, de 5 de julho) de uma estrutura física, cuja *finalidade é possibilitar a exploração dos recursos e a utilização do território com a salvaguarda de determinadas funções e potencialidades, de que dependem o equilíbrio ecológico e a estrutura biofísica das regiões, bem como muito dos seus valores económicos, culturais e sociais* (Preâmbulo do Decreto-Lei n.º 321/83, de 5 de julho).

Esta proposta contém a noção de proteção dos sistemas ecológicos, pela importância das suas funções e serviços, enquanto mais-valia no desenvolvimento dos territórios. Subjacente à delimitação desta condicionante territorial estava já a ideia de rede ou de continuidade espacial.

A ideia de estruturas em rede alargou-se e a legislação portuguesa enquadra, atualmente, uma proposta de sistemas de redes biofísicas para o território nacional, cuja diferenciação, objetivos e orientações para a sua concretização se parecem sobrepor e confundir, dificultando a sua delimitação e gestão. A Tabela I refere as disposições, de âmbito nacional que, relativamente a esta matéria, servem de enquadramento aos planos municipais e intermunicipais de ordenamento do território.

Tabela I – Principais disposições regulamentares de âmbito nacional, relativas à introdução do conceito de conectividade nos instrumentos de gestão do território.

| Designação | Conceito | Objetivo | Diploma |
|---------------------------|--|---|---|
| Reserva Agrícola Nacional | <i>A RAN é o conjunto das áreas que em termos agro-climáticos, geomorfológicos e pedológicos apresentam maior aptidão para a actividade agrícola</i> | <i>Artigo 4º a) Proteger o recurso solo, elemento fundamental das terras, como suporte do desenvolvimento da actividade agrícola; b) Contribuir para o desenvolvimento sustentável da actividade agrícola; c) Promover a competitividade dos territórios rurais e contribuir para o ordenamento do território; d) Contribuir para a preservação dos recursos naturais; e) Assegurar que a actual geração respeite os valores a preservar, permitindo uma diversidade e uma sustentabilidade de recursos às gerações seguintes pelo menos análogos aos</i> | Decreto-Lei n.º 451/82 de 16 de novembro; Decreto-Lei n.º 196/89 de 14 de junho; Decreto-Lei n.º 73/2009, de 31 de março com as alterações do Decreto-Lei n.º 199/2015, de 16 de setembro |

| | | | |
|----------------------------|---|---|--|
| | | <i>herdados das gerações anteriores;</i> <i>f) <u>Contribuir para a conectividade e a coerência ecológica da Rede Fundamental de Conservação da Natureza.</u></i> | |
| Reserva Ecológica Nacional | <i>A REN é uma estrutura biofísica que integra o conjunto das áreas que, pelo valor e sensibilidade ecológicos ou pela exposição e susceptibilidade perante riscos naturais, são objecto de protecção especial.</i> <i>A REN é uma restrição de utilidade pública, à qual se aplica um regime territorial especial que estabelece um conjunto de condicionamentos à ocupação, uso e transformação do solo, identificando os usos e as acções compatíveis com os objectivos desse regime nos vários tipos de áreas.</i> | <i>Artigo 2º, 3</i> <i>a) Proteger os recursos naturais água e solo, bem como salvaguardar sistemas e processos biofísicos associados ao litoral e ao ciclo hidrológico terrestre, que asseguram bens e serviços ambientais indispensáveis ao desenvolvimento das actividades humanas;</i> <i>b) Prevenir e reduzir os efeitos da degradação da recarga de aquíferos, dos riscos de inundação marítima, de cheias, de erosão hídrica do solo e de movimentos de massa em vertentes, contribuindo para a adaptação aos efeitos das alterações climáticas e acautelando a sustentabilidade ambiental e a segurança de pessoas e bens.</i> <i>c) <u>Contribuir para a conectividade e a coerência ecológica da Rede Fundamental de Conservação da Natureza.</u></i> | Decreto-Lei n.º 321/83, de 5 de julho Decreto--Lei n.º 93/90, de 19 de março Decreto-Lei n.º 166/2008, de 22 de agosto, na redacção do Decreto-lei n.º 124/2019, de 28 de agosto |
| Estrutura Ecológica | <i>Os programas e os planos territoriais identificam as áreas, os valores e os sistemas fundamentais para a protecção e valorização ambiental dos espaços rústicos e urbanos, designadamente as <u>redes de protecção e valorização ambiental</u>, regionais e municipais, que incluem as áreas de risco de desequilíbrio ambiental.</i> | <i>Delimitar áreas de protecção e valorização ambiental que garantem a salvaguarda e a valorização dos ecossistemas e definir, em sede de regulamento de PMOT (Planos Municipais de Ordenamento do Território), os parâmetros e as condições de ocupação e de utilização do solo, assegurando a compatibilização das funções de protecção, regulação e enquadramento com os usos produtivos, o recreio e lazer, e o bem - estar das populações</i> | Decreto-Lei n.º 380/99, de 22 de setembro, republicado pelo Decreto-Lei n.º 49/2009, de 20 de fevereiro; Decreto-Lei n.º 80/2015, de 14 de maio. |

| | | | |
|---|---|--|--|
| <p>Rede Fundamental de Conservação da Natureza (RFCN)</p> | <p><i>Cria a RFCN, a qual é composta pelas áreas nucleares de conservação da natureza e da biodiversidade integradas no SNAC (Sistema Nacional de Áreas Classificadas) e pelas áreas de reserva ecológica nacional, de reserva agrícola nacional e do domínio público hídrico enquanto áreas de continuidade que estabelecem ou salvaguardam a ligação e o intercâmbio genético de populações de espécies selvagens entre as diferentes áreas nucleares de conservação,</i></p> | <p><i>Contribuir para uma adequada protecção dos recursos naturais e para a <u>promoção da continuidade espacial, da coerência ecológica das áreas classificadas e da conectividade das componentes da biodiversidade em todo o território, bem como para uma adequada integração e desenvolvimento das actividades humanas.</u></i></p> | <p>Decreto-Lei n.º 142/2008, de 24 de julho.</p> |
|---|---|--|--|

Uma leitura do quadro-resumo permite verificar que, para a generalidade das “redes”, é referida a necessidade de contribuírem para a conectividade e a coerência ecológicas. No entanto, a legislação torna-se confusa na abordagem deste conceito, referindo-se-lhe, muitas vezes, como corredores ou infraestruturas, associando-lhes a noção de continuidade física.

“Os “corredores ecológicos” podem ser definidos como os elementos que, pela sua estrutura linear e contínua (tais como rios e ribeiras e respetivas margens ou os sistemas tradicionais de delimitação dos campos) ou pelo seu papel e espaço de ligação (tais como lagos, lagoas ou matas), são essenciais à migração, à distribuição geográfica e ao intercâmbio genético de espécies selvagens, à promoção da continuidade espacial e à conectividade das componentes da biodiversidade em todo o território e à adequada integração e desenvolvimento das actividades humanas”⁴.

De facto, o conceito de conectividade que vamos encontrar vertido para os processos de ordenamento do território está ainda muito “preso” à definição de estrutura verde para o espaço urbano, decorrente da criação de cidades de média e grande dimensão onde a existência destes espaços é valorizada do ponto de vista estético e ecológico, mas também pela sua função de ligação com a envolvente rural (Nogueira, 2016). Recorde-se que na sequência da elaboração do Plano Diretor Municipal de Lisboa em 1994, é desenvolvido o *Plano Verde de Lisboa* (estudo sectorial) pela equipa coordenada por Gonçalo Ribeiro Telles (Telles *et al.*, 1997), onde se apresenta uma sugestão de *Estrutura Ecológica*, constituindo uma proposta de adaptação ao regime da Reserva Ecológica Nacional. O princípio básico subjacente à proposta é o de *continuum naturale*, definido na Lei de Bases do Ambiente (Lei n.º 11/87, de 7 de abril).

⁴ Resolução do Conselho de Ministro n.º 152/2001, de 11 de Outubro

O conceito de *continuum naturale* (Magalhães, 2001) pretende preservar as estruturas fundamentais da paisagem que, em meio urbano, penetram no tecido edificado de modo tentacular e contínuo, assumindo diversas formas e funções, que vão desde o espaço de lazer e recreio, ao enquadramento de infraestruturas e edifícios, à simples rua ou praça arborizada. A mesma autora refere a necessidade de que as políticas de ordenamento do território acolham este conceito e a estrutura ecológica, “*independentemente dos regimes a que estão sujeitas cada uma das componentes que a constituem, tem que ser delimitada a todas as escalas de planeamento*”.

Magalhães *et al.* (2007), definem a estrutura ecológica como a “*estrutura espacial da paisagem, constituída pelas componentes terrestres dos ecossistemas que são indispensáveis ao seu funcionamento [tendo como] objectivo reunir e integrar todos os espaços necessários à conservação dos recursos naturais, entendidos não como elementos isolados, mas sim como factores dinâmicos que interagem entre si*”⁵. Deste modo, a Estrutura Ecológica inclui subsistemas como a água, o ar, os nutrientes do solo, a vegetação e a fauna, apresentando a paisagem como um sistema de sistemas, que encerram aquilo que há de essencial e fundamental (Magalhães *et al.*, 2007).

No documento enquadrador da infraestrutura verde para a Europa observa-se uma maior preocupação em associar a delimitação desta infraestrutura ao conceito de conectividade funcional. Refere-se, especificamente, à necessidade de estabelecer uma estrutura de salvaguarda dos mais importantes ecossistemas e de garantir o fornecimento dos seus serviços, bem como a ligação entre eles; para além disso, assenta nos conceitos de fragmentação dos ecossistemas, de melhoria da conectividade e no aumento da permeabilidade da paisagem à circulação/distribuição das espécies. Este documento refere o ordenamento estratégico do território que permite analisar as interações espaciais entre os diferentes usos do solo numa escala regional, por exemplo, como forma de construção da infraestrutura verde, realçando a oportunidade que a definição desta infraestrutura representa para o diálogo intersectorial e integrador no estabelecimento de prioridades e alternativas na gestão dos territórios (Comissão Europeia, 2010)⁶.

Se é claro que deve existir uma estrutura biofísica de salvaguarda dos sistemas ecológicos, que assegure a sua interação, e quais os sistemas que a devem integrar, não é perceptível quais as características e os critérios que devem presidir à concretização dessa estrutura, especialmente quando se sai do espaço urbano.

⁵ Manuela Raposo Magalhães, 2007. Estrutura Ecológica da Paisagem. Pág. 32

⁶ http://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/index_en.htm

A legislação portuguesa refere mesmo a necessidade de integrar os terrenos classificados como Reserva Agrícola Nacional (RAN) na rede de *áreas de continuidade que estabelecem ou salvaguardam a ligação e o intercâmbio genético de populações de espécies selvagens entre as diferentes áreas nucleares de conservação* (Decreto-Lei n.º 142/2008, de 24 de julho). Este facto pode vir a constituir uma contradição quando se reflete sobre o conceito da RAN, que inclui o conjunto das áreas que, em termos agroclimáticos, geomorfológicos e pedológicos, apresentam maior aptidão para a atividade agrícola, coincidindo, por isso, por inerência legal, com as áreas associadas a aproveitamentos hidroagrícolas onde se potencia a agricultura intensiva e, com frequência, o regime de monocultura, com a conseqüente perda de biodiversidade.

a) A Reserva Ecológica Nacional

Esta condicionante constitui, como referido, a primeira concretização, de forma regulamentar (Decreto-Lei n.º 321/83, de 5 de julho), do estabelecimento de um “*continuum*” biofísico de proteção das funções dos ecossistemas que visa “*(...)salvaguardar, em determinadas áreas, a estrutura biofísica necessária para que se possa realizar a exploração dos recursos e a utilização do território sem que sejam degradadas determinadas circunstâncias e capacidades de que dependem a estabilidade e fertilidade das regiões, bem como a permanência de muitos dos seus valores económicos, sociais e culturais*”.⁷

As áreas a integrar a Reserva Ecológica Nacional (REN) estão definidas no respetivo regime jurídico e dão resposta aos objetivos de proteção dos sistemas ecológicos naturais, à sustentabilidade do ciclo da água e à prevenção de riscos naturais. A REN foi a primeira tentativa, com algum sucesso, de identificação e delimitação de uma estrutura que procura assegurar a continuidade dos sistemas ecológicos. No entanto, as alterações ao seu regime jurídico foram incidindo, progressivamente, sobre a criação de normativos associados a parâmetros de edificabilidade afastando a gestão da REN das preocupações com os usos do solo mais adequados à defesa dos ecossistemas que esta condicionante visa preservar (Decreto-Lei n.º 166/2008, de 22 de agosto, na redação de Decreto-Lei n.º 124/2019, de 28 de agosto).

b) A Rede Fundamental de Conservação da Natureza

⁷ Preâmbulo do Decreto-Lei n.º 321/83 de 5 de julho

Criada pelo Regime Jurídico da Conservação da Natureza, Decreto-Lei n.º 142/2008, de 24 de julho, integra o sistema nacional de áreas classificadas, a REN, a RAN e o Domínio Público Hídrico. Também aqui se procura “(...) *contribuir para uma adequada protecção dos recursos naturais e para a promoção da continuidade espacial, da coerência ecológica das áreas classificadas e da conectividade das componentes da biodiversidade em todo o território, bem como para uma adequada integração e desenvolvimento das actividades humanas*”⁸. A Rede Fundamental de Conservação da Natureza enfatiza o papel da rede hidrológica, da Reserva Ecológica Nacional e da Reserva Agrícola Nacional, enquanto sistemas de ligação e continuidade dos fluxos genéticos entre as denominadas áreas nucleares, constituídas pelo sistema nacional de áreas protegidas e os territórios que integram a Rede Natura 2000 (Decreto-Lei n.º 49/2005, de 24 de fevereiro).

c) O Regime Jurídico dos Instrumentos de Gestão do Território

O Artigo 16.º do Regime Jurídico dos Instrumentos de Gestão do Território (Decreto-Lei n.º 80/2015, de 14 de maio) determina a delimitação, à escala regional e municipal, da *estrutura regional de protecção e valorização ambiental e da estrutura ecológica, respetivamente*, caracterizando-as como:

(...) 1 — Os programas e os planos territoriais identificam áreas, os valores e os sistemas fundamentais para a protecção e valorização ambiental dos espaços rústicos e urbanos, designadamente as redes de protecção e valorização ambiental, regionais e municipais, que incluem as áreas de risco de desequilíbrio ambiental.

2 — Os programas regionais, os programas especiais e os programas setoriais relevantes definem os princípios, as diretrizes e as medidas que concretizam as orientações políticas relativas às áreas de protecção e valorização ambiental que garantem a salvaguarda e a valorização dos ecossistemas.

3 — Os planos intermunicipais e municipais estabelecem, no quadro definido pelos programas e pelos planos territoriais, cuja eficácia condicione o respetivo conteúdo, os parâmetros e as condições de ocupação e de utilização do solo, assegurando a compatibilização das funções de protecção, regulação e enquadramento com os usos produtivos, o recreio e lazer, e o bem-estar das populações.

Desde 1999 (Decreto-Lei n.º 380/99, de 22 de setembro) que os instrumentos de gestão territorial estão obrigados à definição da estrutura ecológica municipal, ficando a

⁸ Preâmbulo

metodologia a adotar para a sua concretização ao critério das entidades ou equipas responsáveis pela elaboração dos planos.

O regime jurídico dos Instrumentos de Gestão Territorial (IGT) acima identificado, é claro ao determinar que estes identificam, entre outros recursos territoriais, a estrutura ecológica nos Planos Municipais de Ordenamento do Território (PMOT), quer no enunciado dos objetivos quer no conteúdo material desses planos.

A definição de parâmetros de abordagem à escala do município, que atualmente são inexistentes, assume particular relevância na concretização das políticas locais de planeamento.

Apresentam-se em seguida dois exemplos, à escala regional, de concretização de orientações que visam a delimitação da estrutura ecológica municipal.

A - Programa Regional de Ordenamento Florestal do Alentejo (PROFA)

Na sua atual redação (Portaria n.º 54/2019, de 11 de fevereiro) o PROFA é um Instrumento de planeamento e de ordenamento florestal que constitui o contributo do *“sector florestal para os outros instrumentos de gestão territorial, em especial para os programas especiais de ordenamento do território (PEOT) e os planos municipais de ordenamento do território (PMOT), no que respeita especificamente à ocupação, uso e transformação do solo nos espaços florestais”*.

O PROF Alentejo é constituído por um regulamento e um mapa síntese onde se identificam, entre outros, os corredores ecológicos.

Os corredores ecológicos definidos por este programa incluem as áreas de conectividade ecológica que consideram as manchas homogéneas e contínuas de montado de sobro e azinho e as outras áreas de conectividade ecológica que abrangem a rede hidrográfica, elementos da Rede Natura 2000, da Reserva Agrícola Nacional, da Reserva Ecológica Nacional e outras áreas importantes para a promoção do conhecimento e da educação ambiental ou do turismo e recreio. A concretização destas orientações é, como se deve calcular, uma tarefa de difícil execução, pela ausência de critérios mais precisos.

B – Plano (Programa) Regional de Ordenamento do Território do Alentejo

No âmbito da elaboração dos Programas (ex-Planos) Regionais de Ordenamento do Território (PROT) (Decreto-Lei n.º 80/2015, de 9 de maio), são estabelecidas as estruturas de proteção e valorização ambiental que *“tem por objetivo aperfeiçoar e consolidar os regimes, os sistemas e as áreas fundamentais para proteger e valorizar a biodiversidade e os recursos naturais”*. No caso específico da região

Alentejo (Resolução de Conselho de Ministros n.º 53/2010, de 2 de agosto), pretendem contribuir para uma rede de corredores ecológicos regionais. As orientações, à escala regional, apontam para a seleção de áreas relevantes do ponto de vista da qualidade ambiental, que *“devem garantir a existência de uma rede de conectividade entre os ecossistemas, contribuindo para uma maior resiliência dos habitats e das espécies face às transformações das paisagens e às previsíveis alterações climáticas, e possibilitando as adaptações necessárias aos sistemas biológicos para o assegurar das suas funções. Na região do Alentejo, o seu traçado deve ainda atender ao facto do espaço rural ser marcante na identidade da paisagem regional, pelo que esta estrutura deve assegurar também a perenidade de sistemas humanizados que são um bom exemplo de uma gestão coerente e compatível com a preservação do património natural e cultural”* (RCM n.º 53/2010, de 2 de agosto, 2.2Af).

Estas orientações não estabelecem critérios que permitam a sua transposição para uma escala municipal que concretize a denominada estrutura ecológica, colocando-se várias questões: quais as áreas de elevada qualidade de habitat que devem integrar a estrutura ecológica? A rede de conectividade deve ter uma expressão física contínua? Qual a dimensão dos corredores ou que parâmetros e critérios vão definir a sua delimitação?

A forma mais simples de considerar a estrutura ecológica num instrumento de gestão territorial municipal é, após a representação cartográfica dos perímetros urbanos, infraestruturas lineares, áreas de exploração de recursos geológicos, entre outras, considerar as áreas “sobrantes”, associadas a condicionantes legais (REN, RAN, povoamentos de quercíneas, Domínio Público Hídrico) como integrantes da denominada estrutura ecológica.

Se é certo que esta metodologia supõe planear a partir das conveniências sociais e económicas, esquecendo os constrangimentos do território, as suas “mais valias” e a forte dependência do funcionamento dos sistemas biofísicos para a concretização de estratégias de desenvolvimento sustentáveis, também é um facto que a inversão desta metodologia passa por identificar, no território, as paisagens que asseguram a manutenção da conectividade funcional entre os sistemas e que coexistem com usos e ocupações que alteram a continuidade física.

O PROT Alentejo já apontava nessa direção ao pretender que a Estrutura Regional de Proteção e Valorização Ambiental (ERPVA) fosse uma salvaguarda dos espaços que, no território, possam assegurar essa conectividade funcional.

No contexto da região Alentejo a abordagem propõe incluir os sistemas agroflorestais; será interessante observar qual a expressão territorial e o papel a atribuir

às zonas agrícolas abandonadas, o mesmo é dizer que, a expressão de uma rede de conectividade que seja o garante da manutenção do funcionamento dos sistemas biofísicos conta, forçosamente, com sistemas alterados pelas atividades humanas.

No processo dinâmico de ocupação e abandono dos territórios não é evidente estabelecer novas condicionantes (a somar às existentes) sem que seja perceptível a avaliação dos territórios que vão integrar a estrutura ecológica e com que finalidade objetiva.

Em paisagens culturais/humanizadas a abordagem às estruturas ecológicas requer um processo de planeamento transdisciplinar, inclusivo e com uma elevada participação pública. Efetivamente, uma das questões fundamentais do planeamento de estruturas ecológicas ou de infraestruturas verdes reside na demonstração da existência de alternativas de combinar usos compatíveis e separar usos incompatíveis (Ahren, 1995). Assim, para o referido autor, o planeamento de estruturas ecológicas constitui uma forma pós-moderna de construção de consensos entre múltiplos interesses instalados.

Mas, como referido, qual o limite a que uma paisagem pode ser fragmentada sem que isso ponha em causa a conservação da biodiversidade e constitua uma perda de capacidade de recuperação do ponto de vista biofísico e uma incapacidade de assegurar os serviços dos ecossistemas? E, mais relevante, constituem as atuais delimitações da estrutura ecológica ou das estruturas de proteção e valorização ambiental uma salvaguarda contra essa perda de capacidade de recuperação dos sistemas biofísicos?

Com recurso à situação descrita por Nogueira (2016), para a região Alentejo, observa-se que as estruturas ecológicas municipais (EEM) delimitadas em 16 de 23 dos Planos Diretores Municipais (PDM) analisados, incluem a rede hidrográfica, os sistemas agroflorestais de quercíneas e a Rede Natura 2000. No entanto, a inclusão destes sistemas na EEM não valoriza de qualquer forma a referida estrutura se, como refere a autora, não trazer nada de novo à sua proteção, nem apresentar regras práticas de gestão.

O mesmo é dizer que, apesar da cartografia da estrutura ecológica ser obrigatória como parte integrante dos PDM, a mesma não é operativa se não tiver associada regulamentação específica vinculativa por parte da administração e dos particulares, e for limitada ao zonamento funcional e à regulamentação de uso associada às áreas que a integram.

A ausência de objetivos e critérios de delimitação, claros e coerentes, com o propósito de salvaguarda dos sistemas, bem como a ausência de normativo específico,

tornam a EEM uma estrutura pouco eficaz e sem ligação objetiva ao processo de planeamento.

As dinâmicas territoriais que na atualidade tendem a moldar as paisagens no Alentejo, designadamente as pressões demográficas que incluem a perda acentuada de população, em especial no meio rural, e a deslocação para o litoral ou para os centros urbanos mais próximos de Lisboa, as políticas florestais, a intensificação agrícola e a instalação de infraestruturas e de equipamentos, configuram alterações de curto, médio e longo prazo nos sistemas ecológicos que é fundamental analisar e procurar entender, nomeadamente, no que se refere às suas consequências e à sua provável evolução (DGT, 2019).

A organização das atividades e usos humanos de acordo com as oportunidades e os constrangimentos das paisagens foi, desde há muito, entendida como a base do ordenamento da paisagem. Com a evolução da ecologia da paisagem, enquanto disciplina formal, a importância dos fatores ecológicos aumentou, bem como a perceção da interdependência destes com os fatores humanos (Ribeiro, 1998).

Com efeito, é importante compreender o território através do diagnóstico das suas potencialidades e funções, procurando determinar o que deve ser mantido e o que pode ser transformado no contexto do mosaico de ecossistemas, do qual a biodiversidade é dependente (Moreira & Russo, 2007) e da sua importância na construção da estrutura (rede) ecológica de conectividade. Neste contexto, é possível trabalhar o conceito de planeamento estratégico em ordenamento do território, assegurando objetivos e metodologias cujo impacto não constitua, no médio e longo prazo, uma ameaça à perenidade dos sistemas e à sua evolução.

O ensaio metodológico que se segue procura contribuir para, de uma forma prática e acessível a não especialistas, concretizar o objetivo de assegurar a conectividade funcional na delimitação da estrutura ecológica.

3. O ESTUDO DE CASO – Metodologia para a definição de uma rede de conectividade regional com aplicação à escala local

3.1 Introdução

Os estudos da paisagem permitiram à ecologia estabelecer novas perspetivas na análise da forma como a dinâmica das populações selvagens é influenciada pelas perturbações em paisagens heterogêneas. Mais do que a quantificação da heterogeneidade espacial, importa estabelecer métodos de análise que sejam capazes de relacionar os padrões com as funções e explicar os efeitos de escala (Turner & Chapin, 2005).

Se por um lado é evidente a importância de assegurar a conectividade da paisagem, como forma de garantir a resiliência e a sobrevivência das espécies e das comunidades biológicas, não é menos evidente a dificuldade de encontrar modelos que traduzam a complexidade estrutural das paisagens e que sejam capazes de medir a conectividade funcional. Esta tarefa é tanto mais complexa quanto se tem como dado adquirido que a mobilidade constitui uma característica comportamental específica (Taylor *et al.*, 1993; Ziolkowska *et al.*, 2016).

Para preservar as espécies e as comunidades, há que perceber, no mosaico de habitats que constitui uma paisagem, a forma como elas se comportam e subsistem (Fischer & Lindenmayer, 2007).

É consensual que a distribuição dos organismos reflete a influência de fatores biológicos (competição, predação, simbiose), físicos (clima, solo e topografia) e históricos (barreiras, fogo, mudanças climáticas) e a influência destes vai variar em função das escalas espacial e temporal. Desta complexidade de fatores emergem padrões e alguns deles fornecem indicação de que as espécies coexistem espacialmente porque partilham necessidades idênticas, ou muito semelhantes, do ponto de vista das condições físicas (Hunter *et al.*, 1998). Da análise da distribuição das espécies é possível inferir alguns limites na sua resposta aos referidos fatores físicos e identificar as características físicas que mais influenciam a ocorrência das espécies (Vasudev *et al.*, 2015).

Como já referido em capítulos anteriores, a análise da resposta a um padrão de paisagem por parte de uma espécie compreende, por um lado, a forma como a dimensão, a complexidade, o número e a distribuição das parcelas com habitat

adequado afeta as populações dessa espécie e, por outro, o comportamento dispersivo da mesma. Esta constatação, reforça o facto de que a conectividade ecológica depende da espécie abordada, e é específica para o processo em análise, nomeadamente, para a escala considerada (Adriaensen *et al.*, 2003; Wiens *et al.*, 1997).

Ao procurar dar continuidade à linha de trabalho do Plano Regional de Ordenamento do Território do Alentejo, no que se refere ao estabelecimento da estrutura regional de proteção e valorização ambiental, que propõe que se considerem, como áreas de conectividade ecológica, os sistemas biofísicos *cuja estabilidade no tempo oferece maior garantia de viabilidade e que traduzem sistemas equilibrados de utilização do solo e de regulação dos ciclos da água e da matéria orgânica, que foram afirmando, ao longo dos séculos, práticas que moldaram o actual contexto de sustentabilidade e equilíbrio ambiental (...) os sistemas florestais e agroflorestais com representatividade espacial significativa à escala regional, que são sistemas ecológicos de elevada riqueza e diversidade biológicas* (CCDRA, 2010), neste trabalho optou-se por uma abordagem à escala regional, que confirmasse a importância destes sistemas na perspetiva da sua função como corredores funcionais para a proteção e valorização da biodiversidade.

Considerando que, uma orientação metodológica coerente e clara à escala da região, resulta numa concretização mais eficaz das estruturas ecológicas municipais e numa rede coesa, funcional e com significado, especialmente, na definição e delimitação das designadas áreas de conectividade ecológica. Por outro lado, a escala regional permite incorporar características diferenciadoras dos territórios sem uma perda significativa de informação, aspeto que constitui um razoável compromisso entre a precisão pretendida e a informação disponível.

O contributo que se pretendeu dar para o estabelecimento da estrutura ecológica foi a introdução do conceito de conectividade funcional, que é função da resposta da dispersão individual à estrutura da paisagem (Taylor *et al.*, 1993) e supõe o conhecimento dos requisitos de dispersão das espécies, mesmo que através de uma representação heurística dos constrangimentos espaciais, ambientais e intrínsecos. Estes pressupostos visaram a obtenção da chamada matriz de resistência ao movimento (Vasudev *et al.*, 2015), a partir da qual podem ser identificados os corredores potenciais e reais para uma dispersão bem sucedida. Entender a adequabilidade do habitat e os fatores que podem influenciar a distribuição das espécies foi a primeira fase para identificar os corredores funcionais para a dispersão (Zang *et al.*, 2019).

O objetivo deste trabalho foi demonstrar que com dados e modelos de processamento dos mesmos de fácil acesso e compreensão foi possível, num espaço de tempo compatível com a elaboração de planos ou programas, obter uma metodologia

que informa, com alguma acuidade, das zonas estratégicas para a concretização de corredores que assegurem a conectividade ecológica à escala regional e que pode ser replicada à escala municipal ou local.

Neste trabalho recorreu-se aos modelos de distribuição de espécies (SDM), concretamente, à modelação da adequabilidade de habitat, que considera a relação entre as variáveis explicativas e a probabilidade de ocorrência de uma espécie (Hirzel & Le Lay, 2008). Os modelos permitiram, numa primeira fase, parametrizar as matrizes de resistência da paisagem ao movimento, assumindo que o incremento na adequabilidade de habitat favorece a dispersão (Pearson *et al.*, 2007; Valerio *et al.*, 2019), na fase seguinte, com recurso às livrarias *raster* (Hijmans RJ, 2016) e *gdistance* (van Etten, 2017) do R versão 4.1.0 (R Development Core Team. 2021), identificaram-se os corredores que, no conjunto das espécies selecionadas, configuram zonas importantes para a dispersão – corredores funcionais.

3.2 Área de estudo

Alentejo e alentejano são duas unidades maciças, para não dizer uma única, tão estreitamente fundidas se apresentam. Aquela terra tinha que dar aquele homem, e aquele homem tinha de nascer naquela terra (Cortêsão, 1987).

A seleção da área de estudo teve como justificação, a necessidade de planeamento, à escala regional, estabelecendo os critérios e a metodologia que deve permitir delimitar a estrutura ecológica municipal, nomeadamente integrando as áreas críticas para a conectividade da paisagem. Esta abordagem foi facilitada pela disponibilidade de informação ser, pouco a pouco, mais fiável a esta escala e os sistemas de tratamento dessa informação permitirem, de uma forma mais eficaz, a análise e o processamento de um volume de dados cada vez maior.

A Região Alentejo constitui a maior região administrativa do território de Portugal Continental com uma área de cerca de 27 276 km², subdividida, administrativamente, em 4 NUTS: Alto Alentejo, Alentejo Central, Baixo Alentejo e Alentejo Litoral que, no conjunto, integram 47 concelhos (Figura 4).

A diversidade de formas de povoamento, de exploração da terra, de culturas cuja evolução ao longo de séculos originou um mosaico colorido e rico, cuja origem começa no clima, tornam complicado efetuar uma caracterização global desta região (DGOTDU, 2004; Ribeiro, 2018).

Pode generalizar-se afirmando que o clima do Alentejo é marcadamente mediterrânico, com alguma influência atlântica, uma estação seca prolongada, no verão, com chuvas irregulares mensal e interanualmente, mas com algumas especificidades

sub-regionais a que não são alheios fatores como a proximidade ao oceano Atlântico ou a fisiografia. Por isso, a influência mediterrânica e as maiores amplitudes térmicas fazem-se sentir de forma mais evidente no Baixo e no Alentejo Central, enquanto no Litoral Alentejano temos uma influência do clima temperado oceânico, maior humidade e chuva moderada e menores amplitudes térmicas (mesotérmico húmido). No Alto Alentejo o clima é marcadamente meso-mediterrânico (Daveau, 1985).

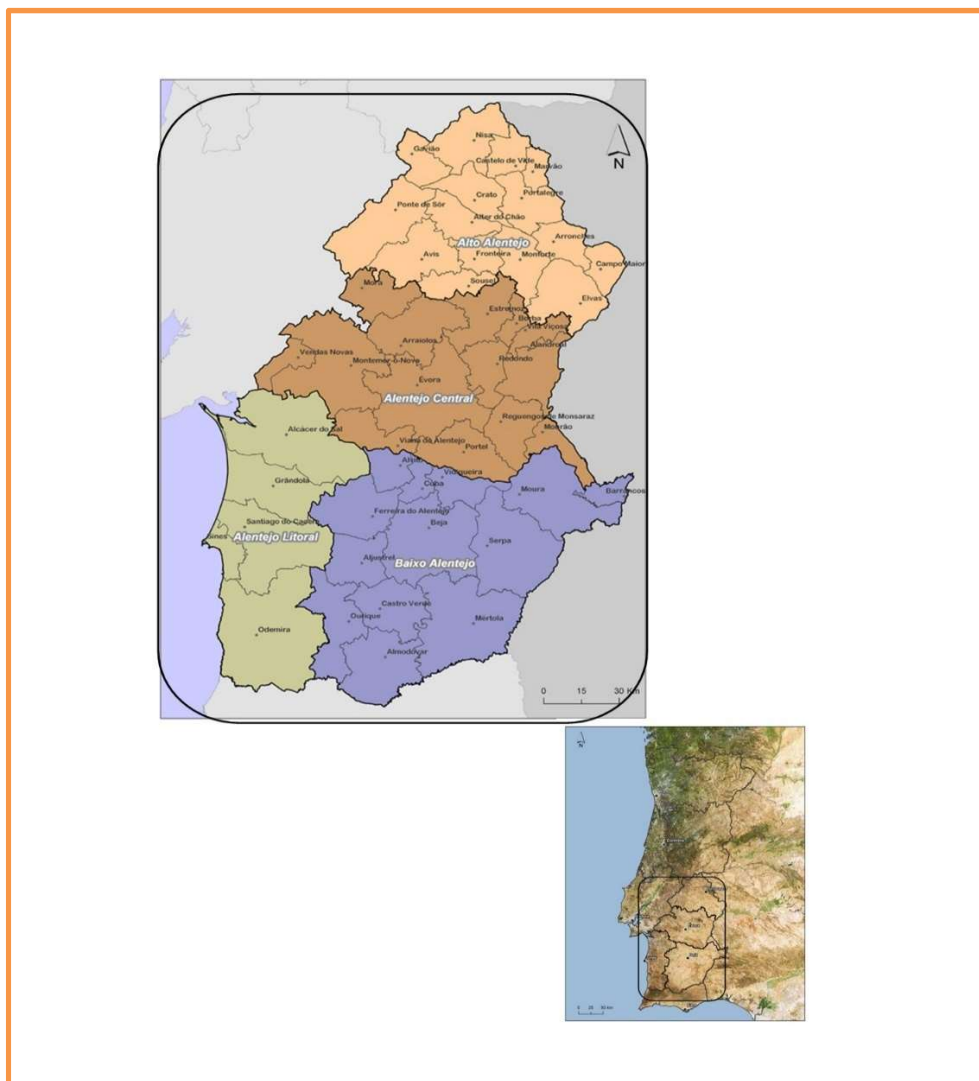


Figura 4 - Mapa de Portugal Continental com destaque para a região Alentejo (adaptado de Colatino Simplício).

Com uma população de aproximadamente 704 934 habitantes⁹, os números relativos à dimensão e à demografia deste território traduzem uma baixa densidade de ocupação humana visível na dimensão e estrutura dos aglomerados urbanos e na imagem, ainda hoje presente no imaginário dos portugueses, do Alentejo como um

⁹ https://www.ine.pt/scripts/db_censos_2021.html

território de relevo suave e de extensas propriedades, com aglomerados populacionais contidos em perímetros bem demarcados, sejam eles as áreas urbanas ou os denominados “montes”.

Os aglomerados urbanos principais apresentam uma distribuição a que não foi alheia a marca na paisagem das quatro principais bacias hidrográficas, correspondentes aos rios Tejo, Guadiana, Mira e Sado (Matoso, 1992). Não será exatamente assim nos dias de hoje e esta imagem não é extensiva a todo o território, sendo possível observar como a dispersão do edificado distorce esta “arrumação”, em especial no Alentejo Litoral e nalgumas áreas que acompanham os principais eixos rodoviários nacionais, corredores inter-regionais e transfronteiriços.

Este território apresentou desde sempre uma densidade populacional inferior à observada no nordeste de Portugal (Matoso, 1992) e o que os dados da demografia também demonstram, de forma clara, é uma perda acentuada de população da região nas últimas décadas¹⁰. Na origem desta realidade estão não só as migrações (internas e para o exterior) mas também a baixa taxa de natalidade (Direção Geral do Território, 2019). Se é verdade que este território, pelas condições adversas relacionadas com a escassez de recursos hídricos e de solo fértil, foi sempre pouco povoado, também é verdade que a evolução do sector agrícola, em meados do século XX, permitiu que fosse alcançada uma maior expressão demográfica. De acordo com Baptista (1994), a população ativa agrícola em Portugal atingiu, em 1950, mais de 1,5 milhões de pessoas, o que correspondia a um acréscimo de 300 000 relativamente aos vinte anos precedentes e de cerca de 100 000 sobre a década de 40 do século XX. Também nos distritos do Alentejo, entre as décadas 30 e 50 do século XX, se registou um crescimento da população (Nazareth, 1985). Nos anos 60 do mesmo século, os processos de industrialização que arrastaram as populações do interior rural para as cidades (em especial do litoral) e a emigração desencadearam processos de perda demográfica, particularmente acentuados no interior do país. Esta situação, apesar de um ligeiro crescimento na década de 70 (73-76) do século XX, não voltou a ser contrariada.

A industrialização da agricultura naqueles anos 60-70, para além de permitir diminuir a mão de obra, teve como efeito a intensificação da cultura cerealífera nos melhores solos e a extensificação, a florestação e o abandono nos solos de pior qualidade (Baptista, 1994). Efetivamente, a estrutura fundiária, que encontramos especialmente no Alentejo Central e no Baixo Alentejo, não é alheia à qualidade dos solos e à sua produtividade. Naqueles que são excluídos da produção cerealífera, a

¹⁰ https://www.ine.pt/scripts/db_censos_2021.html

rentabilidade da exploração só tem expressão quando são consideradas grandes extensões, encontrando neste grupo as paisagens conhecidas como charneca e montado.

A paisagem alentejana, embora com ligeiras variações entre sub-regiões, caracteriza-se essencialmente pelo tratamento que é dado à superfície cultivada.

De acordo com a Carta de Ocupação do Solo 2018 (COS 2018), disponibilizada pela Direção Geral do Território¹¹, a ocupação do solo no Alentejo apresentava-se, em 2018, conforme a Tabela II.

Tabela II - Relação das áreas das classes de ocupação do solo na região Alentejo, conforme estabelecidas pela Carta de Ocupação do Solo 2018 (COS2018), correspondendo ao nível 1 da respetiva legenda (DGT, 2019).

| Ocupação do solo | Área (ha) | % |
|---|------------|--------|
| 1. Territórios artificializados | 15 509,25 | 2,21% |
| 2. Agricultura | 225 247,03 | 32,10% |
| 3. Pastagens | 95 881,45 | 13,66% |
| 4. Superfícies agroflorestais | 163 363,87 | 23,28% |
| 5. Florestas | 157 953,73 | 22,51% |
| 6. Matos | 18 685,78 | 2,66% |
| 7. Espaços descobertos ou com pouca vegetação | 1506,09 | 0,21% |
| 8. Zonas húmidas | 768,79 | 0,11% |
| 9. Massas de água superficiais | 22 845,61 | 3,26% |
| TOTAL | 701 761,59 | 100% |

O uso agrícola representa a maior percentagem de ocupação, estando incluída nesta designação toda a área utilizada para agricultura, constituída por culturas anuais, culturas permanentes e agricultura protegida e viveiros (DGT, 2019).

Aquela que se apresenta como a segunda ocupação do solo dominante neste território, o sistema agroflorestal designado por montado, constitui o ecossistema de referência no Alentejo e resulta de uma transformação da paisagem com benefícios do ponto de vista da produção agroflorestal, da biodiversidade e dos serviços ambientais.

No Sul há poucas matas mas há montados que representam a mais perfeita utilização de um bosque residual: cultura cerealífera associada, largos pousios para pascigo de ovelhas, exploração do fruto da azinheira e do sobreiro para a criação de porcos em regime manadio (...), desbaste de árvores que dão madeira e lenha, tirada da cortiça, a principal riqueza dos nossos campos¹².

¹¹ <https://www.dgterritorio.gov.pt/Carta-de-Usos-e-Ocupacao-do-Solo-para-2018>

¹² Ribeiro, Orlando. 2018. Introduções Geográficas à História de Portugal

Retomando a frase inicial de Jaime Cortesão e a observação de José Matoso de que “*Serão as condições geográficas do território (...) os factores que mais contribuem para dar coerência à sua história*”¹³, é evidente que no Alentejo, o exemplo que com frequência é (bem) escolhido para ilustrar uma transformação antrópica “enriquecedora” da paisagem, fazendo parte da entidade biogeográfica que constitui o Mediterrâneo, é o sistema designado por montado. Na origem deste sistema ecológico está uma história de constância, durante milhares de anos, da ocupação humana no sudoeste da Península Ibérica, associada a um clima extremo e à existência de solos pouco aptos para agricultura, que impuseram processos graduais de alteração nos bosques de quercíneas (fundamentalmente *sobreiro*, *Quercus suber* e *azinheira* *Quercus rotundifolia*), cuja limpeza de matos e abertura de clareiras teve por objetivo a criação de áreas destinadas ao pastoreio de animais selvagens (para caça) e de gado. Do ponto de vista (multi) produtivo uma área de montado apresentava a componente florestal, a componente pecuária, a componente cinegética e, com baixa produtividade e quase sempre utilizada para manter a limpeza destas áreas, a componente agrícola (Barata & Almeida Leite, 1996) (Figura 5).

De acordo com os mesmos autores, os bosques primitivos que deram origem aos montados, seriam associações complexas, dominadas pelas espécies do género *Quercus* (azinheira, sobreiro, carrasco, carvalho-negral). Com estas surgiam outras espécies, como o zambujeiro, o medronheiro e o loureiro. No estrato arbustivo encontravam-se espécies do género *Cistus*, as urzes, os tomilhos e as alfazemas. Desde o Neolítico que os bosques de sobreiro (sobreirais) têm vindo a ser arroteados para fins agrícolas, pastoris, caça, fonte de cortiça e de combustível. De facto, a maioria dos bosques prístinos de sobreiro e de azinheira, sobretudo nos declives menos acentuados, foram sujeitos a processos de desmatação e transformados em estruturas agro-silvo-pastoris (Henriques *et al.*, 2004). Em meados do séc. XVIII, a valorização da cortiça conduziu ao arroteamento das brenhas, conduzindo à intensificação do aparecimento das áreas de montado. Embora a exploração da cortiça já venha de alguns séculos atrás, existe registo de exportação deste produto, para a Flandres, no século XIV (Ribeiro, 2018). Segundo Barata & Almeida Leite (*op. cit.*), nos finais do séc. XIX, os montados ocupavam no concelho de Évora, 25% da superfície cultivável, percentagem que poderia ultrapassar os 40% se se lhe juntassem as charnecas e os matos.

¹³ José Matoso no Preâmbulo de Introduções Geográficas à História de Portugal – Estudo crítico. Orlando Ribeiro. 2018



Figura 5 - Imagens do sistema agroflorestal denominado montado (fotografias Carolina Lecoq).

A designação de montado que aqui se equipara à de sistema agroflorestal, conforme a cartografia de ocupação de uso do solo que se adotou, aplica-se a sistemas cuja densidade de espécies arbóreas pode variar consideravelmente. No caso presente aplicou-se a designação a zonas com um grau de cobertura arbórea superior a 10%, associados a usos agrícolas e/ou pastagens, conforme estabelece a COS2018 (DGT, 2019).

A maioria dos autores que se debruçam sobre esta formação bioclimática, refere o facto de a ela se associar uma maior biodiversidade relativamente à existente nas

formações florestais que lhe deram origem, pelo enriquecimento com espécies características de espaços mais abertos. A riqueza em espécies nos sistemas florestais designados por montado tende a ser maior do que em outros tipos de sistemas, incluindo os mais próximos do natural como sejam as florestas climáticas mediterrânicas ou áreas agrícolas. Esta tendência observa-se, de preferência, nos grupos mais ricos em espécies e mais conhecidos, como é o caso das herbáceas, das borboletas diurnas e das aves. Valores da ordem de centenas de espécies de plantas herbáceas em 0,1 ha, são frequentes nos sistemas de montado, enquanto, em florestas do Norte da Europa ou mediterrânicas, esses valores podem ser da ordem das 60-100 espécies, ou de 40 espécies em florestas de carvalho californianas. Da mesma forma, a amostragem de passeriformes nidificantes nas áreas de montado corresponde a um número superior ao obtido para bosques de coníferas ou de folhosas. Esta maior diversidade é, em grande parte, como já referido, o resultado de uma maior diversidade estrutural do povoamento que é consequência da intervenção humana (Beaulieu *et al.*, 2005; Díaz, 2008; Diaz *et al.*, 2003; Pereira *et al.*, 2015; Tellería, 2001).

A seguir aos povoamentos agroflorestais de quercíneas, os montados, a denominada área florestal, ocupa a maior percentagem do território alentejano. O que se denomina na COS2018 de floresta inclui, no Alentejo, as áreas de sobreirais, de azinhais e de outros carvalhais que restaram das florestas originais e que, normalmente, ocupam zonas demasiado declivosas ou são resultado da evolução de montados abandonados; incluem-se ainda aqui as matas de proteção e de produção de pinheiro, de eucalipto e de castanheiro. Conforme estabelece a legenda da COS2018, a mancha florestal corresponde a um grau de cobertura superior a 10% de árvores com uma altura superior a cinco metros, não estando associado a outro uso.

O que se considera sistema agroflorestal e floresta de quercíneas consubstancia uma variedade de densidade de cobertura arbórea e de ocupação de sob coberto que, do ponto de vista da paisagem, se traduz num mosaico de contornos pouco definidos ou de gradientes que contribui para a riqueza em espécies e também cénica (Godinho & Rabaça, 2010; Tellería, 2001).

O montado, na COS2018 equiparado ao designado sistema agroflorestal, representou o foco da nossa análise, pelo facto de constituir o principal suporte biofísico da maior riqueza e diversidade específicas regionais. Hoje em dia, este sistema é também considerado o mais adequado e adaptado para fazer frente às alterações climáticas, mas é também, quando fragilizado, um dos que mais se ressentem com este factor. (Aronson *et al.*, 2010; Martins, 2011; Pereira *et al.*, 2015; Santos *et al.*, 2002).

3.3 Fontes de dados

3.3.1 Ocorrência de aves

Para a aplicação do modelo testado neste trabalho foi escolhido o grupo das aves. A escolha deste grupo animal resulta da sua importância e relevância como indicadores biológicos, aliado ao facto de ser um dos grupos, de entre os vertebrados, mais estudado e com maior disponibilidade de dados relativos à sua biologia e distribuição. De facto, a facilidade com que são observadas, identificadas e censadas, a forma abrangente como se distribuem pela diversidade de habitats e a sua dimensão intermédia, fazem com que neste grupo, de acordo com Gregory *et al.* (2005) as respostas populacionais a alterações ambientais sejam facilmente perceptíveis.

Como exemplo da sua importância na monitorização de parâmetros da qualidade das paisagens e dos habitats, regista-se que, em Portugal, as tendências de crescimento ou decréscimo das populações de aves nidificantes são utilizadas como um dos indicadores dos resultados dos esforços na conservação da natureza (Martins, 2011; SPEA, 2019; SPEA, 2021; Vallencillo *et al.*, 2016).

Na última década, as plataformas online para registo de observações de aves por parte de voluntários e profissionais, evoluíram exponencialmente. Nunca, como agora, foi possível ter acesso a um volume tão elevado de informação relativa à distribuição de espécies e seu número de efectivos. Adicionalmente, esta informação é actualizada quase em tempo real, e de acesso aberto, o que potencia o seu uso para trabalhos de investigação. Em Portugal, a plataforma adoptada oficialmente pela SPEA (Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves) é o PortugalAves/eBird (eBird 2021).

Os dados usados no âmbito desta tese dizem respeito ao período de nidificação (março a junho) entre os anos 2015 e 2020, para a NUTSII (com a exclusão da sub-região da Lezíria do Tejo). Esta decisão teve por base (1) a estabilidade espacial da maioria das espécies durante o período de nidificação, (2) a sobreposição temporal com os trabalhos de campo do II Atlas das Aves Nidificantes em Portugal e (3) , e o ajuste cronológico com a informação sobre usos do solo (2018).

Estas condições deram maior robustez ao trabalho pois permitiram que a informação seja restrita ao mesmo intervalo de tempo e a mais recente possível.

A submissão de dados no eBird é realizada com base em “listas” de espécies, que são enquadradas em protocolos pré-estabelecidos e que têm requisitos de informação diferentes. O protocolo mais simples diz respeito a observações casuais, ou seja o observador não estava activamente a observar aves, resultando a observação de um

acaso. Nesta situação apenas é necessário colocar, associada à lista, a informação base: data, local, observador e espécie(s) presentes. Depois existem protocolos que permitem a recolha de informação estruturada, onde é necessário colocar a duração da observação, se foram registadas todas as espécies observadas, a distância percorrida e/ou a existência de outros observadores. Esta informação permite padronizar o esforço entre observações, assim como ter informação sobre as ausências, algo fundamental para trabalhos em ecologia.

Após o download dos dados para o período considerado, foi necessário proceder à sua preparação para serem analisados:

- Remoção de listas duplicadas (vários observadores observaram aves em conjunto e partilharam as suas observações);
- Indivíduos não identificados ao nível da espécie (e.g. *Galerida* sp.)
- Híbridos
- Aves domésticas ou em semi-liberdade (tipicamente aves ornamentais em jardins/parques)
- Aves marinhas
- Aves cujo registo necessita de homologação do Comité Português de Raridades
- Registos não validados pelos revisores regionais do eBird
- Registos cuja distância percorrida não permitia a sua alocação à grelha selecionada (ETRS89 2x2 km).

A base de dados foi, pois, usada para selecionar as espécies para análise de acordo com:

- a) serem espécies especialistas associadas a habitats florestais e agroflorestais, com exceção de uma delas que deverá apresentar uma distribuição mais generalizada e ser relativamente abundante;
- b) serem espécies com diferentes amplitudes de movimentos;
- c) existir informação consistente, de cariz científico, sobre a sua dispersão natal;
- d) serem espécies com estatuto de residentes todo o ano, por forma a que a informação sobre a dispersão natal se apresente coerente;
- e) existir robustez de informação relativa aos registos de observações no eBird.

Foi feita uma seleção inicial de espécies consideradas especialistas, (Godinho & Rabaça, 2011; BirdLife, 2014) incluindo passeriformes, aves de rapina diurnas e noturnas e ainda algumas espécies de distribuição mais abrangente e generalistas relativamente à seleção de habitat. Considerou-se importante incluir pelo menos uma ave de rapina, não apenas por estas serem com frequência espécies apontadas como indicadoras da biodiversidade, observando-se uma relação positiva direta entre estas e

a riqueza biológica do ecossistema (flora e fauna) (Zang *et al.*, 2019) mas também para diversificar as análises em termos de distâncias de dispersão.

A seleção prévia foi confrontada com a informação sobre a distância de dispersão natal, que teve como fonte Paradis *et al.* (1998) excluindo-se as espécies que não constavam do referido artigo, que utiliza um conjunto vasto de informação correspondente aos dados de registos de anilhagem do *British Trust for Ornithology*, relativos ao período entre 1909 e 1994.

O apuramento deste conjunto de critérios resultou na escolha de cinco espécies-focais (Figura 6): o *Dendrocopos major* (Pica-pau-malhado), a *Sitta europaea* (Trepadeira-azul), o *Accipiter nisus* (Gavião), a *Troglodytes troglodytes* (Carriça) e o *Buteo buteo* (Águia-de-asa redonda). As quatro primeiras com um perfil marcadamente associado a espaços florestais ou agroflorestais e a última com uma distribuição menos seletiva, embora, de um modo geral, menos abundante nos espaços agrícolas mais abertos (Telleria, 2001, Martins, 2011; Salgueiro, 2020).

A diferença acentuada no número de registos para cada uma das espécies selecionadas aconselhou a utilização de modelos de distribuição de espécies a partir dos registos de presença, não considerando a informação relativa ao número de indivíduos registados.

Num total de 11 234 quadrículas foram considerados os registos de presença, de acordo com os critérios adotados, conforme a tabela III.

Tabela III - Espécies-foco selecionadas com indicação do número de registos de presença considerando as quadrículas 2x2 km, utilizadas no Atlas da Aves para Portugal e o valor em quilómetros da dispersão natal (Paradis *et al.*, 1998).

| Espécie | total de quadrículas com registo de presença | Dispersão natal (km) |
|--------------------------------|--|----------------------|
| <i>Dendrocopos major</i> | 383 | 15 |
| <i>Sitta europaea</i> | 733 | 30 |
| <i>Accipiter nisus</i> | 54 | 231 |
| <i>Troglodytes troglodytes</i> | 551 | 40 |
| <i>Buteo buteo</i> | 782 | 41 |



Sitta europaea (Trepadeira-azul)¹⁴



Buteo buteo (Águia-de-asa redonda)¹⁵



Dendrocopos major (Pica-pau-malhado)¹⁶eBird



Troglodytes troglodytes (Carriça)¹⁷



Accipiter nisus (Gavião)¹⁸

Figura 6 - Imagens das cinco espécies selecionadas como espécies-focais.

3.3.2 Variáveis explicativas - Usos e ocupação do solo

¹⁴ Foto de Rui Pereira © Rui Pereira olhares.com/trepadeira-azul-sitta-european-foto7356403.html

¹⁵ Foto de José Godinho biodiversidade-somincor.pt/web/index.php/pt/grupos/9-species-list/218-buteo-buteo

¹⁶ Foto Tânia Araújo © Tânia Araújo Fotografia de Natureza e Vida Selvagem

¹⁷ Foto Tânia Araújo © Tânia Araújo Fotografia de Natureza e Vida Selvagem

¹⁸ Foto de José Alves © José Alves

Na linha da orientação deste trabalho, nomeadamente, na procura de fontes de dados abertas de fácil acesso, a informação sobre os usos e a ocupação do solo recorreu à Carta de Ocupação do Solo de 2018 (COS2018) (DGT, 2019), no formato ESRI *shapefile*.

A COS é uma cartografia de polígonos, que representam unidades de ocupação/uso do solo homogéneas. Entende-se por unidade de ocupação/uso qualquer área de terreno superior ou igual à unidade mínima cartográfica definida – 1 ha. (...) A COS2018 foi produzida por interpretação visual de ortofotos com quatro bandas espectrais (azul, verde, vermelho e infravermelho próximo) e uma resolução espacial de 25 cm (DGT, 2019).

A utilização dos dados relativos à ocupação do solo, permite, embora de uma forma nem sempre direta, incorporar dados relativos à topografia e temperatura, se considerarmos que a ocupação do solo é, em parte, o reflexo dessas variáveis. A escala considerada - a regional - permite atenuar o carácter reducionista desta assunção.

Uma vez que o foco deste ensaio metodológico são os sistemas florestais e agroflorestais, além das classes do nível 1 da legenda da COS2018 recorreu-se ao nível 4 para discriminar a tipologia de povoamento florestal (Tabela IV), já que um dos critérios para a seleção das espécies foi o da sua especialização, permitindo desta forma um maior detalhe nas variáveis explicativas. Assim, a ocupação florestal que na COS está desagregada em dez categorias, neste trabalho foi enquadrada apenas em quatro categorias, das quais a floresta de resinosas resulta da agregação das florestas de pinheiro-manso, pinheiro-bravo e outras resinosas, a floresta de quercíneas, da agregação das florestas de sobreiro, de azinheira e outros carvalhos, a floresta de castanheiro foi agregada à floresta de outras folhosas e a floresta de eucaliptos agregada à floresta de espécies invasoras.

A cartografia obtida foi sobreposta com a cartografia da malha das quadrículas 2x2 km do Atlas das Aves Nidificantes¹⁹ e ajustados os limites à região Alentejo (Figura 7), recorrendo a um Sistema de Informação Geográfica (QGIS, versão 3.10).

¹⁹ spea.pt/censos/iii-atlas-aves-nidificantes/

Tabela IV - Usos/ocupação do solo selecionadas de acordo com a legenda de nível 1 e parte da de nível 4 da COS2018 (DGT, 2019), na região Alentejo bem como a correspondente área de cada classe e a percentagem que representa no total.

| ocupação do solo | área (ha) | % |
|--|-------------------|-------------|
| 1.Territórios artificializados | 15 509,25 | 2,21% |
| 2.Agricultura | 225 247,03 | 32,10% |
| 3.Pastagens | 95 881,45 | 13,66% |
| 4.Superfícies agroflorestais | 163 363,87 | 23,28% |
| 5.1. Florestas de quercíneas | 95 063,23 | 13,55% |
| 5.2. Florestas de castanheiros e outras folhosas | 3990,04 | 0,57% |
| 5.3. Florestas de resinosas | 36 206,50 | 5,16% |
| 5.4. Florestas de eucalipto e invasoras | 22 693,96 | 3,23% |
| 6.Matos | 18 685,78 | 2,66% |
| 7. Espaços descobertos ou com pouca vegetação | 1506,09 | 0,21% |
| 8.Zonas húmidas | 768,79 | 0,11% |
| 9.Massas de água superficiais | 22 845,61 | 3,26% |
| TOTAL | 701 761,58 | 100% |

As variáveis explicativas consideradas para a distribuição potencial das espécies foram as classes de uso do solo tal como aqui referidas, com exceção dos territórios artificializados. Esta opção justifica-se por se considerar que podem ser fonte de perturbação ou ruído na análise uma vez que foram observados aumentos do número de registos associados à proximidade de zonas urbanas/estrada, o que poderá estar relacionado com a facilidade de acesso aos locais de realização dos censos.

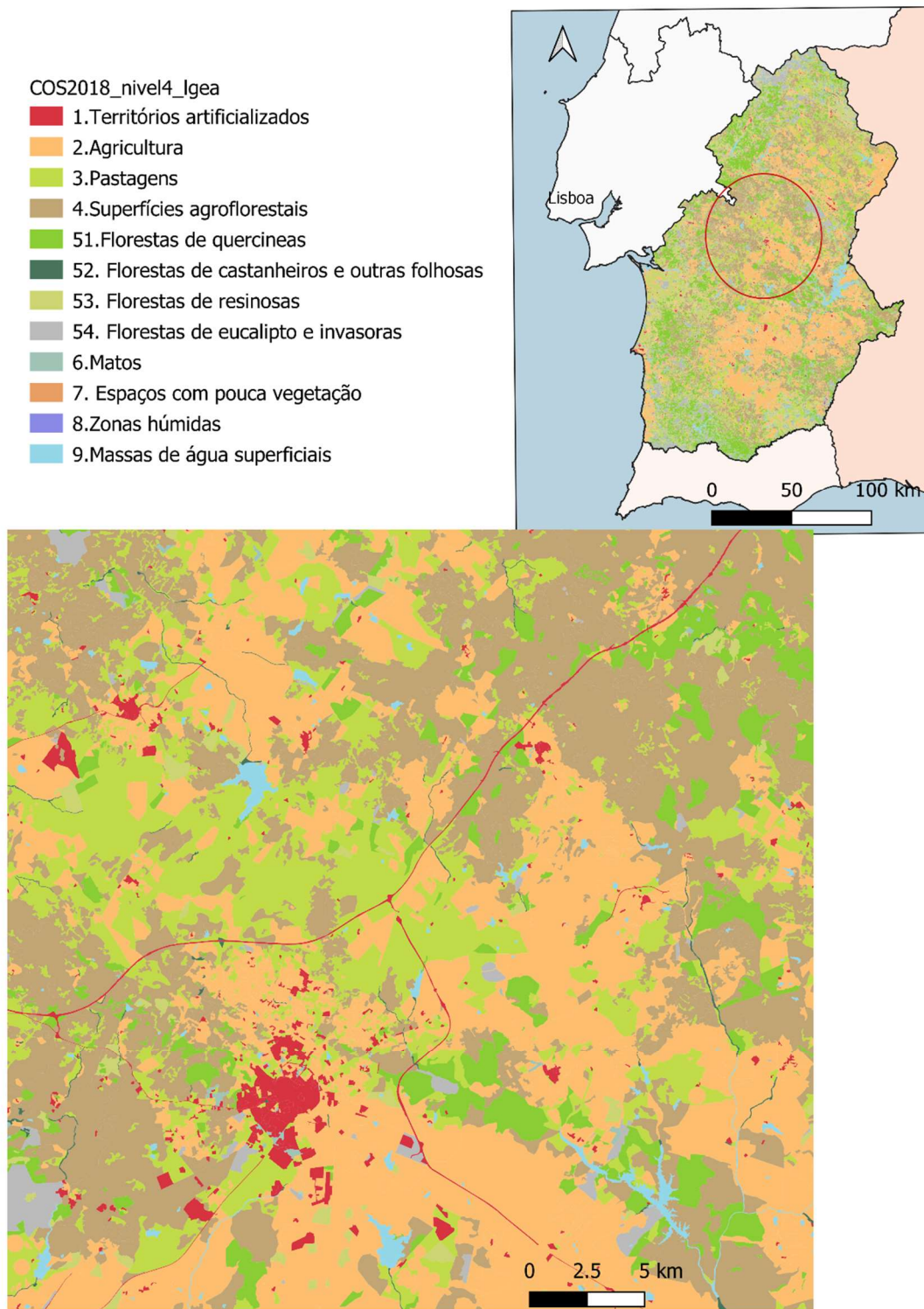


Figura 7 - Cartografia da COS2018 para a região Alentejo com a legenda do nível 1 e a desagregação parcial (nas manchas florestais) do nível 4 – pormenor na zona de Évora. (adaptado de DGT, 2019).

Foi acrescentada a variável correspondente ao índice de diversidade da paisagem de Shannon (SHDI) baseado na fórmula do Índice de Diversidade Específica de Shannon, mas no qual é usada a proporção de cada um dos usos do solo em cada quadrícula, em vez da abundância relativa das espécies, excluindo, igualmente, os

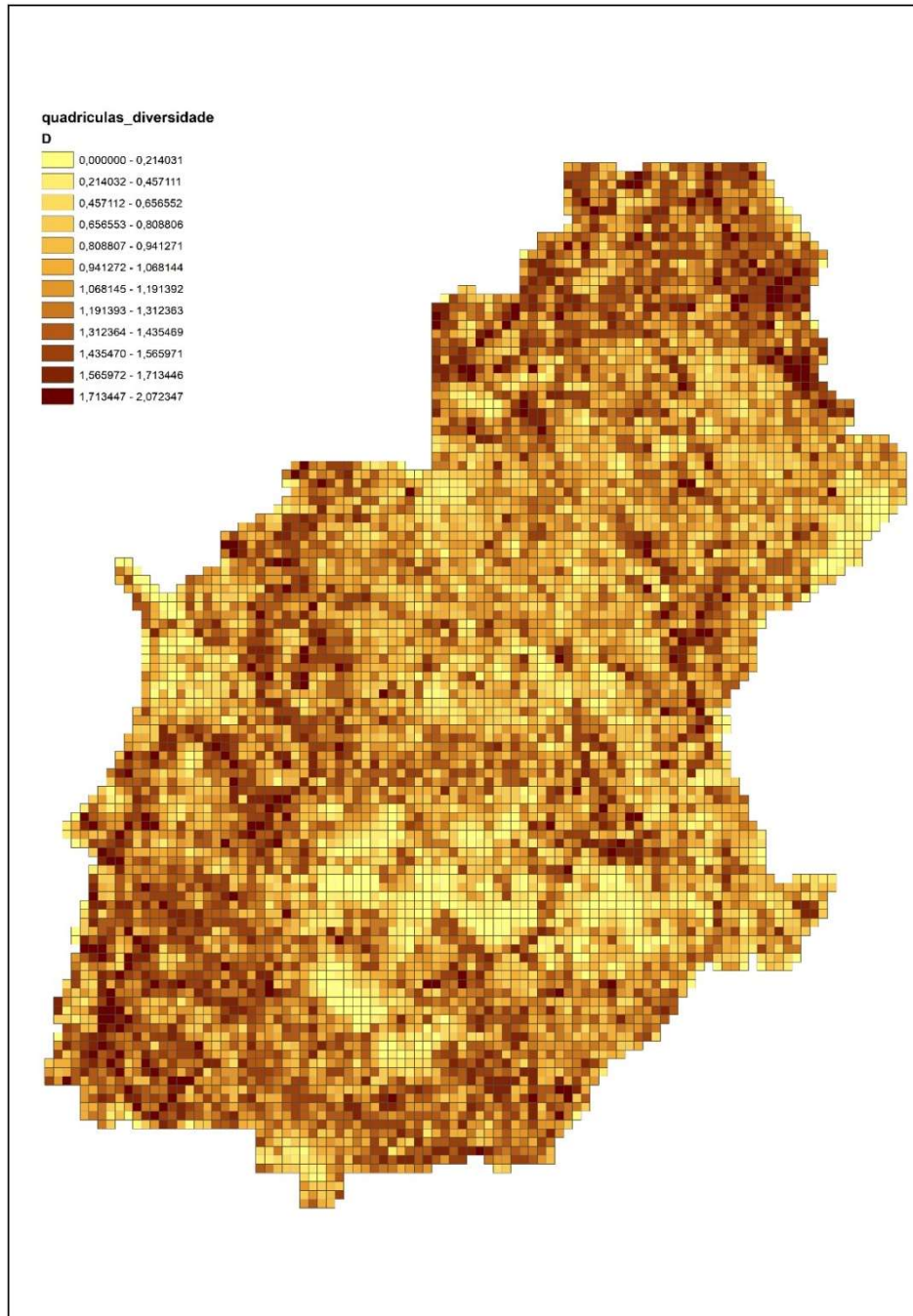


Figura 8 - Resultado do cálculo do índice de diversidade SHDI aplicado a cada quadrícula 2x2 km para a região Alentejo. Para melhor leitura da imagem os resultados são agregados em 12 classes.

territórios artificializados (McGarrigal & Marks, 1995) .

3.4 Prever e cartografar a distribuição potencial das espécies na área de estudo

A distribuição potencial das espécies foi inferida utilizando modelos de adequabilidade de habitat. Esta distribuição representa a probabilidade de uma dada espécie ocorrer num determinado local, e é obtida através de modelo que relaciona um conjunto de variáveis explicativas, no presente caso derivadas do uso do solo, com dados de ocorrência das espécies (Franklin, 2010, Elith & Leathwick, 2009). De entre a variedade de algoritmos disponíveis para estes modelos, foi escolhido o de Máxima Entropia (Phillips & Dudik, 2008), uma vez que se considerou ser a metodologia mais adequada, por usar dados apenas de presença das espécies (as pseudo-ausências são geradas pelo programa) e variáveis explicativas em forma de grelha *raster*, além da sua fácil acessibilidade e vasta testagem em inúmeros trabalhos científicos (Guisan *et al.*, 2017). Para esta análise cada variável foi convertida numa grelha *raster* com um *pixel* de 2000,-2000. A modelação foi efetuada com base no *software* Maxent, v 3.4.4 (Phillips *et al.*, 2006), que representa um dos programas mais utilizados na modelação da distribuição potencial porque, com apenas dados de presença, permite obter previsões de distribuição potencial de uma espécie, mesmo com amostras reduzidas de dados (Aguirre-Gutiérrez *et al.*, 2013; Guillera-Aroita *et al.*, 2014; Kailihiwa, 2015; Pearson *et al.*, 2007; Redon & Luque, 2010; Zang *et al.*, 2018; Basile *et al.*, 2016). A modelação e testagem no Maxent baseou-se no princípio da verosimilhança máxima (*maximum-likelihood*) para determinar a probabilidade de ocorrência de cada espécie alvo. Em cada modelo, para cada espécie, foram realizadas um máximo de 1000 iterações (Valerio *et al.*, 2016), com uma parametrização *bootstrap* até se atingir um limiar de convergência no poder explicativo (*gain*) do modelo (Halvorsen *et al.*, 2015; Young *et al.*, 2011). A avaliação do contributo de cada variável para a distribuição das espécies, foi efetuada com base em técnicas *jackknife*, onde se aprecia a perda/ganho de explicação do modelo por remoção, à vez, de cada uma das variáveis explicativas.

Com base nesta avaliação, nos resultados são consideradas apenas as variáveis que têm uma contribuição mais relevante para explicar a ocorrência das espécies.

A validação dos modelos foi efetuada com base: a) “*area under the receiver operating characteristics curve*” (AUC) que é utilizada para determinar a justeza da adequação dos resultados previstos, em termos de ocorrência da espécie, com a realidade dessas ocorrências. Hanley & McNeill (1982), consideram como sendo um bom ajustamento valores de AUC, iguais ou superiores a 0,75, como excelentes valores iguais ou acima de 0,9; b) o teste *jackknife*, que avalia o contributo de cada variável

ambiental para o desempenho do modelo; e c) a análise da curva de resposta da ocorrência das espécies ao longo do gradiente das variáveis explicativas, que dá indicação da forma como cada variável influencia a presença das referidas espécies (Kailihiwa, 2015).

O Maxent foi parametrizado para utilizar 75% da informação dos registos de presença das espécies no designado “treino do modelo”, enquanto os restantes 25% são usados para testar o mesmo (Zang *et al.*, 2018; Valerio *et al.*, 2019). Os restantes parâmetros assumiram os termos por defeito (*regulation multiplier* – 0,5; *default prevalence* – 0,5). Os mapas de adequabilidade de habitat são calculados pelo *output* logístico do Maxent.

O modelo preditivo utilizado tem como variáveis ambientais, as classes de uso do solo da COS2018 e a informação relativa aos valores do cálculo do índice de diversidade da paisagem.

Para efeitos de modelação os ficheiros das variáveis explicativas, originalmente no formato *shapefile*, foram transformados em ficheiros *raster* e as *shapefiles* com a informação relativa às presenças de cada espécie por quadrícula foram transformadas em pontos de ocorrência, extraíndo os centróides das tétradas devidamente georreferenciados (Figura 9) e convertendo os ficheiros resultantes em *raster*.

Para cada espécie foram calculados 25 modelos de cartografia de probabilidade de ocorrência, em formato *raster*, cuja mediana representou a adequabilidade do habitat. Esta informação foi a base para calcular os corredores de dispersão para cada espécie (Diniz *et al.*, 2020) Na definição destes corredores foram integrados os fatores intrínsecos, relativos à distância de dispersão natal de cada espécie, bem como os constrangimentos espaciais, relativos variáveis explicativas associadas aos usos do solo (Vasudev *et al.*, 2015).

Na definição das parcelas ou nodos de habitat favorável, as cartas de adequação de habitat foram convertidas em cartas binárias (mancha de habitat *versus* não habitat), considerando como limiar de corte o valor do percentil 10 dos dados de treino (Pearson *et al.*, 2007; Valerio *et al.*, 2017). As quadrículas classificadas como “habitat”

correspondem aos nodos no modelo de grafos (Minor & Urban, 2007; Urban & Keitt, 2001).

As restrições ao movimento que decorrem da qualidade do ambiente extrínseco aos nodos, foram definidas como as matrizes de resistência ao movimento da espécie. Estas foram geradas a partir da inversão linear dos modelos de adequação de habitat (McRae, 2006; Zeller *et al.*, 2012), assumindo que a probabilidade de dispersão bem sucedida é proporcional à probabilidade de ocupação do habitat (Vasudev *et al.*, 2015).

Os corredores de dispersão são identificados com base nas áreas de menor resistência ao movimento na distância efetiva entre os nodos, considerando a

distância de dispersão natal de cada espécie (Diniz *et al.*, 2020; Vasudev *et al.*, 2015).

Foi selecionado o trajeto, ou corredor, que corresponde à menor distância funcional, isto é, o de menor custo cumulativo ao longo do trajeto entre cada combinação de nodos que representam as parcelas de habitat favorável, com a condicionante de que este fosse igual ou inferior à distância de dispersão natal (Salgueiro *et al.*, 2021). A distância funcional para a definição dos corredores foi calculada utilizando a análise de percurso de menor custo (*“least cost path”*) (Pullinger & Johnson, 2010; Diniz *et al.*, 2020), sendo a redundância, isto é, a densidade de sobreposições entre corredores, calculada com base em funções de densidade de kernel (Torretta *et al.*, 2021).

Os mapas de redundância dos corredores de cada espécie foram normalizados, de forma a torná-los comparáveis entre espécies, assumindo que todas têm importância

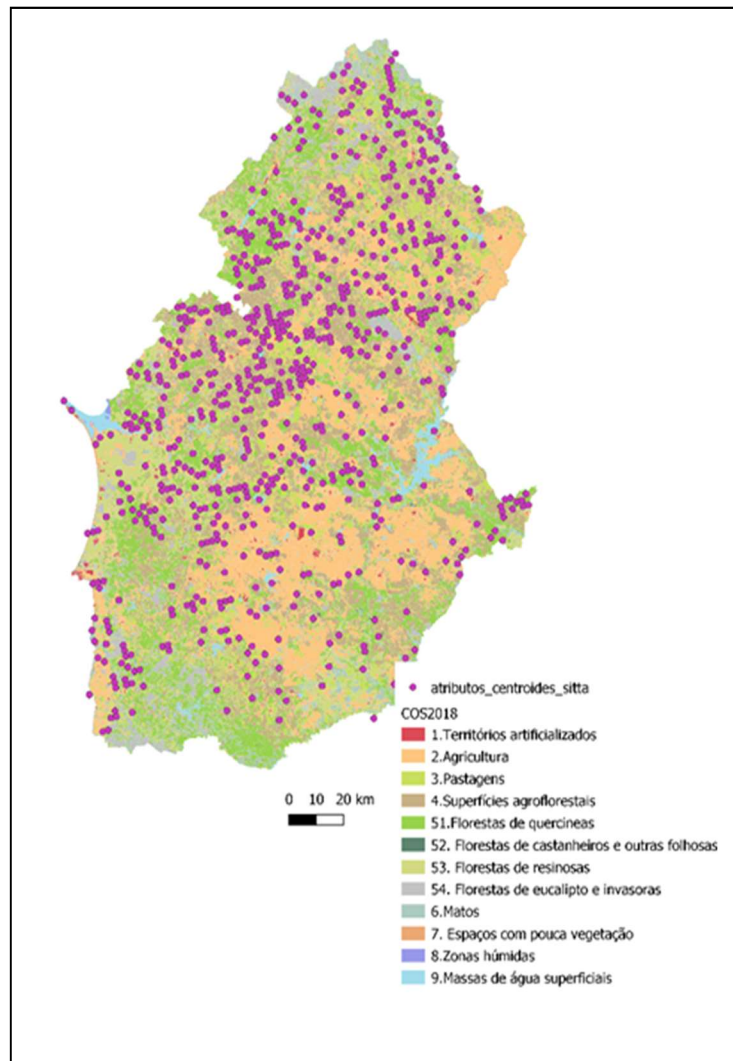


Figura 9 - Cartografia dos dados georreferenciados das presenças obtidas no eBird, relativas à *Sitta europaea* sobrepostos com a carta da COS2018.

igual. Posteriormente, para o conjunto agregado de todas as espécies, foi calculada a média da densidade de corredores. Foi assim definido um corredor único para todas as espécies em conjunto. Para esta análise foram apenas utilizados os valores de conectividade incluídos no quantil 75-100%, que representam corredores com elevada sobreposição para o conjunto das espécies estudadas, assegurando, assim, um maior enfoque na priorização (Torretta *et al.*, 2021).

As análises foram efetuadas com o R versão 4.1.0 (R Development Core Team, 2021), com os pacotes *raster* (Hijmans RJ, 2016) e “*gdistance*” (van Etten, 2017) e o QGIS v3.10.

4. Resultados

A aplicação do modelo de distribuição das espécies resultou, tal como esperado de acordo com o conhecimento e a informação de cada uma, numa identificação dos sistemas florestais e agroflorestais como sendo os habitats que prevalecem como mais favoráveis para a ocorrência das espécies, com a exceção do *Buteo buteo* (BirdLife International, 2014; Capelo *et al.*, 2008).

O AUC dos vários modelos variou entre 0,728 e 0,921, podendo considerar-se que os modelos estão bem ajustados e discriminam adequadamente as várias áreas em termos de probabilidade de ocorrência das espécies e as previsões de distribuição são, no geral, boas (Anexo – Figura 17).

De acordo com os resultados do teste *jackknife*, obtidos com base nos modelos finais, multivariados para cada espécie, nenhuma das variáveis, individualmente, contém informação substancial útil que não esteja já presente nas restantes, uma vez que a omissão de cada uma não diminui o poder explicativo do modelo de forma considerável (Figura 10).

De forma global, as variáveis explicativas que, de forma comum às espécies focais, mais contribuem, isoladamente, para o modelo, são as que correspondem ao índice de diversidade da paisagem e à área dos sistemas agroflorestais. Outra variável cujo contributo para a descrição da adequabilidade do habitat é importante é a área ocupada pelos sistemas agrícolas.

Os espaços abertos com pouca vegetação e as zonas húmidas não contribuem, por si só, com informação relevante para a previsão de ocorrência das espécies, em nenhuma das espécies focais.

Identifica-se a destacada afinidade da *Sitta europaea* com os sistemas agroflorestais, do *Buteo buteo* com as florestas de quercíneas e a importância da floresta de castanheiros e outras folhosas para a *Troglodytes troglodytes*. Para a espécie *Dendrocopos major* regista-se, conforme esperado de acordo com os requisitos da espécie, a importância das florestas de resinosas e das florestas de carvalhos, com igual importância no contributo para o modelo.

A extensa área de dispersão do *Accipiter nisus* poderá explicar porque é que o modelo apresenta uma baixa capacidade discriminatória para as áreas onde a espécie pode estar presente (Aguirre-Gutiérrez *et al.*, 2013; Vallencillo *et al.*, 2016), embora seja estabelecida uma associação relevante com as áreas florestais, em especial com a floresta de eucaliptos e com os sistemas designados por matos.

No Anexo (Figuras 18 a 22) são apresentados, para cada uma das espécies individualmente, as curvas de probabilidade de ocorrência de cada espécie em função de cada variável estudada, que fundamentam a relação observada.

Os mapas de adequabilidade de habitat para cada uma das espécies selecionadas (Figura 11) traduzem o referido nos parágrafos anteriores: a localização das áreas preferenciais nas zonas do território associadas aos sistemas agroflorestais e florestais de quercíneas e, com a exceção do *Buteo buteo*, as áreas menos adequadas, que correspondem às zonas de usos agrícolas intensivos. A variável correspondente aos sistemas agrícolas, com um contributo significativo para o modelo de distribuição funciona, como é visível, pela negativa, isto é, a probabilidade de ocorrência das espécies diminui com a taxa de ocupação da quadrícula pelo uso agrícola, que se constituem como os sistemas menos adequados para a presença das espécies e, portanto, com menor biodiversidade, considerando a utilização das espécies - focais como indicadora desta característica.

A situação descrita é, especialmente, visível para as espécies *Sitta europaea*, *Dendrocopos major* e *Troglodytes troglodytes* nos concelhos de Beja, Moura, Serpa, Castro Verde, metade sul do concelho de Évora, Campo Maior e Elvas, onde se situam as maiores manchas contínuas de agricultura.

O resultado do mapa de adequabilidade de habitat para o *Buteo buteo* traduz a versatilidade da espécie, no que diz respeito à ocupação dos diferentes sistemas de uso do solo que a define como uma espécie com uma ocorrência generalizada no território.

A Figura 12 corresponde à cartografia das áreas nucleares – nodos, para cada uma das espécies focais. Estas áreas são as parcelas entre as quais se modelou a conectividade e se avaliou o potencial de fluxo de dispersão das várias espécies.

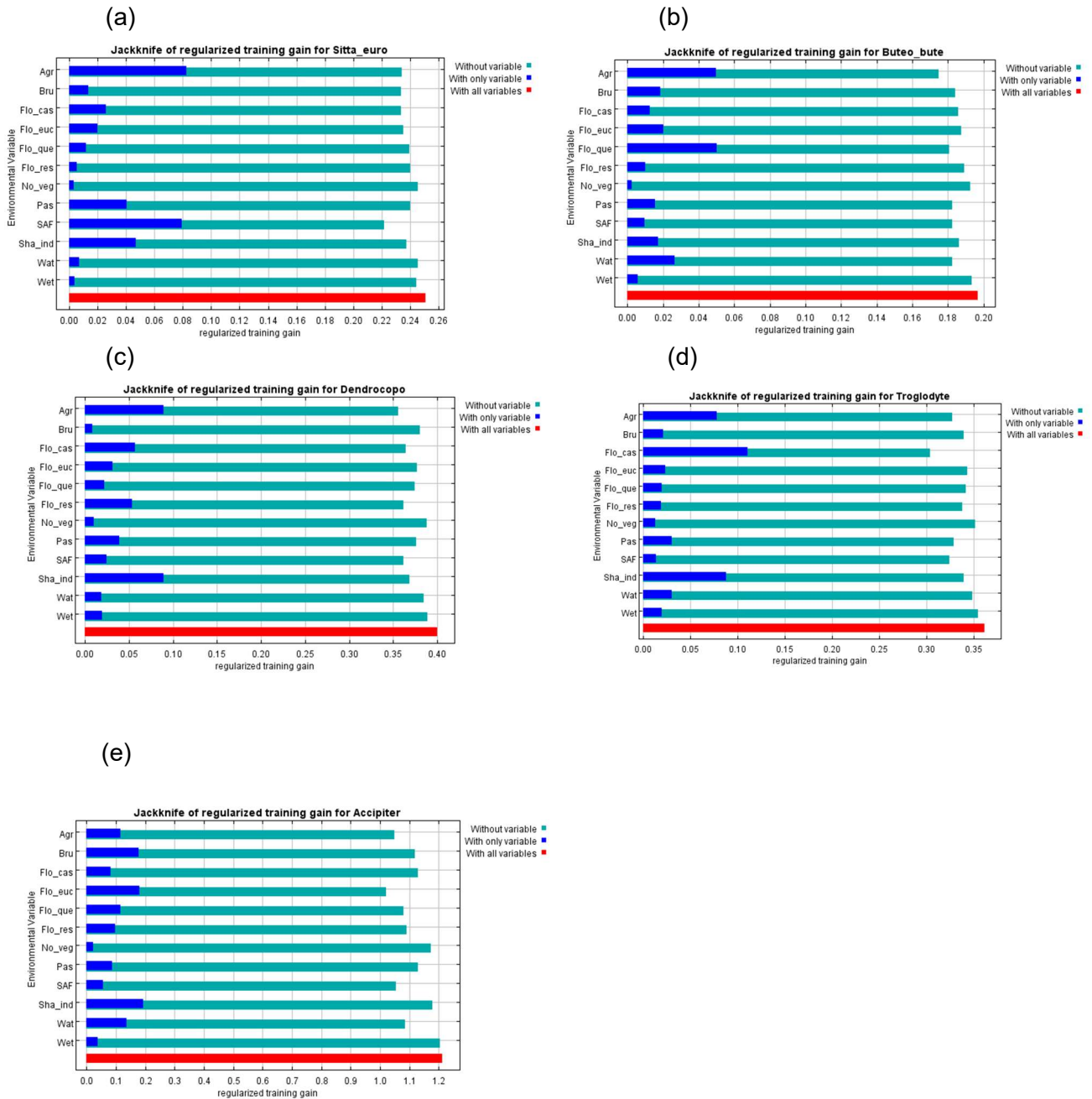


Figura 10 - Resultados da importância das várias variáveis, avaliada com base em teste jackknife. (a) *Sitta europaea*, (b) *Buteo buteo*, (c) *Dendrocopos major*, (d) *Troglodytes troglodytes*, (e) *Accipiter nisus*. Agr – agricultura, Bru – matos, Flo_cas – floresta de carvalhos e outras folhosas, Flo_euc – floresta de eucaliptos, Flo_que – floresta de quercíneas, Flo_res – floresta de resinosas, No_veg - . Espaços descobertos ou com pouca vegetação, Pas – pastagens, SAF – superfícies agroflorestais, Sha_ind – índice SW, Wat – massas de água superficiais, Wet – zonas húmidas.

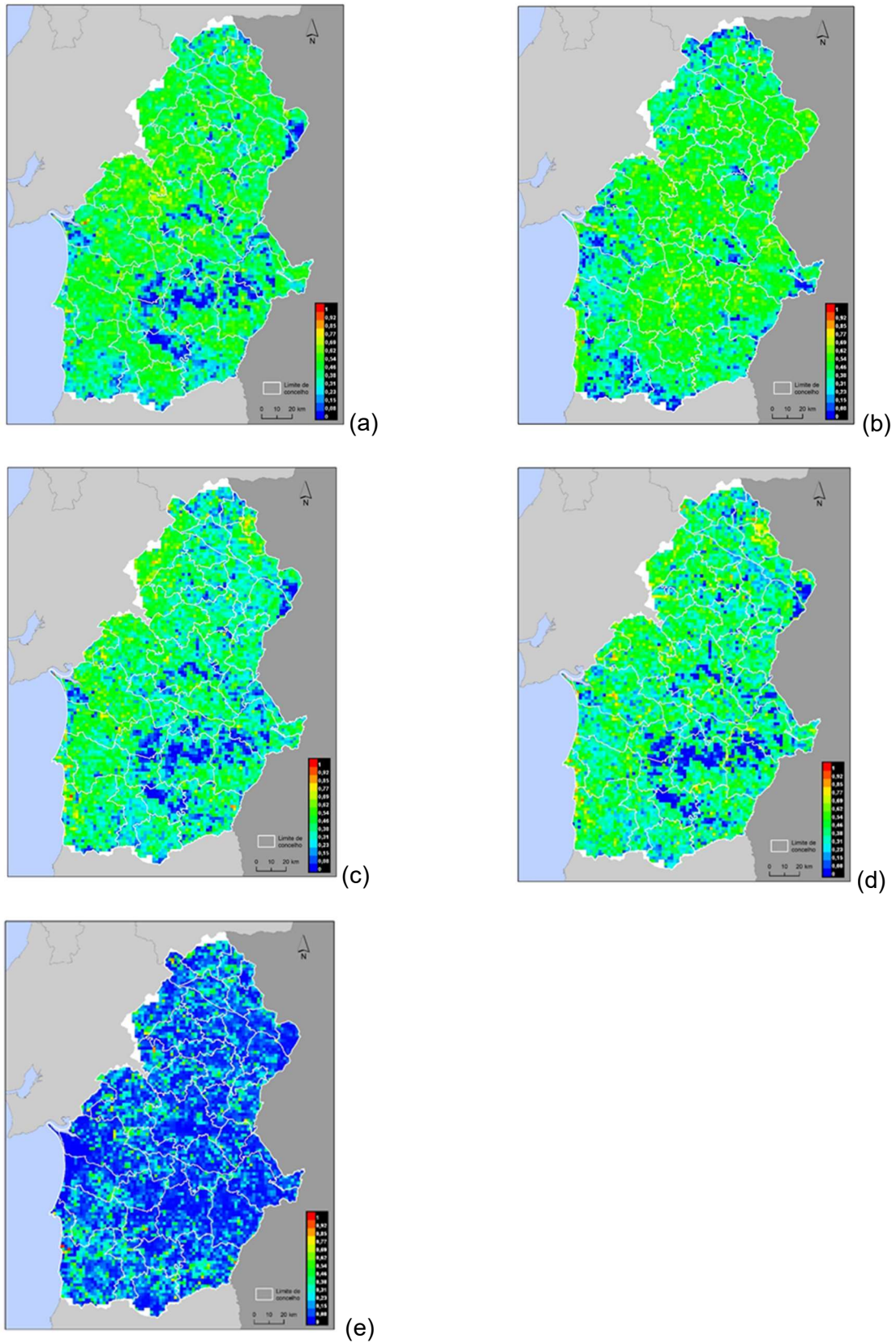


Figura 11 - Mapa da adequabilidade de habitat para (a) *Sitta europaea*, (b) *Buteo buteo*, (c) *Dendrocopos major*, (d) *Troglodytes troglodytes* e (e) *Accipiter nisus* na região Alentejo.

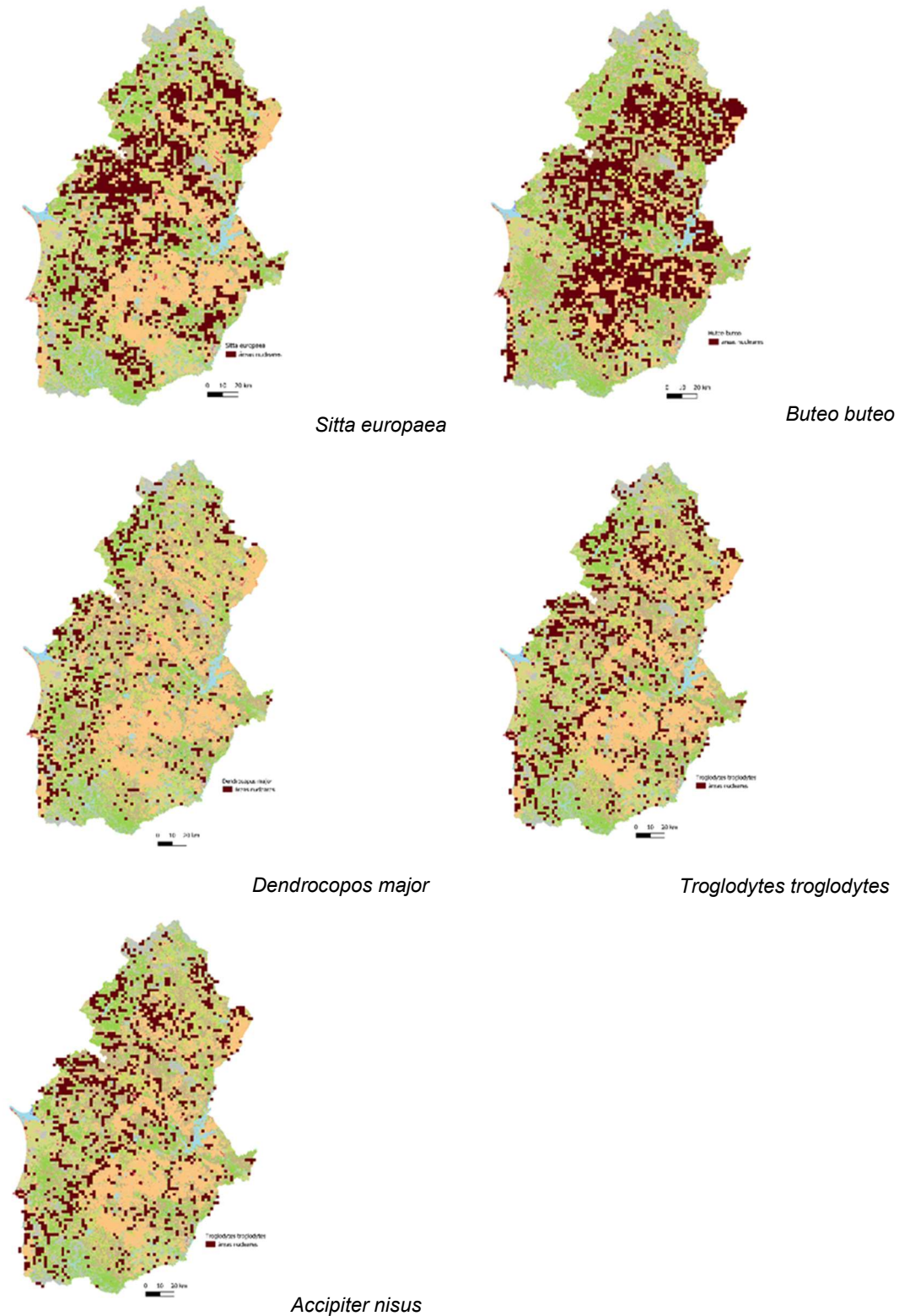


Figura 12 - Cartografia das áreas nucleares/nodos para cada espécie sobre carta da COS2018.

A análise individual do modelo da densidade cumulativa do percurso de menor custo para cada uma das espécies mais associadas aos sistemas florestais e

agroflorestais, designadamente, o *Accipiter nisus*, a *Sitta europaea*, o *Dendrocopos major* e a *Troglodytes troglodytes*, permitiu identificar corredores comuns e outros que refletem as características intrínsecas da espécie. Para a *Troglodytes troglodytes* e a *Sitta europaea* identificam-se, como também relevantes, as manchas de sistemas agroflorestais de menor dimensão que intercalam manchas contínuas de uso agrícola ou de floresta de eucalipto (Figura 13). No caso do *Dendrocopos major* há corredores mais marcados que acompanham os sistemas florestais do litoral e da Serra de S. Mamede.

No que se refere ao *Accipiter nisus* identificam-se três corredores principais de dispersão de noroeste para sudeste que acompanham manchas de maior heterogeneidade na paisagem, do ponto de vista dos sistemas de uso do solo.

Em comum, todas as espécies especialistas apresentam uma diminuição da densidade de corredores de dispersão junto às manchas contínuas de uso agrícola e na metade sudeste da região.

A Figura 14 mostra os principais corredores comuns para as cinco espécies, que resultam da análise cumulativa dos corredores individuais e identifica as áreas administrativas (A) e os usos do solo (B) sobre os quais estes incidem. Como áreas de maior conectividade multispecífica identificam-se: a) uma zona destacada de maior densidade nos sistemas agroflorestais localizados nos concelhos de Mora, Montemor-o-Novo e Évora; b) uma outra zona nas manchas florestais de quercíneas e agroflorestais de Mora e Arraiolos; c) um corredor também com relevo na continuidade dos concelhos de Alcácer do Sal, Grândola e Santiago do Cacém (serras de Grândola e do Cercal), abrangendo as manchas com predomínio de sistemas agroflorestais e florestais de quercíneas e algumas manchas de resinosas e que se prolonga pela parte norte dos concelhos de Ourique e Almodovar, onde domina o mesmo tipo de sistemas biofísicos. Na metade sudeste da região, destaca-se o corredor que acompanha o vale do rio Guadiana, a jusante da albufeira de Alqueva.

A importância dos sistemas agroflorestais, que como referimos identificamos o montado, a que correspondem diferentes gradientes de coberto arbóreo e de subcoberto, ultrapassa mesmo a das florestas de quercíneas, quando se observa a densidade decrescente de áreas de distribuição ou de corredores na zona sul do território, evidenciando a importância deste sistema biofísico na leitura da diversidade biológica da paisagem alentejana.

Desta forma, observa-se uma boa conexão das manchas dos sistemas florestais e agroflorestais na metade oeste do território do Alentejo e uma conexão gradualmente

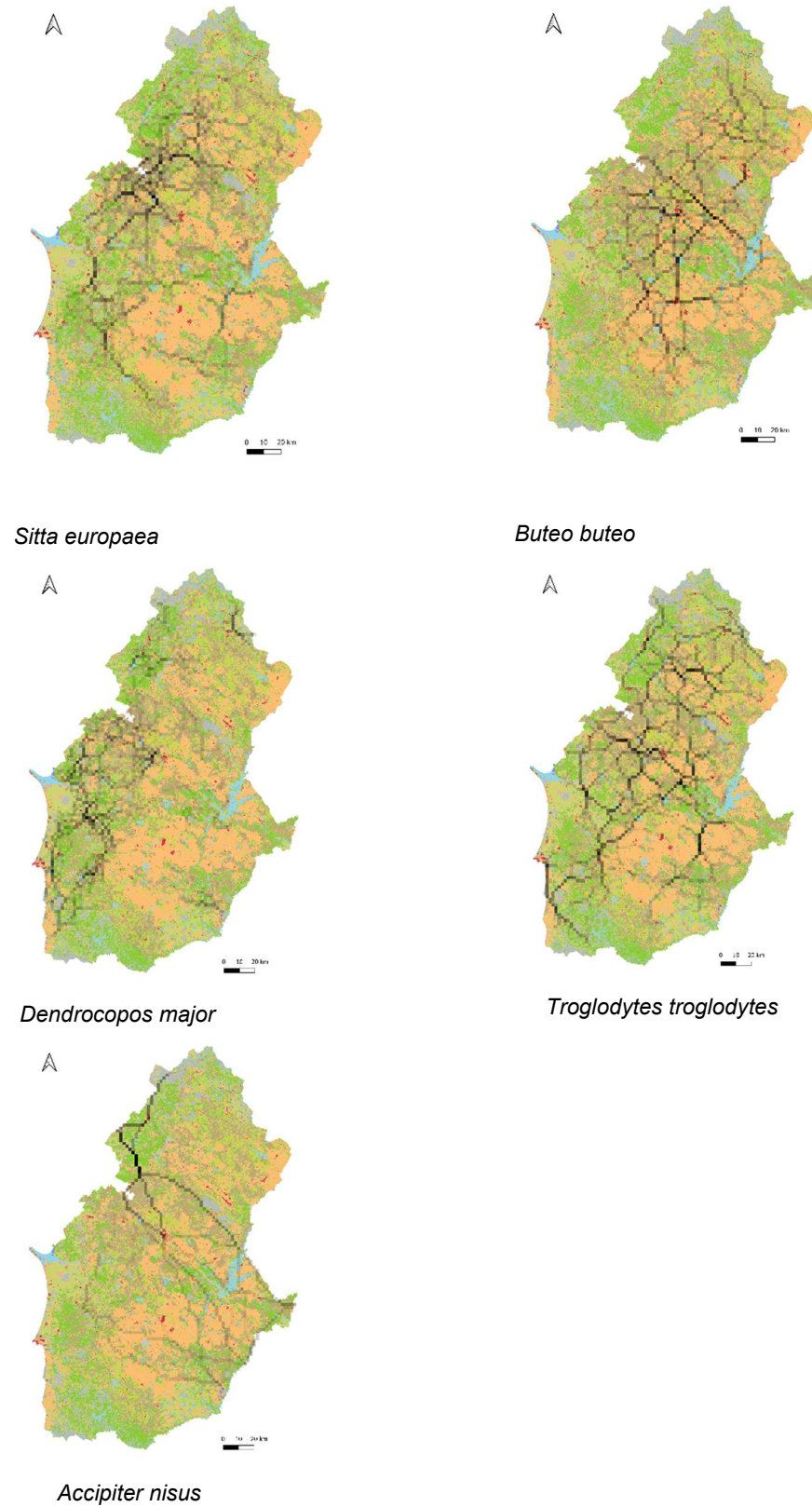


Figura 13 - Cartografia dos corredores (densidade kernel) para cada uma das espécies estudadas.

mais fraca da zona central para este, coincidindo com o predomínio dos sistemas agrícolas de grandes extensões contínuas e a menor diversidade da paisagem. De entre as conexões mais fracas salientam-se três: no Alentejo Central Mora-Évora-Reguengos e Mora-Estremoz (seguindo a Serra d'Ossa) e no Baixo Alentejo um corredor que estabelece uma ligação entre a Serra de Grândola e Mértola.

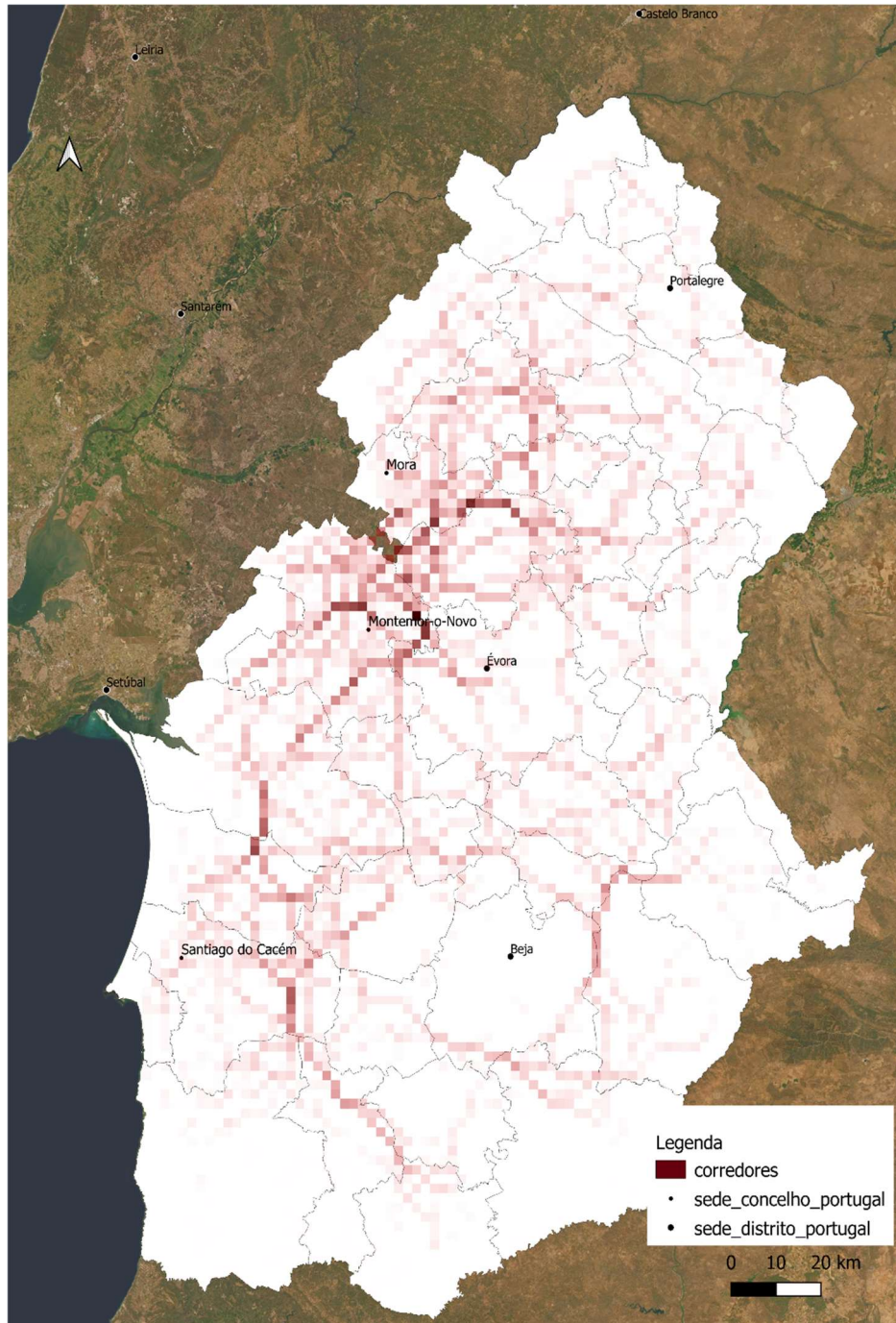


Figura 14A - Cartografia dos principais corredores comuns para as cinco espécies, que resultam da análise cumulativa dos corredores individuais.

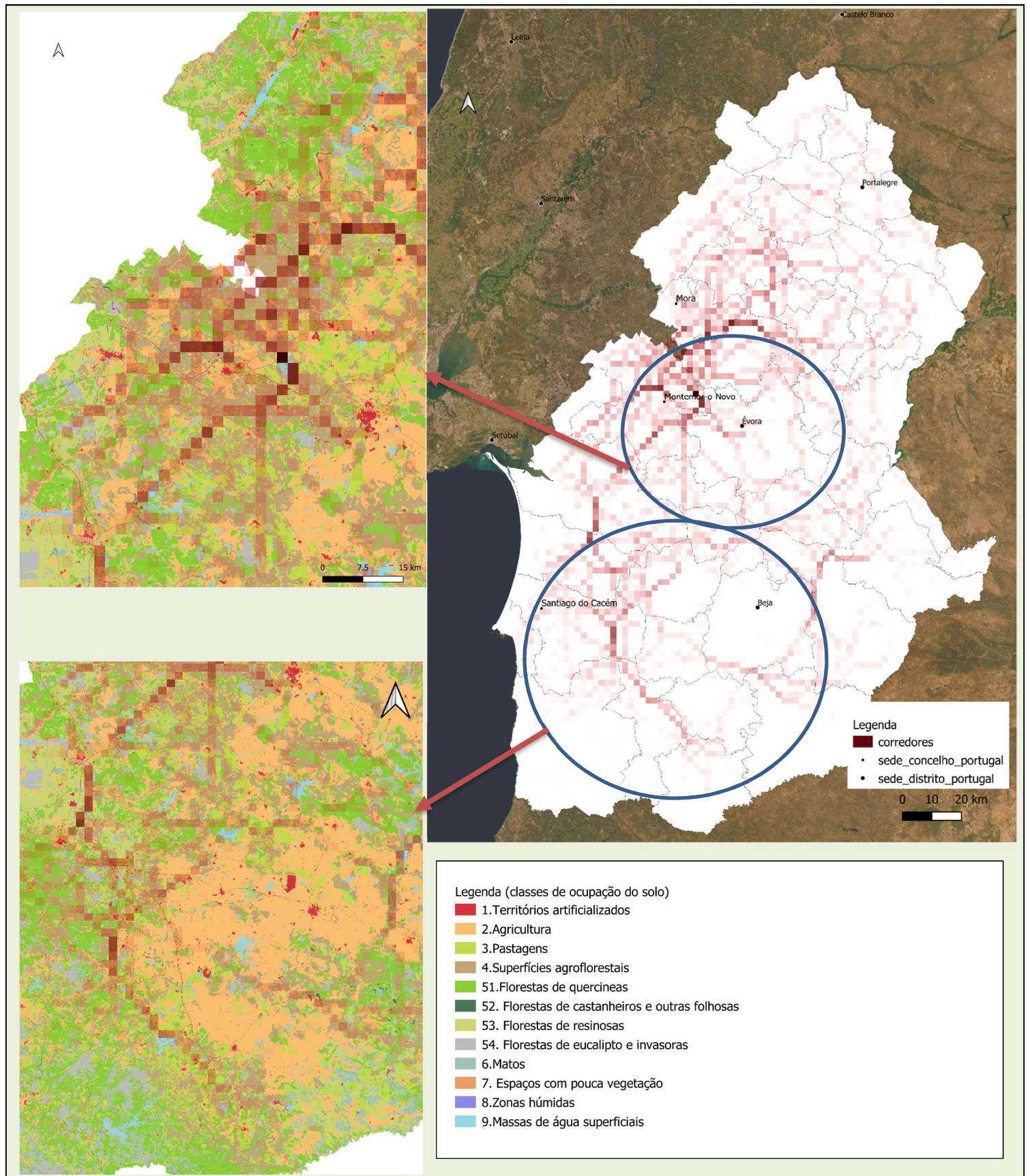


Figura 14B - Cartografia dos principais corredores comuns para as cinco espécies, que resultam da análise cumulativa dos corredores individuais, com destaque para a sobreposição com os usos do solo.

4.1 Discussão dos resultados

A metodologia utilizada revelou-se fácil de usar, acessível uma vez que se trata de informação em dados abertos e com produção de resultados robustos apenas com dados de presença e para uma área extensa e conseguindo um bom desempenho com amostras de pequenas e de grandes dimensões.

O confronto do resultado obtido, correspondente às zonas de maior dispersão ou corredores mais importantes, com o estabelecido para a Estrutura Regional de Valorização e Proteção Ambiental (ERPVA) do PROT Alentejo em vigor (Figura 15), vem confirmar a importância, do ponto de vista da biodiversidade, dos sistemas agroflorestais e florestais (em especial de quercíneas), tal como, no decurso da elaboração do referido Plano, se havia projetado de forma empírica (CCDRA, 2010) (...) *Na região do Alentejo o traçado da Estrutura Regional de Protecção e Valorização Ambiental deve ainda atender ao facto do espaço rural ser marcante na identidade e na paisagem regional, pelo que a ERPVA deve assegurar também a perenidade de sistemas humanizados que são um bom exemplo de uma gestão coerente e compatível com a preservação do património natural e cultural.*

A conectividade entre as áreas nucleares é estabelecida através de áreas de conectividade ecológica/corredores ecológicos. Estas são constituídas pela rede hidrográfica, pelos habitats naturais (dunas e arribas costeiras, sapais e outras zonas húmidas, matos) e pelos habitats considerados de maior qualidade, isto é, os habitats cuja estabilidade no tempo oferece maior garantia de viabilidade e que traduzem sistemas equilibrados de utilização do solo e de regulação dos ciclos da água e da matéria orgânica, que foram afirmando, ao longo dos séculos, práticas que moldaram o actual contexto de sustentabilidade e equilíbrio ambiental.

Identificam-se, assim, os sistemas florestais e silvo-pastoris com representatividade espacial significativa à escala regional, que são sistemas ecológicos de elevada riqueza e diversidade biológicas (montados, florestas de quercíneas), os habitats de pinhal-manso, coincidentes com a área sob influência marítima, em

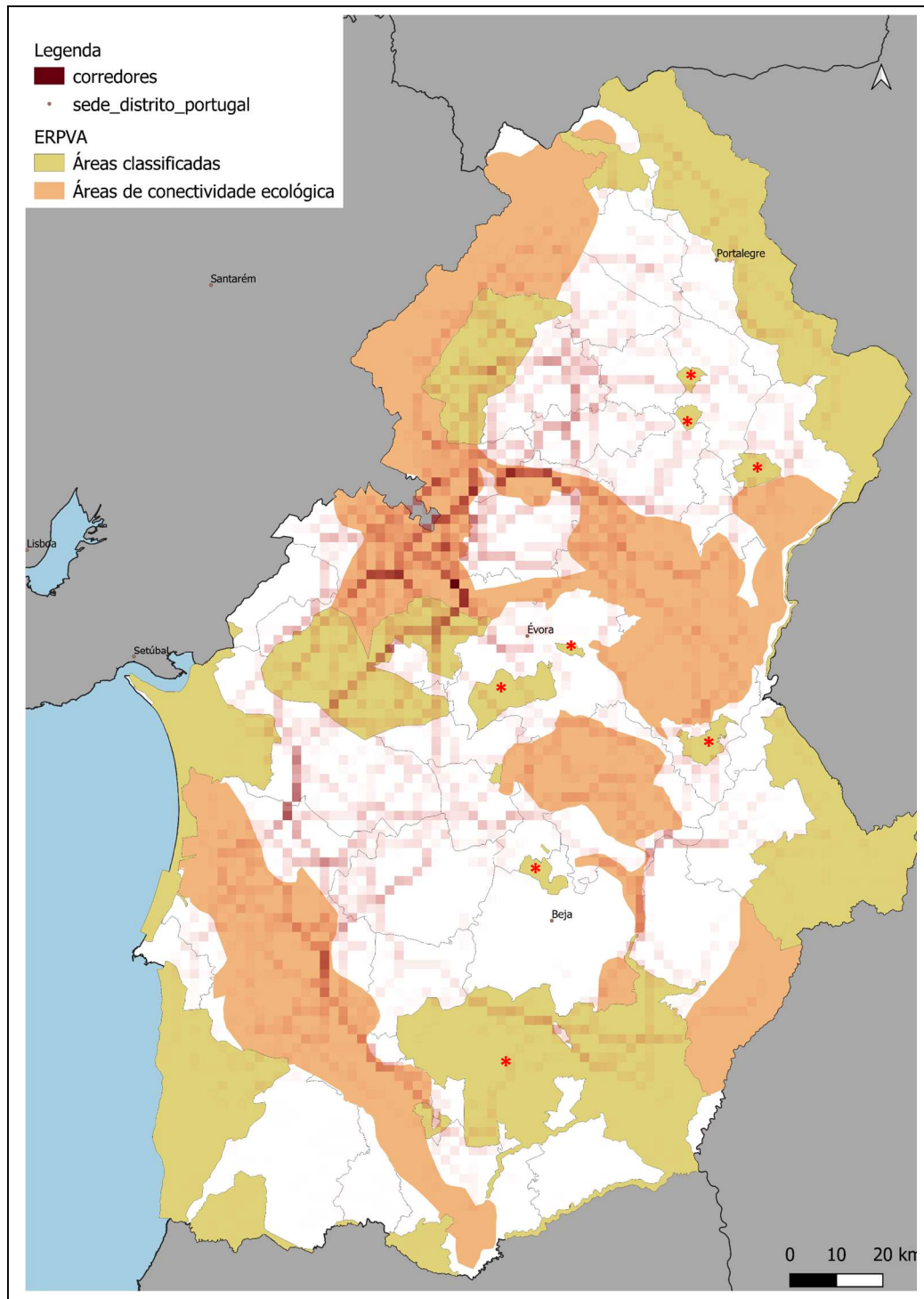


Figura 15 Sobreposição dos corredores com o desenho da Estrutura Regional de Proteção e Valorização Ambiental do PROTAlentejo (os polígonos assinalados com * correspondem a Zonas de Proteção Especial para aves estepárias para as quais estes corredores não se adequam).

substrato arenoso, com funções determinantes de fixação do solo e de protecção das culturas. (...) (2.2-A.f, RCM n.º 53/2010).

Da mesma forma, o modelo identifica algumas lacunas (*gaps*) que a indicação de referência do plano regional não abrangeu e vem informar sobre a necessidade de

salvaguardar corredores que constituem a principal ligação entre manchas de habitat, nas zonas do território onde a densidade de conexões decresce.

Em particular, salientam-se as zonas de maior densidade de corredores localizados nas Serras de Grândola e do Cercal, sobre as quais não incide atualmente qualquer estatuto de proteção e que se destacam pela sua relevância na conectividade ecológica norte-sul do território. A Serra do Cercal já aparecia como indicação para integrar as estruturas ecológicas, mas a Serra de Grândola, na zona agora identificada como corredor, ficava fora da mancha previamente delimitada com caráter orientador para os planos municipais.

A Figura 15 mostra, igualmente, a importância dos corredores ecológicos funcionais entre as áreas nucleares, correspondentes às zonas que integram a Rede Natura 2000, onde dominam os sistemas florestais e/ou agroflorestais.

Desta forma, a cartografia das zonas que, no conjunto das cinco espécies, mostram ser as mais importantes na sua dispersão, revelam a diferença entre o que podem ser as áreas nucleares ou áreas classificadas, em função de espécies e habitats prioritários e as zonas que na paisagem asseguram o potencial de dispersão que garante a sua perenidade.

Ao permitir entender as exigências de habitat por parte das espécies-focais e o seu comportamento dispersivo, a modelação identifica componentes importantes da determinação do impacto das transformações das paisagens, o que nos remete para a necessidade de tornar eficaz a delimitação das áreas que vão integrar a estrutura ecológica, por via de uma regulamentação adequada.

Como referido no capítulo 2, a delimitação do que constitui a estrutura ecológica municipal, que deve seguir o modelo orientador da estrutura de proteção e valorização ambiental regional, não integra o conceito de conectividade ecológica funcional. Embora faça com frequência referência a redes de conectividade e coesão, estas, na prática, resultam do somatório de áreas ou elementos da paisagem com estatuto de proteção legal sem que se aprofunde a sua importância na permeabilidade ao movimento de espécies.

Como exemplo do referido, na Figura 16 apresenta-se a delimitação da estrutura ecológica para os concelhos de Mora, Montemor-o-Novo e Évora. É possível observar que os corredores identificados neste trabalho, que se fundamentam na procura das características da paisagem que melhor favorecem a dispersão e o movimento das espécies, apenas de forma parcial estão contemplados na estrutura ecológica de Mora. No entanto, no que diz respeito aos concelhos de Montemor-o-Novo e de Évora, as

manchas que integram a estrutura ecológica abrangem, quase totalmente, os corredores identificados neste estudo.

Da análise do fundamento para a delimitação da estrutura ecológica em cada um dos referidos concelhos retira-se o seguinte:

1) Montemor-o-Novo (Aviso n.º 17 481/2021, de 15 de setembro)

A estrutura ecológica municipal integra as áreas nucleares, que correspondem aos habitats prioritários e potencialmente prioritários da Rede Natura 2000, albufeiras de interesse para a avifauna, florestas de quercíneas, património geológico, faixa de proteção da albufeira, áreas de proteção a árvores de interesse público e as áreas de conectividade ecológica que integram os corredores ecológicos previstos no programa Regional de Ordenamento Florestal do Alentejo (PROFA), a rede hidrográfica e as albufeiras que integram a Reserva Ecológica Nacional, os espaços verdes urbanos e outras áreas de importância para a biodiversidade.

No artigo 20.º do Regulamento do Plano Diretor Municipal, é referido que o regime de ocupação das áreas que integram a estrutura ecológica municipal é o previsto para a respetiva categoria de solo, acrescido do previsto no PROFA, no que se refere ao tratamento específico no âmbito dos planos de gestão florestal sobre as arborizações ou rearborizações

A leitura do regulamento, em articulação com o desenho da estrutura ecológica, informa que houve a preocupação de estabelecer uma estrutura de áreas conectadas fisicamente. No entanto, a sua definição não é clara relativamente ao que passa a integrar as “outras áreas de importância para a biodiversidade” (que pela cartografia se consubstancia em manchas de montado), mas que não se fundamenta na delimitação de corredores ecológicos funcionais e que, do ponto de vista da gestão, não acrescenta nada ao que já está regulamentado para as classes de uso do solo onde esta estrutura ecológica se sobrepõe.

2) Mora (Aviso n.º 18 115/2021, de 24 de setembro)

No artigo 10.º do Regulamento do Plano Diretor Municipal de Mora são identificadas como áreas nucleares da estrutura ecológica municipal os habitats prioritários da Rede Natura 2000, a zona de proteção ambiental do Gameiro e as zonas tampão dos charcos temporários; nas áreas de conectividade ecológica e de prevenção de riscos são incluídos habitats não prioritários da Zona Especial para a Conservação do Cabeção, áreas de interesse para a avifauna, rede hidrográfica, a Mata Nacional de Cabeção, os corredores do PROFA, zonas ameaçadas pelas cheias, áreas de elevado

risco de erosão hídrica do solo, s estratégicas de infiltração e de proteção e recarga de aquíferos, árvores de interesse público e espaços verdes urbanos. O regulamento refere que o desenho das áreas de conetividade ecológica assegura a continuidade geográfica entre os vários elementos.

No artigo 11.º é enunciado o regime a aplicar a esta estrutura ecológica e, mais uma vez, refere-se que o regime de ocupação das áreas que integram a estrutura ecológica municipal é o previsto para a respetiva categoria de solo, ao estipulado pelo PROFA e acrescem os regimes aplicáveis às servidões e restrições de utilidade pública.

3) Évora (Regulamento n.º 47/2008, de 25 de janeiro)

A estrutura ecológica do concelho de Évora é anterior à publicação do PROTA, pelo que não seguiu as orientações deste. Reflete a importância do património edificado e as preocupações com a proteção do enquadramento deste património. No Artigo 22.º encontra-se definida a estrutura ecológica de valor patrimonial, que integra as zonas de lazer e uso público e as quintas de recreio ou produção. São também incluídos na estrutura ecológica municipal os Espaços de Proteção Ambiental, que integram zonas de especial valor patrimonial, zonas de proteção das bacias de alimentação de albufeiras, espaços de proteção de avifauna, zonas de parada nupcial de abetardas e áreas envolventes às albufeiras de águas públicas.

Do ponto de vista da gestão desta estrutura, o PDM de Évora refere a necessidade de salvaguarda destas zonas e de fomentar boas práticas agrícolas.

Nas três situações descritas, são integradas na estrutura ecológica municipal, áreas que no território desempenham importantes funções ecológicas, algumas delas correspondentes aos sistemas de montado e de manchas florestais (daí a coincidência com algumas das áreas abrangidas pelos corredores identificados neste trabalho). Porém, nenhuma das situações citadas tem uma abordagem que justifique e fundamente, a delimitação de zonas importantes do ponto de vista do movimento e dispersão das espécies e que se constituam como efetivos elementos de ligação funcional entre habitats.

A delimitação da estrutura ecológica municipal nos Planos Municipais e Intermunicipais de Ordenamento do Território, seguindo as diretrizes que a estrutura regional de proteção e valorização ambiental dos Programas Regionais de Ordenamento do Território deve fornecer, configura uma oportunidade de salvaguarda das paisagens e da biodiversidade a elas inerente.

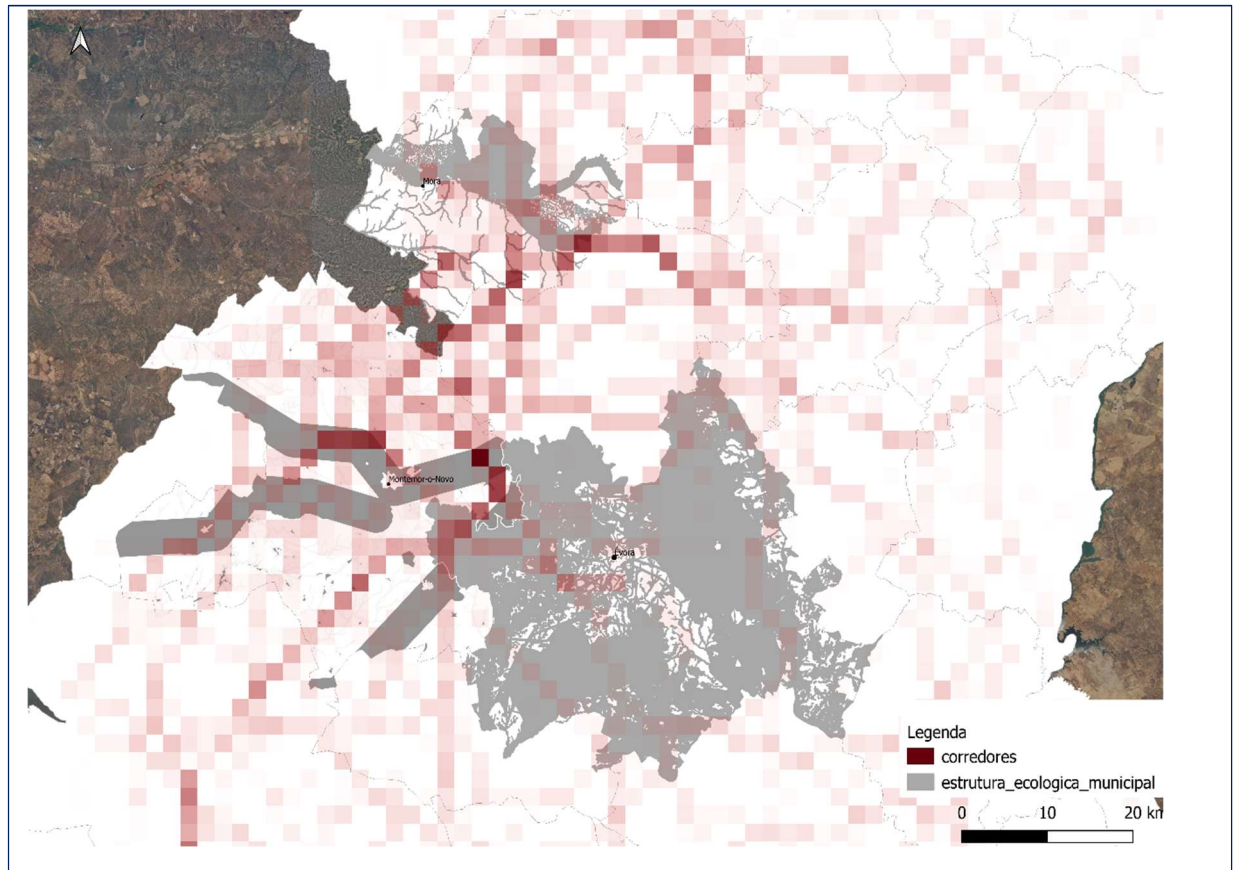


Figura 16 Sobreposição dos corredores com as estruturas ecológicas municipais de Mora, Évora e Montemor-o-Novo.

No entanto, como ficou demonstrado, não pode ser apenas um somatório de condicionantes ou servidões administrativas que, de forma isolada não garantem a continuidade dos sistemas biofísicos, como é o caso das áreas que integram a Rede Natura 2000 ou as que integram a Reserva Ecológica Nacional (REN) e cuja regulamentação nem sempre assegura a proteção dos usos do solo (como é o caso da REN que, embora identifique e proceda à delimitação de sistemas biofísicos relevantes para a proteção do solo ou do ciclo hidrológico, pouco interfere com os usos agrícola ou florestal).

A proposta de integrar a metodologia desenvolvida neste trabalho na abordagem da estrutura ecológica municipal, vem providenciar a possibilidade de identificar as áreas que permitem a dispersão das espécies entre os referidos sistemas biofísicos nucleares, que concretizam, de forma efetiva, a rede de coesão e conexão e sem as quais os sistemas vêm a sua perenidade ameaçada no longo prazo, por incapacidade de fluxos de indivíduos ou genéticos.

O modelo utilizado de identificação de áreas que configuram corredores funcionais na paisagem, que se propõe que integrem a estrutura ecológica, fornece um critério adicional que deve ser complementar dos que já contribuem para o desenho

dessa estrutura, nomeadamente, os que asseguram a articulação, noutra escala, dos espaços rurais e urbanos (Magalhães, 2007).

Ao selecionar um conjunto de espécies que funcionaram como espécies indicadoras de análise da biodiversidade, os resultados traduzem, por um lado a importância dos sistemas biofísicos que melhor asseguram a conectividade ecológica do território para espécies florestais, que são coincidentes com os que melhor se adequam à presença das espécies e, por outro, os efeitos que a monocultura e a consequente perda de diversidade da paisagem têm sobre a mesma.

É evidente a potencial ameaça que pode representar para a biodiversidade a perda da heterogeneidade da paisagem, associada à mancha contínua de uso agrícola, no caso correspondente a agricultura intensiva.

A análise dos resultados atesta a importância das características da paisagem, no caso dos usos do solo, na aferição da conectividade funcional da paisagem (Valerio *et al.*, 2019).

5. Conclusões

Os resultados deste trabalho demonstram a possibilidade e utilidade de estabelecer pontes entre o conhecimento científico e a sua aplicação prática às necessidades da concretização técnica, no caso na elaboração de instrumentos de planeamento e de gestão do território.

A leitura dos resultados obtidos, na revisitação dos objetivos propostos por este trabalho, demonstra, a) a viabilidade da identificação de corredores ecológicos funcionais na paisagem a diferentes escalas, a partir das metodologias de modelação de adequabilidade de habitat com recurso a dados e modelos de acesso livre e de fácil utilização, b) a possibilidade de evidenciar quais as características da paisagem que melhor favorecem o fluxo de espécies e preencher lacunas de informação no desempenho técnico do planeamento e gestão da paisagem e c) a contribuição para o desenho das estruturas ecológicas municipais, de forma a que estas consubstanciem, efetivamente, uma rede de conectividade entre as áreas que constituem zonas fundamentais para a diversidade biológica.

A estrutura ecológica deve assumir-se como uma estratégia de ordenamento do território que, através da gestão dos usos do solo, fomente o desenho de paisagem mais adequado à concretização da rede de conectividade local e regional que assegure a resiliência dos ecossistemas e, como tal, a proteção da biodiversidade.

Como também se referiu, no confronto dos resultados obtidos com a delimitação de algumas estruturas ecológicas municipais, a regulamentação destas limita-se a um somatório dos regimes de uso e ocupação das áreas que decorrem das classes de uso do solo ou das servidões e restrições que sobre elas incidem.

De facto, a estrutura ecológica, tal como está definida no Regime Jurídico dos Instrumentos de Gestão do Território (DL n.º 80/2015, de 14 de maio), não constitui nem uma classe de uso do solo, nem uma servidão ou restrição de uso público. No PDM de Mora surge no capítulo denominado Sistema de Proteção de Valores e Recursos e no PDM de Montemor-o-Novo no capítulo designado por Salvaguarda de Valores e Recursos.

Esta indefinição sobre o enquadramento da estrutura ecológica no quadro legal dos instrumentos de gestão do território e a falta de clareza sobre o seu conteúdo poderá explicar a ausência de um regime específico de proteção das áreas que a integram. Pelas suas características, objetivos e abrangência, crê-se que deveria ser assumida como uma servidão de utilidade pública que antecipasse, do ponto de vista jurídico, a criação da infraestrutura verde proposta pela Comissão Europeia.

Em políticas de planeamento, a produção de resultados que possibilitem a interpretação do funcionamento da conectividade na paisagem e que são a expressão gráfica de modelos de análise, pode constituir um instrumento de apoio e fundamento à decisão que permite a participação, para além dos técnicos, de todos os “actores” envolvidos.

Entende-se que a definição da estrutura ecológica da paisagem deve constituir uma oportunidade para delimitar e regulamentar as áreas dos ecossistemas sobre os quais devem incidir os esforços de conservação, numa perspectiva de paisagem funcional.

Ahern (1995) refere que nas paisagens culturais da Europa o planeamento da conectividade ecológica implica uma estratégia sobretudo ativa, por oposição a uma estratégia reativa. Ou seja, uma estratégia que estabelece uma visão ou uma configuração de paisagem mais favorável, que é vista como um objetivo. Qualquer processo de planeamento nas paisagens europeias, e com mais razão, nas da bacia do Mediterrâneo, não pode ignorar a presença secular das civilizações e o seu contributo para os modelos de paisagem e, de entre estes, destacar os que se constituem como sistemas de produção em equilíbrio com a salvaguarda da conservação dos recursos e da biodiversidade e, muitas vezes, originando sistemas complexos e estáveis do ponto de vista biofísico.

Na concretização do planeamento das paisagens, os programas regionais de ordenamento do território devem consubstanciar instrumentos de desenvolvimento territorial de natureza estratégica, que estabelecem as grandes opções com relevância para a organização do território.

As orientações que emanam destes programas para a concretização das estruturas ecológicas dos planos municipais e intermunicipais, onde essas estruturas assumem caráter vinculativo, devem ser claras e coerentes com os objetivos a que se propõem, de forma a garantir um planeamento apoiado em opções que favoreçam a conectividade da paisagem, na perspectiva da manutenção, não apenas de habitats responsáveis pela maior biodiversidade, como também das ligações funcionais entre eles, de forma a que assegurem a viabilidade a longo prazo das populações que ali ocorrem.

Embora os resultados se afigurem consequentes com o conhecimento do território, a *performance* dos modelos poderá ser melhorada com dados mais precisos que permitam *inputs* mais ajustados. É o caso dos dados relativos ao comportamento das espécies, nomeadamente a informação sobre áreas de dispersão. Em Portugal há uma lacuna razoável no registo e tratamento desta informação.

Considera-se que os resultados obtidos providenciam um *instrumento de sustentabilidade ecológica (...) no planeamento e na gestão da Paisagem* (Magalhães, 2007) que pode e deve traduzir-se em políticas de ordenamento do território que promovam estratégias de organização de usos e atividades equilibradas com a proteção dos recursos e a promoção da qualidade de vida. No caso deste território, trata-se de assegurar os usos e ocupações do solo identificados como cruciais nas zonas de dispersão das espécies – corredores funcionais.

Acrescenta-se ainda, em linha com a frase de Jaime Cortesão (que citámos no capítulo 3.2), que garantir a continuidade dos ecossistemas identificados como mais importantes para a salvaguarda da biodiversidade na região Alentejo, o montado, é também perpetuar o que “*esta terra* “ tem de mais genuíno enquanto marca cultural e, como tal, é contribuir para preservar a identidade “*deste homem*”.

Referências bibliográficas

- Adriaensen, F., J.P. Chardon, G. Deblust, E. Swinnen, S. Villalba, H. Gulinck & E. Matthysen. 2003. The application of “least coast” modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64: 233-247.
- Aguirre-Gutierrez, J., Carvalheiro, L. G., Polce, C., van Loon, E.E., Raes, N., Reemer, M., Biesmeijer, J.C. 2013. Fit-for-purpose: species distribution model performance depends on evaluation criteria – Dutch hoverflies as a case study. *PLoS ONE*, 8; e63708.
- Ahren, J. 1995. Greenways as a Planning Strategy. *Landscape and Urban Planning*, 33(1): 131-155.
- Baranyi, G., S. Saura, J. Podani e F. Jordán. 2011. Contribution of habitat patches to network connectivity: Redundancy and uniqueness of topological indices. *Ecological Indicators* 11: 1301–1310.
- Barata, F. T. & A.M. A. Leite. 1996. *Coberto Vegetal e Paisagens Alentejanas: Esboço da Linha Evolutiva desde a Idade Média*. In: I Colóquio Internacional de Ecologia da Vegetação – actas. Departamento de Ecologia da Universidade de Évora.
- Barbault, F. 2006. *Un éléphant dans un jeu de quills. L' homme dans la biodiversité*. Éditions du Seuil. 266pp.
- Barrett, G.W., H.A. Ford and H.F. Rocher. 1994. Conservation of woodland birds in a fragmental rural landscape. *Pacific Conservation Biology* 1:245-56.
- Basile, M., F. Valerio, R. Balestrieri, M. Posillico, R. Bucci, T. Altea & G. Matteucci. 2016. Patchiness of forest landscape can predict species distribution better than abundance: the case of a forest-dwelling passerine, the short-toed treecreeper, in central Italy. *PeerJ*, 4, e2398.
- Baptista, F. O. 1994. A agricultura e a questão da terra – do Estado Novo à Comunidade Europeia. *Análise Social*, vol. XXIX (128): 907-921.
- Beaulieu, J-L. de, Y. Miras, V., A-P. & F. Guiter. 2005. Vegetation dynamics in the North-West Mediterranean regions: instability of the Mediterranean bioclimate. *Plant Biosystems* 139 (2): 114-126
- Belote, R.T., M.S. Dietz, B.H. McRae, D.M. Theobald, M.L. McClure & G.H. Irwin. 2016. Identifying Corridors among Large protected Areas in the United States. *PLoS ONE* 11(4):e0154223.
- Bennett, A. 2003. Linkages in the landscape. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. 2nd edition. IUCN – the world conservation union. 242pp.
- BirdLife International. 2014. Available at <http://www.birdlife.org> (acedido em 10.05.2021)
- Bjornstad, O. N., H. P. Andreassen & R. A. Ims. 1998. Effects of habitat patchiness and connectivity on the spatial ecology of the root vole *Microtus oeconomus*. *Journal of Animal Ecology*, 67, 127-140.
- Blondel, J. 1986. *Biogéographie évolutive*. Collection d' Écologie 20. Masson. 221pp.

- Blondel J. & Aronson J. 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford University Press. 328pp.
- Blondel, J., J. Aronson, J-Y. Bodiou & G. Boeuf. 2010. *The Mediterranean Region. Biological diversity in space and time*. 2nd edition. Oxford University Press. 376pp
- Bradford, D., A. C. Neale, M. S. Nash, D. W. Sada & J. R. Jaeger. 2003. Habitat patch occupancy by toads (*Bufo punctatus*) in a naturally fragmented desert landscape. *Ecology* 84(4): 1012-1023.
- Bunn, A.G., D.L. Urban & T.H. Keitt. 2000. Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management*, 59: 265-278.
- Calabrese, J. M. & W. Fagan. 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. . *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(10): 529-536.
- Capelo, M., N. Onofre, F. Rego, A. Monzon, P. Faria & P. Cortez. 2008. Modelação da presença de aves de rapina diurnas em pinhais bravos do Norte e Centro de Portugal. *Silva Lusitana* 16 (1): 45-62.
- CCDRA. 2010. *Plano Regional de Ordenamento do Território do Alentejo. Relatório Fundamental*. Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Alentejo. 144pp.
- Cortesão, Jaime. 1987. *Portugal, a terra e o homem*. Imprensa Nacional Casa da Moeda. 272pp.
- Covas, R. & J. Blondel. 2008. Biogeography and history of the Mediterranean bird fauna. *Ibis* 140: 395-407.
- Crooks K. & Sanjayan, M.(editors). 2006. *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press. 712pp.
- Cushman, S. & E. L. Landguth. 2012. Multi-taxa population connectivity in the Northern Rocky Mountains. *Ecological Modelling* 231: 101-112.
- Damschen, E., N. M. Haddad, J. Orrock, J. J. Tewksbury & D. J. Levey. 2006. Corridors increase plant species richness at large scales. *Science*, 313: 1284-1286.
- Daveau, S. 1985. Mapas Climáticos de Portugal. Nevoeiro e nebulosidade. Contrastes térmicos. *Memórias do Centro de Estudos Geográficos*, n.º 7. Universidade de Lisboa, Instituto Nacional de Investigação Científica.
- Demangeot, J. 1998. *Os meios "naturais" do globo*. 7.^a ed. Ed. Fundação Calouste Gulbenkian. 478pp.
- D'Eon, R. G., S. M. Glenn, I. Parfitt, and M.-J. Fortin. 2002. Landscape connectivity as a function of scale and organism vagility in a real forested landscape. *Conservation Ecology* 6(2): 10. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss2/art10/>
- Direção Geral do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano. 2004. Contributos para a identificação e caracterização da Paisagem em Portugal Continental. Coord. Alexandre Cancela de Abreu, Teresa Pinto Correia e Rosário Oliveira. Ed. DGOTDU.

- Direção Geral do Território. 2019. *Programa Nacional de Política de Ordenamento do Território. Primeira revisão*. Lei nº 99/2019, de 5 de setembro, Diário da República nº 70/2019.
- DGT. 2019. Carta de Uso e Ocupação do Território – COS2018 – RFD – Projeto Cross-Forest. Disponível em <https://dados.gov.pt/pt/datasets/r/ae0f3c95-4a4e-4145-a17f-cd63ccfb64d8>
- Di Castri, F. 1981. Mediterranean-type shrublands of the world. In: Mediterranean-type shrublands. Pp. 1-52. *Collection Ecosystems of the world*, 11. Elsevier.
- Di Castri, F., A. J. Hansen & M. Holland. 1988. A new look at ecotones. Emerging international projects on landscape boundaries. *Biology International*, Special Issue 17. 167pp.
- Diamond, J.M. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of the natural preserves. *Biological Conservation*, 7: 129-146.
- Díaz, M. 2008. La biodiversité de la dehesa. In: Mosquera, M.R., Fernández, J.L. y Rigueiro, A. (eds). *Systèmes agroforestiers comme technique pour le gestion durable du territoire*, pp. 183-201. Programme Azahar, AECL, Madrid.
- Díaz, M. F.J. Pulido & T. Marañón. 2003. Diversidad biológica y sostenibilidad ecológica y económica de los sistemas adhesionados. *Ecosistemas*, 12 (3). Disponível em <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/229>.
- Diniz, M. F., Cushman, S. A., Machado, R. B., & Júnior, P. D. M. (2020). Landscape connectivity modeling from the perspective of animal dispersal. *Landscape Ecology*, 35(1), 41-58.
- Dorp, D. van & P.F.M. Opdam. 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology*, 1 (1): 59-73.
- EEA. 2011. *European Environment Agency Report*, n.º2/2011. Landscape fragmentation in Europe. Joint EEA-FOEN report. 92pp.
- Engdahl, F. 2020. Follow the Real Money Behind the New Green Agenda. New Easter Outlook. <https://journal-neo.org/2020/01/27/follow-the-real-money-behind-the-new-green-agenda/>.
- Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 40: 677-697.
- European Commission. 2013. *Building a green infrastructure in Europe*. 24pp
- Fagan, W. & J. Calabrese. 2006. Quantifying connectivity: balancing metric performance with data requirements, pages 297-317. In Crooks K. & M. Sanjayan, (editors). *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34:487–515.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2019. FAO'S Work on Climate Change. United Nations Climate Change Conference. 40 pp.

- Farina, A. 1997. Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean agro-ecosystem. *Landscape Ecology* 12: 365-378.
- Farina, A. 2007. Principles and methods in landscape ecology. Towards a science of landscape. *Landscape Series*, 3. Springer. 412pp.
- Fisher, J. & D. B. Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*. A journal of macroecology, 16 (3): 265-280.
- Forman, R.T. 1995. *Land Mosaic. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. 656pp.
- Franflin, J. 2010. *Mapping species distributions: spatial inference and prediction*. Cambridge University Press. 320pp.
- Gregory, R.D., van Strien, A., Voříšek, P., Meyling, A.W.G., Noble, D.G., Foppen, R.P.B. & Gibbons, D.W. 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 360: 269-288.
- Guillerá-Arroita, G., J. Iahoz-Monfort & J. Elith. 2014. Maxent is not a presence-absence method: a comment on Thibaud *et al.* Methods. In: *Ecology and Evolution*, 5: 1192-1197.
- Guisan, A., Thuiller, W., & Zimmermann, N. E. (2017). *Habitat suitability and distribution models: with applications in R*. Cambridge University Press. 458pp.
- Godinho, C. & J. Rabaça. 2011. Birds like it corky: the influence of habitat features and management of 'montados' in breeding bird communities. *Agroforest Systems*, 82:183-195.
- Good, J. A. (1998) The potential role of ecological corridors for habitat conservation in Ireland: a review. *Irish Wildlife Manuals*, No. 2, 72pp.
- Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, 12: 321-334.
- Halvorsen, R., Mazzoni, S., Bryn, A., & Bakkestuen, V. 2015. Opportunities for improved distribution modelling practice via a strict maximum likelihood interpretation of MaxEnt. *Ecography*, 38(2), 172-183.
- Hanski, I. & Gilpin, M. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society*, 42: 3-16.
- Harju, Tero. 2011. *Lectures notes on Graph Theory*. Disponível em <http://www.cs.bme.hu/~sali/fcs/graphtheory.pdf>.
- Henriques, I., R. Acazar e M. J. Pereira. 2004. Projecto Surlberia, conservação dos bosques de sobreiro no Sul de Portugal. *Liberne*. Liga para a Protecção da Natureza. Primavera. 24-25.
- Hess, G. R. & R. A. Fischer. 2001. Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning*, 55: 195-208.
- Hijmans RJ, (2016) raster: Geographic Data Analysis and Modeling R package version 2:5–8. <https://CRAN.R-project.org/879package=raster>.

- Hilty, J. A., Z. Lidicker jr & A. M. Merendender. 2006. *Corridor ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Island Press. 345pp.
- Hirzel, A. H. & G. Le Lay. 2008. Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1372-1381.
- Hobbs, R. 1992. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon. *Tree*, 7 (11): 389-392.
- Hodgson, J. A., A. Moilanen, B. A. Wintle & C. D. Thomas. 2011. Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology*, 48: 148-152.
- Hanley, J. A., & B.J. McNeil. 1982. The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology*, 143(1): 29-36.
- Hunter, M. I., G. Jacobson Jr. & T. Webb. 1988. Paleoecology and the Coarse-Filter Approach. *Conservation Biology*, 2 (4): 375-385.
- IPBES. 2018. *Summary for policymakers of the thematic assessment report on land degradation and restoration of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. R. Scholes, L. Montanarella, A. Brainich, N. Barger, B. ten Brink, M. Cantele, B. Erasmus, J. Fisher, T. Gardner, T. G. Holland, F. Kohler, J. S. Kotiaho, G. Von Maltitz, G. Nangendo, R. Pandit, J. Parrotta, M. D. Potts, S. Prince, M. Sankaran and L. Willemen (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 43pp.
- Joffre, R. & S. Rambal. 1999. The dehesa system of southern Spain and Portugal as a natural ecosystem mimic. *Agroforestry Systems*, 45: 57-79.
- Kailiwiwa, S. H. 2015. *Using Maxent to Model the Distribution of Prehistoric Agricultural Features in a Portion of the Hōkūliʻa Subdivision in Kona, Hawaiʻi*. A Thesis Presented to the Faculty of the USC Graduate School University of Southern California. 60pp. <https://spatial.usc.edu/wp-content/uploads/2014/03/KailiwiwaSolomonThesis.pdf>.
- Keitt, T.H., D.L. Urban, and B.T. Milne. 1997. Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology*, 1(1): 4.
- Kettunen, M. A. Therry, G. Tucker & A. Jones. 2007. Guidance on the maintenance of landscape features of major importance for wild flora and fauna. Guidance on the implementation of Article 3 of the Birds Directive and Article 10 of the Habitat Directive. Draft version- April 2007.
- Leitão, A. B. & J. Ahern. 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 59: 65-93.
- Leitão, A. B., J. Miller & J. Ahern. 2006. *Measuring landscapes: a planner's handbook*. Island press. Washington, DC. 240pp.
- Levins, R. 1970. Extinction. In: *Some mathematical problems in biology*, ed. M. Gertenhaber, 75–107. Providence, RI: American Mathematical Society.

- Li, H. and J. Wu.2004. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology* 19:389-399.
- Lindenmayer, D. & Fischer, J. 2006. *Habitat Fragmentation and Landscape Change, an ecological and conservation synthesis*. CSIRO Publishing. Australia. 328 pp.
- Lord, J. M., & D. A. Norton. 1990. Scale and the Spatial Concept of Fragmentation. *Conservation Biology* 4 (2): 197-202. Accessed October 20, 2020. <http://www.jstor.org/stable/2385813>.
- Lovett, G., C. G. Jones, M. Turner & K. C. Weathers (Edt.). 2005. *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes*. Springer. 489pp.
- MacArthur, R.h. & Wilson, E.O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press. 224pp.
- Martins, A. L. 2011. *Birds in cork oak woodlands: improving manangement for biodiversity*. Doutoramento em Biologia. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 140pp.
- Li, H. & J.F. Reynolds. 1994. A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology*, 75: 2446-2455.
- MacDonald, M.A. 2003. The role of corridors in biodiversity conservation in production forest landscapes: a literature review. *Tasforests* 14: 41-52
- Mackovcin, P. 2000. A multi-level ecological network in the Czech Republic: implementating the territorial system of ecological stability. *GeoJournal* 51: 211-220.
- Magalhães, M. R., 2001. *A Arquitetura Paisagista – Morfologia e Complexidade*. Editorial Estampa, 525 pp.
- Magalhães, M.R., M.M. Abreu, M. Lousã, N. Cortez, J.M. Conceição & S. Raichande. 2007. *A estrutura ecológica da paisagem – conceitos e delimitação, escalas regional e municipal* (1ª edição). Centro de Estudos de Arquitetura paisagista “Prof. Caldeira Cabral”. Instituto Superior de Agronomia – Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa ISAPress. 361pp.
- Matoso, J. (coord . e dir.). 1992. *História de Portugal*. Círculo de Leitores. Primeiro Volume. 567pp.
- McGarrigal, K. & B.J. Marks. 1995. FRAGSTATS: *Spatial pattern analisys program for quantifying landscape structure*. USDA Forest Service General Tchnical Report PNW-315, Corvallis.
- McRae, B. 2006. Isolation by resistance. *Evolution*, 60: 1551-1561.
- Minor, E. S., & Urban, D. L. (2007). Graph theory as a proxy for spatially explicit population models in conservation planning. *Ecological applications*, 17(6): 1771-1782.
- Minor, E. & D. Urban. 2008. A Graph-Theory Framework for Evaluating Landscape Connectivity and Conservation Planning. *Conservation Biology*, 22 (2): 297–307.
- Moreira F., Russo R. 2007. Modelling the impact of agricultural abandonment and wildfires on vertebrate diversity in Mediterranean Europe. *Landscape Ecology*, 22: 1461–1476.

- Mullu, D. 2016. A Review on Habitat Fragmentation on Ecosystem. *Journal of Natural Sciences Research*, 6 (15): 1-15.
- Naveh, Z. 1982. Mediterranean Landscape Evolution and Degradation as Multivariate Biofunctions: Theoretical and Practical Implications. *Landscape Planning*, 9: 125-146.
- Nazareth, J. Manuel. 1985. A demografia portuguesa do século XX: principais linhas de evolução e transformação. *Análise Social*, vol XXI (87-88-89): 963-980.
- Nikolakaki, P. 2004. A GIS site-selection process for habitat creation: estimating connectivity of habitat patches. *Landscape and Urban Planning* 68:77-94.
- Nogueira, M. 2016. *Análise das Metodologias de Caracterização e Delimitação da Estrutura Ecológica nos Planos Municipais de Ordenamento do Território do Alentejo*. Tese de Mestrado. Universidade de Évora. Departamento de Paisagem, Ambiente e Ordenamento. 170 pp.
- Opdam, P. 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holartic breeding bird studies. *Landscape ecology* 5:93-106.
- Opdam, P., G. Rijdsdijk & F. Hustings. 1985. Bird communities in small wood and an agricultural landscape: effects of area and isolation. *Biological Conservation* 34:333-352.
- Paradis, E., S. R. Baillie, W. Sutherland & R. D. Gregory. 1998. Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *Journal of Animal Ecology*, 67: 518-536.
- Pascual-Hortal, L. & S. Saura. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21: 959-967.
- Palmer, M., E. Bernhardt, S. Collins, A. Dobson; B., R. Jacobson, S. Kingsland, R. Kranz, M. Mappin, M. L. Martinez, F. Micheli, J. Morse, M. Pace, M. Pascual, S. Palumbi, O. J. Reichamn, A. Simons, A. Townsend & M. Turner. 2004. Ecology for a Crowded Planet. *Science*, 304 (5675): 1251-1252.
- Parker, K., L. Head, L. A. Chisholm & N. Feneley. 2008. A conceptual model of ecological connectivity in the Shellharbour Local Government area, New South Wales, Australia. *Landscape and Urban Planning*, 86: 47-59. Available online at www.sciencedirect.com.
- Pearson, R., C. Raxworthy, M. Nakamura & A. Peterson. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34: 102-117
- Penrod, K., P. Beier, E. Garding & C. Cabanero. 2012. *A Linkage Network for the California Desert*. Produced for the Bureau of Land Management and the Wildlands Conservancy. Produced by Science and Collaboration for Connected Wildlands, Fair Oaks, CA and Northern Arizona University, Flagstaff, Arizona. <http://oak.ucc.nau.edu/pb1/>

- Pereira, P., C. Godinho, I. Roque & J. E. Rabaça. 2015. *O Montado e as Aves: boas práticas para uma gestão sustentável*. Ed. Câmara Municipal de Coruche e Universidade de Évora. 413pp.
- Pickett, S.T.A. & M.L. Cadenasso. 1995. Landscape Ecology: Spatial Heterogeneity in Ecological Systems. *Science*, 269(5222): 331-334.
- Phillips, S. J, R. Anderson & R. Shapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231–259.
- Phillips, S.J. & M. Dudik. 2008. Modelling of species distribution with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31 (2): 161-175.
- Prodon, R., J. Lebreton. 1981. Breeding avifauna of a Mediterranean succession: the holm oak and cork oak series in the eastern Pyrenees. 1. Analysis and modeling of the structure gradient. *Oikos*, 37: 21-38.
- Pullinger, M. G., & Johnson, C. J. 2010. Maintaining or restoring connectivity of modified landscapes: evaluating the least-cost path model with multiple sources of ecological information. *Landscape Ecology*, 25(10): 1547-1560.
- Ramos, Isabel Alexandra Joaquina. 1995. Metodologia Multicritério de apoio à decisão: aplicação ao Plano Estratégico de uma cidade Média - A experiência de Barcelos. Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Mestre em Planeamento Regional e Urbano. Universidade Técnica de Lisboa. 6º Curso de Mestrado em Planeamento Regional e Urbano. 156 pp.
- Redon, M. & S. Luque. 2010. Presence-only modelling for indicator species distribution: Biodiversity monitoring in the French Alps. *6th Spatial Analysis and Geomatics International Conference (SAGEO 2010)* Toulouse, France. 42-55. fhal-00558859f
- Revilla, E. & T. Wiegand. 2008. Individual movement behavior, matrix heterogeneity, and the dynamics of spatially structured populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 105(49): 19120-19125.
- Ribeiro, L. 1998. *The cultural landscape and the uniqueness of place: a greenway heritage network for landscape conservation of Lisbon Metropolitan Area*. A dissertation for doctor of philosophy. University of Massachusetts. 397 pp.
- Ribeiro, O. 2018. *Introduções Geográficas À História de Portugal*. Estudo crítico. Letra Livre. 218pp.
- Robinson, S. & D. Wilcove. 1994. Forest fragmentation in the temperate zone and its effects on migratory songbirds. *Bird Conservation International* 4(2-3): 233-249.
- Salgueiro, Pedro. 2020. *Network analysis of connectivity thresholds in fragmented landscapes. A multi-species approach using birds in pine and oak forests*. Tese apresentada à Universidade de Évora para obtenção do Grau de Doutor em Biologia. 217pp.
- Salgueiro, P. A., Valerio, F., Silva, C., Mira, A., Rabaça, J. E., & Santos, S. M. 2021. Multispecies landscape functional connectivity enhances local bird species'

- diversity in a highly fragmented landscape. *Journal of Environmental Management*, 284, 112066.
- Santos, T., J.L. Telleria and R. Carbonell. 2002. Bird conservation in fragmented Mediterranean forests of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation. *Biological Conservation* 105:113-125.
 - Santos, S. M, R. Lourenço, A. Mira & P. Beja. 2013. Relative Effects of Road Risk, Habitat Suitability, and Connectivity on Wildlife Roadkills: The Case of Tawny Owls (*Strix aluco*). PLoS ONE 8(11): e79967. doi:10.1371/journal.pone.0079967.
 - Saura, S. & L. Pascual-Hortal. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83: 91-103.
 - Saura, S. 2013. Conceptos y Técnicas para el Análisis Espacial de Datos Ecológicos in De La Cruz, Marcelino y Fernando T. Maestre (editores). *Avances en el análisis Espacial de Datos Ecológicos: aspectos metodológicos y aplicados*. ECESPA – Asociación Española de Ecología Terrestre. Móstoles. 355 pp.
 - Saura, S., P. Vogt, J. Velázquez, A. Hernando & R. Tejera. 2011. Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. *Forest Ecology and Management* 262: 150-160.
 - Schumaker, N. H. 1996. Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77(4): 1210-1225.
 - Simberloff, D. & J. Cox. 1987. Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology* 1(1): 63-71.
 - SPEA. 2019. O Estado das aves em Portugal. Censos e programas de monitorização das aves em Portugal. 90pp. https://www.spea.pt/wp-content/uploads/2020/03/Relatorio_Estado_das_Aves_2019_compressed.pdf.
 - SPEA. 2021. Relatório do censo das aves comuns 2004-2020. 54pp. https://www.spea.pt/wp-content/uploads/2021/06/relatorio_cac_2021_vf3.pdf.
 - Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Heinen & G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of a landscape structure. *Oikos* 68: 571-573.
 - Telles, G. R.; M.T. Alfaiate; I. N. Matos; J. G. Silva; M. R. Magalhães & L.P. Ribeiro. 1997. *Plano Verde de Lisboa – Componente do Plano Director Municipal de Lisboa*. Edições Colibri.
 - Telleria, J.L. 2001. Passerine bird communities of Iberian dehesas: a review. *Animal Biodiversity and Conservation*, 24 (2): 67-78.
 - Theobald, D. M. 2002. Modeling functional landscape connectivity. *Proceedings of the ESRI User Conference*. 17pp.
 - Tischendorf, L. & L. Fahrig. 2000. How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology* 15: 633-641.

- Torretta, E., Orioli, V., Bani, L., Mantovani, S., & Dondina, O. 2021. En route to the North: modelling crested porcupine habitat suitability and dispersal flows across a highly anthropized area in northern Italy. *Mammalian Biology*, 1-11.
- Tschardtke, T., A. M. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter & C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8: 857-874.
- Turner, M. 2005. Landscape ecology: what is the state of the science. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 36:319–44.
- Turner, M. & F. S. Chapain, III. 2005. Causes and consequences of spatial heterogeneity in ecosystem function. 9-31pp. In: G.M. Lovett, C.G. Jones, M.G. Turner & K.C. Weathers (editors). *Ecosystem function in heterogeneous landscapes*. Springer-Verlag. New York. USA.
- Turner, M., R. Gardner & R. V. O'Neill. 2001. *Landscape ecology in theory and practice. Pattern and process*. Springer Science+Business Media, LLC. 401pp.
- Urban, D. & T. Keitt. 2001. Landscape connectivity: a graph theoretic perspective. *Ecology*, 82(5): 1205–1218.
- Valerio, F., M. Basile, R. Balestrieri, M. Posillico, S. Di Donato, T. Altea & G. Matteucci. 2016. The reliability of a composite biodiversity indicator in predicting bird species richness at different spatial scales. *Ecological Indicators*, 71: 627-635.
- Valerio, F., Carvalho, F., Barbosa, A. M., Mira, A., & Santos, S. M. 2019. Accounting for connectivity uncertainties in predicting roadkills: a comparative approach between path selection functions and habitat suitability models. *Environmental management*, 64(3): 329-343.
- Vallencille, S., J. Maes, C. Polce & C. Lavallo. 2016. A habitat quality indicator for common birds in Europe based on species distribution models. *Ecological Indicators* 69: 488-499.
- Van Dorp, D. & P.F.M. Opdam. 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest birds communities. *Landscape Ecology* 1: 59-73.
- van Etten, J. 2017. R package gdistance: distances and routes on geographical grids. *Journal of Statistical Software*, 76(1): 1-21.
- Vasudev, D., R. J. Fletcher Jr., V. R. Goswami & M. Krishnadas. 2015. From dispersal constraints to landscape connectivity: lessons from species distribution modelling. *Ecography* 38: 967-978.
- Watts, K. & P. Handley. 2010. Developing a functional connectivity indicator to detect change in fragmented landscapes. *Ecological Indicators* 10: 552–557.
- Wiens, J. A. 1999. The Science and Practice of Landscape Ecology in *Landscape Ecological Analysis. Issues and Applications*. Jeffrey M. Klopatek & Robert H. Gardner (editors), pp 371-383.
- Wiens, J. A., N.C. Stenseth, B. Vanhorne & R. A. Ims. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66: 369-380.

- Wiens, J.A.; Robert L. Schooley & Ronal D. Weeks. 1997. Patchy Landscapes and Animal Movements: Do Beetles Percolate. *Oikos* 78 (2): 257-264.
- Wilson, E.O. & E.O.Willis. 1975. Applied Biogeography. In: *Ecology and Evolution of communities*. M.L. Cody & J.M. Diamond (editors). Harvard University Press. pp 523-534.
- Young, N., Carter, L., & Evangelista, P. 2011. A MaxEnt model v3. 3.3 e tutorial (ArcGIS v10). *Natural Resource Ecology Laboratory, Colorado State University and the National Institute of Invasive Species Science*.
- Zhang, J., F. Jiang, G. Li, W. Qin, S. Li, H. Gao, Z. Cai, G. Lin & T. Zhang. 2019. Maxent modeling for predicting the spatial distribution of three raptors in Sanjiangyuan National Park, China. *Ecology and Evolution*, 9: 6643-6654.
- Zeller, K. A., McGarigal, K., & Whiteley, A. R. (2012). Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape ecology*, 27(6), 777-797.
- Ziółkowska, E., K. Ostapowicz, V. C. Radeloff, T. Kuemmerle, A. Sergiel, T. Zwijacz-Kozica, F. Zieba, W. Smietana & N. Selva. 2016. Assessing differences in connectivity based on habitat versus movement models for brown bears in the Carpathians. *Landscape Ecology*, 31: 1863-1882.
- Zozaya, E., L. Brotons & S. Saura. 2012. Recent fire history and connectivity patterns determine bird species distribution dynamics in landscape dominated by land abandonment. *Landscape Ecology*, 27: 171-184.

ANEXO

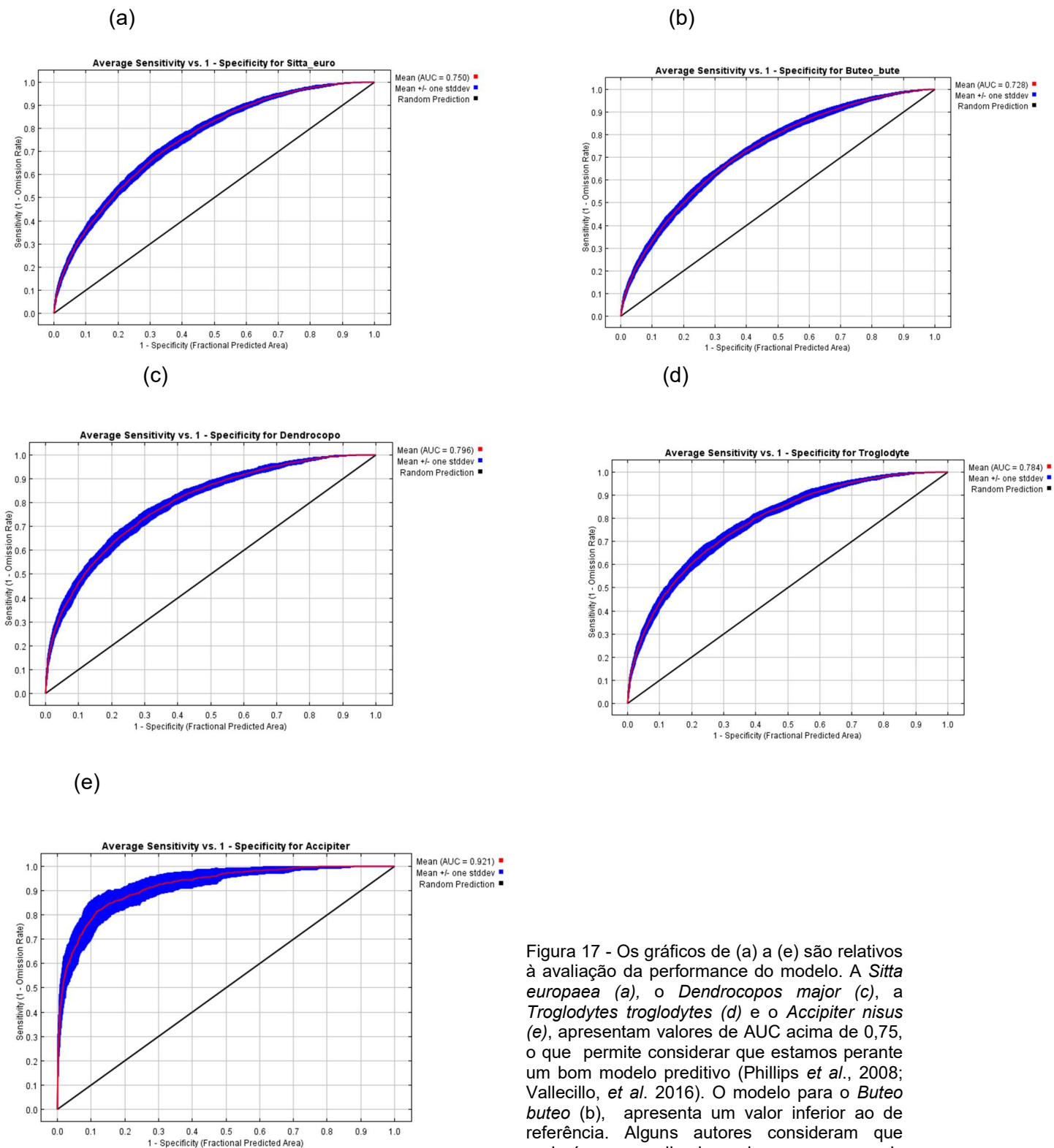


Figura 17 - Os gráficos de (a) a (e) são relativos à avaliação da performance do modelo. A *Sitta europaea* (a), o *Dendrocopos major* (c), a *Troglodytes troglodytes* (d) e o *Accipiter nisus* (e), apresentam valores de AUC acima de 0,75, o que permite considerar que estamos perante um bom modelo preditivo (Phillips *et al.*, 2008; Vallecillo, *et al.* 2016). O modelo para o *Buteo buteo* (b), apresenta um valor inferior ao de referência. Alguns autores consideram que poderá ser explicado pela presença mais

generalizada e comum desta espécie (Vallecillo *et al.*, 2016).

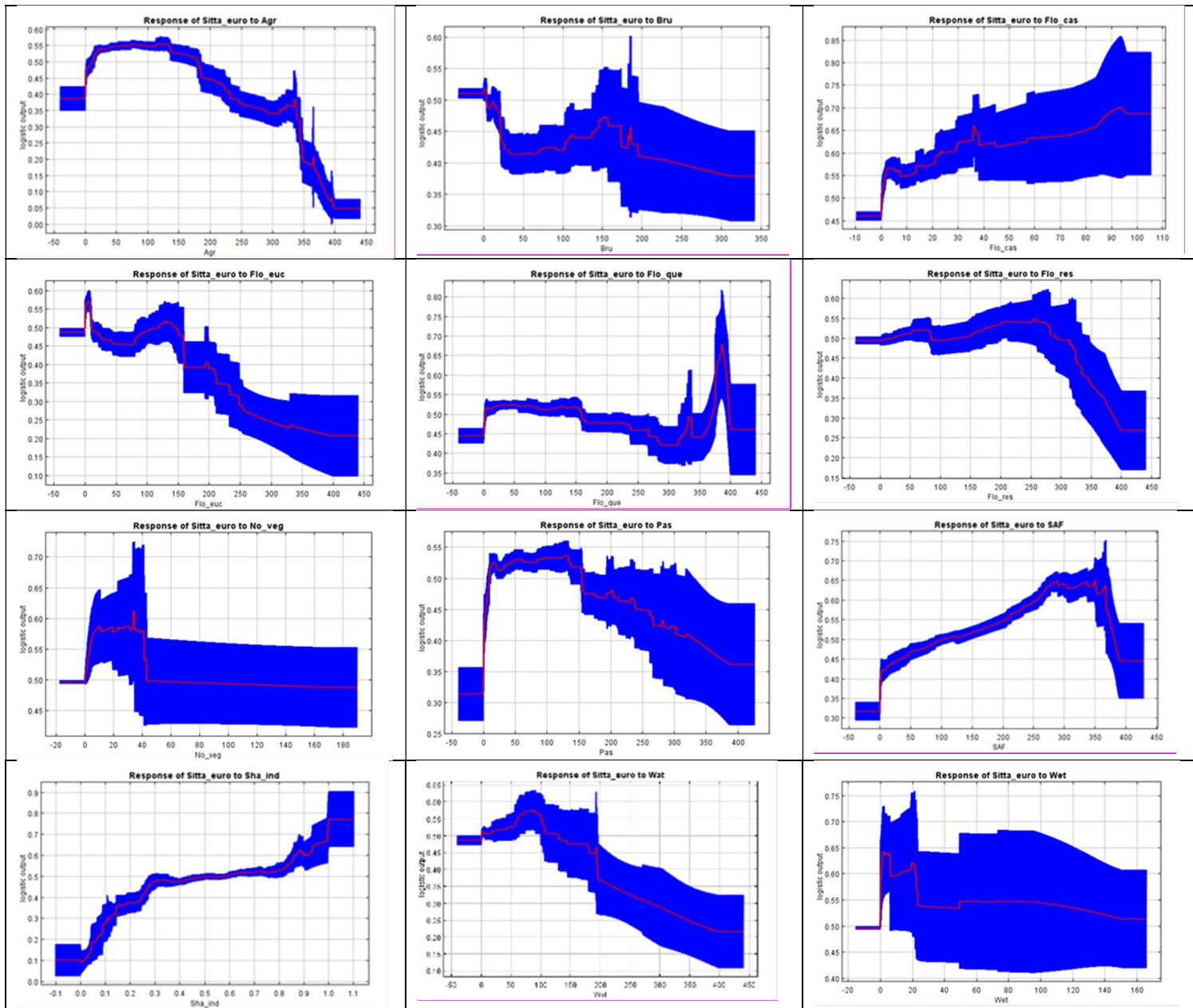


Figura 18 - Resultados da forma como cada uma das várias variáveis exploratórias afeta a previsão do modelo no que diz respeito à adequabilidade do habitat para a *Sitta europaea*. Agr – agricultura, Bru – matos, Flo_cas – floresta de castanheiro, Flo_euc – floresta de eucaliptos, Flo_que – floresta de quercíneas, Flo_res – floresta de resinosas, No_veg – . Espaços descobertos ou com pouca vegetação, Pas – pastagens, SAF – superfícies agroflorestais, Sha_ind – índice SW, Wat – massas de água superficiais, Wet – zonas húmidas.

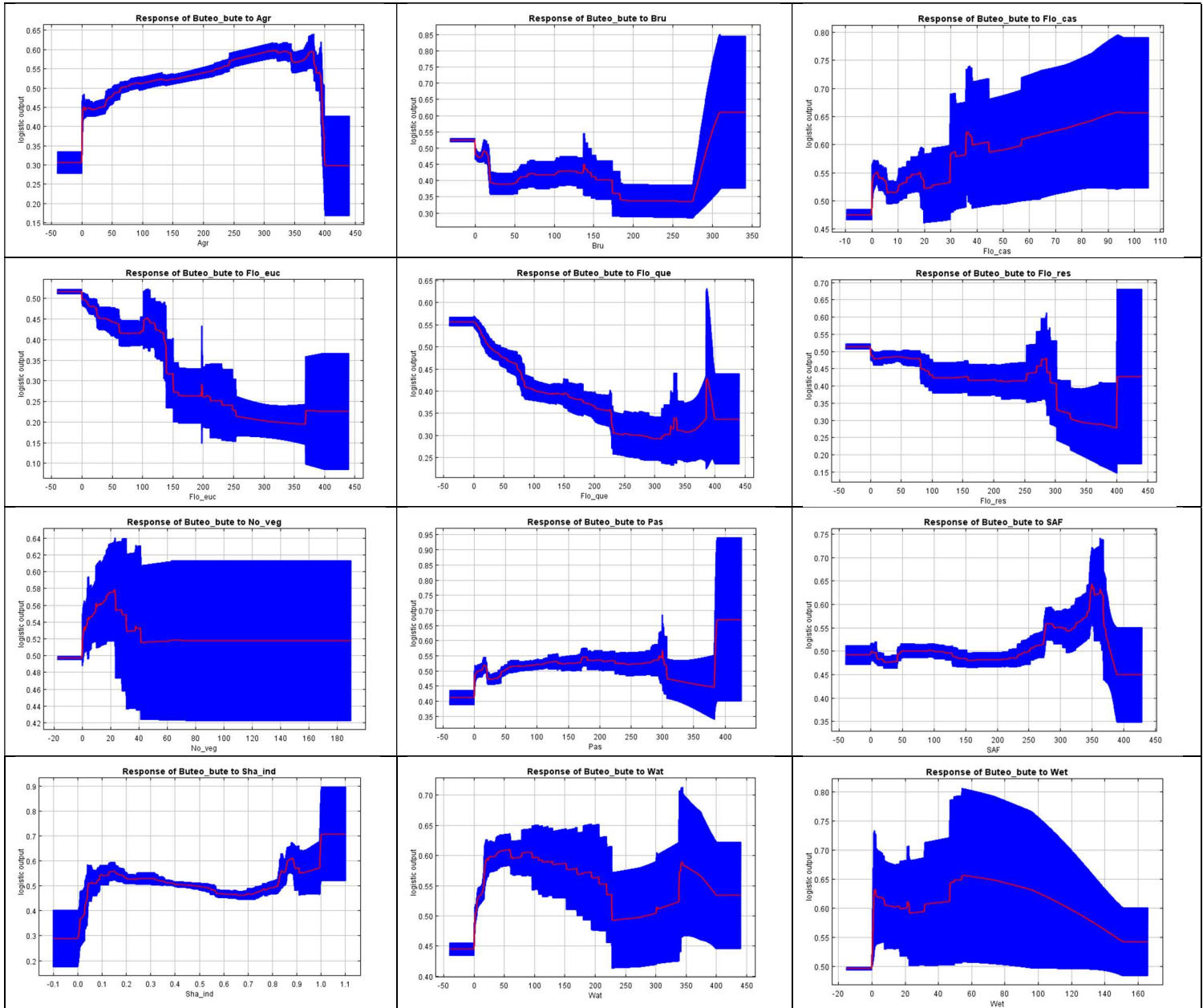


Figura 19 - Resultados da forma como cada uma das várias variáveis exploratórias afeta a previsão do modelo no que diz respeito à adequabilidade do habitat para o *Buteo buteo*. Agr – agricultura, Bru – matos, Flo_cas – floresta de castanheiros e outras folhosas, Flo_euc – floresta de eucaliptos, Flo_que – floresta de quercíneas, Flo_res – floresta de resinosas, No_veg - . Espaços descobertos ou com pouca vegetação, Pas – pastagens, SAF – superfícies agroflorestais, Sha_ind – índice SW, Wat – massas de água superficiais, Wet – zonas húmidas.

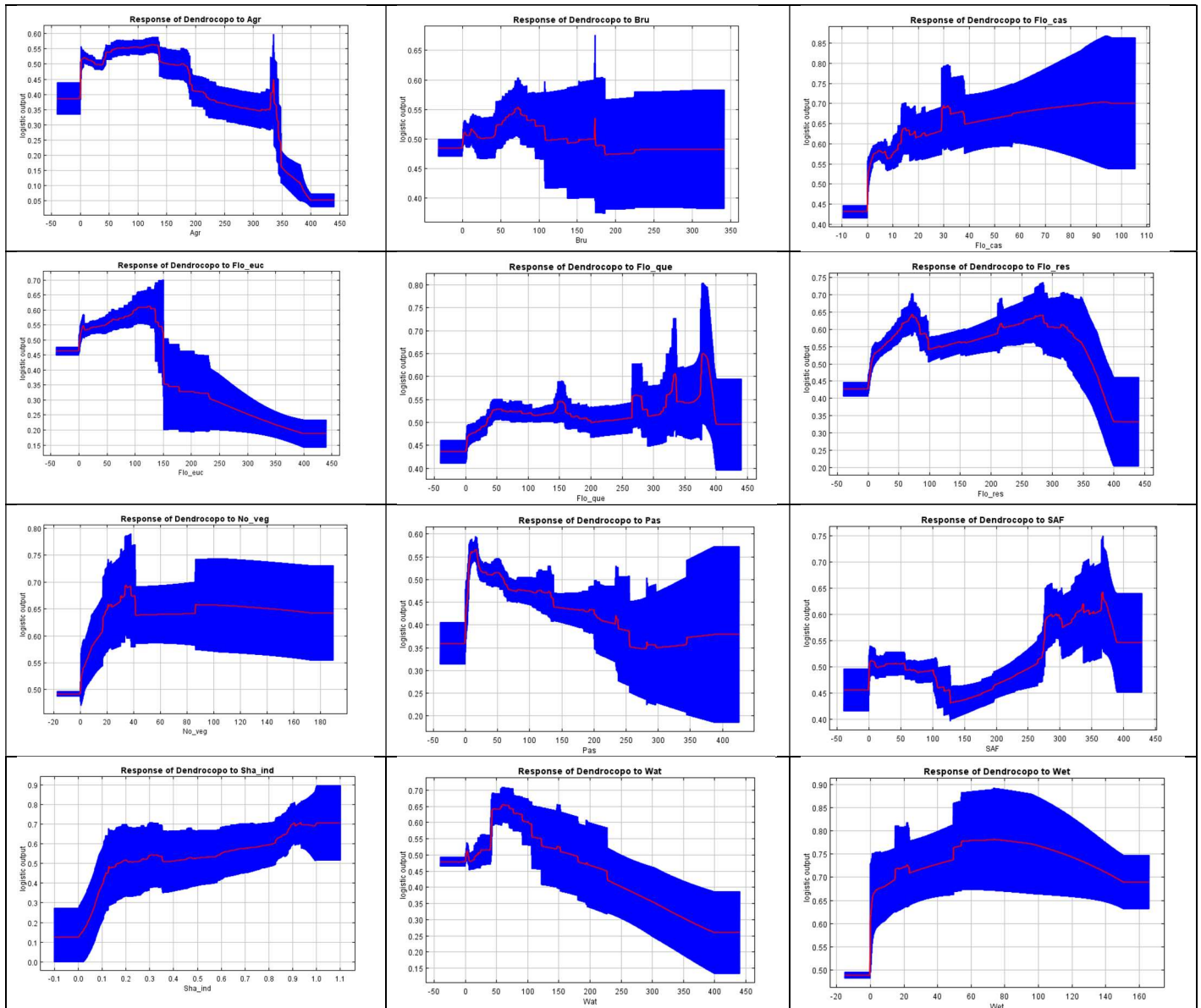


Figura 20 - Resultados da forma como cada uma das várias variáveis exploratórias afeta a previsão do modelo no que diz respeito à adequabilidade do habitat para o *Dendrocopos major*. Agr – agricultura, Bru – matos, Flo_cas – floresta de carvalhos e outras folhosas, Flo_euc – floresta de eucaliptos, Flo_que – floresta de quercíneas, Flo_res – floresta de resinosas, No_veg - . Espaços descobertos ou com pouca vegetação, Pas – pastagens, SAF – superfícies agroflorestais, Sha_ind – índice SW, Wat – massas de água superficiais, Wet – zonas húmidas.

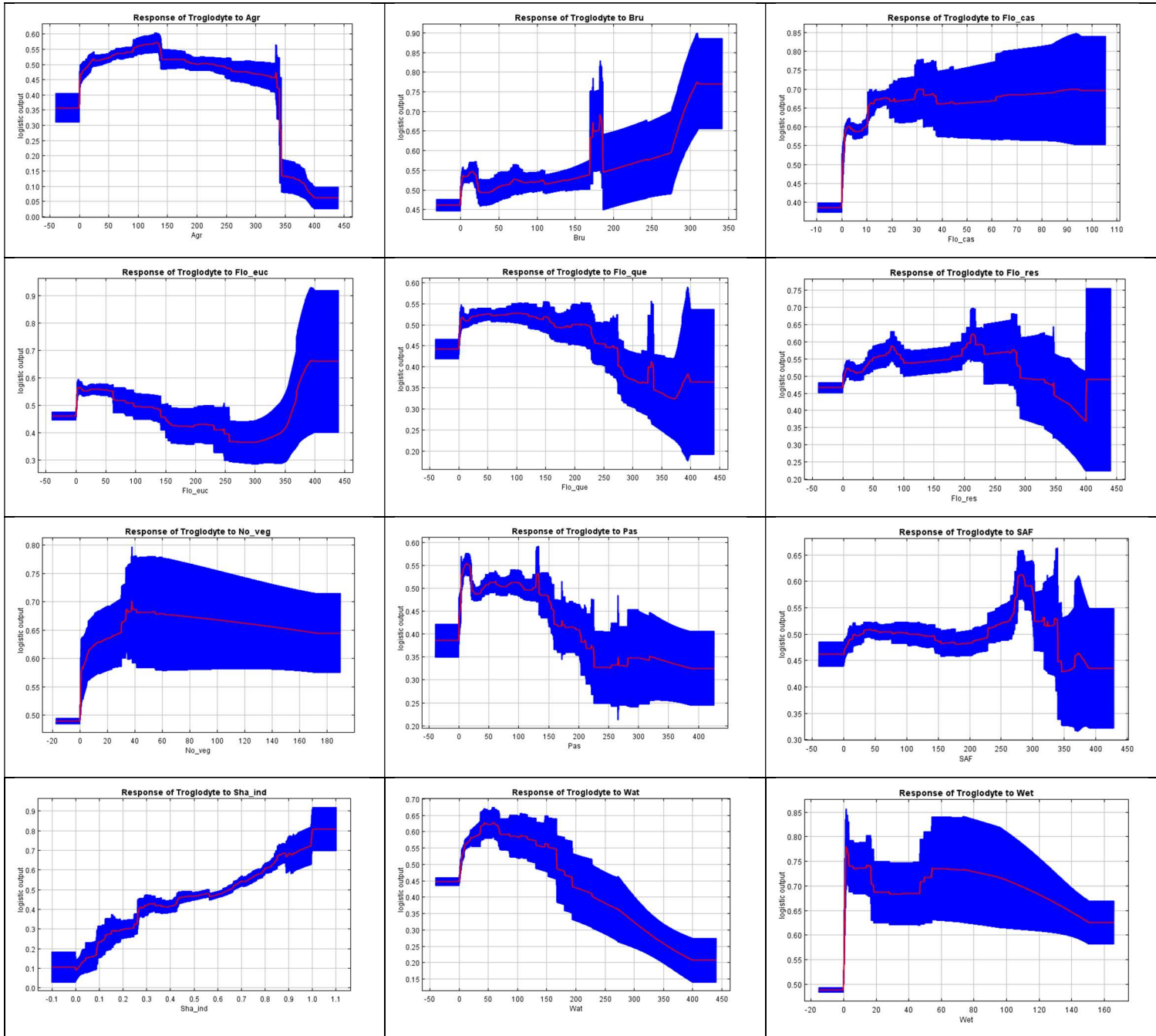


Figura 21 - Resultados da forma como cada uma das várias variáveis exploratórias afeta a previsão do modelo no que diz respeito à adequabilidade do habitat para o *Troglodytes troglodytes*. Agr – agricultura, Bru – matos, Flo_cas – floresta de carvalhos e outras folhosas, Flo_euc – floresta de eucaliptos, Flo_que – floresta de quercíneas, Flo_res – floresta de resinosas, No_veg - . Espaços descobertos ou com pouca vegetação, Pas – pastagens, SAF – superfícies agroflorestais, Sha_ind – índice SW, Wat – massas de água superficiais, Wet – zonas húmidas.

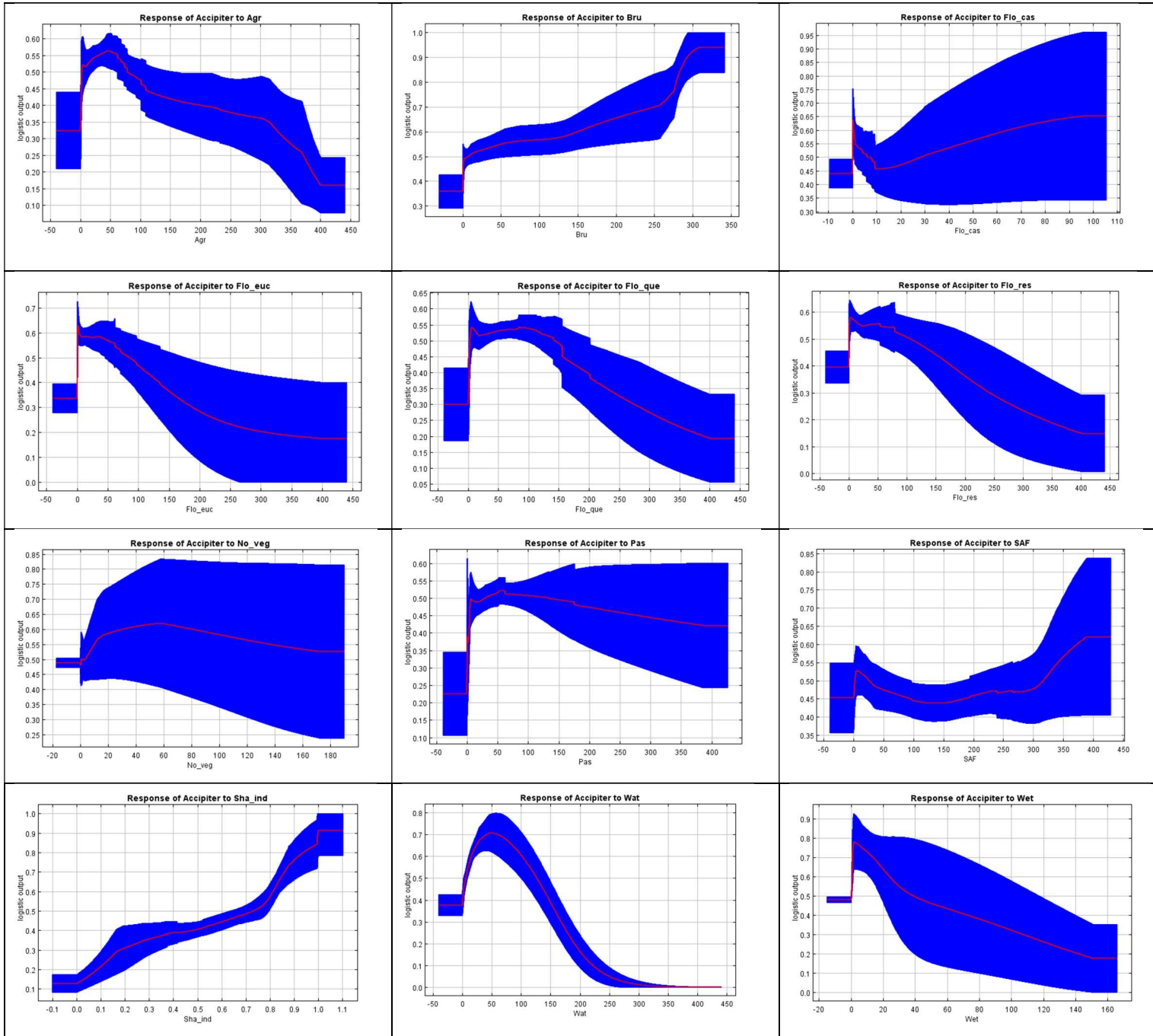


Figura 22 - Resultados da forma como cada uma das várias variáveis exploratórias afeta a previsão do modelo no que diz respeito à adequabilidade do habitat para o *Accipiter nisus*. Agr – agricultura, Bru – matos, Flo_cas – floresta de carvalhos e outras folhosas, Flo_euc – floresta de eucaliptos, Flo_que – floresta de quercíneas, Flo_res – floresta de resinosas, No_veg - . Espaços descobertos ou com pouca vegetação, Pas – pastagens, SAF – superfícies agroflorestais, Sha_ind – índice SW, Wat – massas de água superficiais, Wet – zonas húmidas.