

Sónia M. Carvalho Ribeiro, Danilo Boscolo,
Giordano Ciochetti, Ana Firmino, Nuno Guiomar (org.)

ECOLOGIA DA PAISAGEM NO CONTEXTO LUSO-BRASILEIRO

VOL. 2

Appris
editora

**ECOLOGIA DA PAISAGEM NO CONTEXTO
LUSO-BRASILEIRO**

VOLUME II

Editora Appris Ltda.

1.ª Edição - Copyright© 2021 dos autores

Direitos de Edição Reservados à Editora Appris Ltda.

Nenhuma parte desta obra poderá ser utilizada indevidamente, sem estar de acordo com a Lei nº 9.610/98. Se incorreções forem encontradas, serão de exclusiva responsabilidade de seus organizadores. Foi realizado o Depósito Legal na Fundação Biblioteca Nacional, de acordo com as Leis nos 10.994, de 14/12/2004, e 12.192, de 14/01/2010.

Catálogo na Fonte

Elaborado por: Josefina A. S. Guedes

Bibliotecária CRB 9/870

E193e Ecologia da paisagem no contexto luso-brasileiro : volume 2 / Sónia
2021 M. Carvalho Ribeiro ... [et al.] (orgs.). - 1. ed. - Curitiba : Appris, 2021.
465 p. ; 23 cm. - (Educação ambiental).
Inclui bibliografias
ISBN 9786525002774
1. Paisagem – Proteção. 2. Ecologia. I. Ribeiro, Sónia M. Carvalho
Ribeiro. II. Título. III. Série.

CDD – 363.7

Livro de acordo com a normalização técnica da ABNT.

Editora e Livraria Appris Ltda.
Av. Manoel Ribas, 2265 – Mercês
Curitiba/PR – CEP: 80810-002
Tel: (41) 3156-4731 | (41) 3030-4570
<http://www.editoraappris.com.br/>

The logo for Appris Editora, featuring the word "Appris" in a large, stylized, cursive font, with the word "Editora" in a smaller, simpler font underneath it.

Sónia M. Carvalho Ribeiro
Danilo Boscolo
Giordano Ciochetti
Ana Firmino
Nuno Guiomar
(org.)

**ECOLOGIA DA PAISAGEM NO CONTEXTO
LUSO-BRASILEIRO**

VOLUME II

Appris
editora

FICHA TÉCNICA

EDITORIAL	Augusto V. de A. Coelho Marli Caetano Sara C. de Andrade Coelho
COMITÊ EDITORIAL	Andréa Barbosa Gouveia - UFPR Edmeire C. Pereira - UFPR Ireneide da Silva - UFC Jacques de Lima Ferreira - UP Marilda Aparecida Behrens - PUCPR
EDITORAÇÃO	Juliane Scoton Letícia Hanae Miyake
ASSESSORIA EDITORIAL	Andrezza Libel
DIAGRAMAÇÃO	Luciano Popadiuk
CAPA	Sheila Alves
REVISÃO	José Bernardo dos Santos Jr.
GERÊNCIA DE FINANÇAS	Selma Maria Fernandes do Valle
COMUNICAÇÃO	Carlos Eduardo Pereira Débora Nazário Karla Pipolo Olegário
LIVRARIAS E EVENTOS	Estevão Misael
CONVERSÃO PARA E-PUB	Carlos Eduardo H. Pereira

COMITÊ CIENTÍFICO DA COLEÇÃO EDUCAÇÃO AMBIENTAL: FUNDAMENTOS, POLÍTICAS, PESQUISAS E PRÁTICAS

DIREÇÃO CIENTÍFICA **Marília Andrade Torales Campos (UFPR)**

CONSULTORES

Adriana Massaê Kataoka (Unicentro)
Ana Tereza Reis da Silva (UnB)
Angelica Góis Morales (Unesp)
Carlos Frederico Bernardo Loureiro (UFRJ)
Cristina Teixeira (UFPR)
Daniele Saheb (PUCPR)
Gustavo Ferreira da Costa Lima (UFPB)

Irene Carniatto (Unioeste)
Isabel Cristina de Moura Carvalho (UFRGS)
Ivo Dickmann (Unochapecó)
Jorge Sobral da Silva Maia (UENP)
Josmaria Lopes Morais (UTFPR)
Maria Arlete Rosa (UTP)
Maria Conceição Colaço (CEABN)
Marília Freitas de Campos Tozoni Reis (Unesp)
Mauro Guimarães (UFRRJ)
Michèle Sato (UFMT)
Valéria Ghislotti Iared (UFPR)
Vanessa Marion Andreoli (UFPR)
Vilmar Alves Pereira (FURG)

INTERNACIONAIS

Adolfo Angudez Rodriguez (UQAM) - CAN
Edgar Gonzáles Gaudiano (UV) - MEX
Germán Vargas Callejas (USC) - ESP
Isabel Orellana (UQAM) - CAN
Laurence Brière (UQAM) - CAN
Lucie Sauvé (UQAM) - CAN
Miguel Ángel Arias Ortega (UACM) - MEX
Pablo Angel Meira Cartea (USC) - ESP

Este livro é dedicado à Ana Firmino (in memoriam), nossa querida colega e amiga que iniciou este projeto em 2015, mas inesperadamente partiu em 2020 antes da publicação da obra. O entusiasmo e dedicação da Ana foram decisivos para que este livro, que começou pequenino, fosse crescendo até virar uma longa jornada...

Ana, muito obrigada por tudo! Temos muitas saudades...

AGRADECIMENTOS

Os editores e autores agradecem todo o apoio que receberam das duas Associações de Ecologia da Paisagem: em Portugal, da Associação Portuguesa de Ecologia da Paisagem (Apep) e, no Brasil, da Associação Internacional de Ecologia de Paisagens (Iale-Br).

PREFÁCIO

Seja em sua vertente mais ligada à Ecologia ou à Geografia, a Ecologia de Paisagens tem em suas raízes a prática e a solução de problemas, que não são possíveis sem considerar sua heterogeneidade no espaço. Esses problemas que a Ecologia de Paisagens enfoca são frequentemente “aplicados”, ou seja, envolvem solução de problemas dos quais o homem faz parte direta ou indiretamente, e que envolverão uma tomada de decisões para novas ações humanas. A primeira parte deste volume II da *Ecologia da Paisagem no contexto Luso-Brasileiro* trata justamente de aplicações de conceitos e métodos que estruturam a Ecologia de Paisagens, apresentados no volume I. A segunda parte trata do ensino de Ecologia de Paisagens, um tema raramente abordado e pouco explorado em artigos e publicações em geral.

Considero este volume tão importante quanto o primeiro para compreender de fato os conceitos e métodos da Ecologia de Paisagens, que não podem ser dissociados de sua prática. A aplicação de conceitos centrais como mancha/parcela, matriz e escala em situações concretas mostra como esses conceitos são de fato utilizados, e certamente fará o leitor ou leitora pensar sobre os conceitos que estruturam a Ecologia de Paisagens, portanto, retornar ao volume I, alcançando uma compreensão mais profunda de seus significados. Essa ligação entre os dois volumes espelha a ligação intrínseca entre conceitos e aplicações, particularmente entrelaçados na Ecologia de Paisagens.

Os dois volumes representam uma visão ampla do pensamento sobre Ecologia de Paisagens em dois países lusófonos, Portugal e Brasil, e métodos utilizados. Cada país tem já uma história considerável em Ecologia de Paisagens, mas que até o momento vinham se desenvolvendo de forma quase independente uma da outra, com pouca comunicação ou intercâmbio. Esta obra representa um passo importante para comunicação e troca de experiências, que só podem ser benéficas. Sendo uma área do conhecimento com forte aspecto prático, soluções desenvolvidas no contexto particular de Portugal podem ser fonte ou inspiração para soluções particulares do Brasil, e vice-versa.

As duas principais vertentes da Ecologia de Paisagens estão presentes nos dois países, a vertente mais ligada à Geografia aparecendo mais frequentemente em produções portuguesas, e a vertente mais ligada à Ecologia

em produções brasileiras. Entretanto, vários capítulos são de autores de ambos países, nos quais se delineiam formas de integração dessas diferentes abordagens e vertentes. Os estudos de caso e as aplicações potenciais apresentados neste volume permitem ao leitor identificar mais concretamente essas particularidades, quais estariam mais ligadas à vertente Geográfica ou Ecológica, assim como conceitos e aspectos comuns e, mais importante, iniciativas de integração desses conhecimentos entre autores de ambos os países.

O fato de ser a primeira obra abrangente na língua portuguesa sobre Ecologia de Paisagens (à exceção de um capítulo em inglês) já a tornaria leitura obrigatória para profissionais, estudantes e interessados em geral em Ecologia de Paisagens. A equipe de autores envolvida tanto de Portugal como do Brasil tem longa atuação e larga experiência, membros das sociedades que estruturam a Ecologia de Paisagens nestes países, um conjunto de pesquisadores e grupos de pesquisa que assumiu este trabalho importante de produzir uma obra abrangente sobre o tema em língua portuguesa. Além disso, maior difusão desse conhecimento e da Ecologia de Paisagens em países lusófonos muitas vezes é limitada pela falta de material acessível em português, seja para alunos ingressando no campo como para tomadores de decisão e interessados de um modo geral.

Muitas das aplicações apresentadas nos capítulos deste volume são exemplos de aplicações diretas de conceitos ou métodos apresentados do volume I, ou avaliam as vantagens de possíveis aplicações da Ecologia de Paisagens, como no ordenamento e planejamento territorial, em que ainda é subutilizada na prática, tanto no Brasil como em Portugal (4.1). Essa comparação entre aplicações de Ecologia de Paisagens em Portugal e no Brasil está presente na comparação entre o Código Florestal no Brasil e ordenamentos equivalentes em Portugal (4.2), assim como em aplicações à conservação da biodiversidade, comparando ações no Pontal do Paranapanema (Brasil) e região do Montado (Portugal) (4.3), em paisagens urbanas comparando hortas urbanas em Lisboa, Leipzig e Curitiba (4.7), e em efeitos de estradas na conectividade da paisagem nos dois países (4.14). Temas contemporâneos estão presentes, como aplicações a serviços ecossistêmicos no ambiente costeiro-marinho de ilhas oceânicas dos Açores (4.4) e no ambiente terrestre da Chapada Diamantina (4.9), assim como no planejamento de redes

de estruturas lineares ou corredores ecológicos em diferentes escalas espaciais na Europa (4.5). Aplicações a contextos espaciais distintos dos terrestres e aquáticos também estão presentes, como “geoscapes” (envolvendo o patrimônio espeleológico) (4.8) e paisagens sonoras (4.11). Por fim, são apresentadas aplicações mais voltadas para a gestão integrada de risco (4.12), sistemas naturais (4.13), e ferramentas para simulações de custos e impactos sobre a biodiversidade de diferentes cenários de uso da terra (4.6).

Os três capítulos sobre ensino de Ecologia de Paisagens fecham o livro, com dois enfoques distintos: como aguçar a percepção sobre a paisagem em crianças entre 5-10 anos (5.1) e em estudantes de ensino superior (5.2), e estratégias de organização do currículo e de ensino que levem a uma apropriação efetiva do conhecimento sobre paisagens e sustentabilidade por estudantes (5.3). Certamente serão discussões e abordagens novas para a maioria dos praticantes de Ecologia de Paisagens.

Quando fui convidado para escrever este Prefácio contava com uma diversidade de aplicações de Ecologia de Paisagens neste volume II, servindo como indicadoras dos rumos da Ecologia de Paisagens em Portugal e no Brasil. Essa expectativa foi superada, surpreendido pela variedade de contextos e questões envolvidas nessas aplicações, muitas delas novas para mim. Acredito que os leitores terão esta mesma satisfação explorando este volume de aplicações e ensino de Ecologia de Paisagens.

Marcus Vinícius Vieira

Professor associado do Dept. Ecologia e Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, bolsista de Produtividade CNPq e programa CNE FAPERJ. Tem como foco de pesquisa o desenvolvimento e aplicação teorias e modelos em Ecologia de Paisagens, particularmente envolvendo componentes da biodiversidade como dinâmica de populações e comunidades de organismos, com publicações em periódicos internacionais e nacionais. Membro da Associação Brasileira de Ciência Ecológica e Conservação (Abeco) e International Association for Landscape Ecology (Iale).

SUMÁRIO

PARTE IV.

APLICAÇÕES

4.1

PLANEJAMENTO TERRITORIAL E ECOLOGIA DA PAISAGEM 19

Rozely Ferreira dos Santos, André Botequilha-Leitão

4.2

ORDENAMENTO E PLANEAMENTO FLORESTAL 53

João Carlos Azevedo, Fernando Pérez-Rodríguez, Gilberto Mendes da Silva e Jacinto Lana

4.3

CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE 77

Alexandre Uezu, Laury Cullen Jr, Fernando Lima, Claudio Valladares-Padua, Adriano Paglia, Carlos Godinho, Pedro Salgueiro, Rui Lourenço

4.4

CARTOGRAFIA E ANÁLISE DE SERVIÇOS DE ECOSISTEMAS TERRESTRES EM PEQUENAS ILHAS OCEÂNICAS 113

Artur Gil, Ana Picanço, Miguel Moreira, Paulo A. V. Borges

4.5

CORREDORES ECOLÓGICOS 137

Maria da Conceição Freire, Isabel J. Ramos, Edna Cabecinha, Sílvia Faria, Nuno Guiomar

4.6

APLICAÇÃO DA MODELAÇÃO DA DINÂMICA DA PAISAGEM NA FORMULAÇÃO DE POLÍTICAS PÚBLICAS 167

Juliana Leroy Davis, Aline Silva de Oliveira, Evandro Lima da Silveira Batista, Sónia Maria Carvalho Ribeiro, Raoni Rajão, Britaldo Silveira Soares Filho

4.7

PAISAGEM URBANA 185

Marise Barreiros Horta, Maria Inês Cabral, Camila Palhares Teixeira, Jorge Luis da Costa Pinto, Geraldo Wilson Fernandes, Rodrigo Affonso de Albuquerque Nóbrega e Sónia Maria Carvalho Ribeiro

4.8

GEOSCAPES: A ECOLOGIA DA PAISAGEM NO ÂMBITO DOS ESTUDOS SOBRE PATRIMÔNIO ESPELEOLÓGICO EM GEOSISTEMAS FERRUGINOSOS 215

Mauro Gomes, Úrsula de Azevedo Ruchkys

4.9

MONITORAMENTO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS CULTURAIS E A SUA RELAÇÃO COM A ESTRUTURA DA PAISAGEM 235

Ricardo A. Correia, Chiara Bragagnolo, Felipe A. S. Vieira, Cezar Neubert Gonçalves, Marcela de Marins, Richard J. Ladle, Ana C. M. Malhado

4.10

ECOLOGIA DA PAISAGEM APLICADA À ANÁLISE DA COBERTURA FLORESTAL DAS UNIDADES DE PAISAGEM DO PARQUE NACIONAL SERRA DA CANASTRA-MG, BRASIL 265

Amanda Alves dos Santos, Maria Márcia Magela Machado

4.11

PAISAGENS SONORAS: LIDANDO COM A ACÚSTICA E AS VARIAÇÕES AMBIENTAIS 281

Marina D. A. Scarpelli, Laura K. Honda, Milton Cezar Ribeiro, Camila P. Teixeira

4.12

GESTÃO INTEGRADA DE VULNERABILIDADE E RISCO NA PAISAGEM COSTEIRA E MARINHA 299

Julia Bentz, Hugo P. Costa, Andreia Sousa, Mário Rui Pinho, Susana Marreiros, Luís F. Dias

4.13

GESTÃO INFORMADA DE SISTEMAS NATURAIS À ESCALA DA PAISAGEM 333

Mário Santos, Luciano Elsinor Lopes, Rita Bastos, Daniel Ferreira, Reinaldo Lucas Cajaiba, Samantha Jane Hughes, Patricia Alves Ferreira, Francisco Morinha, Estela Bastos, Maria das Neves Paiva-Cardoso, Hélia Vale-Gonçalves, Ana Sofia Faria, Joana Vicente, João Honrado, Regina Santos, Margarida Nunes-Pereira, Maria Luísa Vieira, João Alexandre Cabral

4.14

ECOLOGIA DE ESTRADAS 375

Sara M. Santos, Carmo Silva, Karen Giselle Rodríguez-Castro, Giordano Ciochetti, Simone R. Freitas, António Mira

PARTE V.

ENSINO DE ECOLOGIA DA PAISAGEM

5.1

“À VOLTA DO PÁTIO DA MINHA ESCOLA EM 8 PASSOS” 397

Ana Cristina Câmara, Emília Sande Lemos

5.2

**TEACHING LANDSCAPE ECOLOGY THROUGH
ACTIVATING STRATEGIES 415**

Anke Uhlenwinkel

5.3

**SENSIBILIZAÇÃO INDIVIDUAL E COLETIVA PARA ENSINO
ECOLOGIA DA PAISAGEM 429**

Ana Firmino

SOBRE OS AUTORES 443

PARTE IV.
APLICAÇÕES

PLANEJAMENTO TERRITORIAL E ECOLOGIA DA PAISAGEM

Rozely Ferreira dos Santos, André Botequilha-Leitão

4.1.1 OS ENTRELAÇOS DA HISTÓRIA

Brasil

Desde os primórdios de sua história, o Brasil vem experimentando diferentes estratégias de planejamento como um caminho para organizar regiões, defender territórios e atingir metas econômicas. As autoridades portuguesas logo optaram por planos setoriais, como as capitânicas hereditárias, os planos de fortificação da costa brasileira ou das redes de transposição das montanhas escarpadas em direção aos recursos minerais do interior do país. Agricultura, extrativismo vegetal e mineração eram os centros da atenção dos governantes, sendo que as questões ambientais, tais como conservação dos recursos ou prevenção da degradação da terra, não eram matérias de destaque. Até então, planejar recursos naturais para sua conservação se resumia a algumas normas disciplinatórias, como para o corte do pau-brasil (*Paubrasilia echinata*), desperdício de madeira e proteção de recursos naturais declarados como propriedades da Coroa (Regimento do Pau-Brasil, 1605, Carta Régia, 1797; Regimento de Cortes de Madeiras, 1799). No entanto, já em 1815, José Bonifácio de Andrade e Silva publicou um artigo pela Academia Real das Ciências que destacava os problemas ambientais advindos da degradação da terra, tanto em Portugal como no Brasil, provenientes do excesso de extrativismo, ausência de cumprimento legal e ação inadequada de manejo de árvores e solo. O primeiro prenúncio de organização do território nacional brasileiro, preocupado em disciplinar o uso e ocupação da terra e as atividades predatórias, se estabeleceu em 1850 (Lei n.º 601, Lei de Terras do Brasil), quando este país já era independente de Portugal e sob a régia de D. Pedro II. Mais de 100 anos se passaram sem planejamentos ambientais de ordem institucional mais amplos. A proteção à Natureza e o controle do uso da terra dependiam de sanções como os Códigos Florestal e de Águas (1934,

1965), o Estatuto da Terra (1964) e a criação de algumas áreas protegidas. O modelo de planejamento com algum envolvimento de caráter ambiental baseava-se em políticas setoriais, como a de saneamento ou de controle da poluição industrial, mas sempre objeto de política própria, sem articulação entre os diferentes planos.

O grande impulso para os planejamentos ambientais no Brasil ocorreu em 1981, quando se estabeleceu a Política Nacional de Meio Ambiente (Lei n.º 6.938) que considerava o ambiente como agente primordial de proteção. Em seguida promulgou-se a Constituição (1988), que impôs ao poder público e ao cidadão o dever de preservar o meio ambiente sob a premissa da sustentabilidade. A partir de então muitos instrumentos de planejamento se estabeleceram em diversos níveis hierárquicos de poder político e de dimensão territorial. Os planejamentos passaram a se apresentar como artífices que conectam componentes do meio natural e humano, visando orientar os tomadores de decisão quanto às atividades futuras de uma região. Em virtude da extensão territorial brasileira e das peculiaridades de cada região houve a necessidade de formular planos específicos e em diferentes escalas de observação. São incontáveis os planos que sucederam a Política Nacional e que passaram a expressar uma avaliação ambiental integrada em diversas escalas (nacional, regional, interestadual, estadual, municipal e local) mas podem ser destacados o Zoneamento Ecológico-Econômico (promulgado em 1990), o Plano Nacional de Recursos Hídricos (1997, reformulado e aprovado em 2006) e o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (a partir de 1988), os Planos de Recursos Hídricos e de Bacias Hidrográficas (1991, 1997, com formação legal estadual até a presente data) o Plano Diretor Ambiental Municipal/Planejamento Urbano Sustentável/Estatuto da Cidade (a partir de 2001), o Zoneamento Territorial Ambiental (1981, sem formação legal até a presente data), a Avaliação Ambiental Estratégica (MMA, 2002; projeto de lei em 2003 e reformulado em 2016) e a Avaliação de Impacto Ambiental (1986). Esses planos de visão integrada se associaram a diversos programas e projetos dentro das instituições governamentais ou mesmo de iniciativa privada. De forma geral esses instrumentos objetivavam organizar os territórios por meio de diretrizes e/ou alternativas que envolviam cinco dimensões: ambiental (garantia da conservação e provisão de recursos), territorial (distribuição apropriada dos elementos componentes da paisagem), social (exclusão das

desigualdades e conquista da equidade), econômica (alocação eficiente e socialmente justa de recursos financeiros) e política (garantia de governança democrática).

Foi basicamente na perspectiva da dimensão ambiental que os princípios da ecologia da paisagem se estabeleceram. Grande parte desses instrumentos preocupavam-se em avaliar a composição e configuração dos usos atuais da terra, as mudanças da paisagem ao longo do tempo, o estado de fragmentação dos remanescentes naturais e a conectividade por meio da avaliação dos corredores. É provável que a ligação entre planejamentos e ecologia da paisagem se deveu à evolução do debate científico sobre o tema nos anos 1990, fora e dentro do Brasil e, com produção intelectual crescente, nos anos 2000. Entre 2000 e 2005, 36% dentre 1050 pesquisadores brasileiros que declaravam trabalhar com planejamento ambiental (ou ordenamento territorial, ou planejamento ambiental estratégico) já faziam uso de conceitos e métricas em seus estudos, objetivando garantir a viabilidade e controlar as ameaças sobre os recursos naturais. Porém nem todo o corpo de conceitos que fazia parte da ecologia da paisagem foi adotado. Dependendo da natureza do instrumento, somente um ou alguns conceitos dessa disciplina eram destacados nos planos. De forma comum, são empregadas noções sobre fragmentação, conectividade e corredores biológicos. As conclusões eram normalmente baseadas na análise estrutural (e não funcional) da paisagem e desagregadas das outras dimensões do planejamento.

Portugal

Até 1970, o planejamento territorial em Portugal foi principalmente focado no desenvolvimento econômico, principalmente ao nível nacional, e no planejamento urbano a um nível mais local. Ao invés de serem planos físicos em si, eram planos de desenvolvimento socioeconômico, sem uma componente territorial (ou ambiental) (BOTEQUILHA-LEITÃO; DIAZ-VARELA, 2009). O plano diretor da cidade de Lisboa de 1958 teve, pela primeira vez, a participação de dois agrónomos e arquitetos paisagistas – Caldeira Cabral e Ribeiro Telles, que desenvolveram uma análise ambiental detalhada, bastante inovadora, incluindo as zonas rurais circundantes de Lisboa, protegendo os valores ambientais e paisagísticos (MAGALHÃES, 2001). A Arquitectura Paisagista foi introduzida em Portugal nos anos 40 pelo

Prof. Francisco Caldeira Cabral no curso de Agronomia em Lisboa como uma especialidade, introduzindo os princípios ecológicos no planeamento (rural e paisagístico/territorial), tendo tido um papel instrumental na introdução da ecologia no planeamento, assim como alguns conceitos de ecologia da paisagem, tal como o de conectividade, expresso como por ele como o “*continuum naturale*” (CALDEIRA CABRAL, 1980).

A mudança de foco do planeamento de cidades para todo o território (áreas rurais e naturais) levaria tempo até se tornar a abordagem geral. Em 1959, foi produzido o “Plano de Desenvolvimento para a Região de Lisboa” (SARAIVA, 1999), que tinha um enfoque maior do que áreas urbanas *per se*. Em 1969 produziu-se o “Plano Regional de Ordenamento Paisagístico do Algarve”, no qual foram aplicadas várias técnicas semelhantes às aplicadas por Ian McHarg (anos 60) nos EUA, nomeadamente o estudo das aptidões do território, numa perspectiva ecológica. Somente após a revolução de Abril de 1974 a legislação em planeamento começa a estender seu alcance para além das zonas urbanas a todo o território (planeamento territorial) e a considerar explicitamente a ecologia e a proteção dos recursos naturais. Em 1975, é publicada uma lei que visa proteger os solos de alta produtividade agrícola que, mais tarde (1982), originou a reserva agrícola nacional (RAN). A rede nacional de áreas protegidas (RNAP) foi criada em 1976. A reserva ecológica nacional (REN) foi introduzida em Portugal em 1983. Em 1987, é publicada a Lei de Bases do Ambiente (LBA).

A LBA introduziu conceitos inovadores tais como o planeamento territorial integrado cobrindo áreas urbanas e zonas não urbanas, e considerando a capacidade natural da paisagem (aptidão) como base para a organização espacial dos usos e actividades humanas. Introduziu igualmente, entre muitos outros, o conceito de “paisagem” como uma unidade geográfica, ecológica e estética e o de “*continuum naturale e culturale*” como um sistema natural contínuo entendido como suporte da vida que assegura um território equilibrado e estável. Este, originalmente introduzido em Portugal por Caldeira Cabral, e mais tarde desenvolvido por Ribeiro Telles, corresponde lato sensu ao conceito de “conectividade”, princípio fundador da ecologia da paisagem e no planeamento territorial baseado em princípios ecológicos (BOTEQUILHA-LEITÃO; AHERN, 2002).

As autoridades municipais são criadas pela Lei 79/77. O Decreto-Lei (DL) n.º 208/82 introduziu os Planos Directores Municipais (PDM). Pela primeira vez um plano abrange todo o território e não apenas as áreas urbanas. No entanto esse, originalmente, tinha uma componente dominante socioeconômica em detrimento da componente biofísica, ambiental e ecológica que traduzia a dimensão territorial. O DL 69/90 forneceu um novo quadro aos PDM, que se iniciaram a produzir a partir desse ano. Esse mudou a sua natureza predominante socioeconômica, reduzindo-o a um mínimo e reforçou a sua componente de planeamento territorial ou físico (CARVALHO, 2005). Em 1990, foi também publicada a lei aplicada às avaliações de impacto ambiental (AIA) de grandes projetos (DL 186/90). Em 1995, foi publicado o primeiro plano nacional para a política ambiental (Resolução do Conselho de Ministros 38/95). Passadas duas décadas foi publicada a avaliação ambiental estratégica (DL 232/2007).

Em 1998, foi publicada a lei de bases do ordenamento do território e do urbanismo (Lbotu) (Lei 48/98), regulamentada pelo Decreto Regulamentar (DR) 380/99. Essas duas leis definem o sistema de gestão territorial (SGT). O SGT define uma hierarquia baseada em três níveis: nacional, regional e local. A nível nacional inclui a política nacional dos planos de ordenamento do território (PNPOT), os planos nacionais sectoriais (água, energia, transporte, turismo, florestas, conservação da natureza etc.) e os planos especiais (áreas costeiras, áreas protegidas e barragens públicas), incluindo mais tarde os estuários. A nível regional, inclui os planos regionais de ordenamento do território (Prot). Finalmente, a nível local (municipal), inclui os planos intermunicipais de ordenamento do território (Piot), os PDM, os Planos de Urbanização e os Planos de Pormenor. Alguns destes planos já estão em fase de revisão (para maior detalhe ver BOTEQUILHA-LEITÃO; DIAZ-VARELA, 2009). A Lbotu estipula que os Prot e os PDM deverão ter uma estrutura ecológica (EE). A EE inclui todas as áreas com valores ecológicos. Os planos que estão a ser revistos, assim como os outros que entrarão em revisão, têm assim de incluir uma EE. Mais tarde, em 2014, a Lbotu foi revista pela Lei de Bases dos Solos, do Ordenamento do Território, e do Urbanismo (Lei 31/2014), e regulamentada pelo DL 80/2015, onde os planos, nacionais especiais e sectoriais, e regionais, são convertidos em Programas. Os PDM passaram a ser o receptáculo das orientações dos Programas, passando a ser o

único instrumento operacional do SGT. Essa conversão está ainda em execução.

4.1.2 CASOS DE ESTUDO

Brasil

Como já sugerimos no item anterior, a aplicação dos conceitos de ecologia da paisagem surgiu mais recentemente nos planos de ordenamento territorial desenvolvidos tanto em Portugal como no Brasil, mesmo porque o avanço dessa disciplina só ocorreu após os anos 1980. No entanto é importante destacar que importantes fundamentos de base ecológica já estavam presentes nos primeiros planejamentos de ambos os países. Porém, a direção do conhecimento, muitas vezes intuitiva, estava voltada para o contexto do uso imediato ou da reserva do capital natural. Assim, por exemplo, a aptidão do uso das terras ou a observação do grau de amadurecimento florestal estavam presentes, mas como elementos desconectados, ou seja, conhecimento em pedaços que se propunha a orientar atividades humanas distintas, como futuros plantios ou exploração de madeira. Ao longo do tempo os planos começaram a ser vistos de forma mais integrada, com uma abordagem sistêmica, e passaram a desagregar uma paisagem em diversas unidades que tinham uma suposta homogeneidade interna em relação ao conjunto de suas composições e atributos, ou seja, passaram a elaborar os zoneamentos (SILVA; SANTOS, 2004; SILVA *et al.*, 2007). Para cada unidade (ou zona) foram definidas diretrizes que em função das suas potencialidades, fragilidades, impactos, relações sociais e econômicas do território, puderam permitir ou limitar determinadas ações ou atividades humanas (SANTOS, 2007). No Brasil, esse movimento se iniciou legalmente na década de 1940, principalmente pela preocupação com a organização de territórios urbanos (FELDMAN, 2005) e o zoneamento ambiental tomou força em 1981, por meio da Política Nacional de Meio Ambiente.

Quando surgiram os conceitos e as métricas em ecologia da paisagem, os planejadores, que já estavam habituados a elaborar zoneamentos, começaram a observar que os princípios dessa disciplina representavam um bom caminho para diagnosticar e planejar paisagens, fossem elas porções territoriais, bacias hidrográficas, municípios ou corredores fluviais. No Brasil, os planejadores passaram a avaliar os principais problemas ambientais por meio do

reconhecimento de processos ou funções ecológicas essenciais para cada lugar, da imposição das forças motoras que interferiam sobre a história da paisagem e pela identificação das trajetórias de mudanças ao longo do tempo e do território avaliado (BERTOLO, 2012; SANTOS, 2007). Na verdade, os desbravadores desse processo foram o geógrafo Helmut Troppmair, destacado pelo seu trabalho sobre geossistemas para o estado de São Paulo (TROPMAIR, 1983), o arquiteto Felisberto Cavaleiro, com enfoque sobre planejamento urbano e paisagístico para diversas cidades brasileiras (CAVALHEIRO *et al.*, 2003) e a bióloga Maria Luiza Porto, com grande destaque pelo planejamento executado para a cidade de Porto Alegre (MENEGATT *et al.*, 1998), todos formados pela escola alemã, cuja base era o estudo da paisagem geográfica, com forte influência das vertentes de Geografia Humana e Biogeografia (PIVELLO; METGER, 2007). Enquanto os geógrafos brasileiros continuaram desenvolvendo essa tendência, outros pesquisadores, passaram a adotar como foco de planejamento territorial, a partir de 1980, os aspectos destacados pela escola americana, muito estimulados pela escola criada por Jean Paul Metzger no Brasil. Desde então, explorar a estrutura da paisagem e as suas mudanças ao longo do tempo tornou-se crucial para esse grupo, mas as experiências apresentadas reduzem-se a estudos locais, de pequenas extensões territoriais ou de menor poder político.

Uma grande oportunidade de abranger o zoneamento ambiental sob a luz da ecologia da paisagem e para amplas áreas do território nacional surgiu em 1990, dada por um Decreto Federal que instituiu o zoneamento ecológico-econômico (ZEE), sendo o primeiro alvo a Amazônia Legal e o braço institucional executivo, a Secretaria de Assuntos Estratégicos (SAE). Em um vai-e-vem de decisões determinadas por diferentes presidências, a proposta do ZEE arrastou-se até 2002, quando foi regulamentado o processo de implementação em território nacional (MMA, 2017). A proposta metodológica inicial para a Amazônia Legal foi desenvolvida e publicada em 1997 pelo grupo de geógrafos do Laboratório de Gestão Territorial da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Nela, o enfoque social predominava e o diagnóstico do meio físico e biótico era avaliado dentro da perspectiva da vulnerabilidade e potencialidade do meio (principalmente do solo), visando dispor os dados em mapas, obter sobreposição das informações e identificar unidades homogêneas. É provável que a carência de dados primários e a extensão

territorial levaram os autores a indicar escalas generalizadas para obtenção e apresentação dos resultados. Obviamente, essa condução metodológica não deu espaço para que os princípios da ecologia da paisagem pudessem ser apreciados. Não é uma questão de crítica do método, mas de concepção de planejamento. No entanto as diretrizes metodológicas foram aprimoradas ao longo do tempo, até que em 2006 o Ministério do Meio Ambiente apresentou, claramente, na terceira edição das “Diretrizes Metodológicas para o Zoneamento Ecológico-Econômico do Brasil”, os princípios essenciais da ecologia da paisagem. Neste documento destacou-se que uma das mais importantes tarefas do diagnóstico era observar os fatores ecológicos que se apresentavam como limitantes à sustentabilidade e integridade das unidades naturais, considerando as interações e conflitos com as ações humanas no território e as respostas ambientais funcionais que influenciavam produtividade, sustentação e sobrevivência humana. Definia como imprescindível a indicação de áreas destinadas à manutenção da biodiversidade, visando a garantia dos processos ecológicos e seus serviços ecossistêmicos ao longo do tempo. Sugeria como caminho a observação do tamanho das manchas de vegetação natural, suas formas, estado de fragmentação e condição de conectividade. Também condicionava levantamentos sobre taxa de conversão de áreas naturais, número de espécies ameaçadas, extinção de espécies, erosão de solos, dentre outros fatores, e recomendava o uso de escalas compatíveis com o elemento a ser avaliado. O documento previa a proteção dos sistemas naturais, a recuperação dos ecossistemas e chamava a atenção sobre a complexa interação entre os elementos físicos, biológicos e sociais. Nessa linha, alguns estados brasileiros estão presentemente encaminhando os seus ZEE, como o estado do Paraná (ITCG, 2011/2014). Entretanto, é necessário destacar que desde o diagnóstico prévio da Amazônia Legal, em 1995, foram empreendidos muitos esforços junto aos estados que compõem a região, de forma a orientá-los e compatibilizar seus instrumentos de planejamento, principalmente os ZEE estaduais, seja em função das escalas adotadas, das premissas empregadas, de harmonizar a metodologia, de enfrentar os desafios políticos, dentre muitos outros aspectos. Assim, o macrozoneamento (MacroZEE), que abrangia o território total, só foi definido e aprovado por Decreto em 2010. O produto final desse documento retratava perfeitamente o quanto a questão ambiental sob o enfoque da conservação da biodiversidade e sustentabilidade da

paisagem esteve em segundo plano. Seu objetivo central foi garantir a sustentabilidade do desenvolvimento e indicar estratégias produtivas e, apesar de afirmar que esse desenvolvimento estaria em conformidade com a diversidade ecológica e com os avanços metodológicos apontados pelo Ministério de Meio Ambiente, não houve, de fato, a inclusão dos princípios da ecologia da paisagem que garantissem um processo de sustentabilidade forte. Como já alertava Gutberlet, em 2002, a escala de observação da floresta sequer permitia caracterizar, de fato, a cobertura florestal natural em seus estágios de sucessão e de alteração humana. Foram definidas 10 unidades territoriais (zonas) que definiram as formas de apropriação do território, onde matriz produtiva era a palavra-chave (Tabela 4.1). Importantes elementos teóricos para o processo de decisão, como disponibilidade de habitat, conectividade entre fragmentos naturais, permeabilidade, resistência da matriz, ação e efeito de borda (HARDT *et al.*, 2010) não foram cogitados ou efetivamente medidos. Tais zonas conduziam à leitura de que os interesses econômicos prevaleceram fortemente sobre os interesses da conservação biológica. Em síntese, o conceito de paisagem e sustentabilidade adotado neste ZEE não avançou de acordo com a evolução do termo dentro do espaço acadêmico ou da própria proposição ditada pelo Ministério de Meio Ambiente.

Tabela 1 – Unidades Territoriais definidas para o MacroZEE Amazônia Legal

Contenção das Frentes de Expansão com Áreas Protegidas e Usos Alternativos
Defesa do Coração Florestal com Base em Atividades Produtivas
Defesa do Pantanal com a Valorização da Cultura Local, das Atividades Tradicionais e do Turismo
Diversificação da Fronteira Agroflorestal e Pecuária
Fortalecimento das Capitais Costeiras, Regulação da Mineração e Apoio à Diversificação de Outras Cadeias Produtivas
Fortalecimento do Corredor de Integração Amazônia-Caribe
Fortalecimento do Policentrismo no Entroncamento Pará-Tocantins-Maranhão
Ordenamento e Consolidação do Pólo Logístico de Integração com o Pacífico
Readequação dos Sistemas Produtivos do Araguaia-Tocantins
Regulação e Inovação para Implementar o Complexo Agroindustrial

Fonte: Decreto Federal n.º 7.378/2010

Por outro lado, o Projeto de Gestão Integrada da Orla Marítima-Projeto Orla (MMA, 2006), que integrou cerca de 390 mil km², publicado em 2006 e conduzido pelo Ministério do Meio Ambiente, fortaleceu o conceito de paisagem e revelou seus atributos dentro de um contexto bem mais contundente do que o ZEE aqui documentado. É importante destacar que esse projeto não desconsiderou as diretrizes do ZEE Costeiro ou do Programa Nacional de Gerenciamento Costeiro, mas evoluiu a proposta de ordenamento territorial fortemente baseada nos principais princípios da ecologia da paisagem, da fragmentação e o papel da matriz à descrição de corredores e fluxos. A construção de cenários buscou uma estratégia que facilitava a participação pública e conduzia a melhoria da condição ambiental, a proposição de unidades protegidas públicas e privadas, a dinamização das potencialidades locais, usos sustentáveis, a revisão de padrões urbanísticos e das atividades humanas e a resolução ou minimização de conflitos.

Os conceitos da ecologia da paisagem são mais comumente adotados em planos e projetos brasileiros de pequeno porte, de origem pública ou privada. Assim, por exemplo, foi elaborado um projeto, em 1998, sob a coordenação do Dr. Paulo Nogueira-Neto, que envolvia a Fundação Florestal e o Programa de Políticas Públicas da Fundação de Amparo à Pesquisa do estado de São Paulo, objetivando o levantamento e a definição de parâmetros para administração e manejo de áreas especialmente protegidas no estado de São Paulo. Como parte desse projeto, a empresa Ambiental Consulting identificou, em 2001, por meio de aspectos estruturais da paisagem (tamanho de mancha, relação entre perímetro e área, efeito de borda, riqueza e distribuição de espécies, singularidade ecológica, corredor ecológico, dentre outros) cerca de cem fragmentos de remanescentes de ecossistemas naturais para criação de novas Unidades de Conservação (SHIDA *et al.*, 2001). Outro possível exemplo refere-se à aplicação desses princípios aos Planos de Manejo de áreas protegidas e Estudos de Impacto Ambiental. Entre 2006 e 2009 foram elaborados os planos das Unidades de Conservação componentes do mosaico da Juréia-Itatins (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2009), no estado de São Paulo. A estratégia metodológica estava voltada para a manutenção dos ecossistemas florestais, contenção dos impactos e valorização social. Para tanto, a composição e a configuração dessa paisagem foram avaliadas ao longo de trinta anos, considerando que a efetividade da conservação estava ligada à garantia da

conectividade com outros espaços conservados por meio de corredores e manchas florestais protegidas, detenção da fragmentação, isolamento e do efeito de borda nos fragmentos em estágio avançado de recuperação florestal. O plano também valorizou a paisagem pelo aspecto da circuitização e circulação pela matriz e definiu escalas de análise que se enquadravam de acordo com o grau de interferência humana (maior resolução para áreas mais degradadas). Também objetivou obter uma análise que superasse o aspecto estrutural, avançando para uma avaliação funcional da paisagem, relacionando as funções ecológicas com os valores sociais. Também merece destaque, presentemente, os diversos projetos de Corredores Ecológicos que estão sendo delineados em todo o território brasileiro, visando à restauração da conectividade, um resultado direto da inserção dos conceitos na prática técnica e política nacional.

Esses exemplos são poucos, frente à quantidade infindável de planos e projetos que influem no ordenamento territorial do Brasil, mas suficientes para evidenciar que o conhecimento e a competência profissional existem e a vontade pública se expressa em muitos documentos, mas na realidade nenhum desses importantes modelos foram completamente implementados. Desta forma, não sabemos sobre a efetividade desses instrumentos, independentemente do quanto os princípios da ecologia da paisagem foram aplicados.

Portugal

A Reserva Ecológica Nacional (REN) foi a primeira estrutura ecológica a ser implementada ao nível nacional em Portugal (1983, revisada em 1990, e posteriormente), e

[...] constitui uma estrutura biofísica básica e diversificada que, por meio do condicionamento à utilização de áreas com características ecológicas específicas, garante a protecção de ecossistemas e a permanência e intensificação dos processos biológicos indispensáveis ao enquadramento equilibrado das actividades humanas.

O Art.º 2º define o seu âmbito: “A REN abrange zonas costeiras e ribeirinhas, águas interiores, áreas de infiltração máxima e zonas declivosas [...]”. Desde a primeira geração dos PDM (anos 90), a REN passou a integrar todos muitos instrumentos de planeamento territorial, com destaque para os PDM. Em 2001 refere-se a necessidade de “[...] ser criada uma Estrutura Ecológica Nacional, que reunisse os objectivos da Reserva Ecológica Nacional,

da Reserva Agrícola Nacional, do Domínio Público Hídrico e da Rede Natura 2000 numa só figura legislativa, com a força de lei [...]” (MAGALHÃES, 2001, p. 418).

Segundo Magalhães *et al.* (2013, p. 4), o conceito de Estrutura Ecológica (EE) define-se como

[...] um conceito espacial, entendido como uma estrutura planeada, concebida e gerida para diversos fins, assente em componentes ecológicas que fornecem as condições físicas e biológicas necessárias à manutenção ou conservação das funções ecológicas favorecendo a diversidade biológica da paisagem e promovendo o uso sustentável dos recursos naturais.

Cangueiro (2005) enumera 11 objetivos gerais que servem de indicadores de áreas a incluir na EE, dos quais destacamos alguns:

[...] (a) proteger e conservar a integridade biofísica (qualidade e quantidade) de ecossistemas fundamentais; [...] (g) reconhecer e avaliar gradientes e polaridades ecológicas e naturais no território, de forma a estabelecer conexões valorizadoras dos sistemas ecológicos e naturais e do território em geral.

A Estrutura Ecológica Nacional

Destaca-se aqui o trabalho pioneiro da equipa coordenada por M. M. Raposo Magalhães (Universidade de Lisboa). Esta equipa desenvolveu nas duas últimas décadas um conjunto de propostas de Estruturas Ecológicas Municipais ou EEM. Mais recentemente, como resultado de um projecto de investigação nacional, surge uma proposta de Estrutura Ecológica Nacional para Portugal Continental (MAGALHÃES *et al.*, 2013) (Figura 1). Além da proposta de EEN essa equipa desenvolveu um conjunto de trabalhos de aptidão ecológica para todo o país e para um conjunto de usos e actividades humanas em espaço rural – agrícolas e florestais, assim como um diagnóstico dos usos actuais (com base na Carta de Ocupação do Solo – COS, de 2007, escala 1:25.000) confrontada com as cartas de aptidão produzidas.

Não obstante esse avanço significativo no uso da ecologia no planeamento territorial, pioneiro ao nível nacional, ainda não se pode identificar a aplicação explícita dos princípios da ecologia da paisagem, embora esteja patente uma abordagem sistémica de base, com preocupações ao nível de promover a continuidade dos processos ecológicos, com ênfase na componente estrutural.

Figura 1 – Proposta de uma Estrutura Ecológica Nacional para Portugal Continental



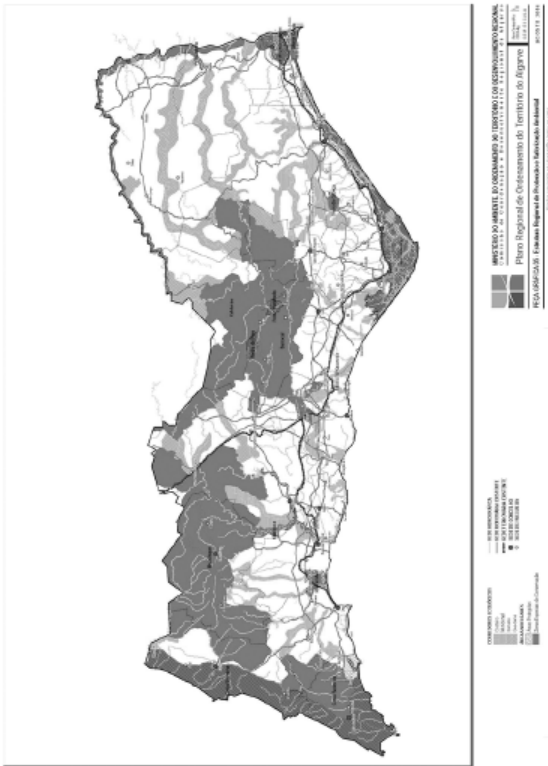
Fonte: Magalhães *et al.* (2013)

Plano Regional de Ordenamento do Território para o Algarve

Como caso de estudo para a integração de alguns princípios da ecologia da paisagem no planeamento territorial ao nível regional, embora continue a ser de uma forma implícita, apresenta-se brevemente o Plano Regional de Ordenamento do Território para o Algarve ou Protal (CCDR ALGARVE, 2007). O Protal foi o primeiro plano regional desenvolvido em Portugal. Nesse sentido também foi o primeiro a ser revisto.

O presente plano tem uma orientação estratégica clara ao invés de territorial seguindo as orientações fornecidas pelo Lbotu. Este define um modelo territorial formado por cinco sistemas, expressados por um conceito espacial específico: 1) o sistema urbano, 2) o sistema de turismo, 3) o sistema costeiro, 4) o sistema ambiental e 5) o sistema de transporte. O sistema ambiental, constituído pela rede ecológica regional, integra implicitamente princípios da ecologia da paisagem. Esta é denominada “Estrutura Regional de Protecção e Valorização Ambiental” (ERPVA), e é formada por um conjunto de áreas nucleares, e por corredores que estabelecem a conectividade entre as áreas nucleares, e os ecossistemas costeiros (Figura 2).

Figura 2 – Estrutura Regional de Protecção e Valorização Ambiental (ERPVA) para a região do Algarve (sul de Portugal). Verde-escuro: núcleos principais de áreas com valor para a conservação; verde-claro: corredores ecológicos que interligam estas áreas nucleares entre si, e as zonas costeiras



Fonte: CCDR Algarve (2007)

As áreas nucleares são constituídas pelas áreas protegidas classificadas na RNAP, como os Parques Naturais do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV) e o da Ria Formosa (PNRF), e a reserva natural dos Sapais e de Castro Marim e Vila real de Santo António (RNSCMVRSA). Integra igualmente os sítios classificados na rede Natura 2000 (a rede Europeia de áreas protegidas), como Monchique, ria do Alvor, PNSACV, PNRF, Sítio de Arade-Odelouca, Serra do Caldeirão, Barrocal, RNSCMVRSA, rio Guadiana, ente outros. Os corredores regionais são constituídos, na grande maioria, pelas principais linhas de água do Algarve, assim como por corredores costeiros.

Na constituição da ERPVA estão implícitos os princípios de base da ecologia da paisagem, que proporcionam ligações (conectividade) entre as principais áreas nucleares onde se concentram os principais sistemas ecológicos regionais. Como precursor dos planos regionais em Portugal, os princípios de base do Protal no âmbito ambiental, têm servido de inspiração para os Prot em Portugal.

Na elaboração da ERPVA adoptaram “[...] uma abordagem quantitativa e sistemática ao planeamento territorial para conservação, com recurso a ferramentas de apoio à decisão que têm vindo a ser desenvolvidas desde a década de oitenta” (PRESSEY, 1999 *apud* CCDR ALGARVE, 2004, p. 4). Esta abordagem foi desenvolvida seguindo essencialmente o esquema conceptual proposto por Margules e Pressey (2000 *apud* CCDR ALGARVE, 2004), que incluiu a definição de indicadores de biodiversidade, nomeadamente os mais utilizados – plantas vasculares, os vertebrados, ou agrupamentos vegetais. Estes, por sua vez, foram cartografados, por meio da identificação de unidades territoriais (bacias hidrográficas, grelhas regulares etc.). Para cada uma destas UT foram estimados os vários indicadores, como por exemplo a presença/ausência, número, área etc. (CCDR ALGARVE 2004). Depois da definição de objetivos de conservação e avaliado o sistema de reservas que existiam nesse período foram seleccionadas as áreas para a conservação por algoritmos de optimização SITES 1.0 (ANDELMAN *et al.*, 1999 *apud* CCDR ALGARVE 2004). Dado que não havia dados disponíveis à escala de trabalho, foram cartografadas unidades ecológicas baseadas em agrupamentos vegetais, usos do solo e critérios biofísicos a escalas da 1:25.000 e menores (CCDR ALGARVE, 2004). Foram definidos um conjunto de corredores ecológicos de

modo a conectar as áreas selecionadas mais importantes entre elas e com os sistemas litorais.

Planejamento ambiental e territorial com integração explícita da Ecologia da Paisagem

No entanto, e mais uma vez, não se poderá afirmar que os planos acima descritos sejam um exemplo de aplicação da ecologia da paisagem de uma forma explícita. Incorporaram princípios de base ecológica, mas sem abordar explicitamente a sua componente corológica ou espacial.

A abordagem corológica, juntamente com a abordagem topológica, distingue a ecologia da paisagem da sua ciência mãe, formando um ramo, com o seu próprio corpo teórico, de onde se destaca a abordagem espacialmente explícita das relações entre a estrutura e as funções (Capítulo 2.2), assim como as suas ferramentas de modelação, como as métricas da paisagem na avaliação dos padrões da paisagem (Capítulo 3.1). Neste âmbito podem referir-se dois trabalhos pioneiros que surgiram quase paralelamente, pelo menos que seja do nosso conhecimento, que se descrevem a seguir.

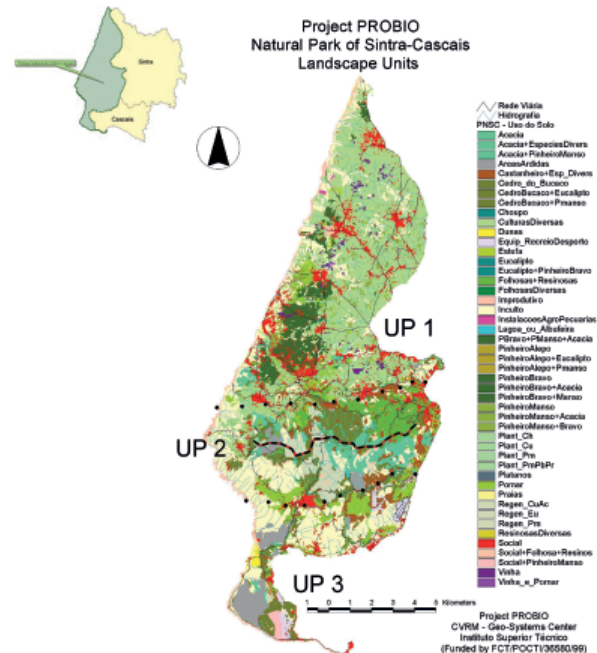
Projecto de investigação “Sistema de Apoio à Decisão para o Planeamento e Gestão da Biodiversidade em Áreas Protegidas” (Probio): o Probio apoiou, na componente do planeamento ecológico da paisagem, e numa fase intermédia, o Plano de Ordenamento do Parque Natural de Sintra-Cascais (PNSC), e que durou de 1999 a 2003 (BOTEQUILHA-LEITÃO, 1998, 2001; BOTEQUILHA-LEITÃO; MUGE, 1999; BOTEQUILHA-LEITÃO *et al.*, 2001, 2002; FERREIRA *et al.*, 2001, 2002). A abordagem preconizada já tinha antecedentes ao nível da proposta do projecto CONNECT, mas que não conseguiu ir avante (BOTEQUILHA-LEITÃO; MUGE; PINA, 1998). O Probio foi desenvolvido por uma equipa do CVRM – Centro de Geo-Sistemas (Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa), e do Departamento de Arquitectura Paisagista e Planeamento Regional da Universidade de Massachusetts (Prof. Jack F. Ahern).

O PNSC foi seleccionado como área de estudo porque, por um lado, encerra elevados valores naturais (sítio da rede Europeia – Natura 2000) e culturais (Paisagem Cultural – Património Mundial, Unesco) e, por outro, encontra-se na Área Metropolitana de Lisboa, e parcialmente num dos

concelhos com maior dinâmica ao nível da ocupação urbana em Portugal (Sintra), causando tremendas pressões sobre estes valores (Figura 3).

O objectivo geral era contribuir para um melhor planeamento da biodiversidade nas Áreas Protegidas em Portugal (BOTEQUILHA-LEITÃO *et al.*, 2001, 2002; FERREIRA *et al.*, 2001, 2002). A metodologia de planeamento adoptada do “Ordenamento Sustentável do Território” proposta por Botequilha-Leitão (2001) é baseada em conceitos e técnicas da ecologia da paisagem, promovendo-se a simbiose entre ciências da natureza, sociais e humanidades. Os conceitos de planeamento estratégico como os cenários alternativos foram aplicados de modo a promover a participação pública no processo de planeamento e gerar visões partilhadas sobre as possíveis alternativas para o desenvolvimento da região onde se insere a área de estudo. Como objectivo específico, pretendeu-se, por meio do conhecimento das relações entre a biodiversidade e os tipos de habitat presentes no Parque Natural de Sintra-Cascais (PNSC), criar uma metodologia para avaliar os impactes sobre a biodiversidade resultantes de potenciais alterações no uso do solo, a qual possibilite fornecer indicações úteis para o planeamento, gestão e monitorização.

Figura 3 – Área de estudo (Parque Natural de Sintra-Cascais) com delimitação das unidades de paisagem (UP)



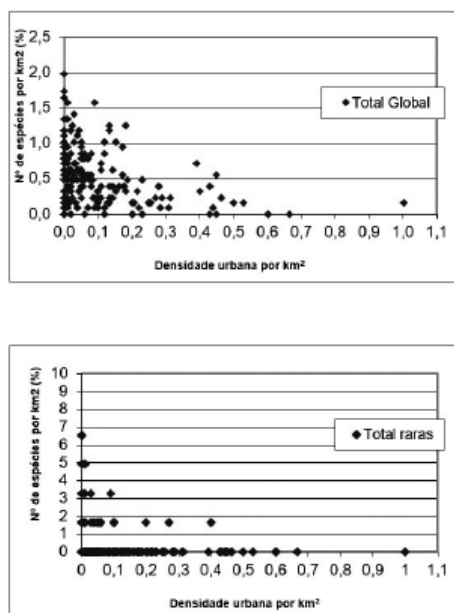
Fonte: o autor

Foram aplicadas várias técnicas de modelação na simulação de impactos na biodiversidade. As métricas da paisagem permitiram a modelação das relações entre a estrutura e as várias funções ecológicas do território, particularmente as que são responsáveis pelas condições de suporte dos habitats das espécies seleccionadas. A abordagem foi complementada por modelos baseados na riqueza específica (RE), tanto potencial como inventariada (1991 a 1994 por equipas de biólogos da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa e do PNSC (BOTEQUILHA-LEITÃO *et al.*, 2002). Assim procurou-se determinar as relações entre a biodiversidade e os habitats naturais ou humanizados onde ela ocorre. O conhecimento destas relações permitiu avaliar os impactes provocados pelo crescimento urbano simulado para cada um dos cenários construídos. Permitiu também encontrar indicadores úteis para monitorização e gestão da biodiversidade no PNSC. Na determinação destas relações, utilizaram-se os dados disponíveis sobre a distribuição de 60 espécies de fauna no PNSC: anfíbios, répteis, aves e mamíferos. Estes dados encontravam-se sob a forma de presenças/ausências em quadrículas UTM de 1 km², o que levou a que a análise subsequente se reportasse a estas unidades territoriais. Como base de trabalho elaborou-se uma carta de habitats. Esta foi construída a partir da carta de uso do solo elaborada pelo PNSC (1991-1993), à qual foram adicionadas as redes hidrográfica e rodoviária. Posteriormente foi calculada, por quadrícula, a densidade de cada classe de habitat. Para determinar as relações entre a distribuição das espécies e a distribuição dos habitats recorreu-se à Análise Factorial de Correspondências (AFC) e Análise de “Clusters” (FERREIRA *et al.*, 2002). Várias métricas foram testadas, por meio de matrizes e de análise de “Clusters”. No entanto os resultados só demonstraram ter significância estatística para a densidade urbana (DU – Densidade de fragmentos, equivalente à métrica PD do tipo de uso “urbano” do solo), e com um índice de diversidade (SHDI).

Os resultados obtidos evidenciaram várias tendências (Figura 4). A mais relevante foi uma tendência geral de decréscimo de espécies (riqueza específica – RE, baseada em presenças-ausências registadas para cada quadrícula UTM) com o aumento da densidade urbana. Verificou-se que: (1) nas quadrículas que registram uma DU superior a 20%, a RE apresentou valores muito baixos ou quase nulos; (2) para situações muito isoladas, como certas zonas litorais, e o núcleo da Serra de Sintra, os valores de RE eram

relativamente mais altos; (3) curiosamente, os valores de RE máximos ocorreram em situações onde existia alguma ocupação urbana, vide um tecido urbano rural disperso, que corresponde a uma DU baixa, situada entre as duas situações anteriormente referidas. Tal parece sugerir que a presença humana no PNSC em níveis muito baixos (DU entre um valor próximo de 0 e 20%) favorece a biodiversidade total. Esses resultados poderão eventualmente ser explicados à luz da hipótese de coevolução tal como descrita por Naveh (1995, 1998), e integrando-se no termo por ele proposto para a caracterização da diversidade biológica em paisagens culturais – ecodiversidade, assim como pela hipótese de perturbação intermédia (T. Domingos, pers.com.). Se forem consideradas apenas as espécies raras a tendência verificada não é idêntica à verificada para o total global pois os valores mais altos de biodiversidade de espécies raras ocorrem nas situações mais isoladas, onde a DU é nula ou quase nula (FERREIRA *et al.*, 2002).

Figura 4 – Riqueza Específica *versus* Densidade Urbana



Fonte: o autor

Mais tarde o PNSC forneceu à equipa do Probio uma carta de uso do solo actualizada para 2001. Infelizmente a sua legenda não era completamente compatível com a legenda da carta de uso do solo de 1991-1993 que serviu de base aos estudos descritos. Foi exactamente na classe de áreas urbanas que se encontram as maiores diferenças, o que dificultou uma comparação directa dos valores entre os dois períodos. No entanto foi efectuada a

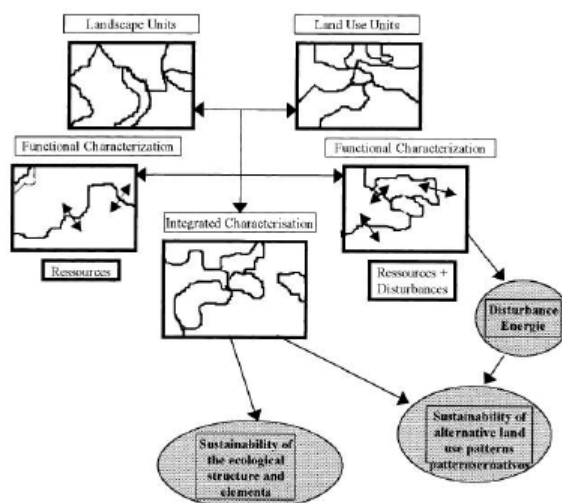
compatibilização possível. As áreas urbanas foram contabilizadas por defeito, pois uma área classificada como área urbana no espaço rural não encontra paralelo na carta homóloga de 1993. No entanto é de referenciar que, mesmo assim, o PNSC sofreu, no período considerado (de 1991/93 a 2001) um acréscimo de cerca de 163% da sua área urbana, tendo passado de sensivelmente de 8% em 1993 (sem contabilizar as áreas urbanas em áreas agrícolas) para 21% em 2001 (FERREIRA *et al.*, 2002), sofrendo um acréscimo líquido de 13%. Após uma breve análise desta carta pôde-se adiantar que este acréscimo provocou, potencialmente, e em relação ao número de ocorrências de espécies por cada quadrícula, uma perda de cerca de 20% da riqueza de espécies, e 14% das espécies raras. Se uma(s) determinada(s) espécie(s) for(em) afectada(s) em todas as quadrículas onde se registou a(s) sua(s) presença(s), então sim se poderá afirmar, e obviamente com base simultaneamente nos inventários de base utilizados, e na relação estatística apurada no decorrer dos estudos efectuados (a explicação dos três eixos factoriais é somente de cerca de 50% e com base no limiar de 20% apurado), que a espécie potencialmente desapareceu do PNSC. Na realidade dever-se-á interpretar este resultado com muita reserva. No entanto não deixa, na opinião da equipa do Probio, de constituir “um aviso à navegação” no que diz respeito ao processo de urbanização acelerado que decorria na área do PNSC, com as consequências que se lhe conhecem.

Abordagem ecológica da paisagem integrada (ILA): a outra contribuição identificada foi a de Fernandes (2000a, 2000b) no âmbito de um estudo de impacte ambiental (EIA). Neste foi proposta uma abordagem integrada da paisagem (ILA) (Figura 5) na avaliação do impacto de uma autoestrada proposta (a actual A2, entre Lisboa e o Algarve) sobre um habitat altamente sensível do lince ibérico (*Lynx pardinus* L.) (Capítulo 2.2).

O ILA foi implementado juntamente com uma abordagem ecológica mais clássica: a consideração do índice de adequação do habitat (HSI) do coelho-europeu (*Oryctolagus cuniculus*), que constitui a principal e quase única fonte de alimento para o *L. pardinus*. A ILA permitiu fazer uma avaliação dos custos comparativos globais das estruturas de utilização de várias partes do território e as estratégias de conservação alternativas. Esta abordagem baseia-se em consideração que cada local é determinado, num dado momento, por dois conjuntos de fatores: (i) as características biofísicas do local e sua estabilidade

relativa e (ii) o padrão presente e futuro das perturbações nesse local) (FERNANDES, 2000a).

Figura 5 – Esquema metodológico do ILA



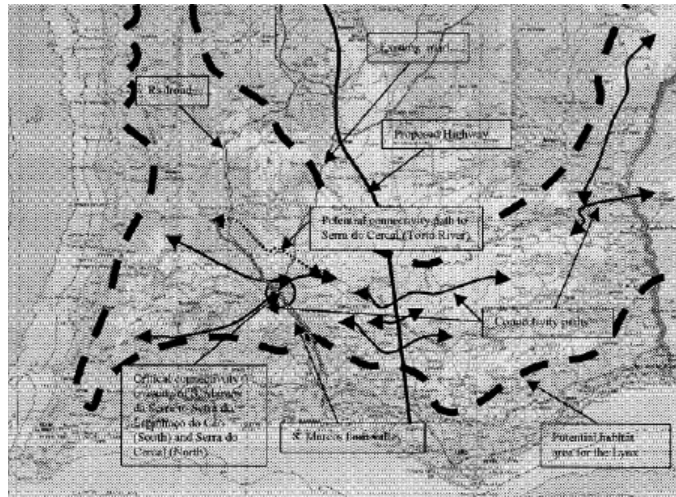
Fonte: Fernandes (2000a, p. 667)

Segundo o autor, o ILA impede a ocorrência de erros comuns no processo de decisão, permitindo um aumento do conhecimento dos constrangimentos ecológicos do projeto. Por conseguinte, constitui uma ferramenta muito poderosa para a avaliação ecológica e o processo de decisão em situações de baixa disponibilidade de dados ecológicos. Este destaca a contradição principal entre a abordagem clássica em conservação biológica e a abordagem proposta. A primeira concentra a sua atenção principalmente sobre o habitat e sobre os resultados de seu isolamento ou fragmentação.

O vasto âmbito regional do ILA permitiu que o grau de isolamento do habitat ou de fragmentação resultante possa ser estimado para diferentes cenários, juntamente com a avaliação da viabilidade da espécie, considerando a sua área de distribuição actual e potencial (Figura 4.6).

O ILA permitiu desenvolver uma análise de habitat consistente baseada em dados ecológicos escassos sobre uma população de espécies alvo (por exemplo, o *L. pardinus*), e contribuir para a redução de erros comuns e para a diminuição da incerteza dentro do processo de tomada de decisão no âmbito do EIA (FERNANDES, 2000b).

Figura 6 – Distribuição potencial do Lince Ibérico segundo o método ILA



Fonte: Fernandes (2000b, p. 674)

4.1.3 DISCUSSÃO

Neste capítulo procuramos evidenciar com alguns exemplos que os ordenamentos territoriais ou planejamentos ambientais em Portugal e no Brasil fazem uso, direta ou indiretamente, do arcabouço conceitual da ecologia da paisagem. Os planejadores adotam essa linha de trabalho muito movidos pela possibilidade de melhor retratar as interações entre os sistemas ecológicos e os processos sociais que compõem uma paisagem, seja em nível nacional, regional ou local. Territórios vêm sendo planejados por meio da observação das variabilidades espaciais, expressas em mapas ou croquis, das mudanças territoriais ao longo do tempo e dos elos entre elementos componentes da paisagem e suas funções, processos e fluxos. Sem dúvida, evoluímos nestas três últimas décadas no sentido de explicar a heterogeneidade e a dinâmica de mudanças em nossas regiões, nas mais diversas escalas. Esses são sinais encorajadores para planejadores e gestores ambientais que trabalham sob a perspectiva de sustentabilidade da paisagem.

Aparentemente, os preceitos da ecologia da paisagem têm maior repercussão nos planos do Brasil do que em Portugal, mas esse distanciamento extingue-se quando observamos que as inferências teóricas não foram traduzidas em ações planejadas ou, pior ainda, que as ações não foram implementadas. Portanto, estamos ainda muito distantes de internalizar a somatória de conceitos nos nossos planos ou projetos ambientais e transformá-los em prática política e gerenciamento. No entanto, desde o fim dos anos 50, em Portugal, os princípios da ecologia geral têm sido aplicados

em planejamento ambiental e territorial (ver secção anterior), tal como a consideração pela aptidão ecológica para os vários usos e actividades humanas, assim como um princípio fundador da ecologia da paisagem – a conectividade dos sistemas ecológicos e culturais (denominado, na altura, de “*continuum naturale e culturale*”), Mais tarde surgiram explicitamente as abordagens sistémicas e holísticas, embora de certa forma estivessem implícitas anteriormente (ver MAGALHÃES 2001, mas também BOTEQUILHA-LEITÃO, 1995, entre outros). Mas estas aplicações só nas duas últimas décadas avançaram com outros princípios da ecologia da paisagem mais explicitamente, nomeadamente ao nível da modelação com métricas da paisagem, em planejamento ambiental e territorial (BOTEQUILHA-LEITÃO, 1998, 2001, 2002, 2005; BOTEQUILHA-LEITÃO; MUGE; PINA, 1998; FERNANDES, 2000a, 2000b; BOTEQUILHA-LEITÃO; MUGE, 2001; BOTEQUILHA-LEITÃO; AHERN, 2002; BOTEQUILHA-LEITÃO *et al.*, 2001, 2006; BOTEQUILHA-LEITÃO; DIAZ-VARELA, 2009; AGUILERA; BOTEQUILHA-LEITÃO, 2012; AGUILERA, BOTEQUILHA-LEITÃO, DIAZ-VARELA, 2014; RIBEIRO *et al.*, 2017; BOTEQUILHA-LEITÃO; DIAZ-VARELA, 2017; BOTEQUILHA-LEITÃO *et al.*, 2018, assim como muitos outros). Entretanto também surgiram estudos de caracterização da paisagem, de avaliação dos usos do solo, de conservação da biodiversidade, complexidade visual e padrões de preferências da população, entre muitos outros temas, baseados em métricas da paisagem mas sem estarem incluídos explicitamente em planos ambientais ou territoriais (por exemplo, CASIMIRO, 2001; MOREIRA *et al.*, 2001; CARRÃO; CAETANO, 2002; FREIRE; CAETANO, 2005; CARVALHO RIBEIRO; LOVETT, 2009; LOMBA *et al.*, 2011; SUROVÁ *et al.*, 2014; RIBEIRO *et al.*, 2016, entre muitos outros). Veja-se também um resumo da investigação em Portugal no campo da caracterização e avaliação da paisagem por Pinto-Correia *et al.* (2004). Nos capítulos seguintes, veremos mais exemplos em planejamento rural, planejamento florestal, conservação da biodiversidade etc.

Ambos avançamos na aplicação do conhecimento sobre fragmentação e conectividade como diagnóstico, mas, de uma forma geral, e principalmente no Brasil, não se geram cenários futuros robustos a partir deles, de modo a conduzir para uma efetiva tomada de decisão. Em Portugal, vários tipos de planos incorporam princípios ecológicos, onde a conectividades dos sistemas

ecológicos são integrados. Vejam-se, a título de exemplo, os casos de estudo referidos na secção deste capítulo “Estrutura Ecológica no âmbito dos Planos Regionais de Ordenamento do Território (Prot), como o caso específico apresentado do Prot Algarve, onde foram incorporados modelos de habitat de modo a desenhar a ERPVA, ou ao nível municipal, ao nível dos PDM com a integração explícita das Estruturas Ecológicas. No entanto são raros os exemplos ainda que consideram simples estimativas temporais de recuperação ou extinção do conjunto de sistemas naturais e biodiversidade numa paisagem. Não lembramos em nossos planos que a fragmentação atua em diferentes tempos na paisagem, resultando em sistemas adaptativos complexos, de difícil interpretação, e generalizamos os territórios em zonas altamente artificiais. Os planos ainda reflectem uma visão demasiadamente fixada nos usos da terra e seus impactos, assim como baixa capacidade de formação de síntese, de visão holística. Devemos considerar que avaliar os usos e o solo não significa avaliar a paisagem ou que avaliar a área de um fragmento florestal não leva à interpretação correta sobre oferta de habitat ou de biodiversidade. Precisamos atentar que planos idealizados sobre a concepção de “se... então” ou “causa, então, efeito” sem uma perspectiva integrada, e sem considerá-los não como planos per se mas explorações de caminhos possíveis, pode levar à indicação de mudanças específicas, isoladas, pontuais e desconectadas da rede de interações entre os elementos da paisagem, sendo o resultado uma enorme simplificação, muitas vezes perigosa como caminho para deliberação pública.

Ambos os países ainda precisam superar a secular condição pragmática de que basta superpor espacialmente um conjunto de dados biofísicos e sociais individualizados para obter unidades de paisagem (ou zonas) eficazes, perfeitamente delineadas e fortemente funcionais. Acrescidamente, temos outra questão para considerar: não temos ainda um banco de dados eficiente, que cubra a totalidade das nossas paisagens, que sustente bons diagnósticos, modelos, simulações ou cenários baseados nos princípios da ecologia da paisagem. Em Portugal este facto é mais evidente ao nível da informação sobre a componente da fauna, dado que existem uma quantidade razoável de dados ao nível da vegetação. Não obstante ainda está longe de cobrir a totalidade do território português, principalmente à escala municipal (1:25.000 ou mais detalhada), nível onde são concretizadas espacialmente as decisões – nos PMOT. Em 2004, produziu-se uma cartografia de unidades de paisagem para

todo o território continental português (1:200.000) (CANCELA DE ABREU; PINTO CORREIA; OLIVEIRA, 2004). Posteriormente, o Estado publicou orientações para o seu desenvolvimento ao nível municipal (CANCELA DE ABREU, 2011) e, em 2015, aprovou a Política Nacional de Arquitetura e Paisagem. Não obstante, estas unidades de paisagem, embora incorporem implicitamente os princípios da ecologia da paisagem, não contêm informação sobre a componente faunística ao detalhe que seria necessário para estudar e modelar, de uma forma espacialmente explícita, questões nucleares da ecologia da paisagem, como por exemplo a fragmentação de habitats. No caso do Brasil, a sua extensão territorial e a diversidade de sistemas naturais e culturais dificultam muito a tarefa de obter, atualizar e transpor dados entre localidades. Assim, a falta de confiança no banco de dados acaba sendo substituída pela crença nos produtos advindos das ferramentas computacionais. Como já alertavam Bissonet e Borsch (2003), temos de evitar gerar previsões simples, em escalas amplas e desconectadas, cientificamente imaturas, até mesmo ingênuas, repletas de incertezas e riscos, ou seja, caímos na armadilha da superficialidade.

Sim, avançamos, mas ainda temos um longo caminho para sedimentar uma forte linguagem conceitual, que concretamente integre as dimensões natural e humana da paisagem, que considere seus conflitos e jogos de forças, que permita ampla participação pública e que esteja ligada a procedimentos operacionais, decisões engendradas e estratégias de articulação institucional e legal. Não é uma empreitada simples, mas é um bom caminho para os planejadores que adotam conservação biológica e sustentabilidade forte da paisagem como o argumento básico da sobrevivência e sustentação da vida. Sem essa clareza, podemos gerar planos – como alguns exemplos aqui citados – alguns de concepção estritamente antropizada da paisagem, onde a preocupação em atender aos sistemas de produção e financeiro, sem coesão entre natureza e sociedade, acaba privilegiando grupos de influência econômica e política, criando forte processo de especulação e aumentando desigualdades sociais. Não podemos usar caminhos que distanciem o homem da natureza ou que conduzam à crença de que bens materiais vinculados às tecnologias é a direção para o bem-estar e a qualidade de vida humana. Monteiro *et al.* (2014), por exemplo, expuseram as fragilidades de fazer correlações entre crescimento econômico, pobreza e performance ambiental,

enquanto Roquetti, Moretti, Sinisgalli (2016) discutiram a visão ambígua que os estudos de impacto ambiental no Brasil têm sobre o conceito de desenvolvimento sustentável, bem como suas deficiências em sua base teórica. Em Portugal existem muitos esforços feitos neste sentido, mas ainda são muito apoiados na ciência mãe da ecologia, e não propriamente na ecologia da paisagem.

4.1.4 CONCLUSÃO

Em Portugal, a ecologia da paisagem é uma ecologia orientada para o homem, abordando os sistemas ecológicos de uma perspectiva integrada onde as actividades humanas e os sistemas naturais são considerados num único sistema, entendido, planeado e gerido de uma forma global, holística (como um todo). É vista como uma ciência aplicada que contribui decisivamente para o planeamento e gerenciamento do território, fornecendo bases científicas para sua avaliação, ordenamento, gestão e recuperação (NAVEH; LIEBERMAN, 1984; FORMAN, 1995; NAVEH, 1998). Já no Brasil, os princípios da ecologia da paisagem são mais dirigidos para garantir a conservação da natureza, mas também dentro de uma visão integrada com as actividades humanas e como base para a tomada de decisão em territórios planejados.

Autores como Ahern (1999, 2002), Botequilha-Leitão (2001) e Botequilha-Leitão e Ahern (2002) mostraram que o planeamento que tem por base científica a ecologia da paisagem assume, como unidade de planeamento a paisagem – definida como um conjunto de ecossistemas em interação. Esta unidade, pela sua dimensão alargada (em comparação, por exemplo, com o ecossistema) pode assegurar alguma redundância ao nível da ocorrência de vários sistemas do mesmo tipo, permitindo absorver o impacto de fenómenos naturais que ocorrem no território, como as cheias, os fogos etc., sem alterar significativamente a estabilidade global da mesma. Adicionalmente a escala da paisagem é a escala da percepção humana do território. A escala da paisagem, na sua observação e planeamento é, então, uma questão fundamental quando o objetivo é promover a sustentabilidade dos sistemas territoriais. A ecologia da paisagem está orientada para a dimensão espacial, proporcionando instrumentos teóricos e empíricos para a compreensão da dinâmica espacial dos processos ecológicos, tornando-se muito útil na comparação de diferentes configurações espaciais. Pode, desta forma, fornecer subsídios para diferentes

instrumentos legais, como planos ou projetos locais ou regionais. Brasil e Portugal reconhecem em seus documentos legais ou textuais a possibilidade de atender essa concepção teórica, mas ainda estamos distantes de assimilar na prática essa linguagem conceitual. No entanto é preciso prosseguir nessa direção, porque o aperfeiçoamento do planejamento de ambos os países, com uma concepção mais voltada à conservação dos recursos naturais e de sustentabilidade forte, exige uma evolução de valores, de percepções e de práticas compartilhadas por uma comunidade e, para esse desafio, a ecologia da paisagem apresenta-se como uma ciência adequada e uma boa ferramenta de interlocução.

REFERÊNCIAS

AGUILERA, F.; BOTEQUILHA-LEITÃO, A. Selección de métricas de la ecología del paisaje mediante ACP para la caracterización de los procesos de alteración del paisaje del Algarve (Portugal). *International Review of Geographical Information Science and Technology*, v. 12, p. 93-121, 2012.

AGUILERA, F.; BOTEQUILHA-LEITÃO, A.; DIAZ-VARELA, E. Detecting multi-scale urban growth patterns and processes in the Algarve Region (Southern Portugal). *Applied Geography*, v. 53, p. 234-245, 2014.

AHERN, J.F. *Greenways as strategic landscape planning: theory and applications*. 2002. Tese (PhD in Environmental Sciences) – Wageningen University, Wageningen, 2002.

BERTOLO, L. S.; LIMA, T. N. P.; SANTOS, R. F. Identifying change trajectories and evolutive phases on coastal landscapes. Case Study: São Sebastião Island, Brazil. *Landscape and Urban Planning*, v. 106, p. 115-123, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.02.009>

BISSONET, J. A.; STROCH, I. *Landscape Ecology and Resource Management*. Washington: Island Press, 2002.

BOTEQUILHA-LEITÃO, A. Towards sustainable human habitats. The role of landscape ecology in urban planning. In: BUNCE, R., JONGMAN, R. H. G. (org.). *Landscape ecology in the Mediterranean: Inside and outside approaches*. Proceedings of the European Iale Conference 29 March–2 April 2005. Iale: Iale Publication Series, v. 3, 2005.

BOTEQUILHA-LEITÃO, A. A participação pública e o planeamento da biodiversidade em Áreas Protegidas. Comunicação oral. In: Instituto da Conservação da Natureza (ICN) e Universidade do Algarve (org.). *A participação pública e os instrumentos de gestão de áreas protegidas*. Olhão: ICN – Parque Natural da Ria Formosa, 2002.

BOTEQUILHA-LEITÃO, A. *Sustainable Land Planning*. Towards a planning framework. Exploring the role of spatial statistics as a planning tool. 2001. Tese (Doutorado em Engenharia do Ambiente) – Universidade de Lisboa, Lisboa, 2001.

BOTEQUILHA-LEITÃO, A. *The role of spatial statistics in landscape ecological planning. Landscape metrics: some considerations on theoretical issues, applications, and available software*. Contribution to the research component on spatial statistics of the Mill River Watershed Study, Springfield, MA. December 1998. Amherst, MA: Department of Landscape Architecture and Regional Planning, University of Massachusetts at Amherst (unpublished report), 1998.

BOTEQUILHA-LEITÃO, A. *Paisagem – Uma visão sistémica*. Relatório da disciplina “Teoria dos Sistemas aplicada aos Recursos Naturais”. Mestrado em Planeamento Mineiro (não publicado). Lisboa: Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, 1995.

BOTEQUILHA-LEITÃO, A.; DIAZ-VARELA, E. An alternative planning paradigm for coastal landscapes and tourism. Spatial metrics as indicators for planning coastal tourism landscapes. *Tourism & Management Studies*, v. 14, n. 1, p. 45-57, 2017.

BOTEQUILHA-LEITÃO, A.; DIAZ-VARELA, E. Land use planning in Portugal: Brief history and emergent challenges. The case of peri-urban landscape of Faro (Algarve Region, Portugal). In: PANAGOULOPOLOS, T. (org.). *New models for innovative management and urban Dynamics*. Faro: COST Publication, European Science Foundation and University of Algarve, 2009, p. 19-40.

BOTEQUILHA-LEITÃO, A.; AHERN, J. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, v. 59, p. 65-93, 2002.

BOTEQUILHA-LEITÃO, A.; MUGE, F. The role of landscape metrics in environmental planning and management of mining activities. In: HEPING, X.; WANG, Y.; JIANG, Y. (org.). *Proceedings of APCOM'2001- 29th International Symposium on Computer Applications in the Minerals Industries*. Beijing: China University of Mining and Technology, p. 713-718, 2001.

BOTEQUILHA-LEITÃO, A.; MUGE, F. A decision support system for planning and management of biodiversity in protected areas (Probio). Proposta para um projecto de investigação submetida ao programa PRAXIS XXI. Call de Janeiro de 1999, aprovado com “Excelente”. Lisboa: CVRM – Centro de Geo-Sistemas, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, 1999.

BOTEQUILHA-LEITÃO, A.; MUGE, F.; PINA, P. Connectivity models – A contribution to the implementation of ecological networks in metropolitan and suburban Areas (CONNECT). Proposta para um projecto de investigação submetida ao programa PRAXIS XXI. Call de Julho de 1998. Lisboa: CVRM-Centro de Geo-Sistemas, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, 1998.

BOTEQUILHA-LEITÃO, A.; MILLER, J. N.; AHERN, J.; MCGARIGAL, K. *Measuring landscapes*. A Planners' Handbook. Washington.: Island Press, 2006.

BOTEQUILHA-LEITÃO, A.; FERREIRA, H.; RIBEIRO, L.; AHERN, J. Towards more transdisciplinary approaches to landscape ecology-based planning. A Portuguese Case-study: the PROBIO project at the Natural Park Sintra-Cascais. In: BUNCE, R., JONGMAN, R. H. G. (org.). *Landscape ecology in the Mediterranean: Inside and outside approaches*. Proceedings of the European Iale Conference 29 March – 2 April 2005. IALE: IALE Publication Series, v. 3, 2005.

BOTEQUILHA-LEITÃO, A.; GRUEAU, C.; FERREIRA, H.; MUGE, F.; AHERN, J. A abordagem metodológica ao planeamento da biodiversidade adoptada pelo projecto PROBIO. In: CVRM – Centro de Geo-Sistemas, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa; Instituto da Conservação da Natureza (ICN) – Parque Natural Sintra-Cascais (PNSC) *Planeamento e Gestão em Áreas Protegidas – Casos de Estudo*. Workshop. Auditório do PNSC. Comunicação oral. Sintra: ICN, 2002, 19 de Junho.

BOTEQUILHA-LEITÃO, A.; GRUEAU, C.; FERREIRA, H.; MUGE, F.; AHERN, J. Decision Support System for Planning and Management of Biodiversity in Protected Areas. The research project PROBIO. In: WARD, A.; BINAGHI, E.; BRIVIO, P. A.; LANZARONE, G. A.; TOSI, G. (org.). *Proceedings of the International Workshop on Geo-Spatial Knowledge Processing for Natural Resource Management*. Varese, Italy: Joint Research Centre, European Commission. June 28-29, 2001, p. 145-151.

BOTEQUILHA-LEITÃO, A.; MARQUES DUARTE, I.; GOMES DA SILVA, P.; FERNANDES, J.; LÚCIO DE SALES, T.; QUINTA-NOVA, L.; GÓMEZ-SAL, A.; SALDAÑA, A. L. (ed.). Livro de resumos da IV Conferência Ibérica de Ecologia da Paisagem. A paisagem como modelo e infraestrutura para adaptação das sociedades às alterações globais. Faro, Portugal: Universidade do Algarve, 2018.

- CALDEIRA CABRAL, F. O Continuum Naturale e a Conservação da Natureza. *In: Serviços de Estudos do Ambiente (SEA) (org.). Comunicações do Seminário sobre Conservação da Natureza*. 18 e 19 de Abril. Lisboa: SEA, 1980, p. 35-54.
- CANCELA DE ABREU, A.; BOTELHO, M. J.; OLIVEIRA, R.; AFONSO, M. *A paisagem na revisão dos PDM*. Orientações para a implementação da convenção europeia da paisagem no âmbito municipal. Lisboa: Direcção Geral do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano, 2011.
- CANCELA DE ABREU, A.; PINTO CORREIA, T.; OLIVEIRA, R. Contributos para a identificação e caracterização da paisagem em Portugal continental. Coleção Estudos 10. Lisboa: Direcção Geral do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano, 2004.
- CANGUEIRO, J. *A estrutura ecológica e os instrumentos de gestão do território*. Porto: Comissão de Coordenação e Desenvolvimento da Região Norte, 2005.
- CARRÃO, H; CAETANO, M. *The effect of scale on landscape metrics*. 2002. Disponível em: <http://www.igeo.pt>. Acesso em: 6 mar. 2009.
- CARVALHO, J. M. *Planeamento urbanístico e valor imobiliário*. As parcerias público-privado: teorias, metodologia, potencial. Cascais: Principia, Publicações Universitárias e Científicas.
- CARVALHO RIBEIRO, S.; LOVETT, A. Associations between forest characteristics and socio-economic development: A case study from Portugal. *Journal of Environmental Management*, v. 90, p. 2873-2881, 2009.
- CASIMIRO, P.C. Uso do solo – Ecologia da paisagem. Quantificação da estrutura da paisagem para análise de padrões espaciais – concelho de Mértola. *GeoInova*, v. 4, p. 125-157, 2001.
- CAVALHEIRO, F.; PRESOTTO, A.; ROCHA, Y. T. Planeamento e projeto paisagístico e a identificação de unidades de paisagem: o caso da Lagoa Seca do Bairro Jardim América, Rio Claro (SP). *Geosp*, v. 13, p. 155-161, 2003.
- CCDR ALGARVE. *Plano Regional de Ordenamento do Território do Algarve*. Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR) do Algarve. Disponível em: <http://prot.ccdr-alg.pt/>. Acesso em: 23 abr. 2020. Volume I – Proposta de Plano. Faro: CCDR Algarve, 2007.
- CCDR ALGARVE. *Plano Regional de Ordenamento do Território do Algarve*. Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR) do Algarve. Relatório Sectorial – Conservação da Natureza e Biodiversidade. Anexo G ao Volume II – Relatório de Caracterização e Diagnóstico. Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Algarve. Faro. Fevereiro de 2004. Disponível em: <http://prot.ccdr-alg.pt/>. Acesso em 23 abr. 2020.
- FELDMAN, S. *Planeamento e zoneamento*. São Paulo: Edusp/Fapesp, p. 1947-1972, 2005.
- FERREIRA, H.; BOTEQUILHA-LEITÃO, A.; GARCIA PEREIRA, H; GRUEAU, C., MUGE, F.; RIBEIRO, L.; AHERN, J. Co-evolução homem-natureza em paisagens culturais. Desenvolvimento de indicadores para o planeamento e gestão da biodiversidade com vista à implementação de um SEAD. *In: USIG (org.). Proceedings ESIG'02 – Encontro Nacional de Utilizadores de Sistemas de Informação Geográfica*. Novembro de 2002, Lisboa. Disponível em: http://www.igeo.pt/servicos/CDI/biblioteca/PublicacoesIGP/esig_2002/papers/p057.pdf. Acesso em: 18 fev. 2008.
- FERREIRA, H.; BOTEQUILHA-LEITÃO, A.; GRUEAU, C.; MUGE, F.; AHERN, J. Public participation in protected areas planning and management (PROBIO project). Case-study: the Natural Park of Sintra-Cascais. *In: ICN (org.). 2nd National Congress on Nature Conservation – Conservation and sustainable use of biological diversity*. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, p. 30, 2001.
- FERNANDES, J. P. Landscape ecology and conservation management – evaluation of alternatives in a highway EIA process. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 20, n. 6, p. 665-680, 2000a.

- FERNANDES, J. P. Data type and scale effects on an EIA process – context versus object approach: a case-study of the evaluation of the impacts of the A2 road in southern Portugal on the Iberian Lynx. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, v. 2, n. 1, p. 19-41, 2000b.
- FORMAN, R. T. T. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. New York: Cambridge University Press, 1995.
- FREIRE, S.; CAETANO, M. Assessment of land cover change in Portugal from 1985 to 2000 using landscape metrics and GIS. In: USIG (org.). *Proceedings of the GISPLANET'05*. Estoril, Portugal: USIG, 2005.
- FUNDAÇÃO FLORESTAL. *Planos de Manejo*. 2009. Disponível em: <http://fflorestal.sp.gov.br/pagina-inicial/planos-de-manejo>. Acesso em: 12 jun. 2017.
- GUTBERLET, J. Zoneamento da Amazônia: uma visão crítica. *Estudos Avançados*, v. 16, p. 1-8, 2002.
- HARDT, E.; SANTOS, R. F.; PEREIRA-SILVA, E. F. L. Evaluating the ecological effects of social agent scenarios for a housing development in the Atlantic Forest. *Ecological Indicators*, v. 36, p. 120-130, 2014.
- ITCG-Instituto de Terras, Cartografia e Geologia do Paraná. *Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Paraná*, 2014. Disponível em: <http://www.itcg.pr.gov.br/arquivos/File/ApresentacaoZEE/ApresentacaoZEE.pdf>. Acesso em 1 dez. 2017.
- LOMBA, A.; BUNCE, R.; JONGMAN, R.; MOREIRA, F.; HONRADO, J. Interactions between abiotic filters, landscape structure and species traits as determinants of dairy farmland plant diversity. *Landscape and Urban Planning*, v. 99, p. 248-258, 2011.
- MAGALHÃES, M. M. R. A Arquitetura Paisagista. Morfologia e complexidade. Lisboa: Editorial Estampa, 2001.
- MAGALHÃES, M. M. R. (coord.); ABREU, M. M.; LOUSÃ, M.; ESPIRITO-SANTO, D.; CORTEZ, N.; CAMPO, S. L.; CUNHA, N. S.; SILVA, P. G. *Estrutura Ecológica Nacional*. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia ISA-Press, 2013.
- [MENEGAT, R.](#); [PORTO, M. L.](#); [CARRARO, C.](#); [FERNANDES, L. D.](#) *Atlas Ambiental de Porto Alegre*. Porto Alegre: Editora UFRGS, 1998.
- MMA. Ministério de Meio Ambiente. *Avaliação Ambiental Estratégica*. MMA, Brasília, 91 p., 2002.
- MMA. Ministério de Meio Ambiente. *Diretrizes Metodológicas para o Zoneamento Ecológico-Econômico do Brasil*. 3. ed. 2006. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/destaques/item/7529-diretrizes-metodologicas>. Acesso em: 1 dez. 2017.
- MMA. Ministério de Meio Ambiente. *Histórico do ZEE*. <http://www.mma.gov.br/destaques/item/8186-historico-do-zee>. Acesso em: 01 dez. 2017.
- MMA. Ministério de Meio Ambiente. *Projeto Orla: fundamentos para gestão integrada*. Brasília: MMA, 2006.
- MONTEIRO, R. A. A.; MORETTO, E. M.; SALINA, D. P.; GOMES, C. S. Environmental Performance and Human Development in the Municipalities of São Paulo. *Ambiente & Sociedade*, v. XVII, p. 217-234, 2014.
- MOREIRA, F.; REGO, F.; FERREIRA, P. G. Temporal (1958-1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: implications for fire occurrence. *Landscape Ecology*, v. 16, p. 557-567, 2001.
- NAVEH, Z. The interactions of landscapes and cultures. *Landscape and Urban Planning*, v. 32, p. 43-54, 1995.

- NAVEH, Z. The role of landscape ecology in the Mediterranean. *In: PINTO-CORREIA, T.; CANCELA DE ABREU, M. (org.). Proceedings of the 1st National Workshop of Landscape Ecology – Challenges for Mediterranean landscape ecology: the future of cultural landscapes – examples from the Alentejo region.* Montemor-o-Novo. Évora: University of Evora, 1998.
- NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A. S. *Landscape Ecology.* Theory and Application. 2. ed. New York: Springer Verlag, 1994.
- PINTO-CORREIA, T.; RAMOS, I. L.; MOREIRA, F. Overview of landscape research and assessment in Portugal. *Belgeo*, v. 2, n. 3, p. 329-336, 2004.
- PIVELLO, V. R.; METZGER, J. P. Diagnóstico da pesquisa em ecologia de paisagens no Brasil (2000-2005). *Biota Neotropica*, v. 7, n. 3, p. 2007.
- ROQUETTI, D. R.; MORETTO, E. M.; SINISGALLI, A. A. A sustainability analysis of environmental management approaches: Prevention, mitigation and compensation. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, v. 6, p. 24-37, 2016.
- RIBEIRO, P. F.; SANTOS, J. L.; SANTANA, J.; REINO, L.; LEITÃO, P. J.; BEJA, P.; MOREIRA, F. Landscape makers and landscape takers: links between farming systems and landscape patterns along an intensification gradient. *Landscape Ecology*, v. 31 n. 4, p. 791-803, 2016.
- SANTOS, R. F. *Planejamento Ambiental: teoria e prática.* São Paulo: Editora Oficina de Textos, 2007.
- SARAIVA, M. G. *O rio como paisagem.* Gestão de corredores fluviais no quadro do ordenamento do território. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian e Fundação para a Ciência e Tecnologia, 1999.
- SHIDA, C. *et al.* Seleção de cem fragmentos de remanescentes de ecossistemas naturais do estado de São Paulo: Projeto Áreas Especialmente Protegidas no Espaço de São Paulo. São Paulo: Fapesp/Fundação Florestal (Processo Fapesp 1998/13.969-8), 2001.
- SILVA, J. B. A. *Memória sobre a necessidade e utilidades do plantio de novos bosques em Portugal.* Lisboa: Academia Real das Ciências, 1815.
- SILVA J. S. V.; SANTOS R. F. zoneamento para planejamento ambiental: vantagens e restrições de métodos e técnicas. *Cadernos de Ciência e Tecnologia*, v. 21, p. 221-263, 2004.
- SILVA, J. S. V.; CARVALHO, J. R. P.; SANTOS, R. F.; FELGUEIRAS, C. A. Zoneamentos Ambientais: quando uma unidade territorial passa a ser considerada homogênea? *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 59, p. 83-92, 2007.
- SUROVÁ, D.; PINTO-CORREIA, T.; MARUSAK, R. Visual complexity and the montado do matter: Landscape pattern preferences of user groups in Alentejo, Portugal. *Annals of Forest Science*, v. 71, p. 15-24, 2014.
- TROPPMAIS, H. Ecossistemas e Geossistemas do Estado de São Paulo. *Boletim de Geografia Teorética*, Rio Claro, v. 37, p. 27-38, 1983.

ORDENAMENTO E PLANEAMENTO FLORESTAL

João Carlos Azevedo, Fernando Pérez-Rodríguez, Gilberto Mendes da Silva e Jacinto Lana

4.2.1. ORDENAMENTO E PLANEAMENTO FLORESTAL EM PORTUGAL

As ciências e a engenharia florestal abordam tradicionalmente sistemas florestais a múltiplas escalas. A conceção de planos e projetos bem como a prática da atividade florestal são desenvolvidas a uma escala que abrange regiões amplas e heterogéneas embora adote simultaneamente escalas mais detalhadas para a sua execução. Da mesma forma, estas áreas são tratadas numa perspectiva temporal alargada, incorporando habitualmente dinâmicas correspondentes a várias décadas.

O ordenamento e o planeamento florestal lidam com a incorporação de um conjunto muito diverso e complexo de questões sociais, económicas, científicas, técnicas e operacionais, num processo dirigido à obtenção de soluções concretas que correspondam às necessidades e aspirações da sociedade em cada momento. Estas questões incluem conceitos (p. ex. funções e serviços de ecossistema, multifuncionalidade), objetivos e expectativas de comunidades humanas nos locais e fora deles (p. ex. interesse de uma comunidade local aumentar a exploração florestal, interesse de uma comunidade urbana reduzir a exploração florestal de forma a aumentar o valor recreativo), conhecimento técnico (p. ex. sistemas silvícolas, modelos de crescimento e produção) e ainda os meios disponíveis para a sua implementação (p. ex. recursos técnicos, humanos, financeiros) e as condições em que ocorrem as intervenções florestais (p. ex. produtividade, risco, vocação dos locais). Com base na consideração combinada e simultânea destas e outras questões são definidos objetivos de gestão, espécies alvo, sistemas de produção e modelos de silvicultura a adotar e a organização das operações (da plantação à exploração) no tempo e no espaço. Subjacente a esta atividade encontra-se a complexidade da paisagem que determina em grande medida o planeamento e ordenamento florestal. As intervenções desenvolvidas nos âmbitos referidos

promovem, por seu turno, alterações na estrutura e funcionamento da paisagem, o que constitui muitas vezes o objetivo dos planos florestais.

4.2.1.1 Breve clarificação de conceitos

Por ordenamento florestal entende-se frequentemente a forma como os povoamentos florestais são estruturados de forma conjunta numa determinada superfície, de acordo com objetivos de gestão estabelecidos. O ordenamento florestal define o que se pretende que numa determinada região os povoamentos florestais sejam em termos de composição, distribuição de árvores por dimensões e no espaço, bem como os objetivos da sua gestão e das intervenções preconizadas.

O ordenamento florestal em Portugal tem um longo e rico historial, remontando a sua origem ao final do Séc. XVIII (ver PINHO, 2014 para uma análise profunda e detalhada da evolução do ordenamento e planeamento florestal em Portugal). Atualmente na lei portuguesa, ordenamento refere-se essencialmente à “organização dos espaços florestais” (PORTUGAL, 1996). De acordo com Portugal (2009, p. 268), ordenamento florestal é “o conjunto de normas que regulam as intervenções nos espaços florestais com vista a garantir, de forma sustentada, o fluxo regular de bens e serviços por eles proporcionados”. Nessa perspectiva, é um conceito essencialmente normativo dizendo, contudo, respeito à forma como o espaço florestal é conceptualizado e gerido no sentido de atingir metas de gestão. Alves *et al.* (2012) definem ordenamento florestal como “conceito tradicional (europeu) de gestão florestal dirigido restrita e especificamente ao planeamento e organização dos povoamentos constituintes de uma mata (unidade de gestão) com vista à obtenção de produções anuais ou em períodos curtos”. Esta é porventura a escala em relação à qual o termo mais frequentemente é utilizado, a da unidade de gestão, entendida como um conjunto de povoamentos geridos de forma integrada. No entanto, o conceito ultrapassa esta escala podendo ser aplicada a escalas muito mais amplas, como a região (ver regiões Prof em 4.2.3).

Planeamento florestal refere-se a todos os processos relativos à conceção e à intervenção na floresta, incluindo princípios, objetivos, processos e práticas a serem implementados em determinada região num determinado período, geralmente amplo. Planeamento florestal é um conceito mais amplo do que ordenamento. O conceito pode aplicar-se tanto ao processo administrativo de

organização do setor, como à organização do espaço no sentido de atingir objetivos estratégicos, ou mesmo à organização das operações de gestão florestal no sentido da otimização de processos e da produção florestal. Confunde-se frequentemente com ordenamento uma vez que ambos os conceitos coincidem em grande parte do seu propósito, mas também na necessidade da organização do espaço e das atividades. Por outro lado, planeamento e ordenamento, confundem-se frequentemente com gestão florestal na medida em que as operações de gestão são organizadas à escala da unidade de gestão e porque a sua execução segue também um processo de planeamento.

Nesta obra, para o caso português, vamos adotar o conceito de planeamento como o processo mais vasto e global de tomada de decisão florestal, integrando o ordenamento e a gestão florestal, a outros níveis. Esta decisão segue o esquema administrativo da autoridade florestal de Portugal, o Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF), que aborda o planeamento como um sistema de instrumentos políticos e técnicos, incluindo princípios gerais para o ordenamento à escala nacional (Estratégia Nacional para as Florestas, Lei de Bases), Planos Regionais de Ordenamento Florestal (Prof) à escala de grandes regiões homogêneas no país e Planos de Gestão de Florestal, à escala das Unidades de Gestão.

O planeamento e ordenamento florestal são influenciados pela evolução de conceitos que a sociedade e os setores económicos vão adotando como os que melhor descrevem as suas preocupações e expectativas (RADICH; BAPTISTA, 2005). Nas últimas décadas têm vindo a ganhar destaque conceitos e objetivos com uma forte componente ecológica e espacial na sua origem, como *landscape forestry*, multifuncionalidade, gestão multiobjetivo, serviços de ecossistema e outros, os quais implicam a adoção de abordagens espaciais e funcionais com base na compreensão dos padrões espaciais e verticais que ocorrem à escala da paisagem (COULSON *et al.*, 2014)

4.2.2.2 Planos de Ordenamento e Planos de Gestão Florestal em Portugal

Os Planos (atualmente Programas) Regionais de Ordenamento Florestal (Prof) avaliam as potencialidades dos espaços florestais, definem espécies a privilegiar nas ações de expansão ou reconversão da floresta, identificam

modelos gerais de silvicultura e de gestão de recursos mais adequados, definem áreas críticas do ponto de vista do risco de incêndio, da sensibilidade à erosão e da importância ecológica, social e cultural, e definem normas de silvicultura e de utilização sustentada de recursos a aplicar nestes espaços (PORTUGAL, 1996). De acordo com a mesma Lei de Bases, “a organização dos espaços florestais faz-se, em cada região, através de planos de ordenamento florestal, numa ótica de uso múltiplo e de forma articulada com os planos regionais e locais de ordenamento do território” (PORTUGAL, 1996, p. 2569). Os Prof definem e aplicam assim o ordenamento e planeamento florestal (e em grande medida o ordenamento territorial) à escala regional, mas também municipal e, de acordo com a versão mais recente, intermunicipal. Estabelecidos originalmente sobre 21 regiões do país em 2006/2007 em articulação com a Estratégia Nacional para as Florestas (PORTUGAL, 2006), aplicam-se atualmente, após a revisão concluída em 2019, a 7 grandes regiões (Entre Douro e Minho, Trás-os-Montes e Alto Douro, Centro Interior, Centro Litoral, Lisboa e Vale do Tejo, Alentejo e Algarve) (PORTUGAL, 2019a-2019g). Essas grandes regiões são por sua vez subdivididas em sub-regiões homogêneas. As orientações, modelos, zonamentos, entre outros aspetos, serão futuramente incorporadas nos planos de ordenamento do território à escala municipal (Planos Diretores Municipais).

Os Plano de Gestão Florestal (PGF) são os instrumentos de ordenamento florestal à escala da exploração ou unidade de gestão. O plano de gestão florestal é o

[...] instrumento de administração de espaços florestais que, de acordo com as orientações definidas no Prof, determina, no espaço e no tempo, as intervenções de natureza cultural e de exploração dos recursos, visando a produção sustentada dos bens e serviços por eles proporcionados e tendo em conta as actividades e os usos dos espaços envolventes (AFN, 2009, p. 24).

Os PGF são definidos por um conjunto de normas técnicas (AFN, 2009) que pressupõem uma organização do espaço em talhões subdivididos em parcelas ou mesmo subparcelas. Pressupõem ainda o mapeamento e análise espacial de usos e funções florestais (zonamento funcional) na área do Plano e, finalmente, a definição de objetivos nessa área, também de forma espacial. Incluem a definição de um programa de infraestruturas relativas à rede viária florestal, “rede de faixas de gestão de combustível (primária, secundária e terciária) e/ou mosaicos de parcelas de gestão de combustíveis necessários à

compartimentação dos povoamentos e à protecção de edificações” (AFN, 2009, p. 19), pontos de água e outras infraestruturas de defesa da floresta e edifícios de apoio à gestão e ao recreio. Apesar de tal não ser explícito no processo e na definição das normas técnicas para a sua elaboração, pela dependência que os objetivos de gestão florestal apresentam em relação à distribuição de estruturas e funções no espaço, os PGF são propícios à aplicação de teoria geral e princípios da ecologia da paisagem, mas sobretudo de métodos práticos e ferramentas, na sua formulação.

O ordenamento e planeamento florestal incidem diretamente sobre a estrutura da paisagem assumindo que tal contribui para assegurar os processos e funções preconizados. A ecologia da paisagem desde os seus primórdios estuda aspetos da estrutura da paisagem florestal que são de interesse para o ordenamento florestal (AZEVEDO *et al.*, 2014). Esses incluem dimensão, forma e padrão de distribuição das manchas de floresta (por vezes de áreas de corte) bem como, a outro nível, a conectividade/fragmentação de elementos particulares na paisagem, como floresta ripícola ou floresta nativa. Diversidade de tipos de elementos da paisagem é também habitualmente um aspeto importante a considerar, nomeadamente pelo efeito que tem na definição do “caráter” e valor estético e ecológico da paisagem.

4.2.2.3 Aplicações de ecologia da paisagem na prática florestal em Portugal

A penetração da ecologia da paisagem nos meios e setores profissionais relacionados com as florestas em Portugal é muito modesta (AZEVEDO *et al.*, 2012a). As afinidades que existem entre a ecologia da paisagem e a engenharia florestal, tanto ao nível da conceção de planos e projetos como da sua implementação, como referido anteriormente, levaram a crer numa grande adesão da prática profissional florestal a este ramo da ecologia. Da mesma forma, a introdução do ensino da ecologia da paisagem em formações florestais superiores criou expectativas no mesmo sentido (AZEVEDO *et al.*, 2012b), não correspondidas ao nível do exercício da atividade florestal. Como hoje se constata, a contribuição da ecologia da paisagem para o setor florestal em Portugal tem sido mínima. Apesar disso, algumas áreas relacionadas com o ordenamento e planeamento florestal continuam a ser naturais campos de implementação de teoria e prática da ecologia da paisagem, tais como a

prevenção de fogos florestais, a certificação florestal e o ordenamento e gestão florestal. Está atualmente em fase de discussão no país o Programa de Transformação da Paisagem (PTP) dirigido a paisagens florestais de elevado risco de incêndio que prevê a sua transformação no sentido de aumentar a sua resiliência, sustentabilidade e valorização.

A ser implementado, este programa deverá aumentar significativamente o interesse do setor florestal pela ecologia da paisagem num futuro próximo. Entretanto, os exemplos de aplicações da ecologia da paisagem no ordenamento e planeamento florestal permanecem escassos.

4.2.2.4 Otimização de gestão florestal com FlorNExTPro®

Existem diversas ferramentas de otimização da gestão florestal que consideram o espaço e o tempo na definição das melhores soluções para problemas de gestão complexos. Muitas delas são espacialmente explícitas, considerando relações espaciais entre unidades e práticas de gestão em análise (p. ex. MARTINS; BORGES, 2007; GARCIA-GONZALO *et al.*, 2015). FlorNExTPro® é uma ferramenta informática concebida para gestão florestal multiobjetivo de unidades de gestão complexas, compostas por diversos povoamentos de diferentes dimensões, idade, densidade, produtividade e outras características (PÉREZ-RODRÍGUEZ *et al.*, 2018). A ferramenta foi concebida para florestas de pinheiro bravo (*Pinus pinaster*) na região de Bragança, Nordeste de Portugal. O pinheiro bravo é a espécie florestal mais abundante na região, onde foi utilizada em programas de florestação desde meados do Séc. XX. Apesar da elevada disponibilidade da espécie, não existiam até muito recentemente, ferramentas informáticas para a sua gestão na região. FlorNExTPro® ajuda o gestor florestal a encontrar a melhor solução possível para a gestão combinada de um conjunto de povoamentos heterogêneos, considerando objetivos e restrições de diferentes naturezas e ainda riscos, como é o caso do fogo (PÉREZ-RODRÍGUEZ *et al.*, 2018).

FlorNExTPro® combina modelos de crescimento, produção e gestão (PÉREZ-RODRÍGUEZ *et al.*, 2016) com rotinas de otimização matemática, considerando a distribuição espacial dos povoamentos à escala da paisagem. Permite gerar um conjunto de potenciais alternativas de gestão ao longo do tempo e do espaço entre as quais se seleciona a melhor com base em metodologias de otimização matemática (p. ex. programação linear).

A utilização da ferramenta segue um processo com os seguintes passos (PÉREZ-RODRÍGUEZ *et al.*, 2018):

1. **input e gestão de dados espaciais:** definição dos limites geográficos das unidades homogêneas de gestão (povoamentos florestais); a informação espacial (vetorial) pode ser preparada em ambiente SIG e importada posteriormente, embora a aplicação permita executar tarefas simples de criação e edição de polígonos, e ainda gerir atributos dos elementos espaciais, nomeadamente adicionando ou modificando campos e editando a informação associada;
2. **caracterização dos povoamentos:** descrição do estado biométrico das unidades homogêneas discretizadas espacialmente (povoamentos) com base num conjunto de variáveis de entrada: ano do inventário, idade (anos), altura dominante (m), densidade (número/ha), área basal (m²/ha), Índice de qualidade da Estação (m), percentagem de coberto florestal (se aplicável) (%) e declive médio (%);
3. **geração de alternativas e aplicação de restrições:** cálculo de todas as combinações e sequências possíveis de operações de gestão (desbaste e corte final) a que todos os povoamentos podem estar sujeitos num número e duração de períodos estabelecidos pelo utilizador; estas alternativas podem ser da ordem das centenas ou milhares, dependendo do número de unidades e de períodos de gestão e das operações previstas. Para reduzir o número de alternativas podem-se aplicar restrições como “idade mínima de corte”, “idade mínima”, “idade máxima de desbaste” e “número de períodos” entre operações (desbastes e cortes finais);
4. **definição de objetivos e limitações:** definição dos objetivos da otimização incluindo a maximização de um indicador clássico da análise de projetos como o Valor Atual Líquido (VAL), calculado a partir do retorno gerado pelos desbastes e cortes finais e uma taxa de desconto, mas também a maximização do crescimento do volume, maximização da fixação de carbono, e minimização do

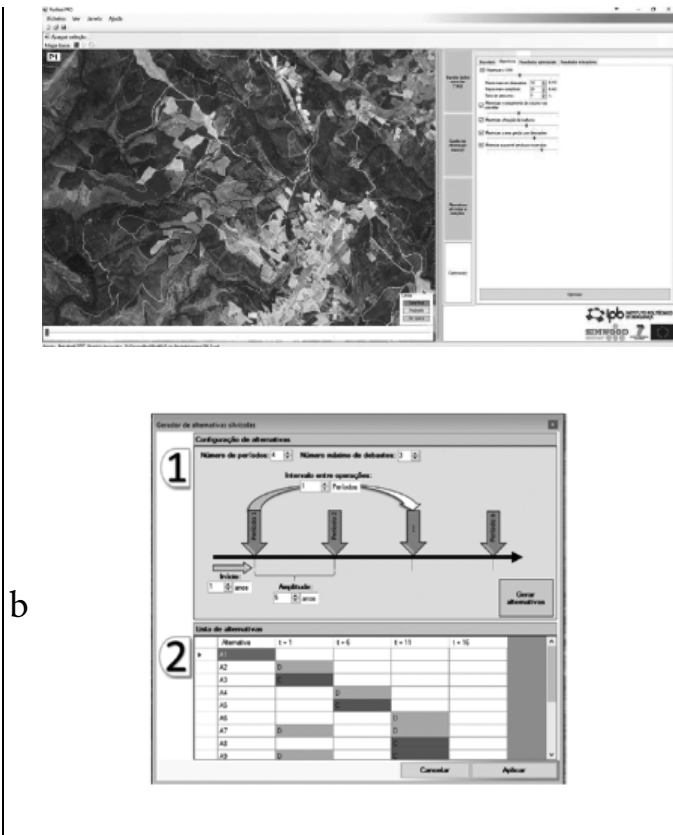
volume perdido por incêndios florestais; o peso dos diferentes objetivos pode ser ajustado pelo utilizador;

5. **construção do problema:** construção algébrica do problema a ser resolvido pelo programa; o procedimento consiste em aplicar a cada povoamento todas as alternativas de gestão possíveis, registando-se em cada caso os valores dos indicadores de acordo com pesos seleccionados no passo anterior.
6. **obtenção de uma solução:** apresentação da solução de otimização para o problema construído, por meio de técnicas de programação linear; no final deste processo FlorNExTPro[®] fornece outputs com informação relativa às alternativas de gestão seguidas em cada parcela ao longo do período de simulações, valores de indicadores adotados, volume em pé e extraído ao longo do processo bem como informação espacial relativamente à aplicação de medidas de gestão e da condição de cada povoamento.

A utilização de FlorNExTPro[®] permite construir cenários de gestão de acordo com objetivos (e respetivos pesos) e restrições definidos no âmbito da economia florestal, os quais podem ser avaliados em termos de padrão espacial ao longo do período a que a gestão florestal diz respeito (Figura 1). Um exemplo da utilização desta ferramenta para comparação de alternativas de gestão numa região do Nordeste de Portugal pode ser encontrado em Correia (2017). Diferentes composições e configurações espaciais de paisagens florestais podem ser geradas como condições de partida para o processo de otimização de acordo com hipóteses a testar (dimensão de povoamentos, diversidade de tipos ou idades ou densidades de povoamentos florestais etc.) e obtidos os padrões que resultam de intervenções de gestão florestal no conjunto dos povoamentos. De igual forma, a ferramenta permite encontrar cenários de gestão de áreas atualmente homogéneas no sentido do aumento da heterogeneidade à escala da paisagem.

Figura 1 – Interface gráfica de FlorNExTPro[®] apresentando resultados para a melhor solução de gestão do conjunto de parcelas visualizado (a) e gerador de alternativas de gestão silvícola para produção de todas as alternativas para todas as parcelas a partir da definição de número e duração dos períodos de gestão e do número e regularidade de desbastes (b)

a



Fonte: elaborado pelos autores

4.2.4.5 Plano de Gestão Florestal da Mata Nacional das Dunas de Quiaios

O Plano de Gestão Florestal da Mata Nacional das Dunas de Quiaios (2011-2026) (AFN, 2010) é um dos raros casos de planos de gestão inspirados na ecologia da paisagem em Portugal. Embora a aplicação da ecologia da paisagem seja particularmente apelativa à escala destes planos, verifica-se que eles não sofrem influência significativa desta área do conhecimento. De facto, as centenas de PGF aprovados para todo o país aplicam diretamente os procedimentos previstos nas Normas Técnicas de Elaboração dos Planos de Gestão Florestal. No caso da Mata Nacional das Dunas de Quiaios, porém, foi adotada pelos promotores uma abordagem de base científica suportada por uma análise bibliográfica profunda e pela utilização de conceitos e métodos da ecologia da paisagem. A Mata Nacional das Dunas de Quiaios (Concelho da Figueira da Foz, 6040ha) é propriedade pública desde 1923. A sua estrutura ao longo do séc. XX obedecia a uma malha regular composta por 190 talhões retangulares de 800 x 400m (32ha), essencialmente de pinheiro bravo (*Pinus*

pinaster). O novo Plano de Gestão Florestal, para o período de 2011 a 2026, pretendia criar a médio/longo prazo um padrão mais heterogéneo da paisagem florestal com base na consideração de estocasticidade na definição da localização, dimensão e forma das unidades da paisagem florestal (Figura 2). O aumento da heterogeneidade da paisagem foi perspectivado ainda por meio da extensão da idade de corte final dos povoamentos para uma média de 100 anos (mínimo de 80 anos) aumentando a diversidade de condições dos povoamentos presentes, para além de criar condições de maior complexidade estrutural no interior dos povoamentos, e do estabelecimento de áreas abertas dominadas por vegetação herbácea e/ou matos baixos.

O Plano abordava ainda, especificamente, a forma das orlas a uma escala mais fina e preconizava intervenções para aumentar a sua irregularidade, mas também para atenuar o contraste com elementos da paisagem desprovidos de vegetação (aceiros, rede viária). As bordaduras eram ainda consideradas como *buffers* em relação a corpos de água e a áreas cortadas. Preconizava ainda o estabelecimento e manutenção de corredores ao longo de linhas de água constituídos por espécies folhosas tradicionais e largura entre 20 e 60 metros.

A ferramenta informática HARVEST (GUSTAFSON, 1996), versão 6.1, foi usada na definição da localização, dimensão e forma das áreas a sujeitar a corte final, bem como da sequência de cortes a seguir. Contrariamente à aplicação apresentada na secção anterior (FlorNExTPro®), HARVEST não se destina a encontrar soluções ótimas ou subótimas, mas apenas simular os efeitos de alternativas de ordenamento e gestão florestal no padrão de paisagens florestais. No entanto, dados os objetivos da sua conceção e a sua simplicidade, HARVEST tem elevado interesse na análise das alterações na estrutura de paisagem resultantes de planos de gestão florestal ou medidas a outros níveis.

Figura 2 – Esquema de áreas a submeter a cortes finais em povoamentos de pinheiro bravo (esquerda) e cronologia detalhada dessas intervenções (direita) de acordo com o Plano de Gestão Florestal da Mata Nacional das Dunas de Quiaios





Fonte: AFN (2010)

4.2.3 ORDENAMENTO E PLANEJAMENTO FLORESTAL NO BRASIL

Os conceitos de ordenamento e de planejamento florestal no Brasil são pouco distinguidos até mesmo por profissionais deste setor. Há, entretanto, um entendimento geral de que ordenamento é o resultado da compatibilização de um conjunto de regras, normas, oportunidades e restrições naturais existentes ou construídas em um território. As escalas desses instrumentos são distintas, como por exemplo, os territórios municipais, regionais, estaduais ou federais, ou ainda, os territórios de bacias hidrográficas.

Uns dos mais relevantes exemplos de ordenamento florestal no Brasil é a Lei 12.651/2012, conhecida como Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012), que define critérios para uso do solo rural em todo o território do país. Destacam-se também as legislações florestais estaduais e os zoneamentos ecológicos-econômicos como ordenadores de territórios existentes no Brasil.

Em propriedades privadas é mais comum a aplicação do termo plano de manejo florestal ou planejamento florestal. E esse plano de manejo deve

contemplar análises complexas dos aspectos de um determinado território, incluindo as normas legais e as aptidões ambientais. O termo plano de manejo é também usado como regramento para o território de Unidades de Conservação da Natureza e áreas situadas no entorno destas unidades e, como nas propriedades privadas, estes planos de manejo devem sempre atender os requisitos das regras e leis dos territórios onde estão inseridos.

Por conseguinte, a análise dos conceitos apresentada acima leva a interpretação de que o termo ordenamento é adequado para escalas maiores e planejamento para escalas menores, pois a prática do segundo conceito deve ocorrer em observância às normas e leis do território em que fazem parte. Assim, o planejamento florestal é entendido como um instrumento construído a partir do ordenamento florestal.

4.2.3.1 Contributos da ecologia da paisagem para o ordenamento florestal no Brasil

A paisagem é uma unidade heterogênea, composta por um complexo de unidades interativas (em geral, ecossistemas, unidades de vegetação ou de uso ou ocupação de terras), cuja estrutura pode ser definida pela área, forma e disposição espacial (grau de proximidade e de fragmentação) destas unidades, sendo que esta heterogeneidade deve existir para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação (METZGER, 2001).

A heterogeneidade que constitui uma paisagem engloba aspectos geomorfológicos e de recobrimento, tanto naturais quanto aqueles inseridos pelo homem, sejam eles econômicos ou culturais. Por isso, a ecologia da paisagem é uma área de conhecimento que considera o desenvolvimento e a dinâmica da heterogeneidade espacial, as interações e trocas espaciais e temporais através de paisagens heterogêneas, as influências da heterogeneidade espacial nos processos bióticos e abióticos e o manejo da heterogeneidade espacial (RISSER *et al.*, 1984). É uma ciência interdisciplinar que lida com as interações entre a sociedade humana e seu espaço de vida, natural e construído (NAVEH; LIEBERMAN, 1994).

O planejamento na escala da paisagem deve incluir os aspectos legais que regem um determinado espaço territorial, tratado neste capítulo pela abordagem sobre o Código Florestal Brasileiro e sobre como a aplicação desta

lei pode ser um instrumento para ampliar valores da paisagem, notadamente aqueles voltados para a conservação da biodiversidade, equilíbrio ecossistêmico e proteção dos recursos hídricos. A aplicação de conceitos da ecologia de paisagem no Brasil é ainda incipiente. A ocupação da paisagem historicamente priorizou a utilização das terras com maiores aptidões e, aquelas protegidas por leis ou com baixas aptidões para uso foram destinadas à conservação, nas formas previstas nas legislações florestais. O resultado da ocupação do território com apenas estas premissas, na maioria das vezes gerou condições desfavoráveis para sustentação das atividades econômicas implantadas. A paisagem resultante desse processo de ocupação apresenta-se com áreas protegidas fragmentadas, solos densamente utilizados, inadequação de uso em relevos acidentados e outras ameaças aos recursos que sustentam a economia das propriedades rurais dessas paisagens.

4.2.3.2 O Código Florestal Brasileiro

A Lei 12.651, de 12 de maio de 2012 (BRASIL, 2012), amplamente conhecida no Brasil como Código Florestal, foi atualizada em 2012, mas mantém suas premissas fundamentais desde 1965. Desde essa data o Código Florestal prevê a obrigatoriedade da implantação e manutenção de áreas de reserva legal e de preservação permanente. As áreas de reserva legal devem ocupar uma porção territorial mínima de 20% da área total das propriedades rurais e as áreas de preservação permanente devem ser alocadas ao longo das margens dos rios e lagos, nos topos de morros e montanhas, em encostas íngremes e em outras condições excepcionais que requerem condição especial de preservação.

As áreas de reserva legal possuem flexibilidade para tomada de decisão sobre a alocação nas propriedades rurais, desde que a área ocupada com esta categoria de cobertura do solo seja equivalente a uma ocupação mínima de 20% da área total da propriedade rural. Esse percentual é definido para grande parte do território brasileiro, exceto no Bioma Amazônico, onde o percentual é de 80% das propriedades e no Bioma Cerrado situado nos limites da Amazônia Legal, onde o percentual é de 35%.

Essa regra de alocação da reserva legal sem localização previamente definida proporciona a oportunidade para a utilização do conhecimento científico sobre ecologia de paisagem objetivando a efetivação da alocação

destas áreas de forma a ampliar os resultados de conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos.

A obrigatoriedade de definição e implantação de áreas de reserva legal e de preservação permanente pelo Código Florestal Brasileiro cria uma condição que favorece muito a conservação de biodiversidade e dos recursos hídricos em terras privadas. A efetiva implantação destas duas modalidades de proteção de biomas nativos mantém percentuais de usos do solo com vegetação nativa em aproximadamente 30% dos territórios. E se estas áreas estiverem adequadamente distribuídas nas propriedades rurais, a vegetação protegida poderá proporcionar a conectividade entre as áreas protegidas e contribuir para aumentar valores de biodiversidade em escala regional, como por exemplo, a conservação de espécies da fauna silvestre que demandam grandes territórios de vida.

Na escala das propriedades, a disposição espacial adequada das áreas de reserva legal e de preservação permanente proporciona uma permeabilidade da paisagem que favorece também a proteção das culturas agrícolas, aproximando as espécies predadoras das pragas que atacam as plantações. Isso ocorre, sobretudo quando a alocação das áreas de reserva legal é feita de forma a interromper grandes extensões de terras cultivadas com apenas uma cultura agrícola.

4.2.3.3 O Código Florestal Brasileiro e a Ecologia da Paisagem

O cumprimento do Código Florestal, notadamente a alocação e implantação de áreas de reserva legal, desalinhado de fundamentação sobre ecologia de paisagem, não necessariamente gera resultados satisfatórios de conservação da biodiversidade. Como já citado anteriormente, as áreas de reserva legal podem ser alocadas em qualquer lugar da propriedade, desde que seja cumprido o percentual de cobertura do solo previsto no Código Florestal. Todavia, em diferentes condições de relevo e de densidade hidrográfica, as estratégias para alocação de áreas de reserva legal podem ser diferentes, conforme os exemplos apresentados a seguir.

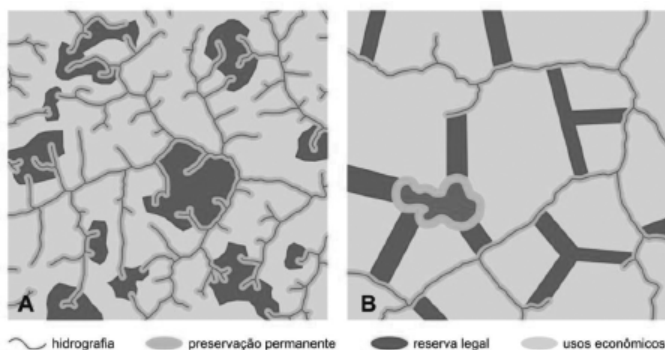
A Figura 3 apresenta duas situações distintas de relevo e densidade hidrográfica. São situações comuns encontradas nos relevos do Brasil. A Figura 3A apresenta uma área montanhosa, onde a hidrografia é mais densa e a rede de drenagem é predominantemente conectada. A Figura 1B apresenta

uma área com relevo suave, onde a hidrografia é menos densa e a rede de drenagem, embora possa ser conectada, está intercala por extensos territórios interfluviais.

No caso apresentado na Figura 3A, a alocação das áreas de reserva legal junto às áreas de preservação permanente é suficiente para a formação de uma rede de habitats conectados. Esta conexão é viabilizada por meio das áreas de preservação permanente hídricas. Os resultados dessa estratégia podem ser melhorados quando as áreas de reserva legal são alocadas à montante das nascentes até o divisor de águas. Dessa forma, quando essa estratégia é adotada nas duas vertentes, elas se conectam também às áreas de preservação permanente de bacias hidrográficas diferentes.

Já no caso apresentado na Figura 3B, a alocação das áreas de reserva legal é feita de forma a conectar as áreas de preservação permanente. Com a adoção de faixas de vegetação nativa implantadas atravessando os interflúvios obtém-se a conectividade entre áreas de preservação permanente hídricas situadas nas extremidades destas faixas. Possibilita também a conexão de ecossistemas lacustres isolados com as demais áreas de preservação permanente, tornando estes locais estratégicos para formação de ilhas de biodiversidade (áreas fontes).

Figura 3 – Alocação de áreas de reserva legal em relevo montanhoso (A) e suave (B)

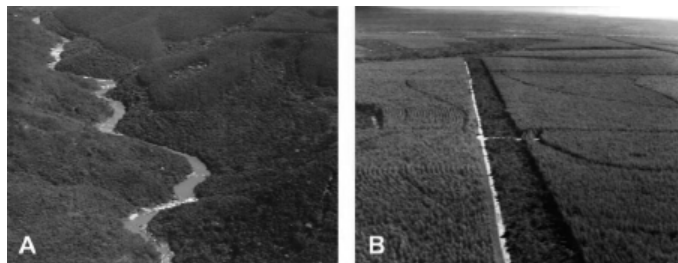


Fonte: elaborado pelos autores

A implantação de estratégias como essas resulta na criação de uma paisagem em manchas, com ilhas de biodiversidade (áreas fontes) e corredores que propiciam o fluxo gênico entre os fragmentos de habitats, formando um sistema ecológico viável para estabelecimento de metapopulações. Ou seja, a rede de vegetação nativa formada por estas estratégias possibilita a viabilidade da interação entre populações, e pode ser adotada como uma estratégia para conservação da biodiversidade em terras privadas e públicas em escala regional.

As fotos apresentadas na Figura 4 apresentam as duas estratégias descritas, sendo que a foto “A” apresenta a conexão das áreas de reserva pelas áreas de preservação permanente, em relevo montanhoso e, a foto “B” apresenta a conexão das áreas de preservação permanente pelas áreas de reserva legal, em relevo suave. A foto “A” refere-se a uma área montanhosa situada no Bioma Mata Atlântica do leste do estado de Minas e a foto “B” refere-se a uma área com relevo variando de plano a suave situada no Bioma Cerrado, na região central de Minas Gerais.

Figura 4 – Fotografias das estratégias para promoção de conectividade em paisagem com relevo montanhoso (A) e com relevo suave (B)



Fonte: Foto A – Propriedade da empresa Cenibra; Foto B – Propriedade da empresa V & M Florestal

Essas estratégias, planejadas num contexto de restauração florestal, devem incorporar conhecimentos de biologia da conservação e de fenologia das espécies a serem plantadas de forma a criar corredores que sejam atrativos para a fauna silvestre a ser beneficiada.

Nesse caso, a redução da fragmentação por meio da restauração florestal, deve ser entendida também como uma das técnicas para ampliar a sustentabilidade da produção agrícola, aumentando a proteção das culturas com um isolamento proporcionado pela vegetação nativa. Dessa forma, pode ser criada uma paisagem onde os cultivos agrícolas são fragmentados e inseridos numa matriz onde as terras destinadas à conservação são conectadas entre si. Essa condição amplia a permeabilidade da paisagem para os organismos nativos e é uma estratégia de manejo da paisagem que contribui para a sustentabilidade das atividades agrícolas.

Uma paisagem com remanescentes de vegetação nativa conectados tem sua permeabilidade ampliada, possibilitando uma circulação mais efetiva de organismos e propágulos. Essa permeabilidade ampliada é de alto valor para os usos econômicos existentes nestes territórios, notadamente porque proporciona maior proteção biológica dos cultivos agrícolas. Essa maior proteção biológica se dá porque a ampliação da conectividade aproxima organismos que são pragas de culturas de seus predadores naturais que habitam as áreas com vegetação nativa. Em paisagens com florestas nativas e com cultivos intensivos de árvores esse fato é comum e pode ser exemplificado pela observação frequente de predação de lagartas por aves silvestres. A ampliação da permeabilidade da paisagem é também de alto valor para possibilitar uma efetiva polinização das culturas agrícolas.

A proteção e a conservação do sistema hidrográfico conferidas pela alocação das áreas de reserva legal à montante das nascentes é também um importante destaque positivo da adoção de uma estratégia técnica para implantação do Código Florestal.

É importante também salientar que os esforços para implantação do Código Florestal gerando melhores resultados de conservação da biodiversidade e de proteção dos recursos hídricos devem ser consideradas como estratégias de desenvolvimento regional no âmbito de políticas públicas, pois envolve atores públicos e privados, numa escala regional e com geração de resultados de bem estar para a coletividade.

4.2.3.4.5 Silvicultura e Ecologia de Paisagem

A atividade de silvicultura no Brasil, diferentemente das demais atividades agrícolas, vem sendo regida desde seus primórdios pelos órgãos ambientais e não pelas secretarias de agricultura estaduais ou ministério da agricultura. Esse histórico privou a atividade florestal de diversos benefícios e incentivos governamentais para as culturas agrícolas.

Por outro lado, esse tratamento diferenciado tornou o setor florestal brasileiro exemplar no cumprimento da legislação florestal, sobretudo no atendimento da demarcação e implantação das áreas de preservação permanente e de reserva legal.

Critérios de atendimento às certificações internacionais e licenciamentos ambientais também tornaram o setor florestal no Brasil diferenciado ambientalmente das demais culturas agrícolas. Isso porque tornou obrigatória a apresentação de monitoramentos ambientais e de demonstrar melhorias contínuas dos processos do manejo florestal.

Nesse contexto, o manejo em mosaico vem sendo adotado como forma a harmonizar os impactos do manejo florestal com a conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos.

Conceitualmente, o manejo em mosaico é considerado uma estratégia capaz de beneficiar a conservação de recursos hídricos, a conservação da biodiversidade e as economias em escala local e regional.

Isso ocorre porque a distribuição espacial do manejo em mosaico implica em distribuir de forma mais equitativa possível, espacialmente e temporalmente, a realização das operações do manejo florestal, num contexto

espacial que inclui áreas protegidas e cultivadas, vilas, cidades e vizinhos em pequenas, médias e grandes propriedades rurais.

Como exemplo, para que uma unidade de produção florestal possa ser manejada em mosaico, deve-se ter uma delimitação territorial, que poderá ser uma bacia hidrográfica e, neste território, deve ser implantada uma base florestal com unidades inequidicas, de forma que as operações de colheita, plantio, regeneração, manutenção e construção e manutenção de estradas sejam distribuídas de forma mais equitativa possível ao longo do tempo.

Assim, distribuem-se os impactos ambientais temporalmente, evitando picos de altas intensidades, mantém-se possibilidades de movimentação, refúgio, abrigo e habitat para a fauna silvestre, gera-se oportunidades de trabalho ininterrupto para as populações vizinhas ou inseridas nas unidades de manejo em mosaico.

Nesse contexto, a atividade florestal pode contribuir positivamente para a conservação da biodiversidade, considerando a existência e os benefícios da manutenção de áreas protegidas com alta conectividade. Isso propicia condições para perpetuação da vida de populações de diversas espécies de fauna e flora, notadamente devido ao intenso fluxo gênico e ao baixo nível de intervenção ambiental realizado nas propriedades (ciclos culturais mínimos de sete anos).

Além das áreas protegidas, as plantações florestais proporcionam, diferentemente de outras culturas agrícolas, condições de refúgio, abrigo e circulação da fauna silvestre. Isso ocorre porque o aspecto florestal dessa cultura é amigável para espécies dependentes florestais, como os primatas e crassídeos. Espécies desses grupos dependem de ambientes florestais para seus deslocamentos na paisagem e são observadas utilizando as plantações florestais para circulação entre os habitats nativos, demonstrando que estas plantações são mais permeáveis que outras culturas agrícolas (Figura 5).

Figura 5 – Espécies dependentes florestais utilizando plantações de eucalipto como vias de acesso entre os remanescentes de vegetação nativa



Fonte: o autor

Trata-se de uma característica da silvicultura que deve ser mantida e melhorada por meio de manejo em mosaico, restauração florestal, enriquecimento da flora, educação ambiental junto às comunidades vizinhas e aprimoramento do manejo a partir da evolução do conhecimento dos processos ecológicos, como por exemplo, dos períodos reprodutivos das espécies da fauna silvestre.

Essas características das plantações florestais as tornam excelentes amortecedoras de impactos aos ecossistemas protegidos, sobretudo pelo ciclo longo desta atividade, pela baixa movimentação de máquinas e equipamentos, pelo efeito protetor de bordas e pela proteção contra incêndios florestais que é vital para o sucesso dos cultivos. De modo geral, o contexto das plantações florestais, considerando também as áreas de reserva legal e de preservação permanente, torna a atividade silvicultural muito propícia para ampliar a proteção e aumentar os valores de biodiversidade em zonas de amortecimento de Unidades de Conservação.

4.2.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O ordenamento e o planejamento florestal em Portugal e no Brasil exercem-se sobre paisagens florestais, nas quais se considera a heterogeneidade intrínseca da paisagem, mas na qual se intervenciona também no sentido de atingir objetivos distintos de relevância económica, ambiental e social.

Em Portugal, a prática do ordenamento e planejamento florestal faz-se sentir sobretudo ao nível de grandes regiões, sub-regiões, municípios e unidades de gestão florestal enquadrada em instrumentos definidos e

implementados à mesma escala. Destacam-se nesta análise Planos de Ordenamento Florestal (Prof) e os Planos de Gestão Florestal (PGF).

Apesar das afinidades existentes entre o ordenamento e planeamento florestal e a ecologia da paisagem a vários níveis, a contribuição da ecologia da paisagem para o desenvolvimento de trabalhos nestas áreas tem sido mínima em Portugal, o que limita os casos de estudo que podem ser analisados.

O ordenamento florestal no Brasil é um instrumento que define regras gerais para nortear a utilização organizada do território, e sua elaboração é normalmente entendida como uma atribuição de Estado. Os principais exemplos de ordenamento florestal no Brasil estão apresentados na forma de leis, como o Código Florestal Brasileiro, as leis estaduais e os zoneamentos ecológicos-econômicos. Considerando estes ordenamentos são elaborados os planejamentos florestais, aplicáveis a escalas menores, como terras privadas e Unidades de Conservação da Natureza.

O Código Florestal Brasileiro é um instrumento de ordenamento florestal que objetiva fornecer as bases para uma utilização organizada do território rural em todo o país. A partir destas bases, é possível planejar o uso do território de forma utilizar as terras e garantir que parte das áreas sejam protegidas. Todavia, ao aplicar no planejamento do uso do território os conceitos da ciência ecologia de paisagem, obtém-se resultados melhores de conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos, fundamentais para o equilíbrio ecossistêmico que sustenta o possível desenvolvimento de atividades econômicas e bem-estar das populações humanas e de todas as formas de vida.

REFERÊNCIAS

AFN. *Normas técnicas de elaboração dos planos de gestão florestal*. Lisboa: Autoridade Florestal Nacional, 2009.

AFN. *Plano de Gestão Florestal da Mata Nacional das Dunas de Quiaios (2011 – 2026)*. Águeda: Direcção Regional de Florestas do Centro, Unidade de Gestão Florestal do Centro Litoral, 2010.

ALVES, A. A. M. *Técnicas de produção florestal*. Lisboa: Instituto Nacional de Investigação Científica, 1988.

AZEVEDO, J. C.; HONRADO, J. P.; RAMOS, I. L. Ecologia da paisagem e suas aplicações profissionais em Portugal: os casos da gestão florestal e da conservação da biodiversidade. *Ecologi@*, v. 5, p. 13-24, 2012a.

AZEVEDO, J. C.; HONRADO, J. P.; RAMOS, I. L. O ensino da ecologia da paisagem em Portugal. *Ecologi@* v. 5, p. 8-12, 2012b.

AZEVEDO, J. C.; PERERA, A. H.; PINTO, M. A. Forest landscape ecology and global change: an introduction. In: AZEVEDO, J. C.; PERERA, A. H.; PINTO, M. A. (ed.). *Forest landscapes and global change*:

challenges for research and management. New York: Springer-Verlag, 2014, p. 1-28.

BRASIL. *Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012*. Institui o Código Florestal Brasileiro. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, 2012.

CORREIA, M. F. *Estudo, análise e evolução do impacto do desenvolvimento de ferramentas informáticas na gestão florestal na região do nordeste transmontano*. 2017. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, 2017.

COULSON, R. N., BIRT, A., TCHAKERIAN, M. D. Forest landscape management in response to change: the practicality. In: AZEVEDO, J. C.; PERERA, A. H.; PINTO, M. A. (ed.). *Forest landscapes and global change: challenges for research and management*. New York: Springer-Verlag, 2014, p. 227-248.

GARCIA-GONZALO, J.; BUSHENKOV, V.; MCDILL, M. E.; BORGES, J. G. A. Decision Support System for assessing trade-offs between ecosystem management goals: an application in Portugal. *Forests*, v. 6, p. 65-87, 2015.

GOMES, A. M. A. *Fomento da arborização nos terrenos particulares: planeamento para o Sul do Tejo*. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1969.

GUSTAFSON, E. J. Expanding the scale of forest management: allocating timber harvests in time and space. *Forest Ecology and Management*, v. 87, p. 27-39, 1996.

MARTINS, H.; BORGES, J. G. Addressing collaborative planning methods and tools in forest management. *Forest Ecology and Management*, v. 248, p. 107-118, 2007.

METZER, J. P. O que é ecologia de paisagens. *Biotaneotropica*, v. 1, p. 1-9, 2001.

NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A. *Landscape ecology: theory and application*. New York: Springer-Verlag, 1994.

PÉREZ-RODRÍGUEZ, F.; NUNES, L.; AZEVEDO, J. C. Solving multi-objective problems for multifunctional and sustainable management in maritime pine forest landscapes. *Climate*, v. 6, p. 81, 2018.

PÉREZ-RODRÍGUEZ, F.; NUNES, L.; SIL, A.; AZEVEDO, J. A. FlorNExT®, a cloud computing application to estimate growth and yield of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) stands in northeastern Portugal. *Forest Systems*, v. 25, eRC08, 6 pages, 2016.

PORTUGAL. Lei n.º 33/96 de 17 de Agosto de 1996. Lei de Bases da Política Florestal. *Diário da República n.º 190/1996*, Série I-A, 1996.

PORTUGAL. Resolução do Conselho de Ministros n.º 114/2006, de 15 de Setembro de 2006. *Diário da República n.º 179/2006*, Série I, 2006.

PORTUGAL. *Decreto-Lei n.º 16/2009* de 14 de Janeiro de 2009. *Diário da República n.º 29/2009*, Série I, 2009.

PORTUGAL. Portaria n.º 52/2019 de 11 de fevereiro de 2019. *Diário da República n.º 29/2019*, Série I, 2019a.

PORTUGAL. Portaria n.º 53/2019 de 11 de fevereiro de 2019. *Diário da República n.º 29/2019*, Série I, 2019b.

PORTUGAL. Portaria n.º 54/2019 de 11 de fevereiro de 2019. *Diário da República n.º 29/2019*, Série I, 2019c.

PORTUGAL. Portaria n.º 55/2019 de 11 de fevereiro de 2019. *Diário da República n.º 29/2019*, Série I, 2019d.

PORTUGAL. Portaria n.º 56/2019 de 11 de fevereiro de 2019. *Diário da República n.º 29/2019*, Série I, 2019e.

PORTUGAL. Portaria n.º 57/2019 de 11 de fevereiro de 2019. *Diário da República n.º 29/2019*, Série I, 2019f.

PORTUGAL. Portaria n.º 58/2019 de 11 de fevereiro de 2019. *Diário da República n.º 29/2019*, Série I, 2019g.

RADICH, M. C.; BAPTISTA, F. O. Floresta e sociedade: um percurso (1875-2005). *Silva Lusitana*, v. 13, p. 143-157, 2005.

RISSER; P. G.; KARR, J. R.; FORMAN, R. T. T. *Landscape ecology, directions and approaches* – Special Publication 2. Champaign, Illinois: Natural History Survey. 1984.

CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Alexandre Uezu, Laury Cullen Jr, Fernando Lima, Claudio Valladares-Padua, Adriano Paglia, Carlos Godinho, Pedro Salgueiro, Rui Lourenço

4.3.1 INTRODUÇÃO: IMPORTÂNCIA DA ECOLOGIA DA PAISAGEM PARA A BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO

Os conhecimentos gerados pela Ecologia da Paisagem têm sido amplamente utilizados para orientar ações práticas da Biologia da Conservação. A Ecologia da Paisagem tem contribuído em muitos avanços no conhecimento sobre o processo de perda e fragmentação de habitats (FAHRIG, 2003; HADDAD *et al.*, 2015); os limiares ecológicos (RADFORD *et al.*, 2005); a recuperação de áreas degradadas (TAMBOSI *et al.*, 2014); a influência da matriz, corredores ecológicos (DAMSCHEN *et al.*, 2006) e *stepping stones* na conectividade da paisagem (UEZU *et al.*, 2008); os efeitos de borda (PFEIFER *et al.*, 2017); a percepção das espécies sobre a paisagem (UEZU *et al.*, 2005); e o impacto de diversos distúrbios antrópicos, tais como: a presença de estradas, mineração, barragens, entre outros. Esses conhecimentos têm implicações diretas sobre a priorização de áreas para criação de Unidades de Conservação, na seleção de áreas a serem recuperadas, no manejo de espécies exóticas e invasoras e na manutenção e conservação da diversidade genética, das espécies ameaçadas de extinção e dos serviços ecossistêmicos (LINDENMAYER *et al.*, 2006). Essas correspondências criam uma forte interdependência entre Ecologia da Paisagem e Biologia da Conservação.

Esses conhecimentos têm o potencial de embasar políticas públicas que busquem uma melhor ordenação do uso do solo com base nas características da paisagem. Ao analisar conjuntamente ecossistemas naturais e aqueles alterados pelos seres humanos, essa disciplina permite uma perspectiva multidisciplinar que possibilita conciliar dois interesses comuns em uma paisagem e que, há não muito tempo, acreditava-se antagônicos: da conservação ambiental e da produção rural. Dessa forma, a Ecologia da Paisagem possui interfaces com outros campos de conhecimento, como a

Economia (Ecológica e a tradicional), as ciências florestais e agrárias, a Ecologia da Restauração, a Sociologia, e as ciências políticas.

Além de considerar a dimensão espacial como fator fundamental para a ocorrência de inúmeros processos, a ecologia da paisagem considera também a dimensão temporal como fator decisivo. Uma paisagem mais nova, ou seja, recém-modificada, apresentará muitas correspondências e correlações com a composição e configuração da paisagem anterior, enquanto paisagens mais antigas, provavelmente apresentarão uma resiliência e uma estabilidade de seus padrões relativamente maiores. Diante dessas diferenças, podemos supor que a conservação em terras brasileiras e portuguesas apresenta uma diferença primordial, baseada no tempo que moldou e compôs suas paisagens. No Brasil, as paisagens são mais jovens nas quais muitos processos ecológicos, como a perda das espécies, ainda não se efetivaram, ou seja, não correspondem ao padrão atual das paisagens, como é o caso do Pontal do Paranapanema que veremos a seguir, em que provavelmente muitas espécies ainda não foram extintas por uma questão de tempo. Já em Portugal as paisagens foram moldadas por vários milhares de anos de atividades humanas, incluindo diferentes práticas agrícolas, pastorícia e exploração florestal, sendo que a paisagem de Montado é um exemplo de paisagem moldada por vários usos que tiveram um forte papel na biodiversidade atual.

4.3.2 ESTUDO DE CASO BRASILEIRO – CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NA PAISAGEM DO PONTAL DO PARANAPANEMA

4.3.2.1 Dinâmica socioeconômica e ambiental do Pontal

A região do Pontal do Paranapanema apresenta uma história recente de desmatamento. Até meados da década de 1956 a região contava com mais de 300.000 ha de Mata Atlântica de interior ainda em estágio prístino, o que representava cerca de 80% da cobertura do solo da região (UEZU; METZGER, 2016). Atualmente esse número caiu para 19%, uma mudança rápida e substancial que teve consequências ambientais e socioeconômicas profundas (DEAN, 1996; Figura 1).

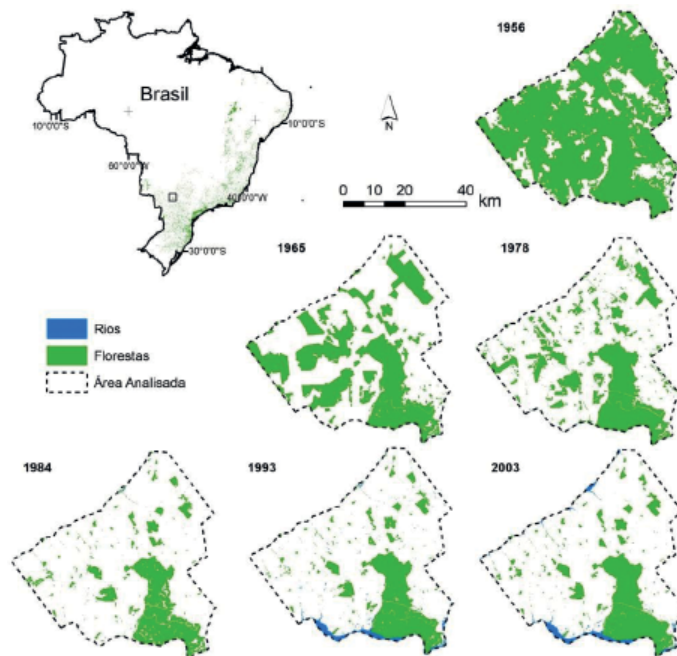
Do lado socioeconômico, a região foi cenário de intensas lutas pela terra. Inicialmente, a região que havia sido decretada como Reserva Florestal (Decreto-Lei n.º 13.075, de 25 de novembro de 1942) foi intensamente

desmatada por grandes fazendeiros. Uma ferrovia, hoje desativada, foi construída para escoar a madeira da região. Desse processo se configurou uma paisagem dominada por grandes fazendas de criação de gado extensiva. Na década de 1970, a expansão da cana-de-açúcar acrescentou mais um elemento nessa paisagem, que se intensificou mais tarde, em 2008. Na década de 1980, o Movimento Sem Terra provoca a maior mudança social na região. Ao ter conhecimento de que as grandes fazendas da região eram terras devolutas, inicia-se um intenso processo de ocupações dessas áreas, que entre lutas armadas, negociações e intermediação do governo, culmina com o assentamento de milhares de famílias na região. Hoje em dia os assentamentos correspondem a mais de 20% da região. O acordo estabelecido pelo governo foi a legalização de títulos de propriedades aos fazendeiros, em troca de parte das áreas da propriedade para serem destinadas à reforma agrária.

Ao longo desse período, muitas espécies presenciaram a destruição e fragmentação de seu habitat natural. Aquelas que persistiram concentram-se sobretudo no Parque Estadual do Morro do Diabo, o maior fragmento de Floresta Estacional Semidecidual do Estado, com ~35000 ha, e nos outros fragmentos maiores (>400 ha) e bastante isolados, como aqueles que compõem a Estação Ecológica do mico-leão-preto (CULLEN-JUNIOR *et al.*, 2013). Muitas dessas espécies inspiram mais cuidados devido ao seu grau de ameaça, este é o caso do mico-leão-preto; dos grandes mamíferos como a onça-pintada, catetos, queixadas e a anta; e de muitas espécies de aves, como o macuco, a arara-vermelha-grande e a araponga.

Após grandes e rápidas mudanças, a ocupação da região configurou-se em grandes fazendas de gado e cana-de-açúcar, grandes assentamentos rurais com culturas um pouco mais diversificadas, e alguns poucos grandes remanescentes florestais, que abrigam uma alta diversidade biológica, e que estão entremeados nessas culturas predominantes da região.

Figura 1 – Dinâmica de desmatamento na região do Pontal do Paranapanema-SP



Fonte: o autor

4.3.2.2 O Tempo de Latência para extinção

Como o desmatamento da região do Pontal do Paranapanema é relativamente recente, foi observado que para as espécies de aves mais sensíveis existe um tempo de latência entre esses distúrbios e a perda das espécies, ou seja, provavelmente muitas espécies estão na região ou nos principais remanescentes por uma questão de tempo. A diversidade de espécies ainda não se conformou com a redução dos remanescentes florestais, sobretudo dos maiores. Isso foi evidenciado ao se observar que as riquezas dos grupos funcionais mais sensíveis de aves eram mais bem explicadas por um parâmetro de paisagem passada, o tamanho dos fragmentos em 1978 (UEZU; METZGER, 2016). Esse resultado indica que para conservar as aves da região não basta apenas proteger os remanescentes florestais, mas é preciso restaurar parte da floresta perdida no processo de ocupação da região. Porém, ao mesmo tempo que indicam uma urgência das ações, esses resultados apresentam uma oportunidade para evitar a perda da biodiversidade por meio da restauração florestal.

Possivelmente esses resultados observados para as aves devem ocorrer com outros animais da região, principalmente aqueles com ciclo de vida mais longo

(LINDBORG; ERIKSSON, 2004), como os grandes mamíferos como a onça-pintada e queixadas, e espécies que estão logo abaixo das condições limites para sustentar uma metapopulação (BROOKS *et al.*, 1999; HANSKI; OVASKAINEN, 2002; BULMAN *et al.*, 2007), como o mico-leão-preto. Uma evidência desse processo lento de perda é a ausência desta última espécie em um dos fragmentos grandes da região (~2000 ha), que compõem a Estação Ecológica do Mico Leão Preto, em que seu último avistamento foi feito na década de 90, possivelmente consolidando um processo de extinção local (ver seção “A Metapopulação de mico-leão-preto”).

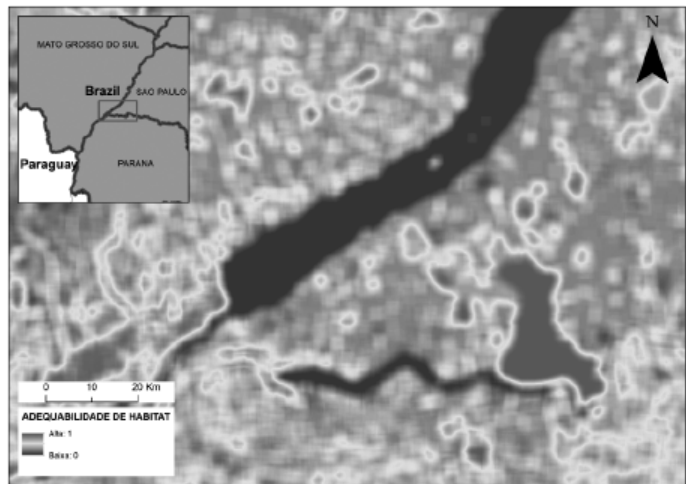
4.3.2.3 Interação entre as espécies na paisagem fragmentada: processos em cadeia

O mosaico de fragmentos florestais no Pontal do Paranapanema ainda preserva grande diversidade de mamíferos de médio e grande porte (LIMA *et al.*, 2017). No entanto a composição das espécies varia de acordo com o tamanho, histórico de fragmentação e distância do Parque Estadual do Morro do Diabo. Os maiores predadores (i.e. onça-pintada [*Panthera onca*] e a onça-parda [*Puma concolor*]) foram registrados em alguns fragmentos (LIMA, 2009). No entanto, mesmo os maiores fragmentos (~2.000 ha) não são grandes o suficiente para garantir a permanência de indivíduos residentes dessas espécies, sendo que a região forma um gradiente de áreas apropriadas para essa espécie (Figura 2). A grande capacidade de deslocamento dessas espécies na paisagem permite que utilizem vários fragmentos como parte de seu território (CULLEN JR *et al.*, 2013). A presença intermitente ou mesmo sua ausência na maior parte dos fragmentos têm importantes consequências na cadeia trófica (ESTES *et al.*, 2011). Uma dessas consequências é conhecida como a “liberação do médio-predador”, quando os predadores de médio porte assumem a dominância da cadeia trófica na ausência de grandes predadores (PRUGH *et al.*, 2009; BRASHARES *et al.*, 2009).

No Pontal do Paranapanema, amostragens realizadas com armadilhas fotográficas detectaram alta densidade de jaguatiricas (*Leopardus pardalis*), um felino de médio porte, em áreas onde a onças-pintadas e pumas não foram registrados (LIMA, 2009). Novas amostragens realizadas nos ~2.000 ha de áreas restauradas em um corredor de biodiversidade conectando o Parque Estadual do Morro do Diabo a um dos fragmentos da Estação Ecológica Mico-leão-preto indicam a persistência deste padrão. Nessas áreas foram detectadas

grandes densidade de jaguatiricas e cachorros-do-mato (*Cerdocyon thous*), um canídeo de médio porte. Os efeitos das alterações na cadeia trófica e potenciais ameaças às populações de aves e roedores – principais presas de médio-predadores – estão sendo estudadas pelo IPÊ-Instituto de Pesquisas Ecológicas.

Figura 2 – Adequabilidade de habitat para onça-pintada na região do Pontal do Paranapanema. A coloração avermelhada indica as áreas com maior probabilidade de serem ocupadas por esses felinos



Fonte: Cullen-Junior *et al.* (2013)

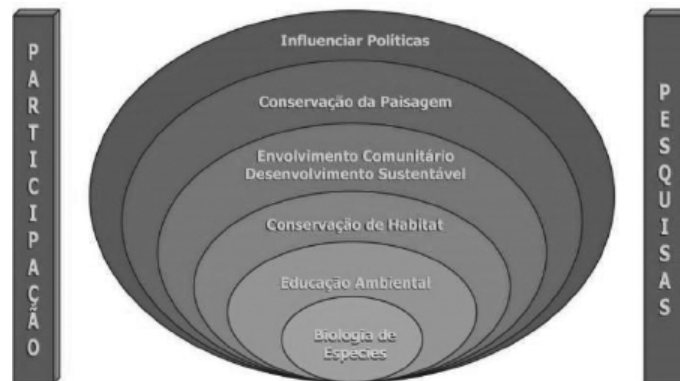
4.3.2.4 A Metapopulação de mico-leão-preto: políticas públicas, envolvimento comunitário e planejamento da paisagem

Uma espécie símbolo da região é o mico-leão-preto, categorizada como Em Perigo de Extinção (KIERULFF *et al.*, 2008). Esse primata ocorre apenas no parque estadual do Morro do Diabo e em três fragmentos grandes da região. Análises de viabilidade populacional mostraram que as populações nos fragmentos tendem a desaparecer ao longo do tempo caso o isolamento entre essas populações persista (VALLADARES-PADUA *et al.*, 1993). Esses resultados foram obtidos em 1993 para quatro fragmentos da região, no entanto, como evidência de que as previsões estavam apontando para direções corretas, verificamos atualmente que em um desses fragmentos já não encontramos mais a espécie, provavelmente devido à baixa capacidade de suporte desses fragmentos para manterem populações viáveis (causando o tempo de latência). Esses resultados novamente indicam a necessidade de restaurar parte da conectividade perdida no processo de desmatamento e fragmentação florestal.

Diante desse cenário, os pesquisadores do IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas, uma organização da sociedade civil, vêm trabalhando desde a década de 80 para reverter esse quadro de ameaça à biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos. A estratégia adotada segue o modelo de conservação do IPÊ que aborda diferentes esferas, que parte da biologia das espécies às políticas públicas (Figura 3). Em termos de ações relacionadas com o planejamento e manejo da paisagem se destacam:

Influência em políticas públicas – criação da Esec Mico-Leão-Preto, em 2002, com o objetivo de proteger os remanescentes de Mata Atlântica, que servem de habitat para essa espécie ameaçada de extinção. Os estudos realizados pelos pesquisadores do IPÊ, desde a década de 1980, contribuíram para criar as justificativas e embasamentos para a definição e criação dessa Unidade de Conservação (Figura 4).

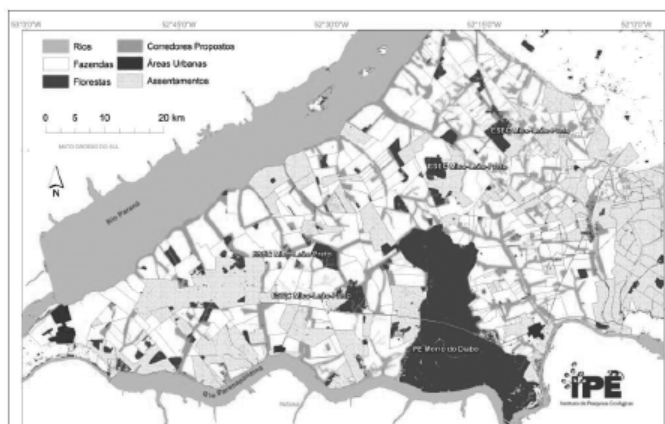
Figura 3 – Modelo de conservação adotado para a região do Pontal do Paranapanema, pelo IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas



Fonte: o autor

Planejamento da paisagem – “Mapa dos Sonhos” – com o objetivo de restaurar parte da floresta que foi perdida nas últimas décadas, foi realizado um mapeamento para indicar as áreas prioritárias para restauração. A fim de ter um argumento baseado na legislação ambiental, foi calculado para cada propriedade da região (>100 ha) o passivo ambiental de reservas legais e áreas de preservação permanente, de acordo com o código florestal. Com base nesses números para cada propriedade foi planejada a área que deveria ser restaurada. Os critérios para definir a localização dessas áreas tiveram o intuito de aumentar os tamanhos dos fragmentos maiores e conectar através de corredores esses remanescentes (Figura 4; UEZU; CULLEN JR., 2012).

Figura 4 – Proposição para criação de corredores Ecológicos conectando os principais remanescentes do Pontal do Paranapanema



Fonte: o autor

Envolvimento comunitário – criação de bosques agroflorestais – nos assentamentos rurais do Pontal, devido à dificuldade em criar corredores contínuos de florestas entre os remanescentes de Mata Atlântica, visto que os lotes são relativamente pequenos, a estratégia foi a criação de bosques agroflorestais dispersos na paisagem que funcionassem como trampolins ecológicos ou *stepping stones* (Figura 5). Esses bosques agroflorestais têm aproximadamente 1 ha e são compostos por espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica e outras culturas perenes e anuais entremeadas às espécies nativas, como o café, a mandioca, o abacaxi e árvores frutíferas. Estudos com aves que utilizam esses elementos da paisagem mostraram que embora algumas espécies não se beneficiem com essas estruturas (por exemplo, espécies muito sensíveis que não conseguem sair dos fragmentos florestais), outras espécies podem utilizar esses bosques na transição pela paisagem e dessa forma ajudar na dispersão de sementes pela paisagem (UEZU *et al.*, 2008). Esse processo é fundamental, sobretudo, entre remanescentes florestais para promover a diversidade genética das plantas. Além do benefício ecológico, com o aumento da conectividade, essas áreas ainda têm a função de geração de renda para os assentados e representam aumento na segurança alimentar para essas famílias. Levantamentos recentes têm mostrado a viabilidade econômica dos SAFs, indicando que vale a pena investir nesses sistemas produtivos, visto que o retorno econômico é relativamente rápido (2 a 4 anos), trazendo benefícios ambientais e socioeconômicos.

Figura 5 – Sistema Agroflorestal, com 16 anos, com árvores nativas e café sombreado no Assentamento Água Sumida, Pontal do Paranapanema – SP



Fonte: o autor

Restauração Florestal – Criação de corredores entre UCs – Na região do Pontal já foram restaurados ~1200 ha de florestas. Sendo que uma área importante é a criação do corredor que liga as duas Unidades de Conservação da região, a Esec Mico-Leão-Preto com o Parque Estadual do Morro do Diabo, com 780 ha de corredor (Figura 6). Os primeiros estudos sobre a biodiversidade nesse corredor mostram que muitas espécies já utilizam esse corredor, tais como, jaguatirica, puma, anta, gato-do-mato, gato-mourisco, tamanduás e muitas aves (Figura 7).

Figura 6 – Corredor florestal restaurado na margem do rio Paranapanema, que liga o PE Morro do Diabo com a Esec Mico-Leão-Preto, no Pontal do Paranapanema



Fonte: o autor

Figura 7 – Jaguatirica fotografada transitando pelo corredor que conecta o PE Morro do Diabo e a Esec Mico-Leão-Preto



Fonte: o autor

Além da função de corredor Ecológico para muitas espécies, essa área restaurada ainda promove o fornecimento de muitos serviços ecossistêmicos que vêm sendo monitorados pelo IPÊ, como a melhoria da qualidade e regularidade da água e o estoque de carbono. Esses serviços representam o valor do capital natural gerado pelos ecossistemas (COSTANZA *et al.*, 1997). Na região do Pontal, as empresas de energia, ao financiarem essas restaurações, estão agregando valor ao capital natural da empresa (Quadro 1).

Quadro 1 – O Capital Natural em paisagens restauradas

Frente aos desafios para se combater as mudanças climáticas e a fragmentação florestal, projetos de restauração em larga escala são uma realidade. Esse fato tem demandado a valoração dos serviços prestados por essas áreas vegetadas, ou ainda o “Capital Natural” representado. Esse capital é estimado pela valoração dos serviços ecossistêmicos prestados pelas áreas em processo de restauração. Serviços ecossistêmicos são benefícios gerados pelas funções ecológicas dos organismos em um ecossistema natural, usados secundariamente pelos seres humanos. Entre os serviços gerados pelos ecossistemas destacam-se: a regulação da água, controles biológicos, regulação de gases (e.g. o sequestro de carbono pelas florestas) e a polinização. Um desafio para verificar os impactos sobre a perda dos serviços ecossistêmicos é a sua valoração, visto que muitos desses serviços não têm valor de mercado e seus benefícios são indiretos. No entanto, essas medidas são essenciais para que possamos comparar os diversos tipos de uso do solo de uma região, a fim de verificarmos quais são os mais adequados em termos ambientais, econômicos e sociais. Estimativas globais, considerando os principais serviços ecossistêmicos, projetam que esse valor chegue a U\$33 trilhões por ano (COSTANZA *et al.*, 1997). Do ponto de vista econômico, são muito motivadoras a importância e a oportunidade de desenvolvimento de ferramentas para valoração de parte do “Capital Natural” de Instituições brasileiras. As empresas e instituições precisam, portanto, avançar na incorporação do Capital Natural e seus serviços ecossistêmicos em seus processos de tomada de decisão, sob pena de terem suas imagens comprometidas junto à sociedade e seu público consumidor, perdendo competitividade nos mercados em que atuam. Aquelas que antes empreenderem nesse sentido certamente terão vantagens competitivas para crescer, prosperar e assumir a liderança dos mercados onde atuam.

Fonte: o autor

4.3.2.5 Pesquisa e ações para uma paisagem futura sustentável

Diversos fatores, ambientais, sociais, econômicos e políticos, conduziram à atual condição da paisagem do Pontal do Paranapanema. Da mesma forma, para reverter o quadro de degradação estabelecido e garantir a conservação da biodiversidade e uma paisagem sustentável no futuro é preciso considerar os diferentes atores da região que influenciaram na composição e configuração dessa paisagem. Entre estes, os principais são os fazendeiros, os assentados da reforma agrária, a agroindústria e as empresas de energia. Por essa razão, o planejamento dessa paisagem futura deve considerar as demandas, as atividades e os interesses desses atores regionais.

Muitas pesquisas ainda são necessárias no Pontal para investigar como as espécies respondem às modificações antrópicas, quais e quantos são os serviços ecossistêmicos gerados pelas florestas e como restaurar mais eficientemente uma floresta (de forma mais rápida e com menor custo). No entanto, os estudos devem considerar não apenas a visão do conservacionista, mas também do produtor e do gestor público e, dessa forma, englobar temas como: a viabilidade econômica das alternativas de produção sustentáveis, como os SAFs, sistemas silvipastoris e silviculturais; a valoração dos serviços ecossistêmicos; as externalidades (negativas e positivas) produzidas pelas atividades produtivas; modelos econômicos para incentivar a adequação das propriedades rurais; e a adoção das melhores práticas nos sistemas produtivos rurais.

É improvável voltarmos à paisagem prístina, anterior a década de 50, quando a região era formada por um contínuo florestal, no entanto, a paisagem futura deverá essencialmente ter dois papéis: na manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos e no desenvolvimento socioeconômico de maneira sustentável. O desafio é imenso, como era a Grande Reserva do Pontal, porém o grau mais elevado de degradação já passou, na década de 1980, e o caminho rumo a essa paisagem sustentável, embora, infelizmente não tão rápido como foi a devastação da região.

4.3.3 A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NA PAISAGEM DE MONTADO EM PORTUGAL

4.3.3.1 Descrição do sistema montado

O montado é um sistema dominado por quercíneas com cobertura arbórea igual ou superior a 10% (≥ 20 árvores/ha), no qual existe intervenção humana ocasional ou frequente, de carácter multifuncional, e onde ocorre uma ou mais das seguintes actividades – florestal, pastoril, cinegética e/ou turística (Figura 8).

As espécies de árvores dominantes no montado são o sobreiro *Quercus suber* (árvore nacional de Portugal) e a azinheira *Q. rotundifolia*, cuja distribuição mundial está praticamente restrita à bacia do Mediterrâneo. Em Portugal, estas espécies ocupam uma área superior a 1 milhão de hectares, representando 34% da área florestal nacional. Em áreas de montado podem ainda ocorrer, pontualmente, outras espécies de quercíneas e também coníferas como o pinheiro-manso *Pinus pinea* e o pinheiro bravo *P. pinaster*. A densidade arbórea dos povoamentos é bastante variável, desde montados esparsos (10-20% de cobertura) com uma maior exploração da componente pastoril, a montados densos ($> 50\%$ de cobertura) onde a componente florestal é a dominante.

O montado é um sistema que depende da gestão humana e orientado para a produção agro-silvo-pastoril, assentando a sua sustentabilidade nesta multifuncionalidade de usos. É composto por diversos sistemas de produção que abrangem a exploração da floresta (cortiça, lenha, carvão, mel, plantas aromáticas e medicinais e cogumelos), a pastorícia (carne, queijo e lã), a cinegética e o turismo. Todas estas actividades podem ocorrer em montados de sobreiro e azinho, com a excepção do aproveitamento da cortiça.

A cortiça é a casca do sobreiro, um tecido 100% natural, que cresce continuamente ao longo da vida da árvore. A cortiça tem diversas características que a tornam única (impermeável, elástica, compressível, isolante térmica e acústica etc.), com a vantagem de poder ser retirada sem causar danos aos sobreiros. O descortiçamento é feito de forma manual, sem recurso a maquinaria. A primeira tirada de cortiça ocorre aos 25 anos de idade, sendo depois descortiçada em ciclos de nove anos. Apesar das diversas aplicações que tem na indústria (desde painéis de isolamento até à roupa), a mais conhecida são as rolhas para as garrafas de vinho.

Figura 8 – Paisagem de montado no sul de Portugal, mostrando a heterogeneidade típica



Fonte: o autor

4.3.3.2 Importância dos montados para a biodiversidade de aves

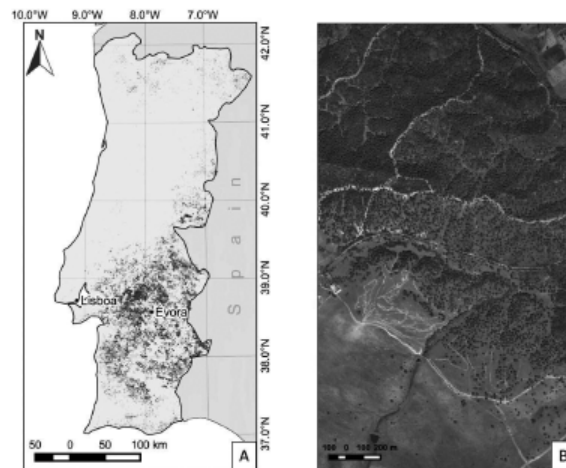
Os montados são reconhecidos como *hotspots* de biodiversidade, o que resulta da sua heterogeneidade paisagística, onde podemos encontrar uma matriz florestal com diferentes densidades, áreas abertas e bolsas de vegetação arbustiva natural mediterrânea (RABAÇA *et al.*, 1990; BLONDEL; ARONSON, 1999; DÍAZ *et al.*, 2003; HARROP, 2007). Esse habitat é importante para vários grupos (plantas vasculares, cogumelos, insectos, mamíferos etc.) mas a abundância e diversidade de aves é particularmente relevante, sendo o habitat florestal com maior riqueza de espécies na Península Ibérica (TELLERÍA, 2001). Esse facto resulta da matriz variegada que permite a ocorrência de espécies agrícolas – p. ex. trigueirão (*Emberiza calandra*) e cartaxo-comum (*Saxicola rubicula*) –, de orla – p. ex. picanço-barreteiro (*Lanius senator*) e escrevedeira-de-garganta-preta (*Emberiza cirrus*) – e florestais – p. ex. tentilhão (*Fringilla coelebs*) e trepadeira-azul (*Sitta europaea*) – no mesmo espaço (DÍAZ *et al.*, 1997; GODINHO; RABAÇA, 2011; CATARINO *et al.*, 2016). No global, o montado alberga mais de um terço das 300 espécies que ocorrem regularmente em Portugal, das quais 92 são nidificantes e 18 ocorrem exclusivamente no inverno. Algumas das espécies mais emblemáticas que nidificam em áreas de montado são a cegonha-preta (*Ciconia nigra*), a águia-imperial (*Aquila adalberti*) e o abutre-preto (*Aegypius monachus*), todas classificadas como espécies ameaçadas. No inverno destacam-se os efectivos de grou (Grus) e pombo-torcaz (*Columba palumbus*).

4.3.3.3 Implicações da estrutura do montado no estudo da fragmentação da paisagem e seus efeitos na Biodiversidade

As alterações da paisagem estão entre as causas de maior impacto na biodiversidade a nível global (FISCHER; LINDENMAYER, 2006) devido à perda, redução, isolamento e diminuição da qualidade de fragmentos de habitat (FAHRIG, 2003; WILSON *et al.*, 2016). Os seus impactos estão na origem de extinção de espécies, alteração de processos ecológicos e depleção de serviços dos ecossistemas (HADDAD *et al.*, 2015; MITCHELL *et al.*, 2015).

O montado, enquanto sistema agroflorestal tradicionalmente moldado por atividades humanas, assume caracteristicamente uma estrutura variegada (*sensu* McINTYRE; HOBBS, 1999), onde o coberto arbóreo varia entre áreas densamente florestadas até planícies predominantemente agrícolas com escasso estrato arbóreo ou pequenas bolsas de árvores isoladas (Figura 9; PINTO-CORREIA *et al.*, 2011).

Figura 9 – (A) Distribuição dos sistemas agroflorestais (manchas cinzento escuras) em Portugal continental (segundo a nomenclatura da Carta de Uso e Ocupação do Solo (COS) de Portugal Continental para 2007; IGP 2010); e (B) exemplificação da estrutura variegada do sistema montado onde o coberto arbóreo varia entre áreas densamente florestadas até planícies predominantemente agrícolas.



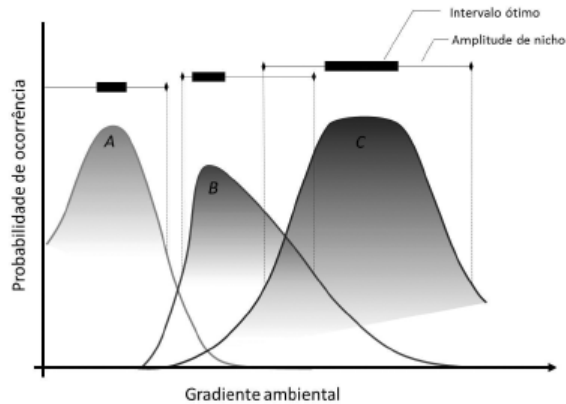
Fonte: o autor

Nesse tipo de sistema, em que as condições de habitat e disponibilidade de recursos variam espacialmente de forma gradual, são patentes os constrangimentos associados a modelos teóricos amplamente aplicados para estudar a fragmentação (e.g., biogeografia de ilhas, MACARTHUR; WILSON, 2016), que caracterizam a paisagem como um mosaico de parcelas de habitat propício envoltas numa matriz hostil. Na sua generalidade, esses modelos assumem uma classificação artificial dos usos do solo (percepção antropocêntrica), muitas vezes não congruente com os requisitos de muitas

espécies (LINDENMAYER *et al.*, 2008), ou ignorando a adequabilidade ou permeabilidade da matriz (KUPFER *et al.*, 2006; FRANKLIN; LINDENMAYER, 2009). Alguns autores defendem que numa tipologia de paisagem variegada a adoção de um modelo conceptual capaz de capturar gradientes ambientais reflete mais adequadamente a disponibilidade de recursos ecológicos para cada espécie (FISCHER; LINDENMAYER, 2006; PRICE *et al.*, 2010). Por exemplo, Herrera *et al.* (2016) investigaram a comunidade e os padrões de distribuição de aves no montado em função de gradientes de composição (número e proporção dos diferentes usos do solo) e configuração dos elementos da paisagem (arranjo espacial dos usos do solo; ver MIMET *et al.*, 2014; NEUMANN *et al.*, 2016), que descreviam a heterogeneidade e estrutura da paisagem. Herrera *et al.* (2016) defendem que as espécies respondem de forma diferente aos gradientes de composição e configuração, particularmente ao longo de um gradiente agrícola-florestal. Apesar do número de espécies se manter relativamente estável, a comunidade de aves varia significativamente em termos de composição de espécies.

A resposta das espécies ao longo de gradientes contínuos prevê a existência de limiares de ocorrência dentro dos quais as espécies prosperam, e além dos quais a manutenção de populações viáveis está comprometida (WIENS *et al.*, 2002). A determinação dos limiares de ocorrência associados a gradientes ambientais que caracterizam a disponibilidade de recursos estão preconizados na Teoria do Nicho Ecológico (HOLT, 2009). Segundo esta teoria, é expectável a existência de respostas não lineares específicas de cada espécie a cada gradiente (AUSTIN, 2007; JOHNSON, 2013), onde a amplitude de nicho se encontra limitada num intervalo de valores que reflete mudanças abruptas na probabilidade de ocorrência das espécies (Figura 10; WIENS *et al.*, 2002; JANSEN; OKSANEN, 2013).

Figura 10 – Esquema representativo da distribuição de três espécies hipotéticas (A, B e C) ao longo de um gradiente ambiental de acordo com a Teoria do Nicho Ecológico. A probabilidade de ocorrência atinge um pico (ou intervalo) nos valores ótimos do gradiente, e exibe uma amplitude de nicho que reflete a sua tolerância consoante a variação do gradiente



Fonte: o autor

Por sua vez, a determinação dos limiares de ocorrência das espécies permite um uso mais eficiente dos recursos (HUGGETT, 2005), identificando as principais metas para conservação, gestão e restauro dos habitats (GUÉNETTE; VILLARD, 2005; LINDENMAYER *et al.*, 2008; SWIFT; HANNON, 2010). Alguns estudos têm abordado sobretudo o gradiente de fragmentação especificando a existência de limiares ecológicos entre os 10-30% de cobertura de habitat (e.g., ANDRÉN, 1994; RADFORD *et al.*, 2005; BETTS *et al.*, 2007), assumindo uma resposta negativa e universal dos organismos (VAN DER HOEK *et al.*, 2015). Embora esta abordagem seja apropriada quando se trata de eventos recentes de fragmentação em habitats naturais, noutros casos a visão clássica da fragmentação tem uma aplicabilidade limitada. Por exemplo, a diversidade de aves no sistema montado reside na estrutura variegada que disponibiliza nichos ecológicos para diferentes agrupamentos de espécies (GODINHO; RABAÇA, 2011; CATARINO *et al.*, 2016) ao longo de gradientes que refletem diferentes recursos. Nestes casos será mais relevante perceber quais os diferentes intervalos dos gradientes que maximizam a ocorrência de diferentes espécies ou agrupamentos, e quais os limiares onde a comunidade está mais vulnerável às mudanças, de forma a abranger todo o espectro da biodiversidade.

Perante a iminência de alterações globais, assegurar a conectividade da paisagem pode revelar-se uma estratégia de conservação eficaz para a

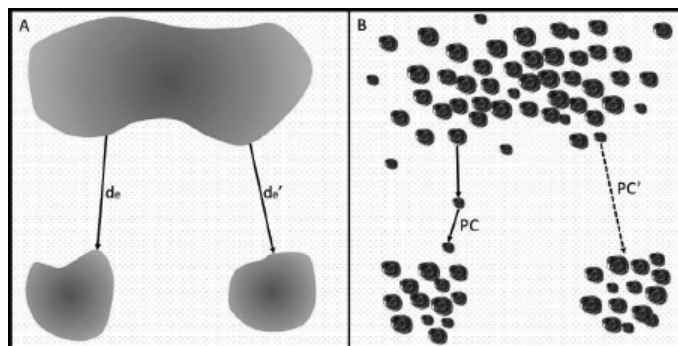
persistência de espécies a longo-prazo (WALTHER *et al.*, 2002; LINDENMAYER *et al.*, 2008; RUBIO *et al.*, 2015). Conhecer os limiares de ocorrência das espécies poderá permitir deduzir sobre a capacidade da paisagem facilitar ou dificultar o movimento das espécies entre áreas onde os recursos estejam disponíveis (conectividade, *sensu* TAYLOR *et al.*, 1993. Contudo, focando no arranjo espacial dos habitats ou elementos da paisagem apenas permitirá aferir sobre o componente estrutural da conectividade, que ignora a resposta comportamental de indivíduos, espécies ou processos ecológicos à estrutura física da paisagem, i.e., a conectividade funcional (TAYLOR *et al.*, 1993; TISCHENDORF; FAHRIG, 2000; PE'ER *et al.*, 2011). Ademais, assumir que a capacidade de dispersão de uma espécie se limita à amplitude do seu nicho ecológico, pode inflectir na suposição que a matriz que confina as parcelas de habitat propício seja homoganeamente inóspita e impermeável ao movimento (VASUDEV *et al.*, 2015; KEELEY *et al.*, 2016). Por exemplo, em paisagens de estrutura variegada (e.g., montado) a permeabilidade da matriz pode variar em função da heterogeneidade desta, mesmo para espécies com diferentes requisitos (FISCHER; LINDENMAYER, 2002; SAURA *et al.*, 2014). Dessa forma, importa não só ter em consideração a composição e configuração dos habitats propícios, mas também a variabilidade estrutural da matriz (Figura 11). A integração desta componente permitirá definir espacialmente a resistência da matriz ao movimento e compreender a dinâmica das metapopulações e metacomunidades (e.g., REVILLA *et al.*, 2004).

Um dos mais atuais objetivos da ecologia da paisagem é perceber as interações complexas entre as comunidades e os diferentes atributos da paisagem decorrentes da perda e fragmentação de habitat. O montado proporciona condições ecológicas particulares para o estudo da fragmentação e dos seus efeitos na biodiversidade derivado da sua estrutura variegada. Por exemplo, estudos apontam que as espécies de aves apresentam diferentes requisitos ecológicos (MULATU *et al.*, 2016), respondendo de forma específica a gradientes de paisagem (HERRERA *et al.*, 2016).

A estrutura do “montado” é dotada de uma multifuncionalidade responsável pela existência de uma comunidade mais complexa explorando diferentes nichos providenciados pela heterogeneidade da paisagem (MULATU *et al.*, 2016). Contudo o montado tem vindo a sofrer alterações na sua estrutura ao

longo de séculos (BLONDEL, 2010), tendo estas sido agravadas nos últimos anos pela aplicação de políticas agroambientais que promovem a intensificação dos usos do solo (PINTO-CORREIA; MASCARENHAS, 1999; PLIENINGER; SCHAAR, 2008). Estas alterações poderão resultar na quebra da estrutura tradicional (PINTO-CORREIA; MASCARENHAS, 1999), prejudicando a diversidade de aves, bem como dificultando os processos ecológicos. Apenas o acompanhamento da dinâmica da paisagem e dos processos ecológicos, subjacentes à diversidade biológica, permitirá melhorar a eficácia dos esforços de conservação a longo-prazo.

Figura 11 – Esquema representativo dos efeitos da estrutura variegada na conectividade. Em representações teóricas com base em mosaicos de parcelas (A) a conectividade estrutural é determinada em função da distância ou isolamento das parcelas, considerando uma matriz homogênea impermeável. Nestes casos, assume-se que a probabilidade de as parcelas menores estarem conectadas à maior é igual uma vez que estão à mesma distância ($d_e = d_e'$). Contudo, ao considerar que a matriz é heterogênea devido à sua estrutura, apresentando diferente resistência espacial aos movimentos das espécies, a probabilidade de duas parcelas à mesma distância estarem funcionalmente conectadas pode divergir ($PC > PC'$)



Fonte: o autor

4.3.3.4 O papel das interações ecológicas e da “paisagem do medo” na estrutura das comunidades e na conservação

A estrutura e o funcionamento dos ecossistemas, além de influenciados por fatores abióticos, resultam também de fatores bióticos. Nestes últimos incluem-se as interações entre espécies, nomeadamente a competição e a predação, que são importantes fatores de modelação dos sistemas ecológicos. Os predadores de topo (por ex.: aves de rapina, mamíferos carnívoros) podem por vezes ser espécies-chave dos ecossistemas, desempenhando um papel desproporcionalmente forte em relação à sua abundância (SERGIO *et al.*, 2008).

A distribuição espacial dos predadores de topo nas paisagens heterogéneas é essencialmente determinada por efeitos da base para o topo (e.g. abundância de presas) e pela disponibilidade de habitats necessários para reprodução, refúgio e caça (e.g. falésias, árvores grandes, matagais). Por sua vez, ao não se distribuírem aleatoriamente nas paisagens, os predadores de topo podem gerar padrões irregulares na distribuição e abundância das espécies com as quais competem e também nas suas presas base (ATUO; O'CONNELL, 2017; GALLAGHER *et al.*, 2017; MUMMA *et al.*, 2017). Esses efeitos do topo para a base podem ser de dois tipos (LIMA; DILL, 1990): os efeitos letais (resultantes da morte directa de indivíduos competidores ou presas); e os efeitos não letais, também chamados de efeitos comportamentais (provocados por afugentamento, ou alteração de padrões comportamentais das potenciais presas. Esses efeitos letais e não letais têm sido analisados nos últimos anos no âmbito da “ecologia do medo” (“*ecology of fear*”; BROWN *et al.*, 1999). Além dos efeitos directos que os predadores de topo têm nas suas presas e competidores, estes podem também originar efeitos indirectos nas espécies que interagem com as suas presas e predadores.

A paisagem do medo (“*landscape of fear*”) é a tradução espacial e temporal dos efeitos causados pelos predadores nas suas presas, com base na percepção que estas têm do risco de predação (LAUNDRÉ *et al.*, 2001).

O padrão de uso do espaço pelos predadores pode então resultar numa paisagem heterogénea nos níveis de risco. A paisagem do medo é reconhecida como fundamental para compreender o funcionamento dos ecossistemas, bem como as consequências da remoção ou recuperação dos predadores de topo nos sistemas naturais (LAUNDRÉ *et al.*, 2014). O conceito da paisagem do

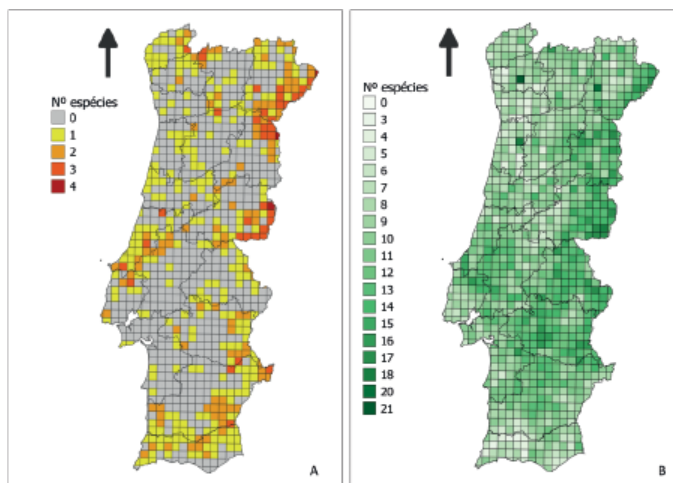
medo pode ser considerado também ao nível do efeito causado pela presença humana no comportamento espacial de alguns animais, incluindo predadores (CLINCHY *et al.*, 2016).

As interações de predadores de topo com predadores intermédios (também designados por mesopredadores) são sobretudo competitivas, predatórias ou uma interacção destas, conhecida como predação intraguilda (LOURENÇO *et al.*, 2014). As grandes aves de rapina são um exemplo conhecido de predadores de topo que frequentemente interagem com mesopredadores (SERGIO; HIRALDO, 2008; LOURENÇO *et al.*, 2011). Consequentemente, algumas espécies de aves de rapina são capazes de criar efeitos do topo para base, influenciando as espécies com as quais interagem, quer as suas presas quer os seus competidores (SALO *et al.*, 2008; LYLTY *et al.*, 2015; ATUO; O'CONNELL, 2017), o que poderá influenciar a estrutura e funcionamento dos ecossistemas.

A distribuição e a heterogeneidade paisagística dos montados em Portugal é um dos factores que influencia o padrão espacial dos predadores de topo, sendo que em áreas mais favoráveis existem mais espécies de grandes aves de rapina (Figura 12A) e a sua densidade é mais elevada.

As grandes aves de rapina agem como superpredadores, capturando várias espécies de aves de rapina e mamíferos carnívoros de menor dimensão (LOURENÇO *et al.*, 2011), e potencialmente dessa maneira gerando efeitos letais e não letais nas populações de mesopredadores. Consequentemente, o risco de predação para as presas não é regular ao longo da área de montado em Portugal, existindo deste modo um padrão de paisagem do medo resultante de regiões e locais com maior e menor risco de predação. Esse efeito do medo será sempre mais evidente a uma escala mais local do que a uma escala mais abrangente.

Figura 12 – Distribuição da riqueza específica de: A) quatro grandes aves de rapina em Portugal: águia-real (*Aquila chrysaetos*), águia-imperial (*Aquila adalberti*), açor (*Accipiter gentilis*), bufo-real (*Bubo*); B) Aves de rapina de pequena ou média dimensão em Portugal (fonte dos dados: EQUIPA ATLAS, 2008)



Fonte: o autor

Em Portugal, a riqueza específica de aves de rapina de pequena ou média dimensão apresenta também uma distribuição irregular (Figura 12B). Ainda que analisando a uma escala onde os efeitos são menos evidentes, é possível perceber que existe alguma coincidência entre as áreas com maior número de espécies de superpredadores e as áreas com menor número de mesopredadores.

Em conclusão, a integração das interações predatórias com ecologia espacial, ou seja, a “ecologia do medo” e as resultantes “paisagens do medo”, pode contribuir para melhor compreender a estrutura das comunidades e a distribuição das espécies nas paisagens de montado. Essa compreensão é importante para a eficiente conservação da biodiversidade, sobretudo no que se refere a espécies de vertebrados com estatutos mais desfavoráveis, sejam estes predadores de topo ou as espécies de mesopredadores e presas com as quais interagem.

4.3.3.5 Paisagens HNV – certificação florestal

O conceito de áreas de Elevado Valor Natural (HNV – *High Nature Value*) foi estabelecido no início da década de 90 para as áreas agrícolas, e pretende integrar preocupações ambientais e biodiversidade neste sector. Esses locais se caracterizam por uma agricultura extensiva, baixa intensidade de pastoreio, presença de vegetação seminatural e diversidade de habitats, que albergam ou

estão associados a áreas com elevada diversidade de espécies e/ou presença de espécies prioritárias para a conservação a nível europeu, nacional ou regional (HOFFMANN; GREEF, 2003; ANDERSEN *et al.*, 2004; KLEIJN *et al.*, 2009). Seguindo a mesma filosofia, uma década depois surge o conceito de Elevado Valor Natural para as florestas (HCVF – *High Conservation Value Forest*; SENIOR *et al.*, 2015), que procura identificar áreas de maior biodiversidade e os serviços dos ecossistemas providenciados pelas florestas (BRANCO *et al.*, 2010). O montado, enquanto sistema agro-silvo-pastoril, beneficiando da sua elevada matriz florestal variegada, pode ser enquadrado nestas duas abordagens, dependendo da dominância de uma das suas componentes.

Segundo a classificação proposta pela Agência Europeia do Ambiente, a maioria dos sistemas silvo-pastoris da Península Ibérica são considerados HNV. Contudo, ao contrário de sistemas puramente florestais (e.g. *Pinus* sp.), a diversidade de actividades que ocorrem no montado ao longo do ano (e.g. agricultura, pastorícia, caça etc.) aumentam a complexidade estrutural do sistema originando, de forma natural, diferentes tipologias de montado (CORREIA, 1993; ALMEIDA; PINTO-CORREIA, 2013). Importa, pois, definir critérios de avaliação e monitorização destas áreas que permitam identificar quais são efectivamente áreas de Elevado Valor Natural. Um exemplo é o trabalho de Catarino *et al.* (2016) que avaliou quais as características do montado que potenciam uma maior riqueza e diversidade de espécies, e quais os grupos funcionais (agrícolas generalistas, espécies de orla, florestais generalistas e florestais especialistas) que caracterizam diferentes tipologias de montado. A identificação destas áreas permitirá, à semelhança do que acontece com os sistemas de certificação florestal, valorizar quem gere de forma mais sustentável o montado.

A certificação florestal é um processo voluntário, onde uma entidade independente avalia a qualidade da gestão florestal. É um mecanismo de monitorização da floresta, seguimento e rotulagem de madeira, lenha e celulose, e produtos não lenhosos, onde a qualidade da gestão florestal é avaliada em relação a padrões pré-determinados (RAMETSTEINER; SIMULA, 2003). Uma certificação florestal credível abrange muito mais do que a exploração madeireira, tem também em conta o bem-estar social e económico dos trabalhadores e das comunidades locais, a sua inclusão nos processos e a sua transparência. Em Portugal existem, actualmente, dois

processos de certificação florestal: peFC – *Program for the Endorsement of Forest Certification* (<http://www.pefc.pt/>) e FSC – *Forest Stewardship Council* (<http://pt.fsc.org/index.htm>).

A certificação florestal é a iniciativa mais importante da última década para a promoção de uma melhor gestão florestal, desde que o sistema tenha padrões de gestão bem definidos, um rigoroso sistema de controlo e um amplo envolvimento dos interessados na componente económica, social e ambiental. Simultaneamente, a WWF considera a certificação FSC como a que melhora assegura todas estas componentes. Esse sistema de certificação, que esteve na base do conceito de HCVF (SENIOR *et al.*, 2015), assenta em 10 princípios (mais informação em <http://pt.fsc.org/os-10-principios.189.htm>), dos quais destacamos os seguintes, por serem os mais diretamente ligados à biodiversidade: *P5* – manter ou aumentar no longo prazo os benefícios económicos, sociais e ambientais da floresta; *P6* – manter ou restaurar os ecossistemas, biodiversidade, recursos florestais e paisagem; *P7* – dispor de um plano de gestão documentado, implementado e monitorizado; e *P9* – manutenção das Florestas de alto valor de Conservação por meio da manutenção ou melhoramento dos atributos que as definem.

4.3.3.6 O presente e o futuro da conservação nas paisagens de montado em Portugal

A importância cultural e económica das áreas de montado, associada à biodiversidade que albergam, não as impede de estarem sujeitas a diversas ameaças. Por um lado, existem factores externos aos povoamentos que contribuem para uma maior pressão sobre o sistema (p. ex. alterações climáticas), e por outro factores intrínsecos como a antiguidade e homogeneidade na idade dos povoamentos, associados à ausência de regeneração natural. É ainda necessário considerar a influência das políticas florestais e agrícolas nas opções de gestão.

A maioria das ameaças são comuns às áreas de sobre e de azinho, mas com maior incidência nos montados de azinho devido ao seu menor valor comercial. Como exemplo, assistiu-se entre 1995 e 2010 a uma diminuição de 1% da área ocupada por montados de sobre, face a um decréscimo de 10% nos montados de azinho. Esta contração da área ocupada foi acompanhada por uma redução de 3% na densidade dos montados de azinho, e por um aumento

de 1% nos de sobreiro. Esses valores reflectem o investimento no adensamento das áreas mais produtivas de sobreiro para exploração da cortiça, e um desinvestimento na azinheira.

É expectável que a tendência de regressão na área ocupada se agrave, bem como muitas das actuais ameaças sejam potenciadas no futuro. Os desafios à conservação dos montados, e dessa paisagem cultural, são muitos (BUGALHO *et al.*, 2011; PINTO-CORREIA; GODINHO, 2013; ACÁCIO; HOLMGREN, 2014; ALMEIDA *et al.*, 2016; *et al.*, 2016; ACÁCIO *et al.*, 2017), destacando-se: (1) intensificação da produção e conseqüente aumento da pressão de pastoreio; (2) homogeneização do sistema por alteração das práticas de gestão; (3) aumento da regularidade e intensidade de fenómenos climáticos extremos, que criam desafios à resistência fisiológica dos sobreiros e azinheiras, conduzindo a maior mortalidade dos povoamentos; (4) prevalência de doenças e pragas florestais, sobretudo no contexto dos cenários anteriores; (5) maior risco de incêndio por abandono das áreas menos produtivas; (6) possível diminuição da resiliência dos ecossistemas, resultante da perda de serviços fundamentais, devido à redução da biodiversidade; e (7) alteração da paisagem tradicional pela implementação de povoamentos de sobreiro irrigados (redução do tempo para o primeiro descortiçamento – aumento da produtividade).

A conservação dessas paisagens, desse sistema e da biodiversidade que lhe está associada necessita de medidas eficientes e abrangentes, e que simultaneamente permitam a sua viabilidade económica. Em primeiro lugar é necessário implementar um sistema de monitorização que abranja todo o gradiente de distribuição do montado, e que monitorize a gestão efectuada (p. ex. existência de gado, encabeçamento, mobilização de solos), as árvores (p. ex. taxa de crescimento, afectação por pragas, taxa de regeneração natural, densidade de cobertura), a biodiversidade (p. ex. densidade e diversidade de aves, borboletas etc.) e o rendimento económico de cada área. Permitindo desta forma identificar a origem de potenciais ameaças, bem como o delineamento de medidas de gestão e conservação adequadas.

Uma das principais características do montado é a sua multifuncionalidade, e esta é possivelmente a base para a sua sobrevivência face às ameaças a que está sujeito. Assim, no futuro, além da monitorização, deve-se (1) continuar a promover a heterogeneidade quer de usos quer de paisagem, por exemplo pela manutenção de elementos singulares (p. ex.

pequenas charcas, áreas de mato, afloramentos rochosos), pela recuperação e manutenção de linhas de águas e da sua vegetação natural; (2) definir áreas prioritárias para a conservação, com base nos locais de Alto Valor Natural; e (3) identificar e valorizar os proprietários que gerem de forma mais sustentável, por meio de mecanismos de certificação florestal (BUGALHO *et al.*, 2016).

Se a máxima “é preciso conhecer para proteger” pode ser aplicada em muitos casos, no montado em particular é preciso conhecer tão bem o presente como o passado. Devido à longevidade dos sobreiros e das azinheiras, e à resiliência do sistema, muitas vezes os desafios que encontramos hoje devem-se a más decisões de gestão no passado.

REFERÊNCIAS

ACÁCIO, V.; DIAS, F. S.; CATRY, F. X. *et al.* Landscape dynamics in Mediterranean oak forests under global change: understanding the role of anthropogenic and environmental drivers across forest types. *Glob Chang Biol*, v. 23, p.1199-1217, 2017.

ACÁCIO, V.; HOLMGREN, M.; Pathways for resilience in Mediterranean cork oak land use systems. *Ann For Sci*, v. 71, p. 5-13, 2014.

ALMEIDA, M.; AZEDA, C.; GUIOMAR, N.; PINTO-CORREIA, T. The effects of grazing management in montado fragmentation and heterogeneity. *Agrofor Syst*, v. 90, p. 69-85, 2016.

ALMEIDA, M.; PINTO-CORREIA, T. Tentative identification procedure for HNV Montados. *ICAAM International Conference 2013: Acknowledging the MONTADOS and DEHESAS as High Nature Value Farming Systems*, 2013.

ANDERSEN, E.; BALDOCK, D.; BROUWER, F. M. *et al.* *Developing a high nature value farming area indicator*. Copenhagen: Report to the European Environment Agency, 2004.

ANDRÉN, H. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes With Different Proportions of Suitable Habitat – a Review. *Oikos*, v. 71, p. 355-366, 1994.

ATUO, F. A.; O’CONNELL, T. J. The landscape of fear as an emergent property of heterogeneity: Contrasting patterns of predation risk in grassland ecosystems. *Ecol Evol.*, v. 7, n. 13, p. 4782-4793, 2017.

AUSTIN, M. Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. *Ecol Modell*, v. 200, p. 1-19. 2007.

BETTS, M. G.; FORBES, G. J.; DIAMOND, A. W. Thresholds in songbird occurrence in relation to landscape structure. *Conserv Biol*, v. 21, p. 1046-1058, 2007.

BLONDEL, J. *The Mediterranean region: biological diversity in space and time*. Oxford: Oxford University Press, 2010.

BLONDEL, J.; ARONSON, J. *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford: Oxford University Press, 1999.

BRANCO, O.; BUGALHO, M.; SILVA, L. N. *et al.* *Hotspot areas for biodiversity and conservation in Montados*. Lisbon: WWF, 2010.

- BRASHARES, J. S.; PRUGH, L. R.; STONER, C. J.; EPPS CW Ecological and conservation implications of mesopredator release. In: TERBORGH, J.; ESTES, J.A. (ed.). *Trophic cascades: predators, prey, and the changing dynamics of nature*. Washington: Island Press, 2010, p. 221-240.
- BROOKS, T.; TOBIAS, J.; BALMFORD, A. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. *Anim Conserv*, v. 2, p. 211-222, 1999.
- BROWN, J. S.; LAUNDRÉ, J. W.; GURUNG, M. The ecology of fear: optimal foraging, game theory, and trophic interactions. *J Mammal*, v. 80, p. 385-399. 1999.
- BUGALHO, M. N.; CALDEIRA, M. C.; PEREIRA, J. S. *et al.* Mediterranean cork oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. *Front Ecol Environ*, v. 9, p. 278-286, 2011.
- BUGALHO, M. N.; DIAS, F. S.; BRIÑAS, B.; CERDEIRA, J. O. Using the high conservation value forest concept and Pareto optimization to identify areas maximizing biodiversity and ecosystem services in cork oak landscapes. *Agrofor Syst*, v. 90, p. 35-44, 2016.
- BULMAN, C. R.; WILSON, R. J.; HOLT, A. R. *et al.* Minimum viable metapopulation size, extinction debt, and the conservation of a declining species. *Ecol Appl*, v. 17, p. 1460-1473, 2007.
- CATARINO, L.; GODINHO, C.; PEREIRA, P. *et al.* Can birds play a role as High Nature Value indicators of montado system? *Agrofor Syst*, v. 90, p. 45-56, 2016.
- CLINCHY, M.; ZANETTE, L. Y.; ROBERTS, D. *et al.* Fear of the human super predator far exceeds the fear of large carnivores in a model mesocarnivore. *Behav Ecol*, v. 27, p. 1826-1832, 2016.
- COSTANZA, R.; ARGE, R.; GROOT, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, p. 253-260. 1997.
- CULLEN JR., L.; SANA D. A.; LIMA, F. *et al.* Selection of habitat by the jaguar, *Panthera onca* (Carnivora: Felidae), in the upper Paraná River, Brazil. *Zoologia*, v. 30, p. 379-387, 2013.
- DAMSCHEN, E. I.; HADDAD, N.M.; ORROCK, J. L.; TEWKSBURY, J.J.; LEVEY, D.J. Corridors increase plant species richness at large scales. *Science*, v. 313, p. 1284-1286, 2006.
- DEAN, W. *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira*. São Paulo: Companhia das Letras, 1996.
- DIAZ, M.; CAMPOS, P.; PULIDO, F. J. The Spanish dehesas: a diversity in land-use and wildlife. In: PAIN, D.; PIENKOWSKI (ed.). *Farming and birds in Europe: the Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*. London: Academic Press, 1997. p. 178-209.
- DÍAZ, M.; PULIDO, F. J.; MARAÑÓN, T. Diversidad biológica y sostenibilidad ecológica y económica de los sistemas adehesados. *Rev Ecosistemas*, v. 12, 2003.
- EQUIPA ATLAS. *Atlas das aves nidificantes em Portugal (1999-2005)*. Lisbon: Assírio & Alvim, 2008.
- ESTES, J. A.; TERBORGH, J.; BRASHARES, J. S. *et al.* Trophic downgrading of Planet Earth. *Science*, v. 333, p. 301-306, 2011.
- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst*, v. 34, p. 487-515, 2003.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. *Oikos*, v. 112, p. 473-480, 2006.
- FISCHER, J. LINDENMAYER, D. B. The conservation value of paddock trees for birds in a variegated landscape in southern New South Wales. 1. Species composition and site occupancy patterns. *Biodivers Conserv*, v. 11, p. 807-832, 2002.

- FRANKLIN, J. F.; LINDENMAYER, D. B. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. *Proc Natl Acad Sci*, v. 106, p. 349-350, 2009.
- GALLAGHER, A. J.; CREEL, S.; WILSON, R. P.; COOKE, S. J. Energy landscapes and the landscape of fear. *Trends Ecol Evol*, v. 32, p. 88-96, 2017.
- GODINHO, C.; RABAÇA, J. E. Birds like it Corky: the influence of habitat features and management of “montados” in breeding bird communities. *Agrofor Syst*, v. 82, p. 183-195, 2011.
- GODINHO, S.; GUIOMAR, N.; MACHADO, R. *et al.* Assessment of environment, land management, and spatial variables on recent changes in montado land cover in southern Portugal. *Agrofor Syst*, v. 90, p. 177-192, 2016.
- GUÉNETTE, J. S.; VILLARD, M. A. Thresholds in forest bird response to habitat alteration as quantitative targets for conservation. *Conserv Biol*, v. 19, p. 1168-1180, 2005.
- HADDAD N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. *Sci Adv*, v. 1, e1500052, 2015.
- HANSKI, I.; OVASKAINEN, O. Extinction debt at extinction threshold. *Conserv Biol*, v. 16, p. 666-673, 2002.
- HARROP, S. R. Traditional agricultural landscapes as protected areas in international law and policy. *Agric Ecosyst Environ*, v. 121, p. 296-307, 2007.
- HERRERA, J. M.; SALGUEIRO, P. A.; MEDINAS, D. *et al.* Generalities of vertebrate responses to landscape composition and configuration gradients in a highly heterogeneous Mediterranean region. *J Biogeogr*, v. 43, p. 1203-1214, 2016.
- HOFFMANN, J.; GREEF, J. M. Mosaic indicators-theoretical approach for the development of indicators for species diversity in agricultural landscapes. *Agric Ecosyst Environ*, v. 98, p. 387-394, 2003.
- HOLT, R. D. Bringing the Hutchinsonian niche into the 21st century: ecological and evolutionary perspectives. *Proc Natl Acad Sci*, v. 106, p. 19659-19665, 2009.
- HUGGETT A. J. The concept and utility of “ecological thresholds” in biodiversity conservation. *Biol Conserv*, v. 124, p. 301-310, 2005.
- JANSEN, F.; OKSANEN, J. How to model species responses along ecological gradients--Huisman-Olff-Fresco models revisited. *J Veg Sci*, v. 24, p. 1108-1117, 2013.
- JOHNSON, C. J. Identifying ecological thresholds for regulating human activity: Effective conservation or wishful thinking? *Biol Conserv*, v. 168, p. 57-65, 2013.
- KEELEY, A. T. H.; BEIER, P.; GAGNON, J. W. Estimating landscape resistance from habitat suitability: effects of data source and nonlinearities. *Landsc Ecol*, v. 31, p. 2151-2162, 2016.
- KIERULFF, M. C. M.; RYLANDS, A. B.; MENDES, S. L.; OLIVEIRA, M. M. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2008. IUCN. 2008.
- KLEIJN, D.; KOHLER, F.; BÁLDI, A. *et al.* On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proc R Soc London B Biol Sci*, v. 276, p. 903-909, 2009.
- KUPFER, J. A.; MALANSON, G. P.; FRANKLIN, S. B. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Glob Ecol Biogeogr*, v. 15, p. 8-20, 2006.
- KUUSSAARI, M.; BOMMARCO, R.; HEIKKINEN, R. K. *et al.* Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends Ecol Evol*, v. 24, p. 564-571, 2009.
- LAUNDRÉ, J. W.; HERNÁNDEZ, L.; ALTENDORF, K. B. Wolves, elk, and bison: reestablishing the “landscape of fear” in Yellowstone National Park, USA. *Can J Zool*, v. 79, p. 1401-1409, 2001.

- LAUNDRÉ, J. W.; HERNÁNDEZ, L.; MEDINA, P. L. *et al.* The landscape of fear: the missing link to understand top-down and bottom-up controls of prey abundance? *Ecology*, v. 95, p. 1141-1152, 2014.
- LIMA, F. *Estimativas de abundância e densidade populacional da jaguatirica através de modelos de marcação-recaptura: estudo de caso nos remanescentes florestais do Pontal do Paranapanema*. 2009. Tese (Mestrado em Zoologia de Vertebrados) – Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, 2009.
- LIMA, F.; BECA, G.; MUYLAERT, R. L. *et al.* ATLANTIC-CAMTRAPS: a dataset of medium and large terrestrial mammal communities in the Atlantic Forest of South America. *Ecology*, v. 98, p. 2979, 2017.
- LIMA, S. L.; DILL, L. M. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Can J Zool*, v. 68, p. 619-640, 1990.
- LINDBORG, R.; ERIKSSON, O. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology*, v. 85, p. 1840-1845, 2004.
- LINDENMAYER, D.; HOBBS, R. J.; MONTAGUE-DRAKE, R. *et al.* A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecol Lett*, v. 11, p. 78-91, 2008.
- LINDENMAYER, D. B.; FRANKLIN, J. F.; FISCHER, J. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biol Conserv*, v. 131, p. 433-445. 2006.
- LOURENÇO, R.; PENTERIANI, V.; RABAÇA, J. E.; KORPIMÄKI, E. Lethal interactions among vertebrate top predators: a review of concepts, assumptions and terminology. *Biol Rev*, v. 89, p. 270-283, 2014.
- LOURENÇO, R.; SANTOS, S. M.; RABAÇA, J. E.; PENTERIANI, V. Superpredation patterns in four large European raptors. *Popul Ecol*, v. 53, p. 175-185, 2011.
- LYLY, M. S.; VILLERS, A.; KOIVISTO, E. *et al.* Avian top predator and the landscape of fear: responses of mammalian mesopredators to risk imposed by the golden eagle. *Ecol Evol*, v. 5, p. 503-514, 2015.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. *The theory of island biogeography*. New Jersey: Princeton University Press, 2016.
- MCINTYRE, S.; HOBBS, R. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conserv Biol*, v. 13, p. 1282-1292, 1999.
- MIMET, A.; MAUREL, N.; PELLISSIER, V. *et al.* Towards a unique landscape description for multi-species studies: A model comparison with common birds in a human-dominated French region. *Ecol Indic*, v. 36, p. 19-32, 2014.
- MITCHELL, M. G. E.; SUAREZ-CASTRO, A. F.; MARTINEZ-HARMS, M. *et al.* Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. *Trends Ecol Evol*, v. 30, p. 190-198, 2015.
- MULATU, T.; BASTOS, R.; SANTOS, M. *et al.* Do the passerine traits' dynamic patterns indicate the ecological status of agro-forestry ecosystems? A modelling approach for "Montado" management assessments. *Glob Ecol Conserv*, v. 8, p. 154-169, 2016.
- MUMMA, M. A.; HOLBROOK, J. D.; RAYL, N. D. *et al.* Examining spatial patterns of selection and use for an altered predator guild. *Oecologia*, v. 185, p. 725-735, 2017.
- NEUMANN, J. L.; GRIFFITHS, G. H.; FOSTER, C. W.; HOLLOWAY, G. J. The heterogeneity of wooded-agricultural landscape mosaics influences woodland bird community assemblages. *Landsc Ecol*, v. 31, p. 1833-1848, 2016.
- PE'ER, G.; HENLE, K.; DISLICH, C.; FRANK, K. Breaking functional connectivity into components: a novel approach using an individual-based model, and first outcomes. *PLoS One*, v. 6, e22355, 2011.
- PFEIFER, M.; LEFEBVRE, V.; PERES, C. A. *et al.* Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. *Nature*, v. 551, p. 187-191, 2017.

- PINTO-CORREIA, T. Threatened landscape in Alentejo, Portugal: the montado and other agro-silvo-pastoral systems. *Landsc Urban Plan*, v. 24, p. 43-48, 1993.
- PINTO-CORREIA, T.; GODINHO, S. Changing agriculture-changing landscapes: what is going on in the high valued montado. In: ORTIZ-MIRANDA, D.; MORAGUES-FAU, A.; ARNALTE-ALEGRE, E. (ed.). *Agriculture in Mediterranean Europe: between old and new paradigms*. Bingley: Emerald Group Publishing Limited, 2013, p. 75-90.
- PINTO-CORREIA, T.; MASCARENHAS, J. Contribution to the extensification/intensification debate: new trends in the Portuguese montado. *Landsc Urban Plan*, v. 46, p. 125-131, 1999.
- PINTO-CORREIA, T.; RIBEIRO, N.; SÁ-SOUSA, P. Introducing the montado, the cork and holm oak agroforestry system of Southern Portugal. *Agrofor Syst*, v. 82, p. 99, 2011.
- PLIENINGER, T.; SCHAAR M. Modification of land cover in a traditional agroforestry system in Spain: processes of tree expansion and regression. *Ecol Soc*, v. 13, p. 2, 2008.
- PRICE, B.; KUTT, A. S.; MCALPINE, C. A. The importance of fine-scale savanna heterogeneity for reptiles and small mammals. *Biol Conserv*, v. 143, p. 2504-2513, 2010.
- PRUGH, L. R.; STONER, C. J.; EPPS, C. W. *et al.* The Rise of the Mesopredator. *Bioscience*, 59, p. 779-791, 2009.
- RABAÇA, J. E. The influence of shrubby understory in breeding bird communities of cork oak (*Quercus suber*) woodlands in Portugal. *Port Zool*, v. 1, n. 1, p. 1-6, 1990.
- RADFORD, J. Q.; BENNETT, A. F.; CHEERS, G. J. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biol Conserv*, v. 124, p. 317-337, 2005.
- RAMETSTEINER, E.; SIMULA, M. Forest certification-an instrument to promote sustainable forest management? *J Environ Manage*, v. 67, p. 87-98, 2003.
- REVILLA, E.; WIEGAND, T.; PALOMARES, F. *et al.* Effects of matrix heterogeneity on animal dispersal: from individual behavior to metapopulation-level parameters. *Am Nat*, v. 164, E130-E153, 2004.
- RUBIO, L.; BODIN, Ö.; BROTONS, L.; SAURA, S. Connectivity conservation priorities for individual patches evaluated in the present landscape: how durable and effective are they in the long term? *Ecography (Cop)*, v. 38, p. 782-791, 2015.
- SALO, P.; NORDSTRÖM, M.; THOMSON, R.L.; KORPIMÄKI, E. Risk induced by a native top predator reduces alien mink movements. *J Anim Ecol*, v. 77, p. 1092-1098, 2008.
- SAURA, S.; BODIN, Ö.; FORTIN, M-J. EDITOR'S CHOICE: Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *J Appl Ecol*, v. 51, p. 171-182, 2014.
- SENIOR, M. J. M.; BROWN, E.; VILLALPANDO, P.; HILL, J. K. Increasing the scientific evidence base in the "high conservation value" (HCV) approach for biodiversity conservation in managed tropical landscapes. *Conserv Lett*, v. 8, p. 361-367, 2015.
- SERGIO, F.; CARO, T.; BROWN, D. *et al.* Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions, and efficacy. *Annu Rev Ecol Evol Syst*, v. 39, p. 1-19, 2008.
- SERGIO, F.; HIRALDO, F. Intraguild predation in raptor assemblages: a review. *Ibis (Lond 1859)*, v. 150, p. 132-145, 2008.
- SWIFT, T. L.; HANNON, S. J. Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. *Biol Rev*, v. 85, p. 35-53, 2010.
- TAMBOSI, L. R.; MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restor Ecol*, v. 22, p.

169-177, 2014.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, v. 68, p. 571-573, 1993.

TELLERÍA J. L. Passerine bird communities of Iberian dehesas: a review. *Anim Biodivers Conserv*, v. 24, p. 67-78, 2001.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, v. 90, p. 7-19, 2000.

UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodivers Conserv*, v. 17, p. 1907-1922, 2008.

UEZU, A.; CULLEN-JR, L. Da fragmentação florestal à restauração da paisagem: aliando conhecimento científico e oportunidades legais para a conservação. In: PAESE A.; UEZU, A.; LORINI, M. L.; CUNHA, A. (ed.). *Conservação da Biodiversidade com SIG*. São Paulo: Oficina de Texto, 2012. p. 14-25.

UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic. *Biol Conserv*, v. 123, p. 507-519, 2005.

UEZU, A.; METZGER, J. P. Time-lag in responses of birds to Atlantic forest fragmentation: Restoration opportunity and urgency. *PLoS One*, v. 11, p. 1-16, 2016.

VALLADARES-PADUA, C. *The ecology, behavior and conservation of the black lion tamarins (Leontopithecus chrysopygus, MIKAN, 1823)*, Thesis (PhD in Ecology), Gainesville: University of Florida, 1993.

VAN DER HOEK, Y.; ZUCKERBERG, B.; MANNE, L. L. Application of habitat thresholds in conservation: Considerations, limitations, and future directions. *Glob Ecol Conserv*, v. 3, p. 736-743, 2015.

VASUDEV, D.; FLETCHER, R. J.; GOSWAMI, V. R.; KRISHNADAS, M. From dispersal constraints to landscape connectivity: lessons from species distribution modeling. *Ecography*, v. 38, p. 967-978, 2015.

WALTHER, G.-R.; POST, E.; CONVEY, P. *et al.* Ecological responses to recent climate change. *Nature*, v. 416, p. 389-395, 2002.

WIENS, J. A.; VAN HORNE, B.; NOON, B. R. Integrating landscape structure and scale into natural resource management. In: LIU, J.; TAYLOR, E.W. (Eds.) *Integrating landscape ecology into natural resource management*. Cambridge: Cambridge University Press, p 23-67, 2002.

WILSON, M. C.; CHEN, X.-Y.; CORLETT, R. T. *et al.* Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landsc Ecol.*, v. 31, p. 219-227, 2016.

CARTOGRAFIA E ANÁLISE DE SERVIÇOS DE ECOSISTEMAS TERRESTRES EM PEQUENAS ILHAS OCEÂNICAS

CASOS DE ESTUDO RELACIONADOS COM BIODIVERSIDADE NO ARQUIPÉLAGO DOS AÇORES (PORTUGAL)

Artur Gil, Ana Picanço, Miguel Moreira, Paulo A. V. Borges

4.4.1 CASO DE ESTUDO 1: CARTOGRAFIA DOS SERVIÇOS DE POLINIZAÇÃO POR INSETOS NA ILHA TERCEIRA (AÇORES)

4.4.1.1 Introdução

A ilha Terceira é uma pequena ilha do grupo central do Arquipélago dos Açores (Portugal) com aproximadamente 402 km² de área, estando localizada a norte do Oceânico Atlântico. Tal como as outras ilhas do arquipélago, a ilha Terceira é de origem vulcânica e a terceira ilha mais antiga a seguir às ilhas de Santa Maria e São Miguel, com uma idade geológica aproximada de 3,52 milhões de anos. Possui um clima oceânico temperado marítimo, caracterizado por níveis elevados de humidade atmosférica relativa e flutuações de temperaturas baixas ao longo do ano (FORJAZ *et al.*, 2004).

Considerado um serviço ecossistémico (SE) vital e sujeito a uma crescente ameaça, a polinização tornou-se num exemplo muito usual (KLEIN *et al.*, 2007; POTTS *et al.*, 2010). Neste estudo avaliamos o aprovisionamento e os serviços de polinização fornecidos pelos insetos polinizadores na ilha Terceira e no Arquipélago dos Açores, onde até a data foram realizados poucos estudos sobre a avaliação de serviços ecossistémicos (ver CRUZ *et al.*, 2011; MENDONÇA *et al.*, 2013; VERGÍLIO *et al.*, 2016) ou relacionados com a polinização e dispersão de sementes (ver WEISSMANN; SCHAEFER, 2017; WEISSMANN *et al.*, 2017; PEREIRA, 2008; HELENO *et al.*, 2009; OLESEN *et al.*, 2002, 2012).

Uma base de dados sobre a distribuição espacial dos insetos polinizadores na ilha Terceira foi recentemente compilada (PICANÇO *et al.*, 2017a) e esta foi

utilizada para estudar o contributo das abelhas e outros insetos polinizadores relativamente aos serviços de polinização nesta pequena ilha oceânica. Com este objetivo procedeu-se à cartografia dos serviços de polinização com recurso aos Sistemas de Informação Geográfica (SIG) por meio da representação espacial dos valores de abundância e riqueza das abelhas e insetos polinizadores num estudo desenvolvido por Picanço *et al.* (2017b). Basicamente, as metas deste estudo consistiram em determinar: (1) as variações espaciais dos serviços de polinização na Ilha Terceira; e (2) verificar se as variações dos serviços de polinização foram influenciadas pelo uso do solo e o respetivo nível de perturbação humana nesta ilha oceânica.

4.4.1.2 Dados e método

Os insetos foram observados em cinco tipos de habitat importantes, correspondendo a um aumento do gradiente de perturbação, nomeadamente as áreas de floresta natural (NatFor); de vegetação naturalizada (NatVeg); de floresta exótica (ExoFor); de pastagens seminaturais (SemiPast); e de pastagens de uso intensivo (IntPast). Estes habitats foram previamente selecionados de acordo com o índice de perturbação da paisagem de Cardoso *et al.* (2013), com o objetivo de avaliar o impacto da alteração dos usos do solo na estrutura da comunidade de insetos polinizadores na ilha Terceira (ver PÍCANÇO *et al.*, 2017a).

A cartografia do serviço de polinização foi desenvolvida no programa ArcGIS10®, por meio da aplicação da técnica de interpolação “Topo to Raster”, a qual foi desenvolvida para a criação de modelos digitais de elevação (MDE) hidrologicamente corretos (ESRI, 2017). Neste estudo, os MDE foram construídos usando como dados de elevação a informação quantitativa da abundância (i.e. número de indivíduos) e riqueza (i.e. número de espécies) das abelhas e restantes insetos polinizadores obtida por meio de trabalho de campo, de acordo com o protocolo de amostragem descrito em Picanço *et al.* (2017a). Os dados referentes às abelhas foram separados dos dados relativos aos restantes insetos polinizadores, dado que a maioria dos estudos relacionados com serviços de polinização usa as abelhas como caso de estudo, no entanto o grau de eficiência dos respetivos serviços desenvolvidos quer pelas abelhas quer por outros polinizadores difere (SENAPATHI *et al.*, 2015). Esta separação entre abelhas e outros polinizadores (IP) permite ainda analisar

com maior detalhe, possíveis diferenças espaciais entre os MDE associados aos potenciais contribuidores para os serviços de polinização prestados por estes dois grupos-alvo.

Para complementar esta análise espacial, foi usado o índice de perturbação da paisagem (D) para a ilha Terceira proposto por Cardoso *et al.* (2013) que se baseia nos atributos da matriz da paisagem. Em cada análise foram sobrepostos os MDE dos respectivos serviços de polinização (obtidos a partir da informação sobre as abelhas e insetos polinizadores) e o mapa da ilha Terceira espacializando este índice de perturbação da paisagem. Foram definidas respectivamente oito (para as abelhas) e onze classes (para os insetos polinizadores) caracterizando diferentes combinações de abundância (N), riqueza (S) e índice de perturbação da paisagem (D), de acordo com o apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 – Classes combinatórias da distribuição espacial da abundância (N) e riqueza (S) das abelhas e insetos polinizadores (IP) em função do índice de perturbação da paisagem (D)

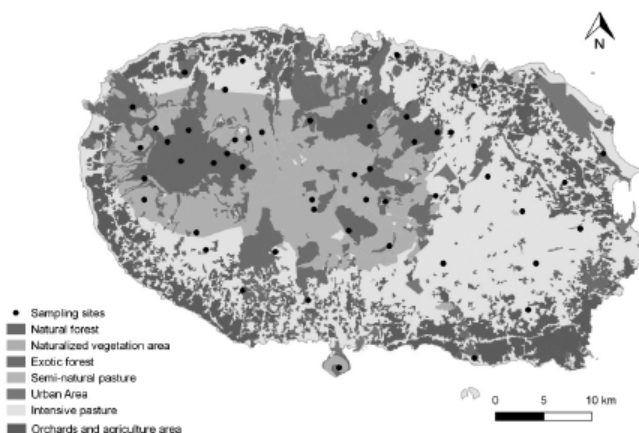
Classes Abelhas	D	N	S	Classes IP	D	N	S
1	D<20	≥10	≥2	1	D<20	≥73	>15
2	D<20	<10	<2	2	D<20	25≤S<73	10<S≤15
3	20<D<30	≥10	≥2	3	D<20	<25	<10
4	20<D<30	<10	<2	4	20<D<30	≥73	>15
5	30<D<40	≥10	≥2	5	20<D<30	25≤S<73	10<S≤15
6	30<D<40	<10	<2	6	20<D<30	<25	<10
7	>40	≥10	≥2	7	30<D<40	≥73	>15
8	>40	<10	<2	8	30<D<40	25≤S<73	10<S≤15
				9	30<D<40	<25	<10
				10	>40	≥73	>15
				11	>40	25≤S<73	10<S<15
				12	>40	<25	<10

Fonte: os autores

4.4.1.3 Resultados e discussão

Ao analisarmos o mapa de uso do solo da ilha Terceira (Figura 1) e os MDE correspondentes aos serviços de polinização (Figura 2), podemos observar que: (i) a abundância de abelhas (N) apresenta valores de densidade elevados a noroeste, este e a sudeste da costa e também a norte, próximo do centro da ilha Terceira, correspondendo com as áreas com pomares e agrícolas; (ii) os valores elevados de densidade relativos à riqueza das abelhas (S) também correspondem maioritariamente às áreas de pomares e agrícolas, nomeadamente a norte, ao longo do oeste até a sul da costa e entre o centro e o lado este da ilha Terceira; (iii) a abundância (N) dos insetos polinizadores (IP) apresenta valores de densidade elevados à volta da costa a norte e a este até perto do centro e também partes a este e centro da ilha correspondendo estes locais de elevada densidade aos principais núcleos de biodiversidade da ilha Terceira (florestas de vegetação pristina): Serra de Santa Bárbara e Pico Alto (ambos classificados como áreas protegidas).

Figura 1 – Mapa de uso do solo da ilha Terceira (Açores) com indicação dos locais de amostragem



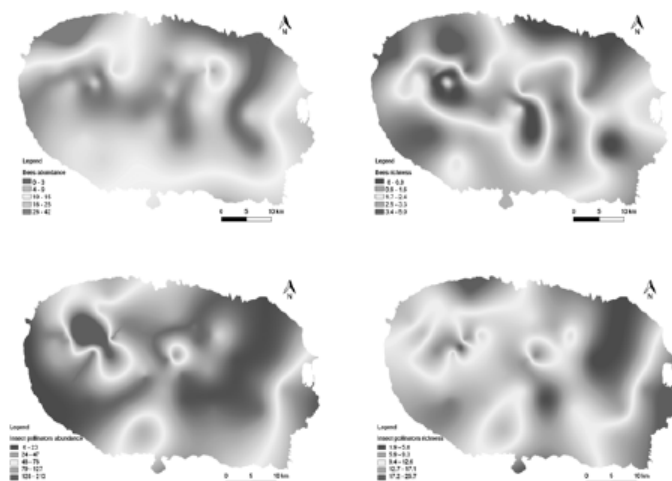
Fonte: os autores

Na costa de sul da ilha, algumas áreas de pomares e agrícolas também apresentaram elevada abundância de IP. Por fim, (iv) a riqueza (S) de IP segue um padrão espacial muito semelhante ao da abundância de IP. Contudo, as áreas de pomares e agrícolas a noroeste da costa também apresentam valores de densidade elevados da riqueza de IP.

O resultado da sobreposição dos mapas da Figura 2 com o mapa de distribuição espacial do índice de perturbação da paisagem (D) para a ilha Terceira (ver Tabela 1) está ilustrado na Figura 3, onde observamos que a classe 1 corresponde invariavelmente às ainda existentes pequenas áreas de

vegetação pristina (núcleos de biodiversidade) localizadas em altitudes mais elevadas e conseqüentemente de maior dificuldade de acesso humano, nomeadamente nas áreas protegidas de Serra de Santa Bárbara e Pico Alto.

Figura 2 – MDE dos serviços de polinização: (em cima à esquerda) abundância das abelhas (N); (em cima à direita) riqueza das abelhas (S); (em baixo à esquerda) abundância dos insetos polinizadores (N); (em baixo à direita) riqueza dos insetos polinizadores (S)



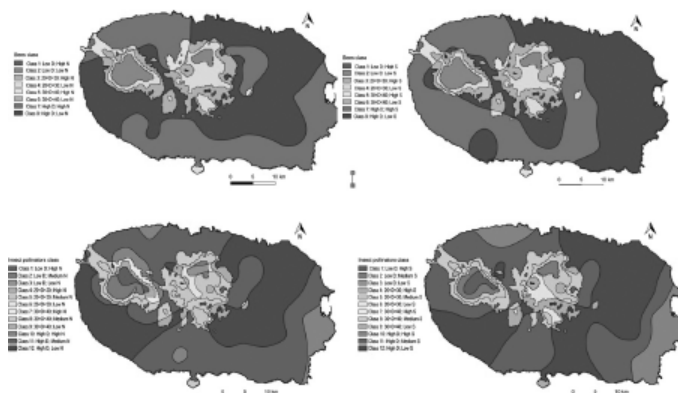
Fonte: os autores

De acordo com a Figura 3 e a Tabela 1, as classes 4 e 6 de abundância (N) e riqueza (S) das abelhas, e as classes 5 e 8 de abundância (N) e riqueza (S) de IP seguem predominantemente padrões espaciais contíguos às áreas de classe 1 e 2. Ambos os mapas relacionados com as abelhas (abundância e riqueza) mostram que toda a ilha é predominantemente coberta por áreas de elevada perturbação (índice de perturbação D maior que 40) que afetam significativamente estes serviços de polinização, resultando numa baixa abundância (N) e riqueza (S) de abelhas (classes 7 e 8). Em relação à riqueza, ambas as classes, 7 e 8, ocorrem maioritariamente em áreas de pomares e agrícolas e no uso do solo IntPast, respetivamente (Figuras 1 e 3).

Quanto aos mapas relacionados com IP (Figura 3), os padrões espaciais ilustrados são relativamente similares aos apresentados pelos serviços de polinização das abelhas. As áreas de classe 11 associadas a perturbação elevada (Tabela 1) são predominantes em toda a ilha para a abundância (N) e riqueza (S) de IP. As áreas de maior perturbação com menor desempenho de serviços de polinização relacionados com IP (abundância e riqueza) ocorrem

maioritariamente em áreas de pomares, agrícolas e de outros usos do solo fortemente afetados pela atividade humana (Figura 1).

Figura 3 – Mapas de classificação dos serviços de polinização de acordo com a influência do índice de perturbação (D): (em cima à esquerda) abundância de abelhas (N); (em cima à direita) riqueza de abelhas (S); (em baixo à esquerda) abundância de insetos polinizadores (N); (em baixo à direita) riqueza de insetos polinizadores (S)



Fonte: os autores

As pastagens intensivas que constituem o uso do solo predominante na ilha com índice de perturbação D mais elevado (classes 8 e 12) mostram baixos valores de abundância (N) e/ou riqueza (S) quer para abelhas, quer para insetos polinizadores, evidenciando o seu baixo desempenho em serviços de polinização. De facto, este uso do solo sujeito a frequentes fases de pastoreio intensivo não permite a ocorrência de populações abundantes de polinizadores. Com base nos resultados obtidos neste estudo para áreas agrícolas de baixa altitude, o índice de perturbação D não permite explicar completamente e adequadamente a variação espacial da abundância de polinizadores nativos pela ilha, em contraste com outros estudos anteriores (ver BOIEIRO *et al.*, 2013; CARDOSO *et al.*, 2013, 2014; FLORENCIO *et al.*, 2013).

4.4.1.4 Conclusão

Esses resultados mostram que os polinizadores nativos dos Açores são essenciais para o fornecimento dos serviços de polinização nos habitats nativos (para os quais estão originalmente adaptados) e também nos sistemas agroecológicos de baixa altitude para onde expandiram a sua área de ocorrência. Esta conclusão evidencia e implica a necessidade de uma estratégia de gestão integrada da ilha para os polinizadores na ilha Terceira, de modo a

decrecer o grau de vulnerabilidade da produção agrícola. Esta abordagem metodológica simples, direta e eficiente poderá ser aplicada em outras pequenas ilhas oceânicas com o objetivo de melhorar a capacidade para avaliar e monitorizar mais eficientemente os serviços ecossistémicos relacionados com a polinização, aperfeiçoando assim os sistemas de apoio à decisão no planeamento e gestão do território, em especial nos sistemas agroecológicos que implicam uma maior compatibilização entre a agricultura e a conservação da natureza.

4.4.2 CASO DE ESTUDO 2: CARTOGRAFIA DA PROPORÇÃO DE ESPÉCIES ENDÉMICAS PARA MANUTENÇÃO DE CONDIÇÕES PARA REPRODUÇÃO DAS POPULAÇÕES E MANUTENÇÃO DOS HABITATS – O CASO DE ESTUDO DOS ARTRÓPODES NA ILHA TERCEIRA (AÇORES)

4.4.2.1 Introdução

Um dos serviços de ecossistema (SE) menos usado e mais polémico é o CICES 2.3.1.2 – *Maintaining nursery populations and habitats* (LIQUETE *et al.*, 2016), ou seja, na tradução mais apropriada para português “Manutenção de condições para reprodução das populações e manutenção dos habitats”. De facto, as opiniões parecem divergir quanto à forma como a manutenção dos habitats e a manutenção das condições para reprodução das populações podem ser considerados como um serviço ecossistémico por si só, uma vez que têm apenas impactos indiretos sobre as pessoas e podem já ser incluídos nos cálculos dos serviços ecossistémicos prestados pelas populações adultas dos organismos (LIQUETE *et al.*, 2016). O debate tem como foco o problema de se considerar ou não o CICES 2.3.1.2 como um benefício direto ou indireto para as sociedades humanas, já que um SE tem de implicar benefícios numa perspetiva antropocêntrica. Neste contexto deveremos considerar que um habitat constitui um “viveiro” para a reprodução e manutenção de espécies se tem condições únicas para suportar um grupo de espécies em particular (BECK *et al.*, 2001). Em ilhas, normalmente os habitats nativos constituem o reduto das espécies endémicas e nativas. Borges *et al.* (2008) demonstraram de uma forma elegante que nos Açores as florestas nativas funcionam como fonte (*source*) e os habitats antropizados funcionam como sumidouro (*sink*) para as espécies de artrópodes endémicos. Numa perspetiva de *source/sink dynamics* (sensu SHMIDA; WILSON, 1985), os habitats-fonte possuem um elevado valor de conservação e devem ser considerados prioritários em ações de gestão espacial da conservação. Consequentemente, o primeiro desafio é identificar um ou mais indicadores que possam operacionalizar o CICES 2.3.1.2. Outro desafio importante está relacionado com a possibilidade de cartografar esses indicadores. Para o presente exercício desenvolvemos o indicador “Proporção de espécies de artrópodes endémicos” (Peae). Este indicador evidencia a lógica do SE “Manutenção de condições para reprodução das populações e

manutenção dos habitats”, uma vez que é esperado que locais com elevada proporção de espécies endémicas também possuam reduzida proporção de espécies exóticas e conseqüentemente são mais puros e adequados à manutenção de recursos genéticos de populações e habitats para a fauna nativa (ver BORGES *et al.*, 2005, 2006, 2008). Outros autores usaram indicadores semelhantes tais como a riqueza ou abundância de espécies endémicas ou com categorias da *Lista Vermelha da IUCN* (MAES *et al.*, 2018). No entanto, em ilhas, observam-se normalmente zonas de transição onde a riqueza de espécies endémicas e exóticas é elevada devido a processos de facilitação (BORGES *et al.*, 2006) e conseqüentemente consideramos que a proporção de espécies e eventualmente a proporção de indivíduos são indicadores mais objetivos da qualidade do habitat e dos seus serviços. Os benefícios para a sociedade deste serviço CICES 2.3.1.2, incluem benefícios diretos como os recreativos, mas igualmente benefícios indiretos como a manutenção das condições para o fornecimento de serviços de relacionados com o bom funcionamento dos ecossistemas (serviços de provisionamento e de regulação).

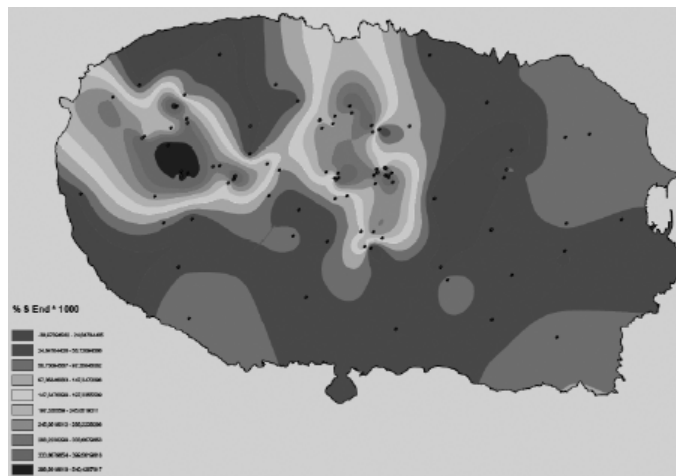
4.4.2.2 Materiais e método

De forma a obter o indicador Peae para a ilha Terceira (Açores), a riqueza de artrópodes epígeos do solo foi investigada em 89 locais localizados em quatro dos habitats mais relevantes nos Açores: Floresta Natural (NatFor), Floresta Exótica (ExoFor), Pastagens seminaturais (SemiPast) e Pastagens de uso intensivo (IntPast). Para amostrar artrópodes epígeos do solo, em cada local foi realizado um transepto de 150 metros por 50 metros onde se colocaram 30 armadilhas *pitfall* durante duas semanas no Verão (ver BORGES *et al.*, 2005, 2006; GASPAR *et al.*, 2008; CARDOSO *et al.*, 2009). Tal como no caso de estudo anterior, a cartografia dos SE foi realizada por meio da obtenção de MDE usando o programa de SIG ArcGIS10© para aplicar a técnica de interpolação *Topo to Raster*, que foi desenvolvida para a criação de MDE hidrologicamente corretos (ESRI, 2017). Neste estudo, os MDE foram construídos usando como dados de elevação a informação quantitativa obtida por meio de trabalho de campo relativa à abundância (i.e., número de indivíduos), riqueza (i.e. número de espécies) e grau de endemismo dos artrópodes (i.e. endémico; nativo não endémico; ou exótico/introduzido).

4.4.2.3 Apresentação e Discussão de Resultados

Na Figura 4 apresenta-se a distribuição espacial do indicador Peae. Os valores mais elevados observam-se nas zonas mais altas da ilha coincidentes com as zonas de floresta nativa e enquadradas no Parque Natural da Ilha Terceira.

Figura 4 – Mapa com a proporção de espécies de artrópodes endémicos na ilha Terceira (Açores)



Fonte: os autores

Em relação ao debate sobre a viabilidade do CICES 2.3.1.2 – “Manutenção de condições para reprodução das populações e manutenção dos habitats” (LIQUETE *et al.*, 2016), pode ser considerado como pertinente e válido o dado que mede a integridade dos sistemas naturais. O indicador Peae mostrou ser eficaz em identificar áreas de elevado valor patrimonial para a ilha Terceira (Açores), onde as funções de “Manutenção de condições para reprodução das populações e manutenção dos habitats” das espécies endémicas possam ser realizadas, já que as zonas mais importantes coincidem com as áreas protegidas (ver BORGES *et al.*, 2011; GASPAR *et al.*, 2011). Deste modo o indicador Peae é relevante numa perspetiva conservacionista (*sensu* VILLAMAGNA *et al.*, 2013). No entanto Rigal *et al.* (2017) demonstraram recentemente para os Açores que as espécies de artrópodes exóticas contribuem com funções novas quer nos ecossistemas agrícolas quer nos ecossistemas naturais, já que possuem características complementares às das espécies endémicas (ver igualmente WHITTAKER *et al.*, 2014). Finalmente, os habitats mais prístinos dos Açores possuem um certo grau de resistência à

entrada das espécies exóticas (ver FLORENCIO *et al.*, 2016), pelo que consideramos o indicador Peae robusto. O indicador Peae poderá ainda beneficiar da adição/utilização de uma abordagem centrada na modelagem ecológica (por exemplo usando o algoritmo MAXENT) para cartografar a distribuição potencial de artrópodes, integrando assim uma maior complexidade ambiental e outras variáveis relevantes como as relacionadas com a morfologia do terreno (elevação, inclinação, orientação), com o clima (temperatura média do ar, precipitação, humidade relativa do ar, radiação solar incidente, vento), com o solo (tipo, humidade, salinidade) e com a presença e influência de estruturas antropológicas (povoamento, infraestruturas).

4.4.2.4 Conclusão

Este estudo realizado numa pequena ilha oceânica poderá ser exportado para zonas continentais em que o indicador “proporção de espécies endémicas” pode ser substituído pelo indicador “proporção de espécies ameaçadas pelos critérios da IUCN”. Com o incremento da disponibilidade de dados (por exemplo, por meio da *Global Biodiversity Information Facility* – GBIF) e de metodologias de modelação ecológica, esta abordagem poderá ser rapidamente aplicável a qualquer outra região do mundo. A cartografia e avaliação dos SE é particularmente útil para gestores de conservação, bem como para gestores/planeadores territoriais e decisores políticos. Consequentemente, o seu envolvimento direto na obtenção de dados de campo e/ou na fase de avaliação dos resultados poderá aumentar o impacto deste tipo de estudos, de forma a se tornarem periódicos e eficazes no suporte de tomada de decisão. Neste âmbito, está atualmente em curso nos Açores um projeto de monitorização de 30 áreas de elevado valor em termos de Peae, usando armadilhas SLAM para a monitorização das florestas nativas açorianas, em que são parceiros os Parques Naturais de Ilha de Santa Maria, Terceira, Faial, Pico, Flores, Graciosa e o Jardim Botânico do Faial.

4.4.3 CASO DE ESTUDO 3: APLICAÇÃO DO MODELO INVEST PARA AVALIAÇÃO ESPACIAL DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DE HABITATS CLASSIFICADOS NA ILHA DO PICO (AÇORES)

4.4.3.1 Introdução

Tal como definido no caso de estudo anterior, o presente caso de estudo é estabelecido como estando igualmente enquadrado pelo serviço ecossistémico CICES 2.3.1.2 – “Manutenção de condições para reprodução das populações e manutenção dos habitats”, dado que considera um habitat como um “viveiro” para a reprodução e manutenção de espécies, possuindo condições únicas para suportar um grupo de espécies em particular (BECK *et al.*, 2001). Este estudo foi desenvolvido no âmbito do Projeto SMARTPARKS (CALADO *et al.*, 2014). A análise foi realizada por meio da aplicação do modelo *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST) Biodiversity*, uma ferramenta de base informática criada para desenvolver o conhecimento e compreensão do comportamento das funções ecossistémicas, que já foi utilizado em diferentes casos de estudo (ver exemplo em KAREIVA *et al.*, 2011). Com os resultados do modelo foi possível definir uma classificação para o estado de conservação dos habitats naturais que sustentam espécies da flora endémica existentes na Ilha do Pico, avaliando o nível de degradação que resulta dos impactos associados à atual ocupação e uso do solo. Da mesma forma, foi possível estabelecer uma relação espacial dos resultados da modelagem com a área protegida existente, definida pelo Parque Natural da Ilha do Pico (PNI Pico). A área de estudo é a ilha do Pico, a segunda maior ilha do Arquipélago dos Açores (Portugal) em termos de superfície, com cerca de 445 km² de área. O Parque Natural da Ilha do Pico é o maior parque natural dos Açores em termos de área, compreendendo 156 km² de superfície terrestre, o que corresponde a cerca de 35% do território da ilha (FERNANDES *et al.*, 2014). Segundo Elias *et al.* (2016), a ilha do Pico apresenta a maior diversidade de plantas existente nas nove ilhas do Arquipélago dos Açores, sobretudo devido ao pronunciado gradiente altitudinal existente que implica a ocorrência de diferentes tipos de vegetação conforme a altitude.

4.4.3.2 Materiais e método

Para este estudo foram consideradas 33 espécies autóctones do Arquipélago dos Açores, com presença confirmada na ilha do Pico segundo a base de dados ATLANTIS (BORGES *et al.*, 2010). A presença de cada espécie foi depois identificada em um ou vários habitats classificados na Diretiva Europeia Habitats segundo os estudos de Dias (2008) e Silva *et al.*, (2008). A ferramenta de análise utilizada neste estudo foi o modelo *InVEST Biodiversity* (v.2.5.6) (TALLIS *et al.*, 2013), que se baseia em índices de qualidade e/ou raridade atribuídos a habitats de uma espécie, ou de um grupo de espécies, segundo uma dada ponderação definida consoante o grau de impacto das ameaças a que esses habitats estão sujeitos. O modelo combina as classes existentes num mapa de uso e ocupação do solo, com os dados disponíveis relativos ao impacto de uma ou mais ameaças sobre os habitats existentes neste mapa, de forma a estimar o seu estado de degradação. A aplicação do modelo *InVEST Biodiversity* possui assim dois objetivos gerais: (1) valoração dos habitats em estudo (índices de qualidade e degradação); e (2) priorização das áreas com maior necessidade de recuperação e/ou conservação. Para tal, foi desenvolvida um mapa de uso e ocupação das terras baseado nos ortofotomapas de 2007 da ilha do Pico (ver Figura 5), devidamente atualizada para o ano de 2013 no âmbito de uma campanha de trabalho de campo intensiva desenvolvida no âmbito do Projeto SMARTPARKS (CALADO *et al.*, 2014). Posteriormente, as várias classes existentes nessa carta foram diferenciadas, tendo como base a espécie ou grupo de espécies em estudo, em 3 grupos: “Habitats”, “Ameaças” e “Áreas neutras”. Neste estudo, esta classificação foi definida de acordo com os habitats classificados pela Diretiva *Habitats* que sustêm as espécies estudadas (Tabela 2). As seguintes nove classes foram definidas como “ameaças”: quatro classes de plantas invasoras (*Acacia melanoxylon*; *Eucalyptus globulus*; *Pinus pinaster*; *Pittosporum undulatum*), e ainda as classes “área agrícola”, “pastagens”, “área edificada”, “trilhos pedestres” e “vias de comunicação”. As restantes quatro classes (*Cryptomeria japonica*, “planos de água”, “solo nu” e “vinha”) foram consideradas como “áreas neutras”.

Figura 5 – Mapa de ocupação e uso do solo de 2013 da Ilha do Pico (Açores)



Fonte: os autores (via Projeto SMARTPARKS)

Tabela 2 – Identificação dos habitats da Diretiva *Habitats* com a presença das espécies em estudo e respetiva correspondência com os habitats do mapa de ocupação e uso do solo de 2013 da Ilha do Pico

Classes de uso do solo definidas como Habitats	Habitats classificados pela Diretiva <i>Habitats</i> correspondentes às classes de uso do solo (Dias (2008) e Silva <i>et al.</i> (2008) (*Habitat prioritário))
Charnecas alpinas e subalpinas	4060 – Charnecas alpinas e subalpinas
Turfeiras	7110* – Turfeiras altas ativas; 7130 – Turfeiras de cobertura; 91D0* – Turfeiras arborizadas
Vegetação Macaronésica Endémica	4050* – Vegetação Macaronésica Endémica; 6180 – Prados mesófilos macaronésicos; 5330 – Matos termomediterrânicos pré-desérticos; 9360* – Laurissilvas macaronésicas (<i>Laurus</i> , <i>Ocotea</i>); 9560* – Florestas macaronésicas de <i>Juniperus sp.</i>
<i>Morella faya</i>	4050* – Vegetação Macaronésica Endémica; 9360* – Laurissilvas macaronésicas (<i>Laurus</i> , <i>Ocotea</i>)
Solo rochoso	1250 – Falésias com vegetação das costas macaronésicas (flora endémica)

Fonte: os autores

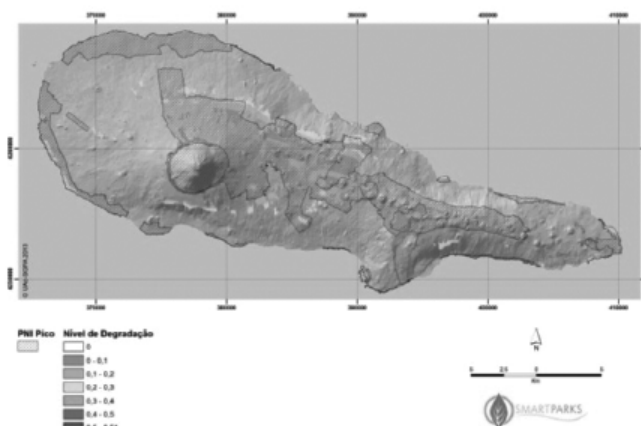
Posteriormente, foi definido um critério de ponderação (0 a 1 em intervalos de uma casa decimal) para a magnitude de influência de cada ameaça, diferenciando assim o impacto de cada uma das ameaças entre si, seguido da definição da área de influência (*buffer*) de cada ameaça (em km). Por fim, foram atribuídos valores ponderados do impacto de cada ameaça sobre cada um dos habitats (0 a 1 em intervalos de uma casa decimal). Os critérios de

ponderação foram definidos separadamente para as quatro classes de espécies invasoras, segundo Silva *et al.* (2008), que elaborou o ranking das 100 espécies invasoras com maior impacto na Macaronésia, e na avaliação presente no Decreto Legislativo Regional 15/2012/A, de 2 de abril, publicado pelo Governo Regional dos Açores (Portugal). As restantes classes de ameaças foram analisadas segundo os estudos de Dias *et al.* (2005) e Dias (2008). Estes critérios de ponderação foram validados com a colaboração de técnicos e peritos locais do PNI Pico e da Direção Regional do Ambiente (Divisão de Conservação da Natureza) do Governo Regional dos Açores. Por fim, foi inserida no programa informático do modelo *InVEST* o mapa de ocupação e uso do solo, previamente convertido em formato *raster* em ambiente SIG, com pixels de 5 por 5 metros (quadrículas de 25 metros quadrados), bem como todos os valores definidos para a análise do grau de impacto das classes definidas como ameaças e a sua área de influência sobre os habitats em estudo.

4.4.3.3 Apresentação e discussão de resultados

Após o processamento do modelo, foram produzidos mapas com os resultados da aplicação do modelo: o mapa do “Nível de Qualidade” (Figura 6, em cima) e o mapa do “Nível de Degradação” (Figura 6, em baixo), onde os resultados são apresentados numa escala de 0 a 1 (em intervalos de uma casa decimal). Se a mancha de habitat considerado não sofrer qualquer impacto de nenhuma das ameaças consideradas, o seu nível de qualidade é igual a 1, e o de degradação é 0, sendo que o modelo considera o impacto cumulativo tendo em conta a ponderação atribuída a cada classe de ameaça. No total foram avaliados pelo modelo 6208,2 hectares dos cinco diferentes tipos de habitats definidos no mapa de ocupação e uso do solo.

Figura 6 – Mapas do “Nível de Qualidade” (em cima) e do “Nível de Degradação” (em baixo) dos habitats em estudo no mapa de ocupação e uso do solo da Ilha do Pico, obtidos por meio da aplicação do modelo *InVEST Biodiversity*



Fonte: os autores (via Projeto SMARTPARKS)

Foram obtidos valores máximos de nível de qualidade (1) num total de 37,4 hectares na área envolvente à montanha do Pico, em algumas manchas do habitat “Vegetação Macaronésica Endémica” (13 hectares), tal como na quase totalidade do habitat “Charnechas alpinas e subalpinas” (cratera do topo da montanha do Pico) (24,4 hectares). Este facto indica que estas áreas não sofreram à data o impacto de nenhuma das ameaças em estudo. A única ameaça considerada para o habitat “Charnechas alpinas e subalpinas” são os “Trilhos pedestres” e, dada a sua reduzida área de influência, apenas 2,5 hectares deste habitat sofrem influência da única ameaça referida.

Também a grande mancha de “Vegetação Macaronésica Endémica” existente na base da montanha do Pico apresenta valores muito próximos do máximo, sendo esse valor alcançado em 13 hectares deste habitat que se encontram a uma maior altitude, onde a inexistência de estradas, trilhos pedestres, bem como inacessibilidade para pastagens e a não influência de plantas invasoras acima dos 700m de altitude, justificam que os habitats desta área estejam em tal nível de qualidade. O valor máximo de degradação obtido neste estudo foi de 0,51 em 0,6 hectares de habitat de *Morella faya* no extremo oriental da Ilha do Pico, indicando que cerca de 50% das ameaças que afetam diretamente este habitat estão presentes nessa mancha de habitat. Os matos de *Morella faya* são o habitat mais suscetível de sofrer maiores impactos das ameaças em análise neste estudo, uma vez que se encontram sob grande pressão urbana das zonas costeiras (proximidade às classes “Área edificada” e

“Vias de comunicação”) e principalmente porque estão vulneráveis ao impacto da proliferação das espécies invasoras acácia (*Acacia melanoxylon*) e do incenso (*Pittosporum undulatum*), as duas ameaças com maior magnitude de impacto deste estudo. Este é o habitat com maior nível de degradação uma vez que obteve um total de 96,1 hectares de habitat inseridos na classe (0,4-0,5), a segunda mais alta, o que corresponde a 97% do total da área de habitats incluídos nessa classe de degradação.

Segundo os resultados deste estudo, por meio da erradicação ou, pelo menos, com a contenção do avanço das principais espécies invasoras, a área de matos de *Morella Faya* dominada seria inferior, reduzindo os valores das classes de ameaça associadas às espécies invasoras. Assim, o valor do nível de qualidade deste habitat seria superior, evidenciando que as ações de conservação implementadas, no nível da gestão do uso do solo, teriam sido eficazes. Foi também determinado que cerca de 35% das manchas de habitats em análise não se encontram abrangidos por qualquer área protegida dentro do PNI Pico.

Este facto pode criar problemas relevantes ao nível da aplicação de medidas de conservação nestas áreas, abrangendo todos os tomadores de decisão, evidenciando que o planeamento territorial deve ser realizado ao nível de toda a ilha e/ou por meio da ampliação da área sob proteção ambiental, onde a análise espacial pode oferecer uma importante contribuição. Estes resultados demonstram que as ações de conservação devem ir para além dos limites físicos das áreas protegidas em vigor, o que vai de encontro às conclusões de estudos recentes realizados no Arquipélago dos Açores (FERNANDES *et al.*, 2014, 2015, 2017; GIL *et al.*, 2016; COSTA *et al.*, 2013; FONSECA *et al.*, 2011; MARTÍN *et al.*, 2010).

4.4.3.4 Conclusões

A metodologia e os critérios definidos permitiram uma análise fiável e versátil, na qual o modelo *InVEST Biodiversity* ofereceu a possibilidade de diferentes classificações para a categorização dos níveis de qualidade e degradação dos habitats e do impacto das várias ameaças, promovendo a adoção de medidas a uma maior escala de atuação no nível do uso do solo. A análise pode ser realizada também numa perspetiva temporal, avaliando a evolução das medidas implementadas no nível do planeamento territorial com

recurso a imagens aéreas (ou de satélite) ao longo do tempo.

A análise do modelo *InVEST*, ao produzir mapas como resultados, promove a enorme vantagem de identificar a exata localização geográfica de quais as áreas de habitats sujeitos a maior impacto e quais as classes de ocupação do solo que estão associadas às maiores pressões sobre esses habitats. Este método pode assim permitir, à escala de toda a ilha, a prioritização das áreas de habitats que carecem de ações de conservação ou recuperação de forma mais expedita, bem como de preservação das áreas com melhores resultados, além de possibilitar analisar a eficácia das áreas protegidas numa perspetiva espacial, tal como foi realizado neste estudo.

REFERÊNCIAS

BECK, M. W.; HECK, K. L.; ABLE, K. W.; CHILDERS, D. L.; EGGLESTON, D. B.; GILLANDERS, B. M.; HALPERN, B.; HAYS, C. G.; HOSHINO, K.; MINELLO, T. J.; ORTH, R. J.; SHERIDAN, P. F.; WEINSTEIN, M. P. The identification, conservation and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates: A better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *Bioscience*, v. 51, p. 633-641, 2001.

BOIEIRO, M.; CARVALHO, J. C.; CARDOSO, P.; AGUIAR, C. A.; REGO, C.; FARIA E SILVA, I.; AMORIM, I. R.; PEREIRA, F.; AZEVEDO, E. B.; BORGES, P. A. V.; SERRANO, A. R. Spatial factors play a major role as determinants of endemic ground-beetle assemblages in Madeiran Laurisilva. *PloS One*, v. 8, p. e64591, 2013.

BORGES, P. A. V.; GASPAR, C. S.; SANTOS, A. M. C.; RIBEIRO, S. P.; CARDOSO, P.; TRIANTIS, K.; AMORIM, I. R. Patterns of colonization and species distribution for Azorean arthropods: evolution, diversity, rarity and extinction. *Acoreana*, v. 7, p. 93-123, 2011.

BORGES, P. A. V.; GABRIEL, R.; ARROZ, A. M.; COSTA, A.; CUNHA, R. T.; SILVA, L. S.; MENDONÇA, E.; MARTINS, A. M. F.; REIS, F.; CARDOSO, P. The Azorean Biodiversity Portal: an internet database for regional biodiversity outreach. *Systematics and Biodiversity*, v. 8, p. 423-434, 2010.

BORGES, P. A. V.; UGLAND, K. I.; DINIS, F. O.; GASPAR, C. S. Insect and spider rarity in an oceanic island (Terceira, Azores): true rare and pseudo-rare species. In: FATTORINI, S. (ed.). *Insect Ecology and Conservation*. Kerala: Research Signpost, 2008.

BORGES, P. A. V.; LOBO, J. M.; AZEVEDO, E. B.; GASPAR, C.; MELO, C.; NUNES, L. V. Invasibility and species richness of island endemic arthropods: a general model of endemic vs. exotic species. *Journal of Biogeography*, v. 33, p. 169-187, 2006.

BORGES, P. A. V.; AGUIAR, C.; AMARAL, J.; AMORIM, I. R.; ANDRÉ, G.; ARRAIOL, A.; BAZ, A.; DINIS, F.; ENGHOFF, H.; GASPAR, C.; ILHARCO, F.; MAHNERT, V.; MELO, C.; PEREIRA, F.; QUARTAU, J. A.; RIBEIRO, S. P.; RIBES, J.; SERRANO, A. R. M.; SOUSA, A. B.; STRASSEN, R. Z.; VIEIRA, L.; VIEIRA, V.; VITORINO, A.; WUNDERLICH, J. Ranking protected areas in the Azores using standardized sampling of soil epigeal arthropods. *Biodiversity and Conservation*, v. 14, p. 2029-2060, 2005.

- CALADO, H.; VERGÍLIO, M.; FONSECA, C.; GIL, A.; MONIZ, F.; SILVA, S. F.; MOREIRA, M.; BRAGAGNOLO, C.; SILVA, C. P.; PEREIRA, M. Developing a Planning and Management System for Protected Areas on Small Islands (The Azores Archipelago, Portugal): the SMARTPARKS Project. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, v. 14, p. 335-344, 2014.
- CARDOSO, P.; RIGAL, F.; CARVALHO, J. C.; FORTELIUS, M.; BORGES, P. A. V.; PODANI, J.; SCHMERA, D. Partitioning taxon, phylogenetic and functional beta diversity into replacement and richness difference components. *Journal of Biogeography*, v. 41, p. 749-761, 2014.
- CARDOSO, P.; RIGAL, F.; FATTORINI, S.; TERZOPOULOU, S.; BORGES, P. A. V. Integrating landscape disturbance and indicator species in conservation studies. *PloS One*, v. 8, p. e63294, 2013.
- CARDOSO, P.; LOBO, J. M.; ARANDA, S. C.; DINIS, F.; GASPAR, C.; BORGES, P. A. V. A spatial scale assessment of habitat effects on arthropod communities of an oceanic island. *Acta Oecologica*, v. 35, p. 590-597, 2009.
- COSTA, H.; BETTENCOURT, M. J.; SILVA, C. M. N.; TEODÓSIO, J.; GIL, A.; SILVA, L. Invasive alien plants in the Azorean protected areas: invasion status and mitigation actions. In: FOXCROFT, L. C.; RICHARDSON, D. M.; PYŠEK, P.; GENOVESI, P. (ed.). *Plant Invasions in Protected Areas*. New York: Springer, 2013.
- CRUZ, A.; BENEDICTO, J.; GIL, A. Socio-economic Benefits of Natura 2000 in Azores Islands: a case study approach on the ecosystem services provided by a Special Protected Area. *Journal of Coastal Research*, v. SI 64, p. 1955-1959, 2011.
- DIAS, E.; MENDES, C.; MELO, C.; PEREIRA, D.; ELIAS, R. Azores Central Islands Vegetation and Flora Field Guide. *Quercetea*, v. 7, p. 123-173, 2005.
- DIAS, E. *Relatório Nacional de Implementação da Directiva Habitats (2001-2006) – Anexo D*. Lisboa: Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, 2008.
- DROTRH. Carta de Ocupação do Solo da Região Autónoma dos Açores. Ponta Delgada: Direcção Regional do Ordenamento do Território e dos Recursos Hídricos – Secretaria Regional do Ambiente, 2008.
- ELIAS, R. B.; GIL, A.; SILVA, L.; FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. M.; AZEVEDO, E. B.; REIS, F. Natural zonal vegetation of the Azores Islands: characterization and potential distribution. *Phytocoenologia*, v. 46, p. 107-123, 2016.
- ESRI (EUA). *Topo to Raster*. Disponível em: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/topo-to-raster.htm>. Acesso em: 13 abr. 2020.
- FATTORINI, S.; CARDOSO, P.; RIGAL, F.; BORGES, P. A. V. Use of Arthropod Rarity for Area Prioritisation: Insights from the Azorean Islands. *PLoS One*, v. 7, p. e33995, 2012.
- FERNANDES, J. P.; FREIRE, M.; GUIOMAR, N.; GIL, A. Using modeling tools for implementing feasible land use and nature conservation governance systems in small islands – The Pico Island (Azores) case-study. *Journal of Environmental Management*, v. 189, p. 1-13, 2017.
- FERNANDES, J. P.; GUIOMAR, N.; GIL, A. Strategies for conservation planning and management of terrestrial ecosystems in small islands (exemplified for the Macaronesian islands). *Environmental Science and Policy*, v. 51, p. 1-22, 2015.
- FERNANDES, J. P.; GUIOMAR, N.; FREIRE, M.; GIL, A. Applying an integrated landscape characterization and evaluation tool to small islands (Pico, Azores, Portugal). *Revista de Gestão Costeira Integrada*, v. 14, p. 243-266, 2014.

- FLORENCIO, M.; RIGAL, F.; BORGES, P. A. V.; CARDOSO, P.; SANTOS, A. M. C.; LOBO, J. M. The role of plant fidelity and land-use changes on island exotic and indigenous canopy spiders at local and regional scales. *Biological Invasions*, v. 18, p. 2309-2324, 2016.
- FLORENCIO, M.; CARDOSO, P.; LOBO, J. M.; AZEVEDO, E. B.; BORGES, P. A. V. Arthropod assemblage homogenization in oceanic islands: the role of exotic and indigenous species under landscape disturbance. *Diversity and Distributions*, v. 19, p. 1450-1460, 2013.
- FONSECA, C.; CALADO, H.; SILVA, C. P. S.; GIL, A. New approaches to environment conservation and sustainability in Small Islands: the Project SMARTPARKS. *Journal of Coastal Research*, v. SI64, p. 1970-1974, 2011.
- FORJAZ, V. H.; TAVARES, J. M.; AZEVEDO, E. B.; NUNES, J. C. *Atlas básico dos açores*. Ponta Delgada: Observatório Vulcanológico e Geotérmico dos Açores, 2004.
- GASPAR, C.; BORGES, P. A. V.; GASTON, K. J. Diversity and distribution of arthropods in native forests of the Azores archipelago. *Arquipelago Life and Marine Sciences*, v. 25, p. 1-30, 2008.
- GASPAR, C.; GASTON, K. J.; BORGES, P. A. V.; CARDOSO, P. Selection of priority areas for arthropod conservation in the Azores archipelago. *Journal of Insect Conservation*, v. 15, p. 671-684, 2011.
- GASPAR, C. S. *Arthropod diversity and conservation planning in native forests of the Azores archipelago*. 2007. Thesis (PhD in Ecology) – University of Sheffield, Sheffield, 2007.
- GIL, A.; PACHECO-VIEIRA, C.; YU, Q.; LOBO, A.; CALADO, H. Mapping the Ecological Structure in Small Islands – the case-study of S. Miguel Island (Archipelago of the Azores, Portugal). *Environmental Engineering and Management Journal*, v. 15, p. 1593-1602, 2016.
- HELENO, R. H.; CEIA, R. S.; RAMOS, J. A.; MEMMOTT, J. Effects of Alien Plants on Insect Abundance and Biomass: a Food-Web Approach. *Conservation Biology*, v. 23, p. 410-419, 2009.
- KAREIVA, P.; TALLIS, H.; RICKETTS, T.; DAILY, G.; POLASKY, S. *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford: Oxford University Press, 2011.
- KLEIN, A. M.; VAISSIERE, B. E.; CANE, J. H.; STEFFAN-DEWENTER, I.; CUNNINGHAM, S. A.; KREMEN, C.; TSCHARNTKE, T. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of Royal Society B*, v. 274, p. 303-313, 2007.
- LIQUETE, C.; CID, N.; LANZANOVA, D.; GRIZZETTI, B.; REUNAUD, A. Perspectives on the link between ecosystem services and biodiversity: The assessment of the nursery function. *Ecological Indicators*, v. 63, p. 249-257, 2016.
- MAES, J.; TELLER, A.; ERHARD, M.; GRIZZETTI, B.; BARREDO, J. I.; PARACCHINI, M. L.; CONDÉ, S.; SOMMA, F.; ORGIAZZI, A.; JONES, A.; ZULIAN, A.; VALLECILO, S.; PETERSEN, J. E.; MARQUARDT, D.; KOVACEVIC, V.; ABDUL MALAK, D.; MARIN, A. I.; CZÚCZ, B.; MAURI, A.; LOFFLER, P.; BASTRUPBIRK, A.; BIALA, K.; CHRISTIANSEN, T.; WERNER, B. *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition*. Luxembourg: Publications office of the European Union, 2018.
- MARTÍN, J. L.; CARDOSO, P.; ARECHAVALA, M.; BORGES, P. A. V.; FARIA, B. F.; ABREU, C.; AGUIAR, A. F.; CARVALHO, J. A.; COSTA, A. C.; CUNHA, R. T.; FERNANDES, F. M.; GABRIEL, R.; JARDIM, R.; LOBO, C.; MARTINS, A. M. F.; OLIVEIRA, P.; RODRIGUES, P.; SILVA, L.; TEIXEIRA, D.; AMORIM, I. R.; HOMEM, N.; MARTINS, B.; MARTINS, M.; MENDONÇA, E. Using taxonomically unbiased criteria to prioritize resource allocation for oceanic island species conservation. *Biodiversity and Conservation*, v. 19, p. 1659-1682, 2010.

MENDONÇA, E. *Serviços dos ecossistemas na ilha Terceira: estudo preliminar com ênfase no sequestro de carbono e na biodiversidade*. 2013. Tese (Mestrado em Gestão e Conservação da Natureza) – Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo, 2013.

OLESEN, J. M.; ESKILDSEN, L. I.; VENKATASAMY, S. Invasion of pollination networks on oceanic islands: importance of invader complexes and endemic super generalists. *Diversity and Distributions*, v. 8, p. 181-192, 2002.

OLESEN, J. M.; ALARCÓN, M.; EHLERS, B. K.; ALDASORO, J. J.; ROQUET, C. Pollination, biogeography and phylogeny of oceanic island bellflowers (Campanulaceae). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v. 14, p. 169-182, 2012.

PEREIRA, M. J. Reproductive biology of *Vaccinium cylindraceum* (Ericaceae), an endemic species of the Azores archipelago. *Botany*, v. 86, p. 359-366, 2008.

PICANÇO, A.; RIGAL, F.; MATTHEWS, T. J.; CARDOSO, P.; BORGES, P. A. V. Impact of land-use on flower-visiting insect communities in an oceanic island. *Insect Conservation and Diversity*, v. 10, p. 211-223, 2017a.

PICANÇO, A.; GIL, A.; RIGAL, F.; BORGES, P. A. V. Pollination services mapping and economic valuation from insect communities: a case study in the Azores (Terceira Island). *Nature Conservation*, v. 18, p. 1-25, 2017b.

RIGAL, F.; CARDOSO, P.; LOBO, J. M.; TRIANTIS, K. A.; WHITTAKER, R. J.; AMORIM, I. R.; BORGES, P. A. V. Functional traits of indigenous and exotic ground-dwelling arthropods show contrasting responses to land-use change in an oceanic island, Terceira, Azores. *Diversity and Distributions*, v. 24, p. 36-47, 2018.

SENAPATHI, D.; BIESMEIJER, J. C.; BREEZE, T. D.; KLEIJN, D.; POTTS, S. G.; CARVALHEIRO, L. G. Pollinator conservation – the difference between managing for pollination services and preserving pollinator diversity. *Current Opinion in Insect Science*, v. 12, p. 93-101, 2015.

SILVA, L.; LAND, E. O.; LUENGO, J. L. R. *Flora e fauna terrestre invasora na Macaronésia – TOP 100 nos Açores, Madeira e Canárias*. Ponta Delgada: ARENA, 2008.

SHMIDA, A.; WILSON, M. V. Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography*, v. 12, p. 1-20, 1985.

TALLIS, H. T.; RICKETTS, T.; GUERRY, A. D.; WOOD, S. A.; SHARP, R.; NELSON, E.; ENNAANAY, D.; WOLNY, S.; OLWERO, N.; VIGERSTOL, K.; PENNINGTON, D.; MENDOZA, G.; AUKEMA, J.; FOSTER, J.; FORREST, J.; CAMERON, D.; ARKEMA, K.; LONSDORF, E.; KENNEDY, C.; VERUTES, G.; KIM, C. K.; GUANNEL, G.; PAPENFUS, M.; TOFT, J.; MARIK, M.; BERNHARDT, J.; GRIFFIN, R.; GLOWINSKI, K.; CHAUMONT, N.; PERELMAN, A.; LACAYO, M. *InVEST Biodiversity 2.5.6 User's Guide*. Stanford: The Natural Capital Project, 2013.

VERGÍLIO, M.; FJØSNE, K.; NISTORA, A.; CALADO, H. Carbon stocks and biodiversity conservation on a small island: Pico (the Azores, Portugal). *Land Use Policy*, v. 58, p. 196-207, 2016.

VILLAMAGNA, A. M.; ANGERMEIER, P. L.; BENNETT, E. M. Capacity, pressure, demand and flow: a conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecological Complexity*, v. 15, p. 114-121, 2013.

WEISSMANN, J. A.; SCHAEFER, H. The importance of generalist pollinator complexes for endangered island endemic plants. *Arquipélago-Life and Marine Sciences*, v. 35, p. 23-40, 2018.

WEISSMANN, J. A.; PICANÇO, A.; BORGES, P. A. V.; SCHAEFER, H. Bees of the Azores: an annotated checklist (Apidae, Hymenoptera). *ZooKeys*, v. 642, p. 63-95, 2017.

WHITTAKER, R. J.; RIGAL, F.; BORGES, P. A. V.; CARDOSO, P.; TERZOPOULOU, S.; CASANOVES, F.; PLA, L.; GUILHAUMON, F.; LADLE, R.; TRIANTIS, K. A. Functional biogeography of oceanic islands and the scaling of functional diversity in the Azores. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 111, p. 13709-13714, 2014.

CORREDORES ECOLÓGICOS

A ESTRUTURA ECOLÓGICA ENQUANTO INSTRUMENTO DE SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA

Maria da Conceição Freire, Isabel J. Ramos, Edna Cabecinha, Sílvia Faria, Nuno Guiomar

4.5.1 INTRODUÇÃO

A paisagem é o resultado da ação e da interação, ao longo do tempo, dos fatores naturais e/ou humanos. Entende-se, por isso, como o substrato vivo da história e da memória do Homem e o fundamento da sua existência futura. O aumento populacional e a alteração dos modos de vida conduziram a uma significativa artificialização da paisagem e à criação de desequilíbrios importantes que, na atualidade, são motivo de crescente preocupação das sociedades em geral, do poder político e da investigação.

No contexto desta dinâmica de transformação da paisagem, é fundamental que se definam estratégias que respondam às necessidades do bem-estar humano, no momento presente e numa perspetiva futura, em função do valor intrínseco da natureza e da matriz natural. Esta é uma condição que nos leva à necessária construção de equilíbrios, entre a Natureza e a Cultura, a estabelecer por meio de ações de proteção, criação e gestão da paisagem – o que se traduz num adequado ordenamento e planeamento como o fundamento à evolução sustentável.

Do ponto de vista metodológico, considera-se que essa integração simultânea de dinâmicas naturais e culturais deve ser apoiada na leitura e operacionalização da estrutura global da paisagem – onde se incluem as estruturas ecológica e cultural (CABRAL, 1982; MAGALHÃES *et al.*, 2007). Enquanto a estrutura ecológica corresponde à componente natural da paisagem – entendida como base contínua, resiliente e autónoma, capaz de constituir o fundamento estratégico ao planeamento e ordenamento da paisagem, à sua proteção e à sua gestão – a estrutura cultural é a componente representativa das intervenções que decorrem da humanização da paisagem.

O objetivo deste capítulo é mostrar a importância e os desafios que se prendem com a concretização da estrutura ecológica a diferentes níveis de planeamento e gestão da paisagem – desde a escala europeia, até à escala municipal. Nesta reflexão observa-se o contexto português, enquanto caso estudo, procurando-se ilustrar os instrumentos legais existentes, os problemas de delimitação que se evidenciam às várias escalas da paisagem, e as soluções que poderão ser tomadas em consideração para conferir coerência espacial e funcional às propostas analisadas.

4.5.2 ESTRUTURA ECOLÓGICA: ORIGEM E SIGNIFICADO

As ligações espaciais lineares idealizadas, enquanto espaços abertos públicos ou áreas naturais de articulação, entre áreas mais expressivas (ou significativas) aos níveis ecológico, estético e cultural, constituíram uma estratégia de planeamento urbano e de projeto que teve origens no final do século XIX. Frank Law Olmsted foi responsável pela conceção de parques nas cidades americanas e pela conceptualização da ideia de articulação espacial entre parques, os “*greenways*”, desenvolvendo dos primeiros projetos cujo objectivo se centrava em conciliar a sustentabilidade e resiliência da paisagem urbana com o desenvolvimento da cidade (SMITH, 1993; FÁBOS, 2004; EISENMAN, 2013). Entre as suas propostas mais significativas encontra-se o plano *Emerald Necklace*, para Boston, do final do século XIX (1878-90), onde se estabelece um sistema de parques urbanos, ligados por corredores “*parkways*”, assentes em eixos de circulação e na resolução de problemas associados a áreas húmidas mais críticas¹. Contemporâneo de Olmsted, Ebenezer Howard desenvolveu, no final do século XIX, o conceito de cidade-jardim e com este o de “*greenbelt*”². O objetivo consistia na regulação da expansão urbana e na criação de espaços rurais articulados com os urbanos (NELSON, 1985; AMATI; YOKOHARI, 2007).

Os dois conceitos (“*greenways*” e “*greenbelt*”) e os planos em que se operacionalizam inspiraram muitos outros e foram considerados pioneiros por vários autores (e.g., SMITH, 1993; FÁBOS, 2004; JONGMAN *et al.*, 2004; GARMENDIA *et al.*, 2016). De acordo com Ahern (1995) “*greenways*” são redes territoriais de configuração linear, que promovem a conectividade e que são planeados e geridos para cumprir múltiplas funções compatíveis com o uso sustentável do solo. Por sua vez, os “*greenbelts*”, mais do que definirem limites

para a expansão urbana, tal como originalmente definidos, permitem a integração de múltiplas funções (recreativas, de produção agrícola e florestal, e de conservação/regulação), sendo considerados como bens públicos (HERATH *et al.*, 2015; JUN; KIM, 2017). Ambos são conceitos ancestrais e fundamentais no modelo conceptual que norteia o que hoje se designa como Rede ou Estrutura Ecológica (JONGMAN; PUNGETTI, 2004).

De acordo com Magalhães *et al.* (2007), a origem científica da Estrutura Ecológica assenta no conceito de “*homeostasis*”³ conceito que, ao ser aplicado à paisagem, conduziu ao conceito de “*continuum naturale*” (CABRAL, 1982), em que se expressa a ideia de conservação da natureza⁴. Mais tarde, ao integrar-se a componente social e recreativa por meio da inclusão de percursos nos corredores ecológicos, centrada na importância que apresentam no “retorno” do Homem à natureza, aprofundou-se o conceito de “*continuum naturale*”, conjugando-se então os sistemas natural e cultural dentro da formulação do conceito de Estrutura Ecológica (*e.g.*, FÁBOS, 1991; MAGALHÃES *et al.*, 2007).

Face ao exposto, podemos afirmar que o conceito de rede ou estrutura ecológica hoje usado está associado a um conjunto de espaços e sistemas (ecossistemas e agrossistemas), que se articulam fisicamente entre si constituindo uma estrutura contínua e complexa. O objetivo da conceptualização desta rede é o de proteção, preservação e gestão de recursos e valores da paisagem que existe (com valorização nos domínios ecológico, estético, social e cultural), mas também o de criação de paisagens mais complexas, diversas e equilibradas. Na construção desta estrutura incluem-se áreas nucleares, corredores e zonas-tampão (JONGMAN *et al.*, 2011). Corresponde-lhe então um sistema de conectividades, onde se integram os elementos ou recursos naturais – a circulação da água, do ar, dos nutrientes do solo, a presença da vegetação e da fauna – e onde, sempre que a natureza desta rede ecológica se mostra compatível, se articulam espaços e funções marcados pela intervenção humana (MAGALHÃES *et al.*, 2007).

Em síntese, é legítimo concluir que a necessidade de se estabelecer uma Estrutura Ecológica está associada às constatadas limitações das áreas protegidas para, por si só, reverterem processos conducentes à perda de biodiversidade (GREEN, 2000), por via da perda e fragmentação de habitats com elevado valor de conservação (*e.g.*, ALMEIDA *et al.*, 2016) e que o

estabelecimento de tal estrutura decorre da necessidade de se criarem relações de complementaridade entre o uso do solo e a conservação da natureza.

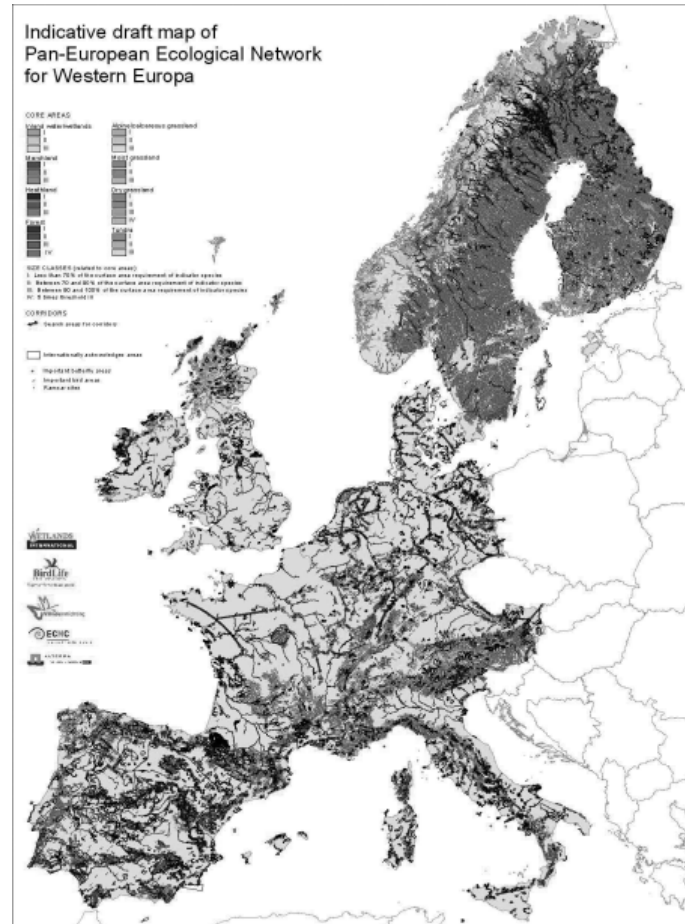
A Estrutura Ecológica Pan-Europeia surgiu assim como um dos mecanismos centrais para a implementação da Convenção sobre a Diversidade Biológica (JONGMAN *et al.*, 2011). De acordo com os mesmos autores, a Estrutura Ecológica deve cumprir um vasto conjunto de funções, entre as quais garantir que os habitats de elevado valor de conservação têm extensão suficiente para manter populações mínimas viáveis, fornecer oportunidades para a dispersão e migração de espécies e identificar necessidades de restauro ecológico. Neste sentido, a integração da conectividade de habitats na delimitação da Rede Ecológica é fundamental para o cumprimento dos objetivos específicos da Rede Ecológica, sendo a rede de escoamento natural uma componente elementar (*e.g.*, MEIER *et al.*, 2005), assim como elementos particulares existentes na paisagem que permitam facilitar o movimento de espécies, designados como “*stepping stones*” (SAURA *et al.*, 2014).

Podendo assumir diferentes configurações na forma e distribuição espacial (OPDAM *et al.*, 2006), o objetivo fundamental da Estrutura Ecológica Pan-Europeia é promover a ligação de áreas nucleares de elevado valor para a conservação, mesmo que não estejam abrangidas por qualquer estatuto legal, através de corredores ecológicos distribuídos por todo o território europeu (AHERN, 2004). À escala europeia, a delimitação da Estrutura Ecológica decorreu em três fases, tendo sido os primeiros mapas indicativos produzidos por Bouwma *et al.* (2002) para a os países do leste e centro da Europa, seguindo-se a faixa sul também a leste que incluiu os Balcãs, a Grécia e a Turquia (BIRÓ *et al.*, 2006) e o oeste onde estão também incluídos os países da Escandinávia, o Reino Unido e a Irlanda (JONGMAN *et al.*, 2006) (Figura 1).

Previamente a esse desafio lançado à escala europeia, surgiram as primeiras iniciativas à escala local, municipal ou regional (JONGMAN, 1995; JONGMAN *et al.*, 2004). Nos países do leste Europeu emergiram diferentes propostas conceptualmente muito semelhantes ao postulado na Teoria da Paisagem Polarizada de Rodoman (*e.g.*, MIKLÓS, 1989), pese embora não seja possível aferir se foram mesmo inspiradas nessa teoria (JONGMAN, 2002). Constituindo-se como uma crítica ao modelo dominante de áreas protegidas, uma vez que estas não passavam de espaços isolados e com pequena extensão e por isso sem capacidade para assegurar populações mínimas viáveis, o modelo

de Rodoman propõe que áreas com uso mais intensivo sejam compensadas por áreas menos perturbadas de modo a garantir os processos de regulação dos ecossistemas assim como elevado valor de conservação (JONGMAN, 2002). Evidencia-se, ainda assim, uma tendência para a segregação espacial de usos do solo, promovendo-se a dicotomia entre áreas protegidas (*lato sensu*) e áreas mais ou menos perturbadas.

Figura 1 – Mapa da Rede Ecológica Pan-Europeia para a Europa Ocidental



Fonte: Jongman *et al.* (2006)

Essa questão da segregação espacial de usos e funções do solo tem sido fortemente debatida segundo a perspectiva de duas estratégias de planejamento e gestão para a conservação (*e.g.*, FISCHER *et al.*, 2014; LAW; WILSON, 2015): uma que defende que a intensificação do uso em determinadas áreas pode libertar outras áreas para efeitos de conservação (“*land sparing*”) havendo separação entre a produção de alimentos e outros bens transacionáveis e a conservação da natureza, e outra que integra no mesmo espaço objetivos de produção e conservação (“*land sharing*”). Essa discussão assume outra relevância quando se constata que a proteção global da biodiversidade depende da manutenção da biodiversidade em paisagens fortemente humanizadas (*e.g.*, FAHRIG *et al.*, 2011) e que existem ecossistemas com elevado valor de conservação, o qual é dependente de atividades humanas (*e.g.*, BUGALHO *et al.*, 2011). Na revisão efetuada por Bennet e Mulongoy (2006), a

Estrutura Ecológica poderia ainda incluir, para além das áreas nucleares e dos corredores onde a conservação da natureza é prioritária, zonas-tampão que constituem espaços de transição onde é possível a exploração de recursos naturais sem colocar em causa os processos ecológicos, pese embora muitas das propostas publicadas não integrem esta tipologia (BOITANI *et al.*, 2007).

A fragmentação de habitats representa uma das principais ameaças à biodiversidade, independentemente da escala de análise (*e.g.*, LINDENMAYER; FISHER, 2006), o que vem realçar a importância da conectividade, como conceito e das redes ecológicas, como uma ferramenta operacional, surgindo como uma resposta fundamental para manter ecossistemas saudáveis e biodiversidade (BOITANI *et al.*, 2007). A crescente fragmentação de habitats observada no continente europeu em resultado de ações antropogénicas alertou para a emergência de uma Infraestrutura Verde para promover a resiliência dos ecossistemas e aumentar os benefícios ambientais e sociais associados à biodiversidade. A Comissão Europeia, por meio da COM/2013/024 – “Infraestrutura Verde – Valorizar o Capital Natural da Europa” –, define infraestrutura verde como uma “*rede estrategicamente planeada de zonas naturais e seminaturais [...] concebida e gerida para prestar uma ampla gama de serviços ecossistémicos*” (s/p). O conceito teve origem nos Estados Unidos da América (*e.g.*, BENEDICT; MCMAHON, 2002; LOVELL; TAYLOR, 2013), e não se diferencia muito da Estrutura Ecológica atrás descrita em termos dos elementos-base que a compõem. De acordo com Benedict e McMahon (2002), a infraestrutura verde é igualmente constituída por áreas nucleares (“*hubs*”), por corredores (“*links*”), que têm como objetivo a conservação de habitats e a manutenção de processos ecológicos, podendo ainda integrar lugares (“*sites*”) mais pequenos que os “*hubs*” que poderão estar ou não diretamente ligados à infraestrutura verde. No entanto os objetivos estendem-se às funções e serviços prestados pelos ecossistemas e pela paisagem, assim como aos benefícios e bens públicos por estes fornecidos (BENEDICT; MCMAHON, 2002; LIQUETE *et al.*, 2015).

Se, por um lado, há objetivos comuns partilhados pelos diferentes conceitos, entre eles a conservação da biodiversidade e a manutenção das funções de regulação dos ecossistemas; por outro, emergem incertezas na sua aplicação. Garmendia *et al.* (2016) reforçam a necessidade de se integrarem análises que considerem não só a conectividade estrutural como também a

conectividade funcional. Por outro lado, nem sempre se verificam processos sinérgicos na prossecução dos objetivos gerais definidos, podendo mesmo existir situações conflitantes entre a conservação da biodiversidade e o fomento da provisão de serviços de ecossistema (BULLOCK *et al.*, 2011). Por fim, há incerteza sobre os limiares de intensidade de uso a partir dos quais os ecossistemas entram em declínio ou pelo menos perdem a sua capacidade de autorregeneração, sendo este um facto de extrema relevância em ecossistemas dependentes das atividades humanas.

4.5.3 A PAISAGEM EM PORTUGAL

O território português possui um conjunto de especificidades que decorrem da sua diversidade biológica e física, especialmente determinadas pela posição geográfica e configuração espacial, pela heterogeneidade dos tipos de relevo, pela oscilação sazonal típica do clima Mediterrânico, pela presença de solos com diferentes naturezas e ainda pelo modo como se acomodam os organismos vivos (RIBEIRO, 1993; CANCELA D'ABREU *et al.*, 2004; FREIRE, 2014). Foi sobre este suporte de múltiplos contrastes⁵ que várias culturas, sociedades e gerações foram, no tempo e no espaço, atenuando feições (RIBEIRO, 1993) criando, adaptando e transformando paisagens (*e.g.*, OLIVEIRA *et al.*, 2017).

À semelhança das outras paisagens mediterrânicas (BLONDEL *et al.*, 2010), a paisagem em Portugal distingue-se por um padrão paisagístico retalhado, diverso e intrincado, fortemente determinado pela conjugação de condições naturais e culturais únicas (FREIRE, 2014). Corresponde-lhe um mosaico multifuncional, onde ocorrem a produção, a proteção e o recreio, e onde se inter-relacionam determinismos socioeconómicos, histórico-culturais, ecológicos e estéticos. Tal padrão é determinado pela conjugação de relevos acidentados com terras baixas e planas, a que se juntam distribuições heterogéneas de solos, água e vegetação e a que se associam uma aptidão e ocupação do solo distinta. Acompanham este padrão condições climáticas singulares, de temperatura média elevada, de precipitação irregular e constante luminosidade. A vegetação é muito variada e rica, dadas as múltiplas espécies espontâneas⁶ e as espécies introduzidas bem-adaptadas. Tais condições biofísicas determinam a presença específica de espécies e modos de vida marcados pelos ritmos das estações, onde a agricultura surgiu como modo de

vida dominante, e onde a presença da policultura é marca distintiva. O povoamento é predominantemente aglomerado e disseminado, o que é motivado por razões de segurança, fertilidade da terra, estrutura da propriedade e características associadas ao sistema agrícola.

Encontra-se, por isso, em Portugal, um mosaico complexo e muito diverso de paisagens, de malha marcadamente apertada, acompanhada por uma compartimentação com determinismos naturais e culturais. Este é um padrão que foi sendo construído ao longo de séculos, que reflete as condições do solo, do clima e da vegetação e uma ação humana profunda e antiga, particularmente assente numa convivência relativamente harmoniosa do Homem com a Natureza (CABRAL, 1967; RIBEIRO, 1993; TELLES, 1994).

As alterações observadas nas últimas décadas, em particular nos países do sul da Europa (*e.g.*, KUEMMERLE *et al.*, 2016), evidenciam a significativa simplificação da paisagem que conduz à desumanização do espaço urbano, perda do legado biológico e despovoamento do espaço rural (TELLES, 1994). Simultaneamente, tais alterações demonstram a insensibilidade para o valor e para a complexidade da paisagem e ignorância ou indiferença para lidar com as singularidades e fragilidades que lhe são características, de onde surgiram e/ou se acumularam problemas e desequilíbrios nas suas mais variadas dimensões (ecológicos, urbanos, sociais e ambientais, entre outros).

Portugal atravessou nos últimos 50 anos um período de acelerada transformação das suas paisagens, encontrando-se numa situação em que as dinâmicas são particularmente delicadas, dada a forte humanização na faixa litoral (centro, norte e sul), a elevada suscetibilidade a incêndios florestais nas zonas mais interiores do centro e norte e nas serras do Algarve (FERNANDES *et al.*, 2014; GUIOMAR *et al.*, 2015), e a perda de biodiversidade expressos na tendência para a intensificação do uso do solo no Alentejo (ALMEIDA *et al.*, 2016; GODINHO *et al.*, 2016). Tais mudanças decorrem de processos complexos de transformação da paisagem, de desordenamento e degradação, declarados a variados níveis: na destruição dos recursos e dos espaços naturais a que se associa o empobrecimento do património genético; na adaptação dos sistemas produtivos tradicionais aos novos processos tecnológicos, económicos e de padrões de vida bem expressos na intensificação agrícola e florestal⁷; na concentração em grandes metrópoles e no despovoamento ou dispersão urbana em contextos rurais; na destruição do património

arquitetónico e paisagístico; e globalmente na degradação de elementos ambientais e da paisagem em geral (CABRAL, 1967; TELLES, 1994; CANCELA D'ABREU *et al.*, 2004). As preocupações com essas mudanças e disfunções decorrem principalmente de estas expressarem ações de degradação e/ou destruição das paisagens que se pronunciam num ritmo acelerado e com uma profundidade e extensão cumulativa⁸.

Paralelamente, ao longo dos mesmos últimos 50 anos, surgiu uma significativa evolução do conhecimento científico e de políticas territoriais. Multiplicaram-se debates públicos, científicos e políticos e surgiram estratégias, ações, convenções e legislação (ao nível da política europeia e ao nível de muitos países): primeiramente com o propósito de proteger áreas mais significativas do ponto de vista da conservação da natureza (GREEN, 2000) e, posteriormente, de ordenar e/ou orientar a construção e/ou a transformação de toda a paisagem e dos seus principais recursos e sistemas, incluindo os domínios da valorização ecológica e interesse histórico-cultural, económico, biológico, pedagógico e paisagístico (CANCELA D'ABREU *et al.*, 2004; GREEN, 2000).

Salienta-se o facto do entendimento da paisagem enquanto sistema e das preocupações com a sua defesa cedo se registarem entre nós. No início da década de 60 do século passado, um primeiro documento é elaborado pela Direcção-Geral de Serviços de Urbanização (DGSU)⁹, onde se entende a paisagem enquanto um sistema¹⁰ – contínuo, complexo, multifuncional (produção, proteção e recreio) e multifacetado (cultural, económico, social e ecológico). O objetivo principal deste documento era então orientado pela necessidade de identificar e regulamentar as “*zonas mais valiosas*” (BARRETO *et al.*, 1962), onde se incluíam ações de defesa de ecossistemas, de recuperação de áreas degradadas e de criação de novas paisagens, harmonizando-se as ações de ordenamento e proteção das paisagens e a sua adequada gestão. Neste documento surgiram as bases de toda a legislação que se publicou na década de 1970 e início da década de 1980 (nomeadamente a identificação e classificação de Áreas Protegidas e as Reservas Agrícola e Ecológica), assim como foram enunciados conceitos e orientações sobre zonas de paisagem sensível, de reserva e áreas de proteção.

Os princípios que desde então têm dado forma à compreensão da paisagem enquanto sistema basearam-se nos conceitos de *continuum naturale* e

continuum culturale, difundidos por Francisco Caldeira Cabral a partir de meados do século XX (CABRAL, 1982). Essas concepções constituíram então as bases para o emergir dos conceitos equivalentes de estrutura ecológica e estrutura cultural hoje mais utilizados, que visam atingir equilíbrios consistentes com os valores ecológicos e culturais presentes em cada paisagem. Uma conceptualização que se traduz na construção de uma rede global fundada numa estrutura ecológica sólida, consistente com o contínuo espacial urbano-rural, onde se incluem formas mais concentradas e difusas e espaços produtivos (agrícolas e florestais).

4.5.4 A ESTRUTURA ECOLÓGICA A DIFERENTES NÍVEIS DE PLANEAMENTO E GESTÃO DA PAISAGEM EM PORTUGAL

4.5.4.1 Enquadramento legal atual

A publicação da Lei de bases gerais da política pública de solos, de ordenamento do território e de urbanismo (Lei n.º 31/2014, de 30 de maio), veio determinar que o Sistema de Gestão Territorial, em Portugal, está organizado em quatro níveis – Nacional, Regional, Intermunicipal¹¹ e Municipal – e materializado em Programas e Planos. Aos primeiros cabe estabelecer o quadro estratégico de desenvolvimento territorial e as suas diretrizes programáticas ou definir a incidência espacial de políticas nacionais a considerar em cada nível de planeamento. Aos segundos é devido o estabelecimento de opções e ações concretas em matéria de planeamento e organização do território bem como definir o uso do solo [art.º 38º, n.º 1, alíneas a) e b)]. Os programas de âmbito nacional (incluindo os programas sectoriais e especiais) “prosseguem objetivos de interesse nacional e estabelecem os princípios e as regras orientadoras da disciplina a definir pelos programas regionais” enquanto os planos territoriais de âmbito intermunicipal e municipal procuram o desenvolvimento e concretização das “orientações definidas nos programas territoriais preexistentes de âmbito nacional ou regional, com os quais se devem compatibilizar” assim como “devem ainda atender às orientações definidas nos programas intermunicipais preexistentes” (artigo 44º, n.º 1, 2, 3 e 4).

O Regime Jurídico dos Instrumentos de Gestão Territorial (RJIGT; Decreto-Lei n.º 80/2015, de 14 de maio), determina que os planos territoriais passam a ser os únicos instrumentos passíveis de determinar a classificação e

qualificação do uso do solo, bem como a respetiva execução e programação, sendo que o plano diretor municipal se mantém como um instrumento de definição da estratégia municipal ou intermunicipal, estabelecendo o quadro estratégico de desenvolvimento territorial ao nível local ou sub-regional, devendo neles (planos municipais ou intermunicipais) ser integradas e aí adaptadas as orientações de desenvolvimento territorial decorrentes dos programas de âmbito nacional, regional e sub-regional (preâmbulo do referido Decreto-Lei). No seu artigo 10º [alínea f)], o RJIGT afirma que os Programas e Plano territoriais identificam, entre outros, a Estrutura Ecológica, especificando no seu artigo 16º que:

1 — Os programas e os planos territoriais identificam as áreas, os valores e os sistemas fundamentais para a proteção e valorização ambiental dos espaços rústicos e urbanos, designadamente as redes de proteção 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 proteção 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 proteção, regulação e enquadramento com os usos produtivos, o recreio e lazer, e o bem-estar das populações.

Assim, o RJIGT determina que, ao nível nacional [artigo 32º, n.º 1, alínea a)], o Programa Nacional da Política de Ordenamento do Território (PNPOT) estabelece, entre outras, as opções e as diretrizes relativas à conformação da política de cidades, das redes, das infraestruturas e dos equipamentos de interesse nacional, bem como à salvaguarda e à valorização das áreas de interesse nacional em termos ambientais, patrimoniais e de desenvolvimento rural. Ao nível regional, deve ser identificada a estrutura ecológica regional de proteção e valorização ambiental [artigo 54º, alínea d)] e os planos municipais – plano diretor municipal, plano de urbanização e plano de pormenor – têm como objetivo, entre outros, a definição da estrutura ecológica para efeitos de proteção e de valorização ambiental municipal [artigo 75º, alínea f)]. No seu conteúdo material, os planos diretores municipais deverão estabelecer [artigo 96º, n.º 1, alínea c)], entre outros, os critérios de sustentabilidade a adotar, bem como os meios disponíveis e as ações propostas, que sejam necessários à proteção dos valores e dos recursos naturais, hídricos, culturais, agrícolas e

florestais, e a identificação da estrutura ecológica municipal. Também ao nível do plano de urbanização, é obrigatória a conceção da estrutura ecológica, bem como no plano de pormenor.

4.5.4.2 Estrutura ecológica nacional

De acordo com Magalhães *et al.* (2007; p. 32), “a Estrutura Ecológica é uma estrutura espacial da paisagem, constituída pelas componentes terrestres dos ecossistemas que são indispensáveis ao seu funcionamento” e tem como “objetivo reunir e integrar todos os espaços necessários à conservação dos recursos naturais, entendidos não como elementos isolados, mas sim como fatores dinâmicos que interagem entre si”. Nesse contexto, a sua principal função é a de ligar ecossistemas num sistema espacialmente coerente, considerando os fluxos de energia, matéria e organismos (OPDAM *et al.*, 2006). A proposta para a delimitação da Estrutura Ecológica Nacional (EEN; MAGALHÃES *et al.*, 2013) compreende uma componente da metodologia “Sistema-Paisagem” proposta por Magalhães *et al.* (2007) que, por sua vez, é baseada na ligação vertical e horizontal de estruturas (*e.g.*, JONGMAN, 1995).

A metodologia de delimitação da EEN é composta por dois sistemas principais (MAGALHÃES *et al.*, 2013): um sistema físico que integra as componentes geologia, litologia, solo, água e clima, e respetivas interações; e um sistema biológico constituído pela flora, vegetação, habitats e pelas suas interações com as componentes do sistema físico. Uma vez que as ações compatíveis com as características de cada componente da EEN são de natureza muito diferente, os autores hierarquizaram-na em dois níveis, de acordo com o valor ou grau de sensibilidade ecológica atribuído a cada componente.

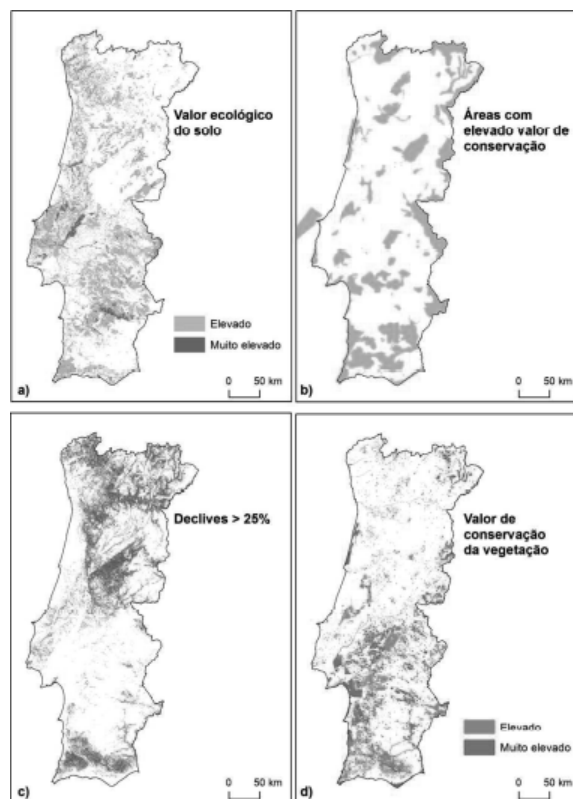
Desta forma, o 1º Nível da EEN é constituído pelas seguintes componentes (MAGALHÃES *et al.*, 2013):

- linhas de água, águas marinhas e costeiras, águas de transição, águas interiores;
- zonas contíguas às linhas de água, zonas apauladas e turfeiras, sapais, juncais e caniçais halófilos, salinas e zonas intermareais (que no seu conjunto integram o sistema húmido);

- solos de elevado e muito elevado valor ecológico, integrando todos os solos que apresentam (potencialmente) os maiores índices de fertilidade, com elevada capacidade de produção de biomassa, assim como solos associados a ecossistemas específicos com interesse para a conservação da natureza, ou associados a sistemas agrícolas ou florestais tradicionais;
- áreas declivosas (> 20%), associadas a processos erosivos e de perda de solo, devido a movimentos de massa superficiais ou profundos (nas áreas declivosas, a função de proteção do solo é determinante);
- vegetação natural e seminatural com valor de conservação de nível muito elevado e elevado, avaliado com base em cinco parâmetros (naturalidade, substitutividade, ameaça, valor florístico-cenótico e raridade);
- áreas classificadas de acordo com o elevado valor de conservação incluindo: Rede Natura 2000, *Important Bird Areas*, Convenção de Ramsar, Reserva Biogenética do Conselho da Europa, Reserva da Biosfera, Rede Nacional de Áreas Protegidas;
- geossítios, ocorrências naturais de elementos da geodiversidade que possuem excepcional valor científico.

A Figura 2 ilustra a distribuição espacial de alguns dos componentes do 1º nível da EEN de acordo com a proposta de Magalhães *et al.* (2013).

Figura 2 – Representação de alguns elementos da EEN



Fonte: elaborado pelos autores a partir dos dados disponibilizados na plataforma EPIC-WebGIS (disponível em: <http://epic-webgis-portugal.isa.ulisboa.pt/>. Acesso em: 19 jan. 2018)

Por sua vez, o 2º nível da proposta de Magalhães *et al.* (2013) para a delimitação da EEN integra os seguintes componentes:

- cabeços em sistema húmido antigo, que correspondem às zonas aplanadas de cabeço que confinam com o sistema húmido sem, contudo, serem contíguas às linhas de água, apesar de ainda poderem estar sujeitas a cheias. São caracterizadas por solos com elevada concentração de matéria orgânica, constituindo em geral terraços fluviais que já não recebem adição de sedimentos aluvionares e normalmente têm o nível freático a maior profundidade;
- áreas de máxima infiltração, com elevada permeabilidade resultante das características geológicas, pedológicas e morfológicas, assim como de fatores bióticos associados à cobertura do solo;
- terras altas com altitude superior a 700 m, correspondentes aos seguintes andares bioclimáticos (ou termotipos) (AGUIAR *et al.*,

2009): Supratemperado, Supramediterrânico e Orotemperado;

- vegetação natural e seminatural com interesse para a conservação de nível moderado, baixo e muito baixo, com base na riqueza florística e fitocenótica e no estado de conservação do indivíduo, raridade, grau de ameaça e capacidade de regeneração da comunidade.

4.5.4.3 Estrutura regional de proteção e valorização ambiental

A Estrutura Regional de Proteção e Valorização Ambiental (ERPVA) tem como objetivo garantir a manutenção, a funcionalidade e a sustentabilidade dos sistemas biofísicos e, em simultâneo, assegurar a qualidade e a diversidade biológica e da paisagem. Desta forma pretende-se que a ERPVA contribua para a manutenção da conectividade funcional e estrutural entre as áreas identificadas como nucleares para a conservação dos recursos, contrariando assim os efeitos da fragmentação de habitats e maximizando a provisão de serviços de ecossistema e de bens públicos. Uma estrutura ecológica de carácter regional bem delineada e funcional contribuirá para o aumento da resiliência dos sistemas às perturbações ecológicas que, por sua vez, apresentam uma marcada tendência para aumentarem quer, em frequência quer em severidade.

A ERPVA que aqui se apresenta como exemplo foi estabelecida no Plano Regional de Ordenamento do Território do Alentejo (Prot-Alentejo¹²), localizado no sul de Portugal. A delimitação desta ERPVA procurou “reforçar a importância da valorização dos recursos naturais, como suporte do desenvolvimento viável e coeso e como garantia da preservação da paisagem e da identidade regional” (Resolução do Conselho de Ministros n.º 53/2010; Diário da República, 1ª série — n.º 148 — 2 de agosto de 2010, p. 2984). Assim foram identificadas áreas nucleares, representadas não só pelas áreas classificadas no âmbito das diretivas e convenções internacionais (REDE NATURA, 2000) mas também por aquelas que estão ao abrigo de estatutos de conservação de âmbito nacional (Rede Nacional de Áreas Protegidas). De acordo com o Prot-Alentejo,

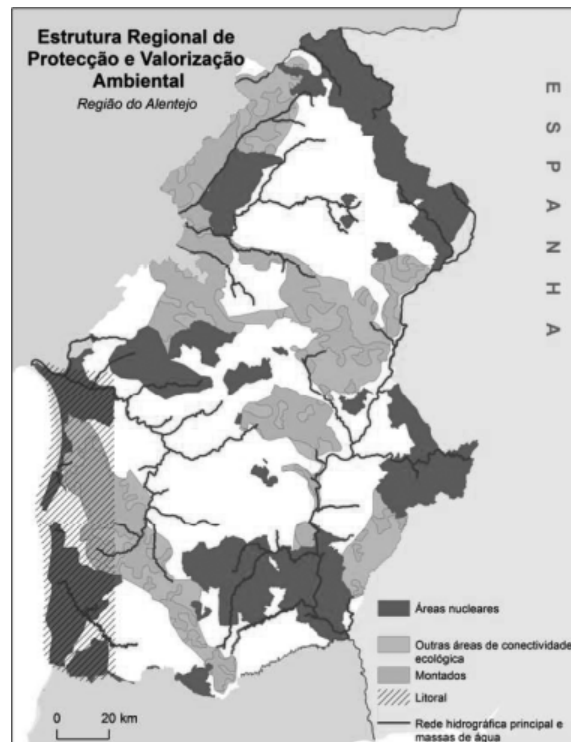
[...] a conectividade entre as áreas nucleares é estabelecida [...] pela rede hidrográfica, pelos habitats naturais (dunas e arribas costeiras, sapais e outras zonas húmidas, matos) e pelos habitats [...] cuja estabilidade no tempo oferece maior garantia de viabilidade e que traduzem sistemas equilibrados 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. (Resolução do Conselho de Ministros n.º 53/2010; Diário da República, 1.ª série — N.º 148 — 2 de agosto de 2010, p. 2988).

Nos critérios de delimitação da ERPVA, para esta região de Portugal, foi ainda tida em consideração a identidade da paisagem regional, procurando-se assegurar a perenidade de sistemas humanizados que constituem bom exemplos de gestão coerente e compatível com a preservação do património natural e cultural. Desta forma, são considerados os sistemas florestais e silvo-pastoris classificados como sistemas de elevado valor natural à escala europeia, com expressão espacial significativa à escala regional, entre os quais os montados, os bosques de quercíneas e os habitats de pinhal-manso. Nestas áreas poderão ser mantidas ou desenvolvidas atividades agrícolas ou florestais que contribuam para a biodiversidade e para a diversidade da paisagem.

A ERPVA da região Alentejo que inclui as áreas de relevância à escala regional referidas anteriormente e definidas no Prot-Alentejo pode ser observada na Figura 3.

Figura 3 – Mapa da Estrutura Regional de Protecção e Valorização Ambiental da região do Alentejo, no sul de Portugal

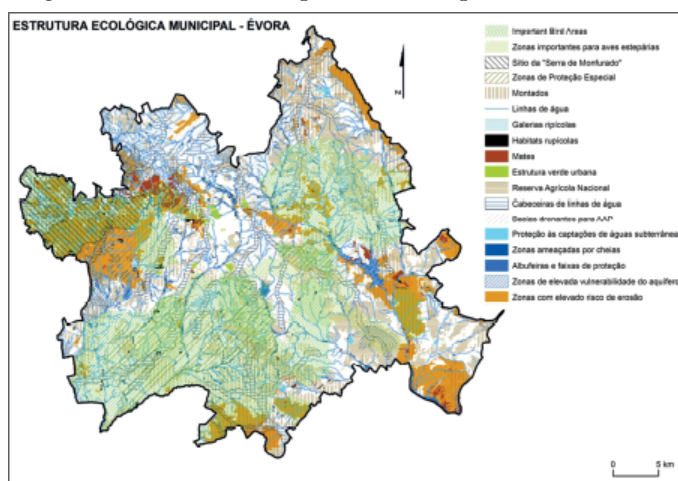


Fonte: elaborado pelos autores a partir de dados disponibilizados pela CCDRA (Prot-Alentejo)

4.5.4.4 Estrutura ecológica de âmbito municipal (exemplo de Évora)

A integração da Estrutura Ecológica Municipal no Plano Diretor Municipal (ver secção sobre o enquadramento legal) visa a constituição de uma base informativa para suporte à tomada de decisão nos processos de gestão territorial. A carta da Estrutura Ecológica Municipal de Évora (EEM-Ev; Figura 4) procura integrar os sistemas considerados como sendo essenciais à sustentabilidade ambiental do município, complementando as Plantas de Ordenamento e de Condicionantes. A carta da EEM-Ev inclui uma série de elementos da paisagem associados a diferentes funções e serviços, apresentando ainda um valor ecológico diferenciado e, dessa forma, necessitando de orientações específicas para a sua futura gestão.

Figura 4 – Estrutura ecológica de âmbito municipal do município de Évora



Fonte: elaborado pelos autores a partir de dados incluídos na proposta de PDM para Évora

Assim, a EEM-Ev integra os seguintes elementos (sistematizado a partir da proposta do Plano Diretor Municipal):

- áreas com estatuto ou elevado valor de conservação, considerando não só as áreas classificadas no âmbito da Rede Natura 2000, como também outras zonas com elevado valor natural, incluindo montados, carvalhais ibéricos de *Quercus faginea*, e pradarias húmidas mediterrânicas de ervas altas;
- zonas com interesse regional ou local para a conservação da natureza, onde se incluem as principais linhas de água e respetivas

galerias ripícolas, montados não integrados no ponto anterior, matos, bosques termófilos, ecossistemas rupícolas, e zonas com especial importância para a conservação de aves estepárias;

- zonas de enquadramento e valorização do património edificado, incluindo áreas de salvaguarda paisagística de edifícios, outras estruturas ou conjuntos com interesse cultural;
- estrutura verde urbana que inclui os espaços verdes no interior dos perímetros urbanos;
- outras zonas indispensáveis à conservação de recursos e à regulação dos processos ecológicos e que, simultaneamente, permitem o desenvolvimento sustentável das atividades humanas, onde se incluem, entre outras áreas, a Reserva Agrícola Nacional, albufeiras e respetivas faixas de proteção, bacias drenantes para as albufeiras de abastecimento público, zonas de proteção às captações de águas subterrâneas destinadas ao abastecimento público e à potencial exploração de recursos hidrominerais, linhas de água secundárias e respetivas galerias ripícolas, cabeceiras das linhas de água, zonas ameaçadas pelas cheias, zonas correspondentes a aquíferos fortemente suscetíveis à poluição, zonas com elevados ou muito elevados riscos de erosão e/ou já degradadas por intensos processos erosivos;
- outras zonas que permitem reduzir os efeitos negativos decorrentes das atividades humanas, onde se incluem zonas afetadas por exploração de inertes e zonas de enquadramento e valorização das principais estruturas e infraestruturas em espaços rurais.

4.5.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar dos esforços encetados e dos alertas, evidencia-se, ao nível global, uma contínua redução da biodiversidade e aumento da instabilidade ecológica, um aumento da degradação dos habitats e a certeza de que a criação de áreas protegidas por si só não é suficiente para interromper estes ciclos de perda de valor e de recursos. Estes factos fizeram emergir as discussões em torno de duas abordagens territoriais completamente distintas: uma que defende a segregação entre áreas de produção e áreas de conservação; e outra que

defende a redução da intensidade de uso do solo, com custos para a produção, mas segundo uma condição mais próxima da natureza, no sentido de garantir maior diversidade biológica e estabilidade ecológica. Todavia, as duas não são mutuamente exclusivas e devem ser tidas em consideração ao nível das políticas ou medidas de proteção, gestão e ordenamento e ao nível técnico, pelos planeadores; ou seja, a paisagem deve ser considerada nas suas múltiplas dimensões – ecológica, económica, sociocultural e estética. A identificação de áreas nucleares e a definição de corredores de ligação entre elas é uma abordagem que procura dar resposta, em particular, às condições mencionadas de maior diversidade biológica e estabilidade ecológica, e foi nesse contexto que surgiram as diferentes propostas apresentadas.

O planeamento de uma estrutura ecológica, qualquer que seja a escala, deve obedecer a um conjunto de princípios que estão na base da definição conceptual das estruturas que a compõem. Nos três exemplos aqui detalhados, aparte das questões de desarticulação espacial e temporal das propostas, as diferentes funções desempenhadas pelos elementos que estruturam as propostas não são espacialmente explicitadas. E é neste âmbito que os conceitos da Ecologia da Paisagem (*e.g.* conectividade, fragmentação) poderiam, ao ser aplicados, permitir a qualquer uma das propostas evoluir para uma estrutura ecológica funcionalmente e espacialmente mais coerente.

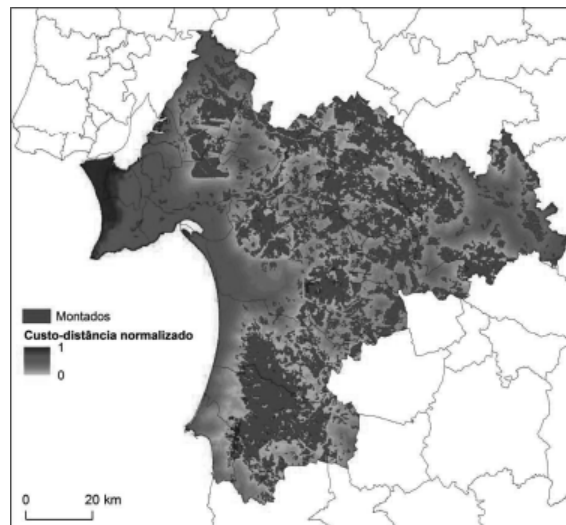
Os elementos que compõem as estruturas ecológicas apresentadas neste capítulo são integrados como se fossem elementos espacialmente homogêneos e independentes. A intersecção destes elementos sem a compreensão das suas relações não é garante da conectividade funcional fundamental para o cumprimento dos objetivos que se querem ver cumpridos com a delimitação e implementação da estrutura ecológica. Isto é particularmente relevante para áreas com elevado valor de conservação que não são efetivamente integradas como áreas nucleares, que devem de alguma forma estar conectadas por corredores para evitar o “isolamento” e dessa forma diminuir a sua vulnerabilidade.

A Figura 5 representa o custo (adimensional) em função da distância entre áreas ocupadas por sistemas agro-silvo-pastoris, utilizando matrizes de semelhança como fator de impedância (adaptado de GUIOMAR; FERNANDES, 2013). Neste caso, a matriz adjacente aos habitats preferenciais é utilizada de modo a avaliar a sua complementaridade em relação às áreas

nucleares (os montados neste caso). Os corredores a estabelecer corresponderiam às zonas que permitissem as ligações entre manchas com o menor custo associado.

A avaliação da contribuição relativa de cada mancha para a conectividade global das áreas nucleares, assim como a sua evolução ao longo do tempo, pode igualmente revelar-se de extrema importância, uma vez que determina orientações distintas de gestão, mesmo considerando ocupações e usos do solo iguais ou semelhantes.

Figura 5 – Análise custo-distância entre áreas ocupadas por montados de forma a avaliar-se a complementaridade da matriz



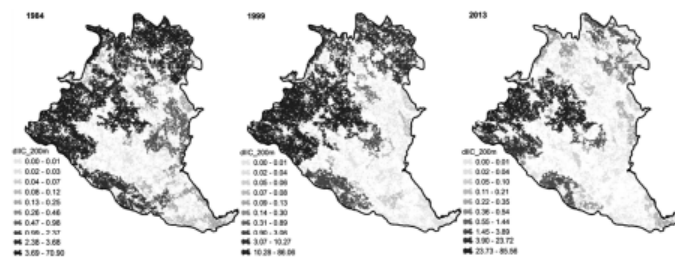
Fonte: elaborado pelos autores a partir dos dados de Guiomar e Fernandes (2013)

O exemplo apresentado na Figura 6 permite ilustrar essa evolução numa área ocupada maioritariamente por montados no sul de Portugal (a análise foi efetuada com Conefor 2.6; SAURA; TORNE, 2009).

Há, igualmente, questões específicas que estão relacionadas com a forma como os critérios são considerados. Por exemplo, a classificação do valor ecológico do Solo com base em critérios de fertilidade, e a inclusão das classes de maior valor na EEN, pode conflitar com os objetivos específicos da estrutura ecológica, uma vez que estas são áreas com maior valor agrícola, e neste sentido as mais “intensamente usadas” e, dessa forma, o seu valor ecológico real será muito distinto do valor potencial. Nesta perspectiva, uma abordagem como a que Fernandes *et al.* (2014) propõem, em que o solo é usado

para determinar a situação de referência (vegetação de referência) que, por sua vez, é comparada com o uso atual do solo, tendo por base os mesmos indicadores de valor ecológico, permitindo escalar ganhos e perdas em função de opções de gestão, seria mais adequada tendo em consideração os fundamentos e objetivos do desenho da estrutura ecológica. Vergílio *et al.* (2017) utilizaram esta abordagem para definir unidades territoriais às quais associaram funções, a base fundamental para a proposta que os autores desenvolveram de definição da estrutura ecológica na ilha do Pico (Açores).

Figura 6 – Evolução da importância das manchas para a conectividade global da área ocupada por montado



Fonte: Godinho *et al.* (2014)

Os critérios associados à suscetibilidade e à vulnerabilidade da paisagem, a processos ecológicos específicos ou decorrente de atividades de gestão do território são igualmente discutíveis. Considerar apenas indicadores que avaliam o risco potencial (declives no caso da proposta para a delimitação da EEN de Magalhães *et al.*, 2013) não permitem por si só suportar a decisão sobre a inclusão destas áreas na estrutura ecológica de modo a que sejam cumpridas as funções para a qual foi planeada. Para tal, devem ser determinadas quais destas áreas estão efetivamente sujeitas a perdas de solo, e quais as que estão a fornecer serviços de proteção do solo (GUERRA *et al.*, 2014). A identificação e a quantificação da perda de solo e da provisão de serviço são fundamentais para a definição de prioridades de restauro ecológico e de proteção.

A estrutura ecológica, enquanto instrumento de sustentabilidade ecológica, promove a resiliência dos ecossistemas e aumentar os benefícios ambientais e sociais associados à biodiversidade, com consequências inerentes à saúde e bem-estar humano. Contudo a criação e manutenção de corredores ecológicos, não deve substituir a proteção áreas de núcleo fundamentais ou

desviar a atenção do ordenamento holístico da paisagem de forma ecologicamente responsável.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, C.; RODRIGUES, O.; AZEVEDO, J.; DOMINGOS, T. Montanha. In: PEREIRA, H. M.; DOMINGOS, T.; VICENTE, L.; PROENÇA, V. (org.). *Ecosistemas e bem-estar humano: avaliação para Portugal do Millennium Ecosystem Assessment*. Lisboa: Escolar Editora, 2009. p. 295-339.
- AHERN, J. Greenways as a planning strategy. *Landscape and Urban Planning*, v. 33, p. 131-155, 1995.
- AHERN, J. Greenways in the USA: theory, trends and prospects. In: JONGMAN, R. H. G.; PUNGETTI, G. (org.). *Ecological networks and greenways*. Concept, design, implementation. Cambridge: Cambridge University Press, 2004. p. 34-55.
- ALMEIDA, M.; AZEDA, C.; GUIOMAR, N.; PINTO-CORREIA, T. The effects of grazing management in montado fragmentation and heterogeneity. *Agroforestry Systems*, v. 90, p. 69-85, 2016.
- AMATI, M.; YOKOHARI, M. The establishment of the London greenbelt: reaching consensus over purchasing land. *Journal of Planning History*, v. 6, n. 4, p. 311-337, 2007.
- BARRETO, A.; LAGINHA, M.; REIS-PIRES, J. A. *Defesa da paisagem*. Lisboa: Direcção-Geral dos Serviços de Urbanização, 1962.
- BENEDICT, M. A.; MCMAHON, E. T. Green infrastructure: smart conservation for the 21st century. *Renewable Resources Journal*, v. 20, p. 12-17, 2002.
- BENNETT, G.; MULONGOY, K. J. *Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones*. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2006.
- BIRÓ, E.; BOUWMA, I.; GROBELNIK, V. *Indicative map of the Pan European Ecological Network in South-eastern Europe*. Tilburg: European Centre for Nature Conservation, 2006.
- BLONDEL, J.; ARONSON, J.; BODIOU, J. Y.; BOEUF, G. *The Mediterranean region: biological diversity in space and time*. 2. ed. Oxford: Oxford University Press, 2010.
- BOITANI, L.; FALCUCCI, A.; MAIORANO, L.; RONDININI, C. Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. *Conservation Biology*, v. 21, n. 6, p. 1414-1422, 2007.
- BOUWMA, I. M.; JONGMAN, R. H.; BUTOVSKY, R. O. *Indicative map of the pan-European ecological network for Central and Eastern Europe*. Tilburg: European Centre for Nature Conservation, 2002.
- BUGALHO, M. N.; CALDEIRA, M. C.; PEREIRA, J. S.; ARONSON, J.; PAUSAS, J. G. Mediterranean cork oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 9, n. 5, p. 278-286, 2011.
- BULLOCK, J. M.; ARONSON, J.; NEWTON, A. C.; PYWELL, R. F.; REY-BENAYAS, J. M. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 26, n. 10, p. 541-549, 2011.
- CABRAL, F. A paisagem Portuguesa. Origem e evolução. *Arquitetura*, v. 100, n. 11, p. 234-237, 1967.
- CABRAL, F. O “continuum naturale” e a conservação da natureza. In: SEA (org.). *Actas do Seminário “Conservação da Natureza”*, Lisboa: Serviços de Estudos do Ambiente, 1982, p. 35-54.
- CANCELA D’ABREU, A.; OLIVEIRA, M. R.; PINTO-CORREIA, T. *Contributos para a identificação e caracterização da paisagem em Portugal continental*. Lisboa: Direcção-Geral do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano, 2004.

- CANNON, W. B. Organization for physiological homeostasis. *Physiological Reviews*, v. 9, n. 3, 399-431, 1929.
- EISENMAN, T. S. Frederick Law Olmsted, green infrastructure, and the evolving city. *Journal of Planning History*, v. 12, n. 4, p. 287-311, 2013.
- FÁBOS, J. G. From park to greenways into the 21st century. In: Asla (org.). *Proceedings from selected educational sessions of the Asla Annual Meeting*, Washington: American Society of Landscape Architects, 1991. p. 1-37.
- FÁBOS, J.G. Greenway planning in the United States: its origins and recent case studies. *Landscape and Urban Planning*, v. 68, p. 321-342, 2004.
- FAHRIG, L.; BAUDRY, J.; BROTONS, L.; BUREL, F. G.; CRIST, T. O.; FULLER, R. J.; SIRAMI, C.; SIRIWARDENA, G. M.; MARTIN, J. L. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecological Letters*, v. 14, p. 101-112, 2011.
- FERNANDES, J. P.; GUIOMAR, N.; FREIRE, M.; GIL, A. Applying an integrated landscape characterization and evaluation tool to small islands (Pico, Azores, Portugal). *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, v. 14, n. 2, p. 175-198, 2014.
- FERNANDES, P. M.; LOUREIRO, C.; GUIOMAR, N.; PEZZATTI, G. B.; MANSO, F. T.; LOPES, L. The dynamics and drivers of fuel and fire in the Portuguese public forest. *Journal of Environmental Management*, v. 146, p. 373-382, 2014.
- FISCHER, J.; ABSON, D. J.; BUTSIC, V.; CHAPPELL, M. J.; EKROOS, J.; HANSPACH, J.; KUEMMERLE, T.; SMITH, H. G.; WEHRDEN, H. Land sparing versus land sharing: moving forward. *Conservation Letters*, v. 7, n. 3, p. 149-157, 2014.
- FREIRE, M. Mediterranean landscapes: on the ecological and cultural foundations essential to the process of landscape transformation. In: DUARTE, A. (org.). *The garden as a lab: where ecological and cultural systems meet in the Mediterranean context*. Évora: CHAIA, 2014. p. 30-42.
- GARMENDIA, E.; APOSTOLOPOULOU, E.; ADAMS, W. M.; BORMPOUDAKIS, D. Biodiversity and green infrastructure in Europe: boundary object or ecological trap? *Land Use Policy*, v. 56, p. 315-319, 2016.
- GODINHO, S.; GUIOMAR, N.; MACHADO, R.; SANTOS, P.; SÁ-SOUSA, P.; FERNANDES, J. P.; NEVES, N.; PINTO-CORREIA, T. Assessment of environment, land management, and spatial variables on recent changes in montado land cover in southern Portugal. *Agroforestry Systems*, v. 90, p. 177-192, 2016.
- GODINHO, S.; MACHADO, R.; PIRNAT, J.; GIL, A.; GUIOMAR, N.; NEVES, N.; PINTO-CORREIA, T. *Using remote sensing and graph theory to analyse multi-temporal montado connectivity*. 5th ESA Advanced Training Course on Land Remote Sensing, 8-12 September, University of Valencia, Valencia, 2014.
- GREEN, B. H. Policy, planning and management initiatives in European cultural landscape conservation. In: KLIJN, J.; VOS, W. (org.). *From landscape ecology to landscape science*, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2000, p. 57-72.
- GUERRA, C. A.; PINTO-CORREIA, T.; METZGER, M. J. Mapping soil erosion prevention using an ecosystem service modeling framework for integrated land management and policy. *Ecosystems*, v. 17, p. 878-889, 2014.
- GUIOMAR, N.; FERNANDES, J. P. Análise da continuidade estrutural da paisagem: a região dos Distritos de Setúbal e de Évora. In: PINTO-CORREIA, T.; HENRIQUES, V.; JULIÃO, R. P. (org.). IX

Congresso da Geografia Portuguesa – Geografia: Espaço, Natureza, Sociedade e Ciência. Lisboa: Associação Portuguesa de Geógrafos, 2013, p. 97-102.

GUIOMAR, N.; GODINHO, S.; FERNANDES, P. M.; MACHADO, R.; NEVES, N.; FERNANDES, J. P. Wildfire patterns and landscape changes in Mediterranean oak woodlands. *Science of the Total Environment*, v. 536, p. 338-352, 2015.

HERATH, S.; CHOUMERT, J.; MAIER, G. The value of the greenbelt in Vienna: a spatial hedonic analysis. *The Annals of Regional Science*, v. 54, n. 2, p. 349-374, 2015.

JONGMAN, R. H. Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape and Urban Planning*, v. 32, p. 169-183, 1995.

JONGMAN, R. H. Landscape planning for biological diversity in Europe. *Landscape Research*, v. 27, n. 2, p. 187-195, 2002.

JONGMAN, R. H.; BOUWMA, I. M.; GRIFFIOEN, A.; JONES-WALTERS, L.; VAN DOORN, A. M. The pan European ecological network: PEEN. *Landscape Ecology*, v. 26, p. 311-326, 2011.

JONGMAN, R. H.; BOUWMA, I. M.; VAN DOORN, A. *Indicative map of the pan-European ecological network in Western Europe*. Wageningen: Alterra, 2006.

JONGMAN, R. H.; KÜLVIK, M.; KRISTIANSEN, I. European ecological networks and greenways. *Landscape and Urban Planning*, v. 68, p. 305-319, 2004.

JONGMAN, R. H.; PUNGETTI, G. *Ecological networks and greenways: concept, design, implementation*. Cambridge: Cambridge University Press, 2004.

JUN, M. J.; KIM, H. J. Measuring the effect of greenbelt proximity on apartment rents in Seoul. *Cities*, v. 62, p. 10-22, 2017.

KUEMMERLE, T.; LEVERS, C.; ERB, K.; ESTEL, S.; JEPSEN, M. R.; MÜLLER, D.; PLUTZAR, C.; STÜRCK, J.; VERKERK, P. J.; VERBURG, P. H.; REENBERG, A. Hotspots of land use change in Europe. *Environmental Research Letters*, v. 11, n. 6, p. 064020, 2016.

LAW, E. A.; WILSON, K. A. Providing context for the land-sharing and land-sparing debate. *Conservation Letters*, v. 8, n. 6, p. 404-413, 2015.

LIQUETE, C.; KLEESCHULTE, S.; DIGE, G.; MAES, J.; GRIZZETTI, B.; OLAH, B.; ZULIAN, G. Mapping green infrastructure based on ecosystem services and ecological networks: a Pan-European case study. *Environmental Science and Policy*, v. 54, p. 268-280, 2015.

LINDENMAYER, D. B.; FISHER, J. *Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis*. Washington: Island Press, 2006.

LOVELL, S. T.; TAYLOR, J. R. Supplying urban ecosystem services through multifunctional green infrastructure in the United States. *Landscape Ecology*, v. 28, p. 1447-1463, 2013.

MAGALHÃES, M.; ABREU, M.; LOUSÃ, M.; CORTEZ, N. *Estrutura ecológica da paisagem: conceitos e delimitação – Escalas regional e municipal*. Lisboa: ISApress, 2007.

MAGALHÃES, M. R.; LEITÃO, M. A.; SAAVEDRA, A.; PENA, S.; FERREIRA, A. I. *Estrutura Ecológica Nacional: Uma proposta de delimitação e regulamentação*. Lisboa: ISApress, 2013.

MEIER, K.; KUUSEMETS, V.; LUIG, J.; MANDER, Ü. Riparian buffer zones as elements of ecological networks: case study on *Parnassius mnemosyne* distribution in Estonia. *Ecological Engineering*, v. 24, p. 531-537, 2005.

MIKLÓS, L. The general ecological model of the Slovak Socialist Republic — Methodology and contents. *Landscape Ecology*, v. 3, n. 1, p. 43-51, 1989.

- NELSON, A. C. A unifying view of greenbelt influences on regional land values and implications for regional planning policy. *Growth and Change*, v. 16, n. 2, p. 43-48, 1985.
- OPDAM, P.; STEINGRÖVER, E.; VAN ROOIJ, S. Ecological networks: a spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning*, v. 75, p. 322-332, 2006.
- OLIVEIRA, T. M.; GUIOMAR, N.; BAPTISTA, F. O.; PEREIRA, J. M. C.; CLARO, J. Is Portugal's forest transition going up in smoke? *Land Use Policy*, v. 66, p. 214-226, 2017.
- RIBEIRO, O. *Portugal, o Mediterrâneo e o Atlântico*. Lisboa: Edições João Sá da Costa, 1993.
- SAURA, S.; BODIN, Ö.; FORTIN, M.J. Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology*, v. 51, p. 171-182, 2014.
- SAURA, S.; TORNE, J. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling and Software*, v. 24, p. 135-139, 2009.
- SMITH, D. E. An overview of greenways: their history, ecological context, and specific functions. In: SMITH, D. E.; HELLMUND, P. C. (org.). *Ecology of greenways: design and function of linear conservation areas*. Minneapolis: University of Minnesota Press, 1993. p. 1-22.
- TELLES, G. Paisagem global. In: CANCELA D'ABREU, M. (org.). *Paisagem*. Lisboa: Direcção-Geral do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano, 1994. p. 29-45.
- VERGÍLIO, M.; AUGUST, P. V.; CALADO, H.; FONSECA, C. Ecosystem functions at the island scale: a contribution to the design of ecological structure. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, v. 13, n. 1, p. 355-379, 2017.

APLICAÇÃO DA MODELAÇÃO DA DINÂMICA DA PAISAGEM NA FORMULAÇÃO DE POLÍTICAS PÚBLICAS

CONTRIBUIÇÕES DE MODELOS DESENVOLVIDOS NO DINAMICA EGO PARA O BRASIL

Juliana Leroy Davis, Aline Silva de Oliveira, Evandro Lima da Silveira Batista, Sônia Maria Carvalho Ribeiro, Raoni Rajão, Britaldo Silveira Soares Filho

4.6.1 INTRODUÇÃO

Qualquer concepção de mudança global só é possível a partir da inclusão e análise da influência generalizada da ação humana sobre as condições e processos da superfície terrestre (RIEBSAME *et al.*, 1994). Em todo o mundo, a formulação de políticas ambientais avaliam o uso da terra e as mudanças de cobertura como elementos fundamentais dentre os mais diversos aspetos que condicionam as mudanças ambientais globais (RIEBSAME *et al.*, 1994). Nos últimos anos, a comunidade científica desenvolveu diferentes metodologias de modelagem da mudança de uso e cobertura da terra (Lucc, sigla em inglês para *Land use and cover change*) para avaliar os padrões de mudança e as transformações da paisagem (SCHROJENSTEIN LANTMAN *et al.*, 2011; CHANG-MARTÍNEZ *et al.*, 2015; DANG; KAWASAKI, 2016). Esses modelos procuram fornecer bases científicas na procura sistemática de respostas para questões complexas, tais como: como vai mudar essa paisagem? Quanta mudança é esperada e onde essas mudanças irão ocorrer dentro do mosaico da paisagem? Quais são os fatores que estimulam ou repelem as transições de um estado (por exemplo floresta em t0) para outro (por exemplo agricultura em t1)? Como os bens e serviços ambientais serão afetados pelas mudanças? Quais serão as consequências das mudanças e quais são as alternativas viáveis para diminuir os impactos?

Conforme o método adotado, o uso pretendido e a escala de investigação (ver capítulo 3.3), os modelos de Lucc possuem diferentes potenciais e restrições para responder essas questões. Geralmente relacionadas às necessidades e às expectativas dos planejadores de uso da terra e dos decisores

políticos (CASTELLA *et al.*, 2007), tais perguntas podem se relacionar ao clima (BARLOW *et al.*, 2012) desmatamento (SOARES-FILHO *et al.*, 2006), gestão de bacias hidrográficas (LUO *et al.*, 2010), agricultura (LAMBIN *et al.*, 2000), mecanismos de conservação (VERBURG *et al.*, 2006), dentre outros. Riebsame *et al.* (1994) descrevem diversos esforços para modelar o uso e cobertura da terra nos EUA, alguns deles agregados a modelos climáticos, bem com os programas e discussões políticas em torno desses modelos. Castella e Verburg (2007) demonstram com as abordagens de diferentes modelagens foram implementadas conjuntamente no Vietnã para avaliar sua capacidade de apoiar a formulação de políticas de uso da terra e influenciar a tomada de decisões por múltiplos grupos de partes interessadas. Turner *et al.* (2000) descrevem o papel fundamental dos modelos de mudanças do uso da terra e análises ecológico-econômicas em zonas húmidas em todo mundo para política de gestão desses ecossistemas.

No Brasil, um dos maiores debates políticos atualmente se dá entre o setor agrícola e ambiental. De um lado, tem-se os incentivos à expansão da agropecuária¹³, responsável por cerca de 20% do PIB do país (CNA, 2020), que, no passado, teve seu crescimento às custas das florestas e que hoje passa por uma modernização aumentando o uso intensivo da tecnologia – apesar de ainda estar, de certa forma, ligada ao desmatamento (MERRY; SOARES-FILHO, 2017; RAUCH *et al.*, 2019). De outro, políticas, como o Código Florestal e agenda climática, que visam amenizar a ameaça aos 62% de vegetação nativa que ainda recobrem o país e hospeda mais de 13% da biodiversidade terrestre (LEWINSOHN; PRADO, 2005) provendo diversos serviços ecossistêmicos de suma importância para a vida humana. Assim se configura uma complicada equação territorial resultante do suposto conflito entre a demanda por terras para o setor agropecuário, a necessidade de conservação de florestas e a pressão política sobre a legislação vigente (Código Florestal). Dessa forma, existe a necessidade do desenvolvimento de instrumentos que auxiliem na análise dessas políticas e na conciliação de interesses, à primeira vista divergentes, de forma a auxiliar no entendimento de que são estratégias complementares.

Este capítulo se dedica a demonstrar como ferramentas de modelagem, em especial modelos de Lucc, vem sendo capazes de responder a essas grandes questões debatidas no ambiente de políticas públicas no Brasil. Para isso será

apresentada a plataforma de modelagem de uso e mudanças de uso do solo, OTIMIZAGRO, e como esse e outros modelos vêm auxiliando no debate ligado à gestão territorial, estratégias de mitigação de emissões de gases de efeito estufa (GEE) e gerenciamento dos serviços ecossistêmicos no país¹⁴. A primeira seção se dedica a apresentar o modelo OTIMIZAGRO, sua metodologia de modelagem e aplicações. Além disso, serão detalhados dois componentes do OTIMIZAGRO, essenciais para o entendimento sobre o debate territorial no Brasil, a análise do Código Florestal brasileiro e o Simulador de sistemas de produção da pecuária de corte, Simpec. Nas próximas duas seções serão descritos dois projetos, voltados para auxílio na formulação de políticas públicas, que utilizaram o modelo OTIMIZAGRO em sua metodologia. O primeiro é o projeto “Opções de Mitigação de Emissões de Gases de Efeito Estufa em setores chave no Brasil” e o segundo é o projeto “Amazon Ecoservices”.

É importante destacar que o OTIMIZAGRO assim como os modelos a serem apresentados neste capítulo foram implementados no Dinamica EGO, plataforma de modelação ambiental com diversos recursos para simulações de dinâmica da paisagem e avaliação de variados fenômenos espaciais (RODRIGUES *et al.*, 2007) (para conhecer mais sobre o software e modelagem de Lucc ver capítulo 3.3)

4.6.2 OTIMIZAGRO

A plataforma OTIMIZAGRO (versão atualizada do SimAmazonia/SimBrasil) é um modelo espacialmente explícito para todo o território brasileiro que simula o uso, bem como as mudanças no uso do solo, desmatamento, regeneração e emissões de GEE associadas, de acordo com diversos cenários de demanda agrícola e governança ambiental. Como um modelo de otimização do uso da terra, OTIMIZAGRO já foi utilizado para analisar cenários de planejamento de expansão e de melhoramento do setor agrícola e da indústria e para apoiar a agricultura de baixo carbono. Outras aplicações do modelo se relacionam à simulação das ações necessárias para se atingir as metas nacionais de mitigação de mudanças climáticas, fornecer subsídios à implementação do código florestal e apontar potenciais conflitos. Consiste, portanto, em uma ferramenta de gestão que visa desenhar melhores

estratégias para o planejamento do uso da terra no suporte à conciliação de mercado interno e externo, legislação vigente e metas governamentais.

O modelo, com 25 hectares (ha) de resolução espacial, integra um mapa inicial de uso da terra para o ano de 2012 (Figura 1) composto pelos remanescentes florestais, obtidos por diferentes levantamentos¹⁵, manchas urbanas¹⁶, corpos d'água e áreas protegidas. A alocação espacial dos cultivos agrícolas (soja, cana de-açúcar, milho, algodão, trigo, feijão, arroz, mandioca e fumo, café arábica, café robusta, laranja, cacau e banana) e floresta plantada, nesse mapa inicial¹⁷, é realizada usando-se critérios de aptidão física e climática e rentabilidade de cada cultura.

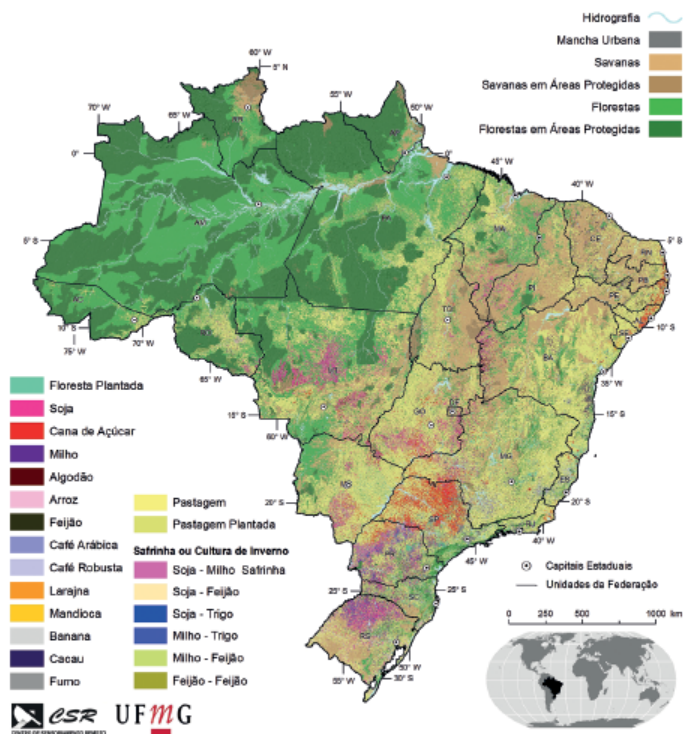
O OTIMIZAGRO calcula o potencial de cada microrregião para desagregar as projeções em área e quando a demanda extravasa a área disponível em determinada microrregião o modelo redistribui essa quantidade para as regiões vizinhas. Para simulação futura de uso do solo o modelo utiliza estimativas exógenas (de acordo com os cenários a serem simulados) de demandas por produtos agrícolas, taxas de desmatamento e potencial de regeneração. A probabilidade do desmatamento é em função de determinantes espaciais (SOARES FILHO *et al.*, 2006) e a distribuição espacial do incremento ou decremento anual de cada cultura utiliza mapas de probabilidade que consistem na integração das variáveis de rentabilidade e favorabilidade climática já mencionadas. A alocação espacial do desmatamento e expansão dos cultivos se dá por meio de um mecanismo de autômato celular desenvolvido na plataforma de modelagem Dinamica EGO (SOARES-FILHO *et al.*, 2012), que visa à agregação de manchas compatíveis com as observadas nas mudanças de uso da terra. Para as simulações de mudança de uso do solo o modelo pode ainda considerar ou não o cumprimento do Código Florestal brasileiro. É possível utilizar o mapa do balanço do Código Florestal (Figura 1, detalhado adiante) para, por exemplo, restringir o desmatamento somente em áreas com ativo florestal e a regeneração nos locais com passivo florestal. As análises a respeito do código florestal e cotas de reserva ambiental, que serão apresentadas ainda nessa seção (SOARES FILHO *et al.*, 2014; SOARES FILHO *et al.*, 2016).

Além das mudanças de uso do solo, o modelo ainda trabalha com as informações sobre o manejo das áreas de uso agropecuário. Atribui-se às áreas agrícolas, de acordo com cada tipo de cultivo, um valor de produtividade,

consumo de fertilizantes e tipo de plantio (convencional ou direto). Em relação à pecuária, o OTIMIZAGRO conta com o S Simulador de Sistemas de Produção da Pecuária de Corte (Simpec) que será apresentado com mais detalhes adiante nesta sessão. Finalmente, os mapas de uso do solo resultantes dos processos descritos acima, juntamente com dados de produção e manejo da atividade agropecuária são enviados ao módulo de cálculo de emissões de GEE que conta com diferentes bases de dados de fatores de emissão e mapas de estoque de carbono.

As aplicações do OTIMIZAGRO em ambiente de políticas públicas começam a partir do desenvolvimento do modelo que foi apoiado pela Secretaria de Assuntos Estratégicos do governo federal como uma ferramenta para gestão territorial (SOARES FILHO *et al.*, 2013). Além disso, o modelo foi utilizado de diferentes formas para analisar o desafio da implementação de metas de conservação, estratégias de mitigação e desenvolvimento agrícola, demonstrando que é possível a conciliação desses diferentes interesses (GOUVELLO *et al.*, 2010; SOARES FILHO *et al.*, 2012; MCTIC, 2017b). Finalmente, é importante destacar que o OTIMIZAGRO foi utilizado no debate de outros temas importantes como: análises sobre a moratória da soja (GIBBS *et al.*, 2015), expansão de área para produção de biocombustíveis (FOLLADOR *et al.*, 2019), ameaças aos territórios de comunidades tradicionais (Oviedo *et al.*, 2019) e biodiversidade (STRASSBURG *et al.*, 2017).

Figura 1 – Mapa inicial de uso da terra, ano 2012, do modelo OTIMIZAGRO



Fonte: o autor

4.6.3 ANÁLISE DO CÓDIGO FLORESTAL

O entendimento de qualquer questão relacionada ao uso da terra no Brasil passa pela análise do Código Florestal brasileiro. Essa lei que rege a conservação ambiental em propriedades privadas no país, foi revisada tendo em vista o conflito entre a necessidade de aumento da produção agropecuária e a conservação das florestas. A proposta do novo código, mais flexível ou menos exigente, vinha sendo debatida por mais de uma década e em 2012 foi finalmente sancionada (Lei 12.651/2012). Nesse contexto, Soares Filho *et al.* (2014) quantificaram as alterações em áreas a serem conservadas ou restauradas em todo o território brasileiro, decorrentes das modificações entre o atual Código Florestal e sua versão antiga e, como resultado, estimaram o esforço de cumprimento do novo código. Além disso, posteriormente, analisaram a viabilidade econômica de um mercado potencial de Cotas de Reserva Ambiental (CRA) (SOARES FILHO *et al.*, 2016).

Para isso, foi necessário um grande esforço de modelagem dada a dimensão continental do Brasil e falta de uma base integrada de dados como dos

remanescentes de vegetação nativa e da rede de drenagem. Para a contabilização dos remanescentes florestais, integrou-se a mais abrangente base de dados em nível nacional¹⁸ e, do total de remanescentes em áreas úteis, subtraiu-se a soma de Áreas de Proteção Permanente e Reserva Legal, obtendo assim um balanço em que o resultado positivo representa ativo florestal (cobertura florestal que excede o determinado pela lei), e o resultado negativo configura passivo florestal (área a ser recomposta).

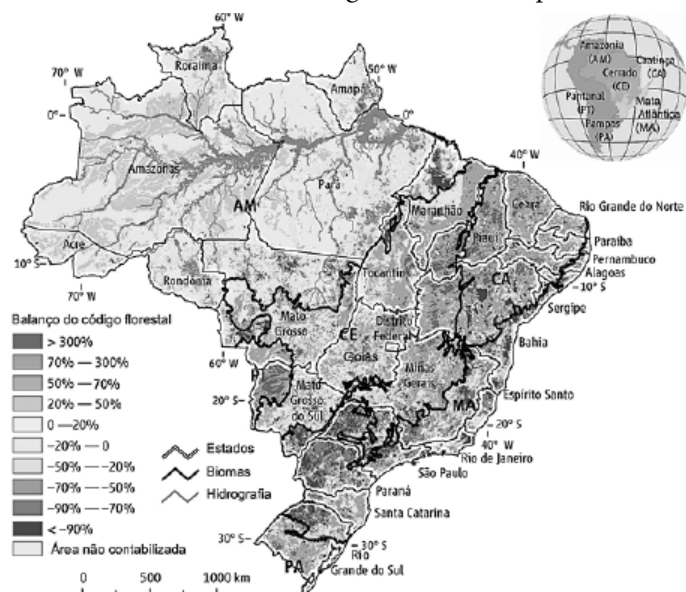
Como não houve alteração do ativo florestal após revisão, estimou-se que as áreas de ativo florestal possam alcançar um máximo de 99 ± 6 Mha no país. Em relação ao passivo ambiental, estimou-se uma redução de 58% com a revisão do código, passando de 50 ± 6 para $21 \pm 0,6$ Mha. Após revisão, o *deficit* de florestas, se concentra nas bordas da Amazônia, por quase toda a extensão da Mata Atlântica e no sul do Cerrado, onde a ocupação agrícola é maior (Figura 2).

Dessa forma, os resultados deste estudo demonstraram que a revisão do Código Florestal trouxe uma grande perda em áreas a serem recompostas. Por outro lado, a nova legislação aprimorou mecanismos que facilitaram a viabilização de recomposição por meio do mecanismo de Cota de Reserva Ambiental (CRA), que consiste em um título legal negociável, representativo de áreas com vegetação nativa intacta ou em regeneração que excedem os requisitos da reserva legal. Nas análises de viabilidade de um mercado de CRA, considerando que a oferta de títulos é maior que a demanda por eles, Soares Filho *et al.* (2016) propõem o uso das cotas, além da compensação de reserva legal, para o pagamento de múltiplos serviços ambientais – mecanismo denominado de XCRA. Os resultados do estudo apontam também que o conflito entre as áreas a serem recompostas com o uso agrícola atual é pequeno. Portanto, o argumento de que o cumprimento do Código Florestal é um empecilho ao desenvolvimento da agricultura no Brasil não procede, tendo em vista que há espaço para ambos e que a agricultura só tem a se beneficiar da provisão dos vários serviços ambientais promovidos pela conservação e restauração florestal em larga escala.

Além das publicações em meios acadêmicos (SOARES FILHO *et al.*, 2014; SOARES FILHO *et al.*, 2016), essa análise do código florestal¹⁹ e do mercado de cotas de reserva ambiental²⁰ integraram relatórios que subsidiaram discussões

a respeito do tema junto a *stakeholders*, incluindo governos estaduais e governo federal.

Figura 2 – Balanço do Código Florestal por microbacias de acordo com o novo Código Florestal. Valores em percentuais à área de cobertura florestal determinada para o cumprimento do Código Florestal. Valores positivos indicam ativo florestal e valores negativos indicam passivo ambiental



Fonte: o autor

4.6.5 SIMULADOR DE SISTEMAS DE PRODUÇÃO DA PECUÁRIA DE CORTE

Outro aspecto importante para o entendimento do conflito relacionado ao uso da terra no Brasil é a análise da pecuária. O Brasil tem o segundo maior rebanho bovino do mundo, entretanto a maior parte da pecuária brasileira mantém um sistema tradicional extensivo de baixa produtividade que, em diversas regiões, se vale do crescimento horizontal como forma de compensar essa ineficiência. Por outro lado, estratégias tecnológicas para intensificação da atividade e aumento do retorno financeiro por área poderiam resultar em maior produtividade, diminuindo a expansão das pastagens. Nesse contexto, a redução da área ocupada pela pecuária em conjunto com um menor crescimento, ou mesmo redução do rebanho é chave para o equilíbrio entre o desenvolvimento rural, a conservação ambiental e a mitigação das mudanças climáticas no território brasileiro. Diante da ausência de uma ferramenta para avaliação *ex ante* do impacto das diferentes estratégias de manejo na produtividade do rebanho, na atratividade econômica e nas emissões de GEE,

foi desenvolvido o Simpec (Simulador de Sistemas de Produção da Pecuária de Corte) (BATISTA *et al.*, 2019; BATISTA *et al.*, 2020).

O modelo Simpec é uma ferramenta de simulação de sistemas de produção dedicados à bovinocultura de corte. Este modelo propõe-se a servir para a análise da viabilidade econômica e ambiental das diferentes estratégias para a intensificação da atividade. O Simpec calcula os custos e os investimentos em melhoria e manutenção da produtividade das pastagens, manejo sanitário e reprodutivo do rebanho, suplementação alimentar e abate dos animais, necessários para atender a uma série de índices produtivos pré-definidos. O modelo avalia, dessa forma, o impacto das estratégias de manejo no crescimento do rebanho, distribuição da idade e peso dos animais, volume de carne produzida, receita líquida e emissões de GEE associadas. Por meio da simulação de cenários com diferentes níveis e arranjos de investimentos é possível definir o melhor *mix* de estratégias para cada situação. Esse modelo é um dos produtos resultantes dos projetos “Cenários para a Pecuária de Corte Amazônica”²¹ e “Cenários para a intensificação da bovinocultura de corte brasileira”²².

Outro exemplo de aplicação da ferramenta foi seu uso em um estudo de caso desenvolvido para o estado do Mato Grosso (BATISTA *et al.*, 2019). Este estudo teve por objetivo analisar a efetividade das políticas públicas desenhadas para intensificação da pecuária, bem como propor cenários alternativos para tal. Mais especificamente, avaliou-se o impacto da reforma massiva das pastagens – principal política governamental para intensificação da pecuária – na produtividade do rebanho, rentabilidade dos sistemas e emissões líquidas de GEE. O estudo revelou que a reforma massiva das pastagens pode não ser a melhor opção para intensificar a produção por ser menos atrativa economicamente e gerar maior emissão de GEE do que outras possibilidades. Isso acontece porque o investimento nas pastagens recuperadas é compensado pelo aumento do número de animais, o que aumenta as emissões do gado que não são compensadas com o sequestro de carbono das pastagens reformadas. A adoção de estratégias alternativas ou complementares como a suplementação alimentar a pasto e a terminação dos animais em regime de confinamento, por outro lado, levariam a melhores resultados econômicos e menores emissões líquidas de GEE. Portanto, uma importante conclusão do estudo é que, para o estado do Mato Grosso, tanto sob uma

perspectiva econômica quanto ambiental, aumentar a produtividade por animal é mais efetivo que aumentar a produtividade por área.

4.6.7 OTIMIZAGRO E GESTÃO TERRITORIAL

4.6.7.1 Opções de Mitigação de Gases de Efeito Estufa em Setores Chave no Brasil

Um dos maiores desafios do Brasil são as ameaças relacionadas às mudanças climáticas. A esse respeito, o país submeteu à COP-21 de Paris metas nacionais para redução de GEE (NDCs), que consistem em chegar a 2025 com 37% a menos de emissões e em 2030 com 43% de redução, ambos em comparação às emissões de 2005. Apesar da ambição, esses esforços de mitigação e potenciais contribuições não foram detalhados setorialmente, e sequer seu custo-efetividade foi avaliado. Assim, o projeto “Opções de Mitigação de Emissões de Gases de Efeito Estufa em Setores-Chave do Brasil” (MOP) teve o objetivo de auxiliar na tomada de decisão sobre as ações que potencialmente reduzam as emissões de GEE nos diferentes setores da economia brasileira (MCTIC, 2017a). O modelo OTIMIZAGRO foi utilizado nesse projeto para fazer essa avaliação *ex ante* de ações no setor Agricultura Florestas e Outros usos do solo (Afolu) de modo integrado a outras medidas setoriais.

O Projeto MOP é uma iniciativa do Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC)²³ e seu objetivo foi estimar os potenciais e custos de abatimento de diferentes medidas de mitigação de emissões de GEE, mediante uma análise integrada econômico-energética, para o período entre 2012 e 2050 nos diferentes setores-chaves do Brasil (MCTIC, 2017a). Para isso, foi realizada uma modelagem integrada que partiu do desenvolvimento de diferentes cenários macroeconômicos que se traduziram em projeções de crescimento para os setores de Afolu, energia, indústria, residencial e resíduos. Além disso, também foram consideradas as relações intersetoriais para compor a demanda e oferta de energia, produtos e uso da terra. Assim foi possível traçar dois cenários: referencial e cenário de baixo carbono. No caso do setor de Afolu, para ambos os cenários foram projetadas a produção agrícola e da pecuária bem como as estratégias de manejo a serem adotadas, taxas de desmatamento e regeneração florestal. O cenário referencial representa o desenvolvimento das atividades sem expectativa de grandes

mudanças de trajetória (incluindo os planos e metas governamentais já publicados). Já o cenário de baixo carbono inclui medidas de mitigação tecnicamente possíveis de serem implementadas, considerando a transição para práticas setoriais de menor intensidade de carbono. Foi utilizado o modelo de uso e mudança de uso do solo OTIMIZAGRO para as simulações espaciais bem como a contabilização de emissões de GEE e custo marginal de abatimento das opções de mitigação para o setor de Afolu (MCTIC, 2017b).

Como principais resultados para o setor de Afolu, encontrou-se o potencial de redução de 20% das emissões adotando-se as medidas do cenário de baixo carbono no ano de 2050 (MCTIC, 2017b). As medidas de mitigação ligadas à agricultura de baixo carbono e expansão das florestas plantadas apresentaram um custo marginal de abatimento negativo, isto é, a longo prazo os proprietários se beneficiam economicamente com a sua implementação. Já para a intensificação da pecuária, redução do desmatamento e regeneração florestal os resultados apontam a necessidade investimento. No entanto as duas primeiras medidas, que concentram a maior parte potencial de mitigação, têm custo relativamente baixo para implementação, menos de US\$2 por tonelada de dióxido de carbono equivalente (tonCO₂e) evitado. É importante destacar que os resultados apontaram que a regeneração florestal apresenta um custo sete vezes maior que a redução do desmatamento e que as ações de conservação são necessárias para que a intensificação da pecuária não aconteça às custas das áreas florestais. Assim, destaca-se que a redução do desmatamento se caracteriza como medida de mitigação central para o setor de Afolu tendo em vista não somente seu potencial de mitigação e custo, mas também os diversos benefícios da conservação das florestas (MCTIC, 2017b).

O resultado conjunto de todos os setores, aponta que a adoção das ações de mitigação com valor de carbono implícito nulo é compatível com o cumprimento da meta da NDC para 2025 (MCTIC, 2017c). No entanto, em 2030, o cumprimento do compromisso assumido exige a adoção do cenário com internalização de preço de carbono na economia da ordem de US\$10/tonCO₂e (MCTIC, 2017c).

Como última etapa do estudo foram levantadas barreiras para implementação das estratégias de mitigação e identificados instrumentos de políticas públicas para superá-las, sendo todo esse conteúdo passado ao governo brasileiro em ações de capacitação. Além disso, os resultados desse

estudo foram sumarizados como contribuição do MCTIC para elaboração da estratégia de implementação da NDC brasileira (MCTIC, 2017c)

4.6.7.2 Amazon Ecoservices

Desde o início da década de 1960, ocorreram centenas de tentativas de valoração dos bens e serviços ecossistêmicos do mundo, a partir de uma variedade de métodos que incluem modelos econômicos e ambientais (COSTANZA *et al.*, 1997). As mudanças na cobertura da floresta amazônica afetam a provisão de serviços ecossistêmicos, que como capitais naturais, correspondem a uma parte do valor econômico do planeta (BALMFORD *et al.*, 2002). Nesse contexto, diversos modelos espacialmente explícitos de valoração econômica ambiental foram desenvolvidos no âmbito do projeto Amazon Ecoservices, definido como plataforma de “Avaliação Econômica de Mudanças na área da Floresta Amazônica”. O objetivo central do projeto é avaliar os valores econômicos da floresta amazônica para provisionamento de serviços e bens ecossistêmicos, como madeira, produtos não madeireiros, biodiversidade, serviços hidrológicos e estoques de carbono, bem como avaliar o impacto econômico do fogo que é um fenômeno recorrente nas florestas da Amazônia. O projeto disponibiliza os resultados numa plataforma do conhecimento²⁴ para que utilizadores possam realizar *queries*, baixar camadas e explorar resultados.

A modelagem espacialmente explícita da rentabilidade líquida é calculada subtraindo a rentabilidade bruta aos custos de produção, e considera que os produtos florestais madeireiros foram extraídos de acordo com os padrões de sustentabilidade (*RIL Reduced Impact Logging*). No caso de produtos florestais não madeireiros, como castanha e borracha, a rentabilidade líquida de cada km² na Amazônia é considerada muito baixa. Para a castanha do Brasil, a rentabilidade média é US\$ 5.05 ± 7.49 ha/ano enquanto da borracha é de US\$ 0.56 ± 0.7 ha/ano neste último caso mesmo na presença de subsídios governamentais (CARVALHO RIBEIRO *et al.*, 2018).

Em todo o escopo de modelos implementados pelo Amazon Ecoservices, a modelagem dos regimes de fogo na Amazônia foi desenvolvida, para dentre outras finalidades valorar os impactos econômicos dos incêndios florestais na produção sustentável de madeira (SOARES FILHO *et al.*, 2017). A implementação do modelo de fogo, denominado Fisc-Amazon (SOARES

FILHO *et al.*, 2017), só foi possível por sua integração ao OTIMIZAGRO, já que os regimes de fogo na Amazônia são substancialmente regidos pelo desmatamento (SILVESTRINI *et al.*, 2011; SOARES FILHO *et al.*, 2012). Fisc-Amazon é, então, integrado ao OTIMIZAGRO para avaliar o efeito da fragmentação da floresta na intensificação e propagação dos regimes de incêndios. Como Fisc-Amazon simula áreas queimadas, descobriu-se que 2% dessas áreas ocorrem em áreas de colheita sustentável de madeira o que poderia afetar aproximadamente 2% das áreas de produção que deverão ser colhidas entre os anos 2012 e 2041, reduzindo os retornos em uma média de US\$ 39 ha/ano, o que representa uma perda econômica de 4% da receita líquida anual (SOARES FILHO *et al.*, 2017).

Amazon Ecoservices é uma importante iniciativa no campo da economia do meio ambiente que surgiu para promover a aplicação dos métodos de valoração dos recursos naturais, diante da necessidade de se equilibrar o consumo desses recursos com a sua capacidade de renovação e preservação para gerações futuras (MAY *et al.*, 2010). Determinar o valor econômico de um recurso seja ambiental ou não, é estimar o valor monetário deste em relação aos outros bens e serviços disponíveis na economia. Mensurados esses valores monetários, os gestores, sejam governos, organizações não governamentais, empresas ou até mesmo famílias, terão condições de equacionar um problema ou impacto econômico que afetam esses valores. Diante desse impacto, o gestor poderá avaliar e alocar seu orçamento financeiro frente a inúmeras opções de custos, investimentos e consumo (MOTTA, 1997). O que torna a valoração econômica e os resultados do Amazon Ecoservices instrumentos de muita utilidade pública e privada para tomadas de decisão em diversas instâncias

4.6.8 CONCLUSÃO

O Brasil é um dos países que atrai grande parte da atenção mundial em relação ao debate da política ambiental, já que hospeda a maior floresta tropical do mundo e carrega a expectativa de atender grande parte da demanda mundial por alimentos. Assim, as questões relacionadas ao conflito por uso do solo, como as apresentadas no presente capítulo, e todos os seus desdobramentos se mostram como tópicos cruciais a serem analisados.

A modelagem se encaixa como ferramenta para o auxílio governamental em basicamente duas funções: entender os sistemas e assim formular políticas públicas e avaliar as tomadas de decisão (BOULANGER; BRÉCHET, 2005). Dessa forma, a modelagem de sistemas ambientais, especialmente os modelos de Lucc, vem fornecendo respostas, como demonstrado pelos casos citados no presente capítulo, para formulação e avaliação de políticas públicas no Brasil. A partir das pesquisas apresentadas, foi possível ver como os estudos de modelagem podem apresentar resultados claros e representações facilmente interpretáveis a respeito das questões discutidas.

Apesar da modelagem de sistemas ambientais ser uma das vozes que tem efetiva influencia no debate político (RAJÃO; VURDUBAKIS, 2013), muitas vezes outros interesses se sobrepõe ao argumento científico (ROCHEDO *et al.*, 2018). Dessa forma, é de extrema importância que os estudos ambientais de modelagem continuem voltados para o auxílio à formulação de políticas públicas ou, pelo menos, incluam sugestões de sua aplicabilidade, como os trabalhos aqui analisados. Além disso, é necessário que essas pesquisas venham a ser de conhecimento das esferas governamentais e que os recursos humanos dos órgãos de governo tenham formação técnica para trabalhar com modelagem, já que esse tipo de abordagem tem ganhado cada vez mais espaço na tomada de decisão (NUNES *et al.*, 2016).

REFERÊNCIAS

- BALMFORD, A. *et al.* Economic Reasons for Conserving Wild Nature. *Science* v. 297, n. 5592, p. 950-953, 2002.
- BARLOW, J. *et al.* The critical importance of considering fire in REDD+ programs. *Biol Conserv*, v. 154, p. 1-8, out 2012.
- BATISTA, E. L. *et al.* Large scale pasture restoration may not be the best option to reduce greenhouse gas emissions in Brazil. *Environmental Research Letters*, v. 14, n. 12, dez. 2019.
- BATISTA, E. L. *et al.* Cenários para intensificação da bovinocultura de corte brasileira. Belo Horizonte: [s. n.], 2020.
- BOULANGER, P.-M.; BRÉCHET, T. Models for policy-making in sustainable development: The state of the art and perspectives for research. *Ecological Economics*, v. 55, n. 3, p. 337-350, nov. 2005.
- CASTELLA, J.-C.; PHENG KAM, S.; DINH QUANG, D. *et al.* Combining top-down and bottom-up modelling approaches of land use/cover change to support public policies: Application to sustainable management of natural resources in northern Vietnam. *Land use policy*, v. 24, n. 3, p. 531-545, jul. 2007.
- CASTELLA J.-C.; VERBURG, P. H. Combination of process-oriented and pattern-oriented models of land-use change in a mountain area of Vietnam. *Ecological Modelling*, v. 202, n. 3-4, p. 410-420, abr. 2007.
- CARVALHO RIBEIRO, S. M. *et al.* Can multifunctional livelihoods including recreational ecosystem services (RES) and non timber forest products (NTFP) maintain biodiverse forests in the Brazilian Amazon?" *Ecosystem Services*, v. 31, p. 517-526, jun. 2018.
- CHANG-MARTÍNEZ, L.; MAS J.-F.; VALLE, N. *et al.* Modeling Historical Land Cover and Land Use: A Review from Contemporary Modeling. *ISPRS Int J Geo-Information*, v. 4, p. 1791-1812, set. 2015.
- CNA-CONFEDERAÇÃO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA NO BRASIL. PIB DO AGRONEGÓCIO. São Paulo, 2020. Disponível em: https://www.cepea.esalq.usp.br/upload/kceditor/files/Cepea_PIB_CNA_2019.pdf. Acesso em: 1 set. 2020.
- COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, p.253-260, maio 1997.
- DANG A. N.; KAWASAKI, A. A Review of Methodological Integration in Land-Use Change Models. *Int J Agric Environ Inf Syst*, v. 7, p. 1-25, 2016.
- FOLLADOR, M. *et al.* Assessing the impacts of the EU bioeconomy on third countries, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019.
- GIBBS, H. K. *et al.* Brazil's Soy Moratorium. *Science*, v. 347, n. 6220, p. 377-378, jan. 2015.
- GOUVELLO, C.; SOARES, B.; NASSAR, A. *Estudo de Baixo Carbono para o Brasil*. Banco Mundial, Washington DC, 2010.
- LAMBIN, E.; ROUNSEVELL, M. D.; GEIST, H. Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity? *Agric Ecosyst Environ*, v. 82, n 1-3, p. 321-331, dez. 2000.
- LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. How Many Species Are There in Brazil? *Conserv Biol*, v. 19, n. 3, p. 619-624, jun. 2005.
- LUO, G. *et al.* Combining system dynamic model and CLUE-S model to improve land use scenario analyses at regional scale: A case study of Sangong watershed in Xinjiang, China. *Ecol Complex*, v. 7, n. 2, p.198-207, jun. 2010.

- MAY, P.; LUSTOSA, M.C.; VINHA, V. Economia do meio ambiente. *Elsevier* Brasil, 2010.
- MERRY, F.; SOARES-FILHO, B. Will intensification of beef production deliver conservation outcomes in the Brazilian Amazon? *Elem Sci Anth*, v. 5, p. 24, maio 2017.
- BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. *Modelagem Integrada e Impactos Econômicos de opções setoriais de baixo carbono*. Brasília, 2017a.
- BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. *Modelagem setorial de opções de baixo carbono para Agricultura Florestas e Outros Usos do solo (Afolu)*, 2017b.
- BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. *Trajетórias de mitigação e instrumentos de políticas públicas para alcance das metas brasileiras no Acordo e Paris*, 2017c.
- MOTTA, R. S. da. Manual para valoração econômica de recursos ambientais. Rio de Janeiro, 1997.
- NUNES, F.; RAJÃO, R.; SOARES-FILHO, B. Boundary work in climate policy making in Brazil: Reflections from the frontlines of the science-policy interface. *Environmental Science & Policy*, v. 59, p. 85-92, maio 2016.
- OVIDO, A. *et al.* Ameaças futuras aos territórios dos povos isolados na Amazônia brasileira. In: RICARDO, F.; GONGORA, M. F. (org.). *Cercos e Resistências: Povos Indígenas isolados na Amazônia brasileira*. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2019.
- RIEBSAME, W. E.; MEYER, W. B.; TURNER, B. L. Modeling land use and cover as part of global environmental change. *Clim Change*, v. 28, p. 45-64, out. 1994.
- RAJÃO, R.; VURDUBAKIS, T. On the Pragmatics of Inscription: Detecting Deforestation in the Brazilian Amazon. *Theory, Culture & Society*, v. 30, n. 4, p. 151-177, maio 2013.
- RAUSCH, L. L. *et al.* Soy expansion in Brazil's Cerrado. *Conservation Letters*, ago. 2019.
- ROCHEDO, P. R. R. *et al.* The threat of political bargain to climate mitigation in Brazil. *Nature*, v. 8, p. 695-698, jul. 2018.
- RODRIGUES, H. O.; SOARES-FILHO, B. S.; COSTA, W. L. DE S. Dinamica EGO, uma plataforma para modelagem de sistemas ambientais. In: *XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Florianópolis, Brasil, p. 3089-3096, 2007
- SCHROJENSTEIN LANTMAN, J. *et al.* Core principles and concepts in land-use modelling: A literature review. *Land-Use Modelling in Planning Practice*, p. 35-57, 2011.
- SILVESTRINI, R. A. *et al.* Simulating fire regimes in the Amazon in response to climate change and deforestation. *Ecol Appl*, v. 21, n. 5, p.1573-1590, jul. 2011.
- STRASSBURG, B. B. N. *et al.* Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, v. 1, mar. 2017.
- SOARES-FILHO, B. S. *et al.* OTIMIZAGRO: Uma plataforma integrada de modelagem de uso e mudanças no uso da terra para o Brasil. *Centro de Sensoriamento Remoto*, Universidade de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.
- SOARES-FILHO, B. S. *et al.* Brazil's Market for Trading Forest Certificates. *PLoS One*, v. 11, n. 4, abr. 2016.
- SOARES-FILHO, B. S. *et al.* Challenges for Low Carbon Agriculture and Conservation in Brazil. *Inter-American Development Bank*, p. 40, 2012
- SOARES-FILHO, B. S. *et al.* Cracking Brazil's Forest Code. *Science*, v. 344, p. 363-364, abr. 2014.

SOARES-FILHO, B. S. *et al.* Forest fragmentation, climate change and understory fire regimes on the Amazonian landscapes of the Xingu headwaters. *Landsc Ecol*, v. 27, p. 585-598, Mar 2012.

SOARES-FILHO, B. S. *et al.* Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature*, v. 440, p. 520-523, mar. 2006.

SOARES-FILHO, B. S. *et al.* *Estudo de Baixo Carbono para o Brasil. Economic Valuation of Changes in the Amazon Forest Area: Economic Losses by Fires to Sustainable Timber Production Economic Valuation of Changes in the Amazon Forest Area Economic Losses by Fires to Sustainable Timber Production.* Belo Horizonte: [s. n.], 2017.

TURNER, R. K. *et al.* Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. *Ecol Econ*, v. 35, p. 7-23, out. 2000.

VERBURG, P. H. *et al.* Analysis of the effects of land use change on protected areas in the Philippines. *Appl Geogr*, v. 26, p. 153-173, abr. 2006.

PAISAGEM URBANA

*Marise Barreiros Horta, Maria Inês Cabral, Camila Palhares Teixeira,
Jorge Luis da Costa Pinto, Geraldo Wilson Fernandes,
Rodrigo Affonso de Albuquerque Nóbrega e Sônia Maria Carvalho Ribeiro*

4.7.1 INTRODUÇÃO

A urbanização destaca-se como o maior determinante global da transformação do uso do solo e da paisagem nas últimas décadas, e tem conduzido a um elevado crescimento no tamanho das cidades, que abrigam, na atualidade, mais da metade da população humana (ANTROP, 2004; WRATTEN *et al.*, 2013). O aumento da população e a proeminência da expansão das áreas urbanas são fatores suficientemente impactantes para estudá-las (PICKETT *et al.*, 2011).

A ecologia urbana integra as ciências naturais e sociais para examinar os ambientes alterados das cidades e seus efeitos sobre os processos globais, regionais e locais (MCDONNEL *et al.*, 1997; GRIMM *et al.*, 2008). Em um mundo cada vez mais urbanizado as cidades podem apresentar ambos, os problemas e as soluções para os desafios da sustentabilidade (GRIMM *et al.*, 2008).

Muitos conceitos e fundamentos da ecologia da paisagem são relevantes para a pesquisa dos ecossistemas urbanos e para aplicações empíricas voltadas ao seu planejamento. Os próprios objetivos da ecologia urbana incluem em seu arcabouço o entendimento das relações entre os padrões espaciais e temporais das cidades e os processos ecológicos (WU, 2008).

Os elementos da paisagem urbana abrangem diferentes tipos de cobertura e uso do solo, destacando-se: edificações residenciais, estruturas industriais, áreas construídas comerciais, ruas e vias de acesso, solo, água, campos gramíneos, áreas florestais remanescentes, árvores isoladas, lotes abandonados, dentre outros (FORMAN, 2014; LU; WENG, 2004).

A fragmentação de habitats gerada pela urbanização e pelo crescimento das cidades é considerada uma das maiores ameaças à conservação de ecossistemas e da biodiversidade, conduzindo à ocorrência de remanescentes

de vegetação menores, maior isolamento entre fragmentos, redução da complexidade da forma das manchas e maior proporção de borda (GAO; LI, 2011).

Por outro lado, a dinâmica constante característica das paisagens urbanas confere uma maior importância aos ecossistemas naturais e modificados remanescentes nestas áreas, que por sua vez, prestam serviços relevantes à melhoria da qualidade de vida das cidades (ELMQVIST *et al.*, 2013).

Um dos campos que vem sendo explorados e estudados nas áreas urbanas se refere aos serviços ecossistêmicos (GÓMEZ-BAGGETHUN *et al.*, 2013). A humanidade depende da natureza para sobrevivência e os ecossistemas naturais urbanos podem gerar serviços ecossistêmicos, que beneficiam as populações humanas (BOLUND; HUNHAMMAR, 1999).

O uso da natureza e dos serviços por ela propiciados pode, portanto, minimizar alguns dos problemas relativos à sustentabilidade ambiental das cidades, de forma que essas transmutem de centros de crescimento econômico e consumo, para locais que gerem bem-estar humano (MCDONALD, 2009; ELMQVIST *et al.*, 2013).

Uma outra dimensão relevante da presença da natureza nas cidades refere-se às evidências de que a exposição a ambientes naturais pode funcionar como um fator maior e determinante à sensibilização a assuntos relacionados ao meio ambiente e à conservação ambiental (ROHDE; KENDLE, 1994; SAVARD *et al.*, 2000). Nesse sentido, averiguar e desenvolver a conservação da natureza nas cidades pode favorecer a conscientização de indivíduos e instituições sobre a importância da conservação.

A aplicação da ecologia da paisagem nas áreas urbanas proporciona um amplo conjunto de oportunidades do exercício da transdisciplinaridade, da ecologia cívica e da cidadania, ao permitir o encontro e a integração de disciplinas das áreas das Ciências Sociais e Ambientais, Ecologia, Biologia, Arquitetura, Geografia, Agronomia, Economia, Engenharia, dentre outras. Neste capítulo são apresentados alguns temas e aplicabilidades que vem sendo pesquisados no Brasil e na Europa.

4.7.2 BIODIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DA FAUNA URBANA

O desenvolvimento urbano desponta-se como uma das atividades humanas que exerce maior influência sobre a biodiversidade, conduzindo a extinções

locais e eliminação de um grande espectro de espécies nativas (MCKINNEY, 2002). Um dos mais intensos e irreversíveis impactos humanos que deixa uma forte influência na biodiversidade é o processo de urbanização (GRIMM *et al.*, 2008), que é caracterizado como uma das maiores forças motrizes da perda de biodiversidade (MCKINNEY, 2006; PAUCHARD *et al.*, 2006; ARONSON *et al.*, 2014).

A biodiversidade urbana apresenta padrões bem estabelecidos, sendo expressos usualmente pela alta riqueza de espécies de plantas, devido à introdução de espécies exóticas, e por declínios de espécies de animais, apesar de que alguns grupos faunísticos como aves e artrópodes tendam a apresentar elevada abundância (FAETH *et al.*, 2011). A redução das áreas verdes e a fragmentação de habitats gerada pela urbanização e expansão das cidades impactam negativamente as populações de animais silvestres (PRIMACK, 2004; ALBERTI, 2008). Esses impactos se estendem muitas vezes à forçada introdução de animais nesses ambientes, onde são levados a se adaptarem às novas condições ou a desaparecer (MØLLER, 2008).

Nas cidades, os distúrbios antropogênicos e a dispersão de espécies exóticas pelo homem induzem mudanças na distribuição das espécies, sendo que muitas declinam, mas algumas tendem a ter sucesso nesse ambiente (LIZÉE *et al.*, 2011). Em Belo Horizonte, uma cidade brasileira pertencente ao estado de Minas Gerais, foram desenvolvidas pesquisas relativas à distribuição espacial de alguns grupos faunísticos na cidade e a influência de fatores socioeconômicos nesses arranjos, abrangendo também os possíveis conflitos da presença de animais em ambientes urbanos. Um resumo dos resultados encontrados é apresentado a seguir.

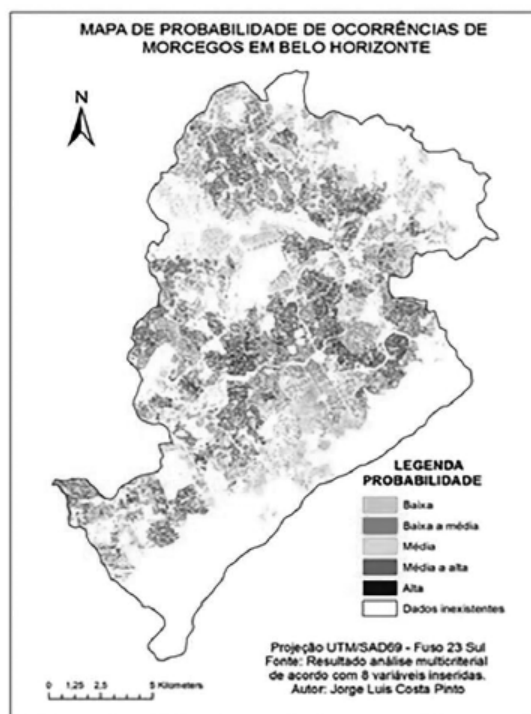
4.7.2.1 Morcegos

Os morcegos, pertencentes à ordem Chiroptera, possuem algumas espécies que se adaptaram à vida nas cidades, onde exercem importantes funções ambientais como a dispersão de sementes, polinização e controle de insetos. Em Belo Horizonte, as duas espécies de morcegos de maior ocorrência, correspondendo a mais de 60% dos registros, compreendem o *Artibeus lituratus*, da família Phyllostomidae e o *Molossus molossus*, da família Molossidae.

Para se conhecer o comportamento espacial dos morcegos na cidade de Belo Horizonte, os locais onde se concentram e o que favorece seu adensamento ou dispersão foi feito um estudo, que abrangeu a utilização de análises de multicritério e a consideração de variáveis ambientais e socioeconômicas. Essa investigação resultou na produção de um mapa de ocorrência de morcegos (Figura 1).

As variáveis biofísicas e socioecológicas consideradas compreenderam: rendimento mensal, densidade demográfica, densidade das vias, altitude, iluminação pública, altura das edificações, e cobertura vegetal e uso da terra (Figura 2). O mapa resultante apresentou precisão superior a 80% ao representar áreas de concentração média e alta de morcegos.

Figura 1 – Mapa de probabilidade de ocorrência de morcegos em Belo Horizonte, Minas Gerais



Fonte: o autor

Figura 2 – Base de dados utilizada na construção de um modelo preditivo da probabilidade de ocorrência de morcegos em Belo Horizonte, Minas Gerais



Fonte: o autor

Entre as oito variáveis analisadas, as que apresentaram maior influência na composição das áreas onde os morcegos se concentram foram o rendimento médio mensal, a densidade demográfica e a cobertura vegetal e uso da terra.

A modelagem desenvolvida para elaboração do mapa se mostrou eficaz para subsidiar ações de controle e vigilância dos morcegos na cidade. O modelo desenvolvido é flexível e passível de ser aplicado para outras cidades ou espécies.

4.7.2.2 Mico-estrela

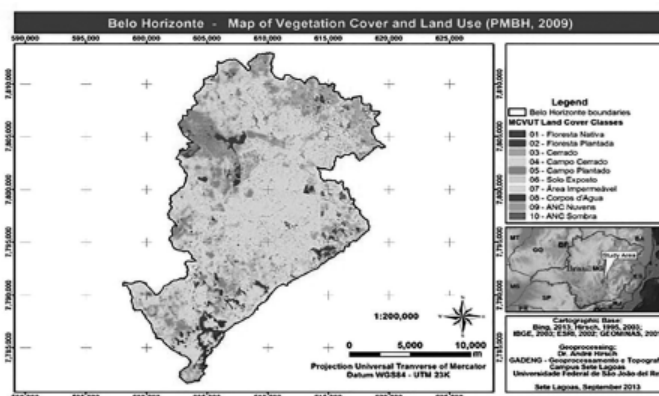
O contato com espécies animais, por exemplo, os micos, tão comuns nas cidades, são importantes por muitas razões, incluindo: aumento da saúde e bem-estar humano; melhora do comportamento e funcionamento cognitivo; reduz os níveis de crime, agressão e violência; e promove uma educação não formal (KAPLAN; KAPLAN, 1989; WELLS, 2000; FRUMKIN, 2001; TAYLOR *et al.*, 2001; KU; SULLIVAN, 2001; KAHN; KELLERT, 2002; IRVINE; WARBER, 2002).

Para compreender os fatores ecológicos e socioeconômicos que afetam a distribuição, a densidade e o tamanho de grupo dos micos urbanos (*Callithrix penicillata*), em Belo Horizonte, Teixeira *et al.* (2016a) realizaram um estudo onde foi produzido e empregado um mapa da cobertura vegetal e do uso do solo (Figura 3). Além disso, um questionário on-line foi amplamente divulgado, o que permitiu ao público relatar a ocorrência ou não de micos próximo a suas residências. Para áreas com baixos níveis salariais e baixa disponibilidade de internet foram realizadas entrevistas pessoalmente.

Apesar da urbanização e alta densidade populacional humana foram encontrados fragmentos verdes dentro da cidade, que abrigavam grupos de micos. A presença do grupo foi significativamente relacionada com o tamanho

dos parques ou áreas verdes e negativamente relacionado com áreas construídas e densidade humana. Os níveis salariais foram relacionados a ruas mais arborizadas e possivelmente uma maior tolerância da população humana em relação a esses animais (TEIXEIRA *et al.*, 2016a). A interação de espécies de micos e moradores da cidade limitou-se principalmente às bordas dos fragmentos da floresta, dentro dos parques da cidade e é aparentemente motivada pelos humanos. O estudo apontou para a importância do envolvimento público em estudos de vida selvagem em ambientes urbanos, considerando-se que o conhecimento da interação entre moradores da cidade e espécies silvestres é essencial para mitigar as interações negativas.

Figura 3 – Mapa de cobertura vegetal e uso da terra do município de Belo Horizonte, Minas Gerais



Fonte: o autor

4.7.2.3 Répteis

Répteis, especialmente serpentes, podem causar reação de medo no público e são, portanto, um bom modelo para examinar os conflitos entre humanos e animais selvagens. Habitantes humanos da cidade, muitas vezes, respondem à presença de cobras ou outros répteis, chamando a agência responsável pelo controle animal, para mediar a situação.

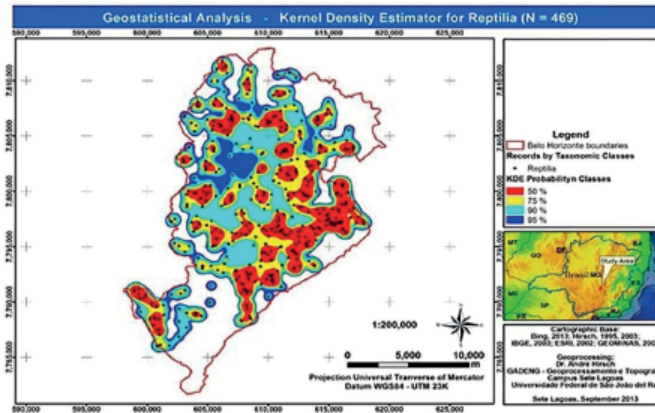
Para a cidade de Belo Horizonte foi realizado um estudo, com o objetivo de determinar como a ocorrência temporal e espacial de conflitos humano-répteis estava associada a condições ambientais e fatores socioeconômicos. Nesse sentido, foram analisados os relatos da polícia ambiental da cidade durante um período de sete anos, de 2002 a 2008 (TEIXEIRA *et al.*, 2016b).

Segundo o estudo, o número de chamadas aos agentes da polícia ambiental foi determinado pelo estimador da densidade (Kernel-ArcGis) e combinadas

com a cobertura vegetal e o uso do solo, para determinar como o ambiente afetou a distribuição dos relatos dos répteis (Figura 4). As chamadas de répteis foram quase, exclusivamente, sobre cobras ou tartarugas de água doce, apesar de uma grande população de lagartos selvagens existirem na cidade. De um modo geral, a diferença na distribuição de chamados de cobras e tartarugas de água doce resultou de diferentes atitudes dos habitantes da cidade, com base em características socioeconômicas. As cobras tiveram menor frequência de registros à medida que a urbanização aumentou, enquanto as tartarugas de água doce foram associadas com água ou áreas abertas. Os conflitos concentraram-se significativamente durante a estação chuvosa.

Nas áreas de alta renda per capita, as pessoas buscaram a polícia ambiental para mediação, com mais frequência do que aquelas em áreas de menor renda. Assim, o estudo mostrou que o tipo de habitat e o clima foram significativamente preditivos dos conflitos humano-répteis. As populações humanas com salários e níveis de escolaridade mais altos tenderam a resolver seus conflitos com répteis usando mediadores oficiais, independentemente de o réptil ser, potencialmente, venenoso ou não. Mediadores como a polícia ambiental podem utilizar, portanto, esta informação para programas de educação específicos.

Figura 4 – Mapa de densidade estimada dos répteis recolhidos em Belo Horizonte de 2002 a 2008



Fonte: o autor

4.7.3 LOTES VAGOS COMO ELEMENTOS POTENCIAIS PARA TRANSFORMAÇÕES SOCIOECOLÓGICAS NA PAISAGEM URBANA

Os lotes vagos são componentes cada vez mais frequentes das paisagens urbanas, ocupando uma proporção substancial da sua área e congregando interesses de vários grupos de atores (KREMER *et al.*, 2013; ANDERSON; MINOR, 2017). Como um dos elementos dessas paisagens apresentam diferentes origens, podendo ter sido criados como zonas permanentes, em áreas onde construções são proibidas ou ser o resultado da destruição e do abandono (SMITH, 2008).

O aumento da presença dos lotes vagos na paisagem urbana é usualmente associado ao decréscimo e à redução da densidade da população das cidades, em função principalmente da desindustrialização (BURKHOLDER, 2012). Nas cidades da América Latina, a presença e a distribuição desses terrenos podem refletir também diferenças e desigualdades no acesso às terras urbanas, pautadas usualmente em um acentuado problema de segregação social e espacial (LARANJEIRA, 2003).

Os lotes vagos consistem em elementos chave para a implementação de estratégias de desenvolvimento econômico e socioambiental (PAGANO; BOWMAN, 2000), oferecendo oportunidades para a inserção de ações criativas e para discussões relativas aos possíveis usos dessas áreas (MELL *et al.*, 2015; SMITH, 2008).

Esses terrenos se destacam como locais potenciais para o incremento de serviços ecossistêmicos e de infraestrutura verde nas paisagens urbanas (MCPHERSON *et al.*, 2013). Nesse sentido, vários estudos têm explorado temas como a restauração da biodiversidade em lotes vagos, as suas potencialidades ao fornecimento de serviços ecossistêmicos, funcionamento como alternativas para condução de trabalhos de educação ambiental, auxílio ao estabelecimento de identidade da vizinhança, dentre outros (BURKHOLDER, 2012; MCPHERSON *et al.*, 2013; KREMER *et al.*, 2013; ANDERSON e MINOR, 2017).

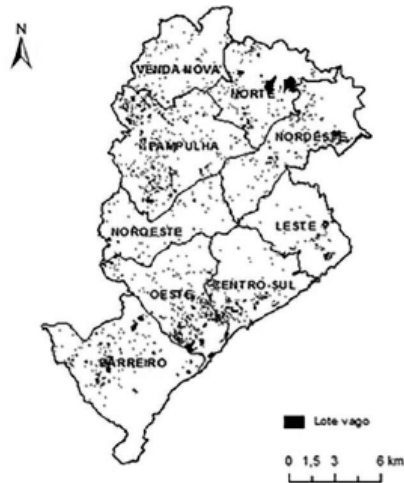
Esses espaços subutilizados podem, portanto, oferecer perspectivas para transformações positivas no uso do solo urbano, que contribuam para o desenvolvimento comunitário e para o fornecimento de serviços ecossistêmicos, de modo a compor uma infraestrutura social e ecológica nas cidades (MCPHERSON *et al.*, 2013; KIM, 2016). A proposição de usos para esses locais requer o conhecimento das características dos lotes vagos, bem como o entendimento das políticas e contextos socioeconômicos que modelam o uso e ocupação do solo urbano (NEWMAN *et al.*, 2016). A seguir, é apresentada uma caracterização preliminar dos lotes vagos de ocorrência na cidade de Belo Horizonte, Minas Gerais.

4.7.3.1 Caracterização preliminar dos lotes vagos do município de Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil

A cidade de Belo Horizonte foi criada em 1897, para sediar a capital do estado de Minas Gerais. O fato de ter surgido como uma cidade planejada tem conferido uma relevância às ações do poder público, que sempre exerceu influência ativa nos processos de urbanização, de estruturação do espaço e da expansão urbana do município (COSTA, 2006).

Para o ano de 2015 foi registrada a ocorrência de 22.047 lotes vagos em Belo Horizonte, distribuídos nas diversas unidades administrativas da cidade (Figura 5). A unidade administrativa que agregou maior número de lotes vagos compreendeu a Pampulha com 5.235 terrenos, seguida pela Oeste (3.002), Nordeste (2.983), Centro-Sul (2.581), Barreiro (2.381), Norte (1.928), Venda Nova (1.822), Noroeste (1.262) e Leste (853) (Figura 6).

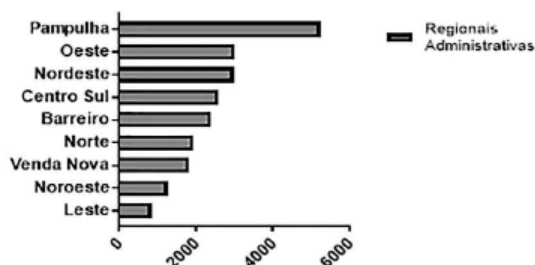
Figura 5 – Mapa de lotes vagos de Belo Horizonte, MG



Fonte: Prodabel/PBH (Empresa de Informática e Informação do Município de Belo Horizonte/Prefeitura Municipal de Belo Horizonte), 2015

Embora a unidade administrativa da Pampulha, detentora de maior número de lotes vagos, apresente uma reduzida densidade de habitantes por quilômetro quadrado em relação às outras unidades, essa variável não apresenta uma relação relevante com as variações dos números de lotes nas diversas regionais (Tabela 1). A regional Oeste, por exemplo, detém uma alta densidade populacional e, ao mesmo tempo, elevado número de terrenos subutilizados.

Figura 6 – Distribuição do número de lotes vagos ocorrentes em Belo Horizonte nas diversas unidades administrativas



Fonte: Prodabel/PBH, 2015

O tamanho de área de cada unidade administrativa também não influencia a variação do número de lotes vagos da cidade, destacando-se o exemplo da regional do Barreiro, que apresenta a maior superfície de área, mas um número menor de terrenos subutilizados (Tabela 1). Por outro lado, a área total ocupada pelos lotes vagos aumenta de acordo com o número de lotes vagos nas diversas regionais, havendo uma relação de significância entre essas variáveis ($r^2 = 0,7975$; $p = 0,0012$). A superfície ocupada pelos lotes vagos compreende 1.595,4 ha que representa 4,8%, em relação a área total da cidade (Tabela 1). Esse valor é inferior aqueles observados em cidades americanas que variam entre 12,5% e 15,0%, e a outras cidades brasileiras, como o Rio de Janeiro, que em um passado recente apresentou proporções de lotes vagos de até 44,0% (LARANJEIRA, 2003; KREMER; HAMSTEAD, 2015).

Há uma associação positiva e significativa entre o número de lotes vagos e as tendências de crescimento populacional registradas para as várias regionais na última década ($r^2 = 0,8252$; $p = 0,0007$). A regional da Pampulha apresentou uma alta taxa de crescimento da população e elevado número de lotes (Tabela 1), o que corrobora as afirmações anteriores de que fatores outros, independentes da redução da população, podem influenciar a elevada ocorrência de lotes vagos em cidades brasileiras.

De fato, uma gama de processos urbanos incluindo a descentralização devido a mudanças demográficas, a expansão urbana, a desindustrialização e as alterações das preferências das pessoas por novos tipos de escolhas residenciais, podem conduzir a um aumento das taxas de vacância em áreas urbanas (KIM, 2016). Embora pareça discrepante e na contramão das tendências atuais de ocorrência de um número maior de lotes vagos, em cidades que sofreram reduções drásticas de população no período pós-

industrial, Bowan e Pagano (2004) já haviam verificado que cidades que exibem aumentos da taxa de crescimento da população apresentam números superiores desses terrenos. Para os autores, nas cidades propensas à expansão do seu território ocorre uma manutenção da provisão de lotes vagos, para um aproveitamento futuro desses terrenos.

Tabela 1 – Características das regionais administrativas de Belo Horizonte quanto ao número de lotes vagos, superfície de área e aspectos demográficos

<i>Regionais Administrativas</i>	<i>Área (ha)</i>	<i>No. de Lotes Vagos</i>	<i>Área Total Lotes Vagos (ha)</i>	<i>Densidade Habitantes/km²</i>	<i>População</i>	<i>Taxa de Crescimento Populacional (2000-2010)</i>
Pampulha	4667,7	5235,0	388,3	4416,8	226110,0	2,8
Oeste	3238,1	3002,0	271,4	8776,3	308549,0	0,7
Nordeste	3957,8	2983,0	156,0	7347,0	290353,0	0,6
Centro Sul	3180,2	2581,0	156,7	8698,8	283776,0	0,4
Barreiro	5389,9	2381,0	172,8	5242,3	282552,0	0,8
Norte	3344,1	1928,0	224,6	6468,9	212055,0	0,9
Venda Nova	2831,6	1822,0	82,6	9109,4	265179,0	0,7
Noroeste	3736,4	1262,0	69,2	8953,7	268038,0	-0,2
Leste	2891,4	853,0	73,9	8473,6	238539,0	-0,2
Belo Horizonte	33237,1	22047,0	1595,4	7146,1	2375151,0	0,6

Fonte: dados dos lotes vagos – Prodabel/PBH, 2015; informações dos censos demográficos ano de 2010 – PBH (Prefeitura Municipal de Belo Horizonte) e IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística)

No Brasil, vários fatores, incluindo a reestruturação econômica global, em resposta às crises no sistema econômico, trouxeram para as décadas mais recentes uma mudança na distribuição do crescimento populacional, com redução das taxas de crescimento demográfico nos centros das cidades, e incrementos deslocados para as periferias (COSTA; MENDONÇA, 2010).

No município de Belo Horizonte tem ocorrido um crescimento demográfico independente da cidade propriamente dita, em direção aos municípios distribuídos no entorno, que fazem parte da região metropolitana de Belo Horizonte (RMBH). Sendo denominada de inversão espacial do crescimento demográfico, essa redistribuição populacional está relacionada principalmente ao deslocamento das classes de maior poder aquisitivo, em

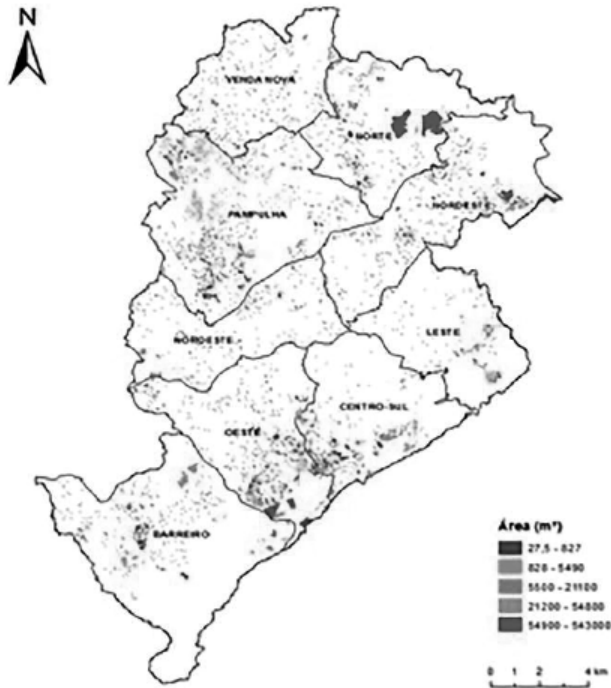
direção ao entorno da cidade, para a ocupação de condomínios fechados. Esses locais agregam características atrativas ao prometer uma melhor qualidade de vida, pela maior proximidade com a natureza e uma redução de problemas relacionados à segurança e poluição, por exemplo (SOUZA; BRITO, 2006).

Nesse contexto, a distribuição e a variação do número de lotes vagos em Belo Horizonte podem ser influenciadas, dentre outros aspectos, pelos processos de descentralização e expansão urbana periférica, pelo mercado imobiliário e segregação da valorização imobiliária, assim como pela adoção, mais recente, dos mecanismos de regulação urbanística e ambiental para a ocupação do solo urbano.

Com relação ao tamanho, a maior parte dos lotes vagos de Belo Horizonte apresenta superfícies de área entre 27 m² e 827 m² (Figura 7). Tamanhos superiores a 5.500 m² são observados em uma menor frequência. Terrenos com áreas maiores a 54.900 m² ocorrem em quatro regionais (Barreiro, Nordeste, Norte e Oeste), encontrando-se o maior número de lotes nessa classe concentrados na regional Norte (cinco terrenos). Nessa unidade administrativa foi registrado o lote de maior tamanho, com área de 532.823 m² ou 53,3 ha. Os terrenos concentram-se em maior intensidade nas regionais Pampulha, Norte, Nordeste, limites entre Centro-Sul e Oeste e Barreiro.

A partir de observações baseadas na cobertura vegetal (Figura 8) é possível inferir que alguns dos principais serviços ecossistêmicos esperados para esses terrenos no presente compreendem: filtragem do ar, redução do ruído, regulação do microclima, proteção a cursos d'água, redução dos riscos de erosão, produção de alimentos, serviços de suporte de habitat, benefícios estéticos, educativos e recreacionais.

Figura 7 – Mapa de distribuição dos lotes vagos em classes de tamanho nas diversas unidades administrativas de Belo Horizonte, MG



Fonte: Prodabel/PBH; ano 2015

Figura 8 – Lotes vagos com diversos tipos de cobertura vegetal, incluindo a presença de espécies nativas florestais e savânicas, como nas fotos das extremidades. Ao centro, terreno com predomínio de cobertura promovida pela gramínea invasora *Panicum maximum* (capim colônia), frequente em muitos lotes da cidade



Fonte: foto de Marise Horta

4.7.4 MULTIFUNCIONALIDADE E GOVERNANÇA NAS HORTAS URBANAS

As hortas das cidades funcionam como soluções urbanas baseadas na natureza, propiciando serviços ecossistêmicos de regulação, dentre os quais a mitigação e adaptação climática, bem como serviços de provisionamento e culturais. Esses espaços têm igualmente exercido a função de impulsionadores da governança entre os habitantes das cidades. A multifuncionalidade das hortas urbanas é comprovada na atualidade por inúmeros estudos, sendo que o seu renascimento na Europa, revela também um aumento da governança urbana.

4.7.4.1 A história das hortas urbanas na Europa

Na Europa central, após a revolução industrial, países como a Alemanha, Suíça e Áustria, diante da pobreza e precariedade da saúde pública nos centros urbanos, criaram espaços de horticultura próximos a canais, estradas de ferro e grandes complexos industriais. Esses espaços denominados inicialmente de *Schrebergarten* eram constituídos por um terreno com mais de 1 hectare, dividido em mais de 100 lotes (Figura 9), sendo estes distribuídos pelas famílias dos operários, que podiam desse modo cultivar alguns vegetais, como complemento à sua alimentação (CABRAL; WEILAND, 2016).

Tendo nascido em 1864, em Leipzig, o movimento *Schrebergarten*, foi-se difundido na Europa entre países como Luxemburgo, Suécia e Holanda. A importância desses parques hortícolas, hoje chamados de *Kleingarten*, veio a se revelar crítica durante os períodos de guerra, quando contribuíram para mitigar a escassez de mantimentos durante vários anos de racionamento alimentar. Na Inglaterra, Alemanha e Suécia, as hortas urbanas chegaram a

representar, durante a segunda guerra mundial, cerca de 10% das necessidades alimentares da população. Mais tarde, na Alemanha oriental comunista, as hortas urbanas mantiveram-se como importantes fontes de alimentos frescos para complementar a falta de alimentos nas lojas.

Atualmente na Europa central, esses parques hortícolas encontram-se ameaçados pela pressão imobiliária em várias cidades, como Varsóvia, Poznan, Riga, Viena e Basel (KESHAVARZ; BELL, 2016; COSTA *et al.*, 2016). Contudo na Europa do Sul, as hortas urbanas estão em expansão, desde a crise econômica de 2008. Em vários países da Europa assiste-se também a um movimento “grassroots” ou de base, que pretende reconverter espaços vazios em hortas comunitárias (BELL *et al.*, 2016).

Figura 9 – *Schrebergarten* ou espaços de horticultura em Leipzig



Fonte: foto de Roland Kraemer

4.7.4.2 Serviços ecossistêmicos, biodiversidade e hortas urbanas

As hortas urbanas são espaços que não somente produzem alimento e regulam o ciclo da água através dos seus solos permeáveis, como também facilitam a circulação e o resfriamento do ar, através da evapotranspiração e do sombreamento, oferecendo assim, um oásis microclimático para os seus utilizadores (horticultores e visitantes) e os habitantes que residem na sua proximidade. Uma vez interligadas com outras estruturas verdes (como parques urbanos e jardins privados) e estruturas azuis (como lagos e canais), as

hortas urbanas contribuem de maneira efetiva para a mitigação do efeito ilha de calor.

Do ponto de vista cultural, os benefícios são inúmeros, destacando-se a saúde e o bem-estar, o fortalecimento do sentimento de pertencimento ao lugar e de identidade cultural e coesão social. Sob a perspectiva ecológica, as hortas fornecem importantes habitats para a vida selvagem e contribuem para a diversidade genética.

Estudos realizados para as cidades europeias de Poznan (Polônia), Manchester (Reino Unido) e Leipzig (Alemanha) mostraram que as hortas urbanas podem abrigar muitas espécies nativas (SPEAK *et al.*, 2015; BORYSIK, 2016; CABRAL *et al.*, 2017). No estudo de Speak *et al.* (2015) foram encontradas em Manchester, numa amostra de nove parques hortícolas, cerca de 87 espécies vegetais, 70% das quais nativas. No estudo das hortas da cidade de Poznan (BORYSIK *et al.*, 2016), que compreendeu levantamentos em 11 parques representativos, foram identificadas 357 espécies vegetais, sendo 72% destas espontâneas e nativas.

Resultados semelhantes foram observados para a cidade de Leipzig, na Alemanha (CABRAL *et al.*, 2017), onde levantamentos em 30 lotes de seis parques representativos totalizaram 290 espécies vegetais, das quais 48% espontâneas e nativas²⁵. Em Poznan, o alto número de plantas espontâneas deveu-se em parte ao elevado número de lotes abandonados. No caso de Leipzig, a riqueza de espécies dos lotes de cultivo menos intensivo ou mesmo abandonados foi duas vezes superior às parcelas com cultivo intensivo. Foi observada também uma correlação entre serviços de regulação e o gradiente de urbanidade da horta. Assim, as árvores de maior porte ocorreram em lotes maiores, localizados nos subúrbios, em parte devido à regulamentação que estabelece que as árvores de um lote não devem criar sombra sobre o lote vizinho.

É importante lembrar que o papel futuro das hortas urbanas para a biodiversidade inclui a geração de conhecimentos relativos às espécies autóctones comestíveis. Nesse sentido, alguns autores defendem a manutenção desses exemplares nas hortas urbanas, de modo a converter esses espaços em bancos genéticos (BARTHEL *et al.*, 2010; BARTHEL *et al.*, 2013). Essas espécies autóctones são mais resistentes a condições extremas, apresentando

boas condições de adaptação às alterações climáticas, podendo contribuir para a resiliência no ambiente urbano.

4.7.4.3 A governança nas hortas urbanas de Lisboa, Leipzig e Curitiba

A revalorização das hortas urbanas tem sido observada nas cidades de Lisboa, Leipzig e Curitiba. Na cidade de Lisboa, Portugal, as hortas sempre fizeram parte do espaço urbano, desde o século XVI até meados do século XIX (CANCELA, 2014), quando foram progressivamente deslocadas para a periferia, devido ao crescimento das cidades e industrialização da agricultura.

O município de Lisboa integrou, em 2007, a Estratégia Verde no Plano Diretor Municipal (CML, 2013), incluindo assim 84 hectares de hortas urbanas ou cerca de 1% da área total de Lisboa (Figura 10). No caso de Leipzig, na Alemanha, a área de hortas ocupa 1229 hectares (STATISTISCHES JAHRBUCH, 2015) ou cerca de 4% da área urbana, compreendendo 270 parques hortícolas, denominados *Kleingaerten*.

Figura 10 – Hortas urbanas de Lisboa, entre os anos de 2013 a 2017. Parques hortícolas existentes (PH), em cinza escuro. Hortas comunitárias (HC) listados como pontos A e B. Em cinza claro estão representados os espaços verdes



Fonte: adaptado de CML (2013)

Comparativamente, a área de hortas *per capita* para Lisboa é de 1,5 m², ou seja, muito inferior à de Leipzig que é de 23 m² (Tabela 2). Em Leipzig existem ainda oito hortas comunitárias (*Gemeinschaftsgarten*), com menos de 20 anos de existência.

Os parques hortícolas, em Lisboa (Figura 11), estão localizados em zonas verdes municipais com baixa manutenção, iniciativa que acabou por se disseminar por outras cidades como Guimarães e Cascais, com o objetivo de mitigar o desemprego crescente, ocupar os mais idosos, além de também promover a realização de ações pedagógicas com as escolas. Para além das iniciativas vinculadas ao poder público, também existem em Lisboa iniciativas do tipo *bottom-up*, conhecidas por hortas comunitárias, que surgem como ocupação ilegal de terrenos baldios e têm um carácter cultural e social forte, ao promover o contato intercultural e intergeracional. Essas iniciativas emergem de movimentos como o “Guerrilha Verde” (CABANNES; RAPOSO, 2013), que pretendem devolver os espaços públicos à comunidade ou ainda promover a ecologia (Figura 12).

Tabela 2 – Comparações da horticultura urbana entre Leipzig (Alemanha) e Lisboa (Portugal).

Características das hortas	Leipzig		Lisboa	
	Colônias	Hortas	Parques	Hortas

	hortícolas ¹	comunitárias ²	Hortícolas ³	Comunitárias
Área hortas urbanas (ha)	1229	6,1	84	Inferior a 0.1
Área hortas /Área cidade (%)		4		1
Área horta per capita (m ² / capita)		23		1.5
N.º Unidades	270	8	10 PH em 2014; 10 mais até 2017	2
Função	Recreativo, complemento alimentar*	Recreativo, social, pedagógico	Social (alimentar), recreativo, pedagógico	Recreativo
Tamanho Lote (m ²)	150-400 ⁵	nA	Min. 100(social); Min. 50 (recreativo, pedagógico) ⁴	nA
Renda anual (€/m ²)	0.12 mais manutenção	Ocupação temporária ou leasing	1.60 mais manutenção ⁵	Privado ou ocupação ilegal ⁶

Abreviaturas: PH – Parques Hortícolas; Min. – Mínimo; nA – não Aplicável

* Mais de 10% contribuíram para bancos alimentares até 2009

Nota: As hortas organizadas são chamadas de parques hortícolas (PH) em Portugal e de colônias hortícolas (Kleingarten) na Alemanha

Fonte:

¹ Statistisches Jahrbuch (2015)

² Garten Leipzig (2014)

³ D'Araujo Mata (2014)

⁴ Cabral *et al.* (2017)

⁵ CML (2013)

⁶ Horta do Mundo

Figura 11 – Parque hortícola do Vale de Chelas



Foto: Sandra Costa

Figura 12 – Horta comunitária do Centro Nacional de Natação – CNN



Foto: Inês Cabral

No Brasil, a cidade de Curitiba, capital do estado de Paraná, tornou-se uma referência relativamente à horticultura urbana. Localmente denominada de Horticultura Urbana e Periurbana (HUP) essa atividade iniciou-se como consequência do rápido processo de urbanização e intensificação da agricultura (ROSSI *et al.*, 2010). A política nacional relativa à horticultura urbana está presentemente em fase de consolidação, sendo que várias iniciativas já foram implementadas, encontrando-se distribuídas tanto na área urbana como metropolitana (FAO/MDS, 2011).

As hortas dentro da cidade incluem 193 ha e representam 1,0 m² per capita. Compreendem dois modelos de hortas urbanas: no programa “Lavoura”, as glebas dos parques hortícolas (compostas por áreas de servidão sob fios de alta tensão autorizadas para uso) são distribuídas entre as famílias e no programa “Nosso Quintal” áreas menores (usualmente terrenos privados cujos

proprietários os cedem para cultivo) são geridas por uma instituição (escola, creche, unidades de saúde, de polícia etc.).

A entidade gestora reconhece o contributo ambiental e cultural destas iniciativas, que promovem a revitalização dos espaços ocupados (Figura 13). Esses programas em conjunto beneficiam direta e indiretamente cerca de 19 mil pessoas (CURITIBA, 2016).

Figura 13 – Horta comunitária no Tatuquara, Curitiba, Paraná



Fonte: Fred Kendi (*Gazeta do Povo*)

REFERÊNCIAS

- ALBERTI, Marina. *Advances in urban ecology*. Integrating humans and ecological processes in urban ecosystems. New York: Springer, 2008.
- ANDERSON, E. C.; MINOR, E. S. Vacant lots: An underexplored resource for ecological and social benefits in cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, v. 21, p. 146-152, 2017.
- ANTROP, M. Landscape Change and the Urbanization Process in Europe. *Landscape and Urban Planning*, v. 67, p. 9-26, 2004.
- ARONSON, M. F. J.; LA SORTE, F. A.; NILON, C. H.; KATTI, M.; GODDARD, M. A.; LEPCZYK, C. A. *et al.* A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B*, v. 281, n. 20133330, 2014.
- ARREGUY, C. A. C.; RIBEIRO, R. R. (org.). *Histórias de bairros de Belo Horizonte*. Regionais Barreiro, Centro-Sul, Leste, Nordeste, Noroeste, Oeste, Pampulha, Venda Nova. Belo Horizonte: APCBH; ACAP-BH, 2008.
- BARTHEL, S.; FOLKE, C.; COLDING, J. Socio-ecological memory in urban gardens –retaining the capacity for management of ecosystem services. *Global Environmental Change*, v. 20, n. 2, p. 255-265, 2010.
- BARTHEL, S.; ISENDAHL, C. Urban gardens, agriculture and water management: sources of resilience for long term food security in cities. *Ecological Economics*, v. 86, p. 224-234, 2013.
- BELL, S.; FOX-KÄMPER, R.; KESHAVARZ, N.; BENSON, M.; CAPUTO, S.; NOORI, S.; VOIGT, A. (ed.). *Urban Allotment Gardens in Europe*. London: Routledge, 2016.
- BOLUND, P.; HUNHAMMAR, S. Ecosystem Services in Urban Areas. Analysis. *Ecological Economics*, v. 29, p. 293-301, 1999.
- BORYSIK, J.; MIZGAJSKI, A.; SPEAK, A. Floral biodiversity of allotment gardens and its contribution to urban green infrastructure. *Urban Ecosystems*, v. 20, p. 323-335.
- BOWMAN, A. O.; PAGANO, M. A. *Terra Incognita: Vacant Land and Urban Strategies*. Washington: Georgetown University Press, 2004.
- BURKHOLDER, S. The New Ecology of Vacancy: Rethinking Land Use in Shrinking Cities. *Sustainability*, v. 4, p. 1154-1172, 2012.
- CABANNES, Y.; RAPOSO, I. Peri-urban agriculture, social inclusion of migrant population and Right to the City. *City: analysis of urban trends, culture, theory, policy, action*, v. 17, n. 2, p. 235-250. Routledge: London, 2013.
- CABRAL, I.; KEIM, J.; ENGELMANN, R.; KRAEMER, R.; SIEBERT, J.; BONN, A. Ecosystem services of allotment and community gardens: a Leipzig, Germany case study. *Urban Forestry and Urban Greening*, v. 23, n. 4, p. 44-53, 2017.
- CABRAL, I.; WEILAND, U. Urban gardening in Leipzig and Lisbon: a comparative study on governance and resilience. In: TAPPERT, S.; DRILLING, M. (ed.). *Growing in Cities. Interdisciplinary Perspectives on Urban Gardening. Conference Proceedings*, p. 66-79. Basel: University of Applied Sciences, 2016. Disponível em; http://www.sozialestadtentwicklung.ch/tagungen/growing_cities.pdf. Acesso em: 18 jul. 2020.
- CARREIRO, M. M.; SONG, Y; WU, J. (ed.). *Ecology, planning and management of urban forests: International perspectives*. New York: Springer, 2008.

CML – Município de Lisboa Hortas Urbanas Regulamento. *Anexo I – Parque hortícola do baluarte de Santa Apolónia: Regras de acesso e utilização das Hortas Urbanas*. Disponível em: http://www.jf-penhafranca.pt/homepage/2013/hortas-baluarte/Hortas_Urbanas_Regulamento1.pdf. 2013. Acesso em: 18 jul. 2020.

CANCELA, J. *A agricultura urbana na operacionalização da estrutura ecológica municipal*. O estudo de caso do Parque Agrícola da Alta de Lisboa. 2014. Tese (Doutorado em Urbanismo) – FAUL: Lisboa. 2014.

COSTA, S.; FOX-KAMPER, R.; GOOD, R.; SENTIC, I. The position of urban allotment gardens within the urban fabric. In: BELL *et al.* (ed.). *Urban allotment gardens in Europe*. London; New York: Routledge, 2016. p. 201-228.

COSTA, C. R. *Planejamento, ação pública e dinâmica imobiliária na história recente de Belo Horizonte*. Monografia – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Arquitetura, Belo Horizonte, 2006.

COSTA, H. S. M.; MENDONÇA, J. G. *Urbanização recente e disputa pelo espaço na dinâmica imobiliária metropolitana em Belo Horizonte*. Trabalho apresentado no XVII Encontro Nacional de Estudos Populacionais, ABEP, realizado em Caxambu-MG, 2010.

CURITIBA. *Primeiro Plano Municipal de Segurança Alimentar de Curitiba*. 2016-2019. Disponível em <http://multimedia.curitiba.pr.gov.br/2017/00188887.pdf>. Acesso em: 18 jul. 2020.

D'ARAÚJO MATA, D. *Lisbon's Green Plan Actions: Towards a Green City*. Presentation at TU1201 Meeting: Urban allotment gardens in European cities. Lisbon, mar. 2014.

ELMQVIST, T.; FRAGKIAS, M.; GOODNESS, J.; GUNERALP, B.; MARCOTULLIO, P. J.; MC DONALD, R. I.; PARNELL, S.; SCHEWENIUS, M.; SENDSTAD, M.; SETO, K. C. & WILKINSON, C. (ed.). *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities*. A Global Assessment. Springer: New York/London, 2013.

FAETH, S. H.; BANG, C.; SAARI, S. Urban Biodiversity: Patterns and Mechanisms. *Ann. N.Y. Acad. Sci.*, v. 1223, p. 69-81, 2011.

FAO/MDS. Food and Agriculture Organization of the United Nations/Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome – Consultancy. *Sistematizar e analisar a implementação da Política Nacional de Agricultura Urbana e Peri-urbana*. 2011. Disponível em: http://agriculturaurbana.org.br/textos/Produto_04_FAO-MDS_consolidado.pdf. Acesso em: 18 jul. 2020.

FORMAN, Richard Townsend Turner. *Urban Ecology*. Science of Cities. Cambridge: Cambridge University Press., 2014.

FRUMKIN, H. Beyond toxicity human: health and the natural environment. *American Journal of Preventative Medicine*, v. 20, p. 234-240, 2001.

GAO, J.; LI, S. Detecting spatially non-stationary and scale-dependent relationships between urban landscape fragmentation and related factors using Geographically Weighted Regression. *Applied Geography*, v. 31, p. 292-302, 2011.

GARTEN LEIPZIG. *Gemeinschaftsgärten*. 2014. Disponível em: <http://www.garten-leipzig.net/stiftung/Mitgaertner.asp>. Acesso em: 18 jul. 2020.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; GREN, A; BARTON, D. N.; LANGEMEYER, J.; MCPHEARSON, T.; O'FARRELL, P.; ANDERSSON, E; HAMSTEAD, Z. & KREMER, P. Urban Ecosystem Services. Book Chapter. In: ELMQVIST, T.; FRAGKIAS, M.; GOODNESS, J.; GUNERALP, B.; MARCOTULLIO, P. J.; MC DONALD, R. I.; PARNELL, S.; SCHEWENIUS, M.; SENDSTAD, M.; SETO, K. C.; WILKINSON, C. (ed.). *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities*. A Global Assessment. New York/London: Springer, 2013.

GRIMM, N. B.; FAETH, S. H.; GOLUBIEWSKY, N. E.; REDMAN, C. L.; WU, J.; BAI, X.; BRIGGS, J. M. Global Change and the Ecology of Cities. Review. *Science*, v. 319, p. 756-760, 2008.

HORTA DO MUNDO. *Horta do Mundo Cultivamos Pessoas*. 2014. Disponível em <http://hortadomundo.blogspot.de/>. Acesso em: 18 jul. 2020.

IRVINE, K; WARBER, S. Greening healthcare: practicing as if the natural environment really mattered. *Alternative Therapies*, v. 8, p. 76-83. 2002.

KAHN, P.; KELLERT, S. *Children and Nature: Psychological, Sociocultural, and Evolutionary Investigations*. Cambridge: MIT Press. 2002.

KAPLAN, R.; KAPLAN, S. *The experience of nature: A psychological perspective*. New York: Cambridge University Press. 1989.

KESHAVARZ, N. *et al.* A history of urban gardens in Europe. In: BELL, S.; FOX- KÄMPER, R; KESHAVARZ, N.; BENSON, M.; CAPUTO, S.; NOORI, S.; VOIGT, A. (ed.). *Urban Allotment Gardens in Europe*. London: Routledge, 2016. p. 8-32.

KÄMPER, R.; KESHAVARZ, N.; BENSON, M.; CAPUTO, S.; NOORI, S.; VOIGT, A. (ed.). *Urban Allotment Gardens in Europe*. London: Routledge, 2016. p. 8-32.

KIM, G. The Public Value of Urban Vacant Land: Social Responses and Ecological Value. *Sustainability*, v. 8, n. 486, p. 1-19. 2016.

KREMER, P.; HAMSTEAD, Z. A.; MACPHEARSON, T. A. Social-ecological Assessment of Vacant Lots in New York City. *Landscape and Urban Planning*. v. 120, p. 218-233. 2013.

KREMER, P.; HAMSTEAD, Z. Transformation of Urban Vacant Lots for the Common Good: an Introduction to the Special Issue. *Cities and the Environment (CATE)*, v. 8, n. 2, p. 1-6. 2015.

KUO, F. E.; SULLIVAN, W. C. [Aggression and violence in the inner city: Impacts of environment and mental fatigue](#). *Environment and Behavior*, v. 33, p. 543-571. 2001.

LARANGEIRA, A. A. Vacant Land in Latin America: Challenges and Opportunities. *Working Paper*. Lincoln Institute of Land Policy. Washington., 2003.

LIZÉE, M. H.; MAUFFREY, J. F.; TATONI, T.; DESCHAMPS-COTTIN, M. Monitoring urban environments on basis of biological traits. *Ecological Indicators*, v. 11, p. 353-361, 2011.

LU, D.; WENG, Q. Spectral Mixture Analysis of the Urban Landscape in Indianapolis with Landsat ETM+ Imagery. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, v. 70, n. 9, p. 1053-1062. 2004.

MCDONALD, R. I. Ecosystem Service Demand and Supply Along the Urban-to-Rural Gradient. *Journal of Conservation Planning*, v. 5, p. 1-14, 2009.

MCDONNELL, M. J.; PICKETT, S. T. A; GROFFMAN, P.; BOHLEN, P.; POUYAT, R. V.; ZIPPERER, W. C.; PARMELEE, R. W.; CARREIRO, M. M.; MEDLEY, K. Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystems*, v. 1, p. 21-36, 1997.

MCKINNEY, M. L. Urbanization, Biodiversity and Conservation. *BioScience*, v. 52, p. 883-890, 2002.

MCKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, v. 127, v. 3, p. 247-260, 2006.

MCPHEARSON, T; KREMER, P.; HAMSTEAD, Z. A. Mapping ecosystem services in New York City: Applying a social-ecological approach in urban vacant land. *Ecosystem Services*, v. 5, p. 11-23, 2013.

MELL, I.; KESKIN, B.; INCH, A.; TAIT, M.; HENNEBERRY, J. Conceptual Framework for Assessing Policy relating to Vacant and Derelict Urban Sites. Seeds Workpackage 3. *Report*. University of Sheffield. The Interreg IVB North Sea Region Programme. European Regional Development Fund. 2015.

- MØLLER, A. P. Flight distance of urban birds, predation, and selection for urban life. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, v. 63, p. 63-75, 2008.
- NEWMAN, G. D.; BOWMAN, A. O.; LEE, R. J.; KIM, B. A current inventory of vacant urban land in America. *Journal of Urban Design*, v. 21, n. 3, p. 302-319, 2016.
- PAGANO, M.A.; BOWMAN, A.O. *Vacant Land in City: an Urban Resource*. Center on Urban & Metropolitan Policy. Washington: The Brookings Institution. Survey Series., 2000.
- PAUCHARD, A.; AGUAYO, M.; PEÑA, E.; URRUTIA, R. Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: The case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological Conservation*, v. 127, n. 3, p. 272-281, 2006.
- PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L.; GROVE, J. M.; BOONE, C. G.; GROFFMAN P. M.; IRWIN, E.; KAUSHAL, S. S.; MARSHALL, V.; MCGRATH, B. P.; NILON, C. H.; POUYAT, R. V.; SZLAVECZ, K.; TROY, A.; WARREN, P. Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, v. 92, p. 331-362, 2011.
- PRIMACK, R. B. *A Primer of Conservation Biology*. Sunderland: Sinauer Associates, 2004.
- ROHDE, C. L. E.; KENDLE, A. D. *Human Well-Being, Natural Landscapes, and Wildlife in Urban Areas: a Review*. Reading: English Nature Sciences, 1994.
- ROSSI, W. R.; MICHELLON, E.; GONÇALVES E.; COSTA, R. R. A Formação da Rede Nacional de Agricultura Urbana e Periurbana e as Experiências do CERAUP. *Livro de Atas do 4º Encontro da Rede de Estudos Rurais, Mundo Rural, Políticas Públicas, Instituições e Atores em Reconhecimento Político*, de 06 a 09 de julho de 2010, UFPR, Curitiba (PR). 2010.
- SAVARD, J. L.; CLEARGEAU, P.; MENNECHEZ, G. Biodiversity Concepts and Urban Ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, v. 48, p. 131-142, 2000.
- SMITH, M. L. *Urban Empty Space. Contentious Places for Consensus-Building*. Archaeological Dialogues. Cambridge University Press. v. 15, n. 2, p. 216-231, 2008.
- SPEAK, A. F.; MIZGAJSKI, A.; BORYSIK, J. Allotment gardens and parks: Provision of ecosystems services with an emphasis on biodiversity. *Urban Forestry & Urban Greening*, v. 14, n. 4, p. 772-781, 2015.
- SPIRN, A. W.; CAMERON, M.; POLLIO, M.; SMITH, W. G. Vacant Land: a Resource for Reshaping Urban Neighborhoods. *West Philadelphia Landscape Plan*. University of Pennsylvania, 1991.
- STATISTISCHES JAHRBUC. *Dados estatísticos do Município de Leipzig*. Disponível em: <http://www.leipzig.de/news/news/druckversion-des-statistischen-jahrbuches-2015-liegt-vor/>. 2015. Acesso em: 20 jul. 2020
- SOUZA, R. G. V.; BRITO, F. R. A. *A Expansão Urbana da Região Metropolitana de Belo Horizonte e suas implicações para a redistribuição espacial da população: a migração dos ricos*. Trabalho apresentado no XV Encontro de Estudos Populacionais, Abep, realizado em Caxambu-MG, 2006.
- TAYLOR, A. F.; KUO, F. E.; SULLIVAN, W. C. [Coping with ADD: The surprising connection to green play settings](#). *Environment and Behavior*, v. 33, p. 54-77, 2001.
- TEIXEIRA, B.; HIRSCH, A.; GOULART, V. D.; PASSOS, L.; TEIXEIRA, C. P.; JAMES, P.; YOUNG, R. Good neighbours: distribution of black-tufted marmoset (*Callithrix penicillata*) in an urban environment. *Wildlife Research*, v. 42, n. 7, p. 579-589, 2016a.
- TEIXEIRA, C. P.; PASSOS, L.; GOULART, V. D.; HIRSCH, A. RODRIGUES, M., & YOUNG, R. J. Evaluating patterns of human–reptile conflicts in an urban environment. *Wildlife Research*, v. 42, n. 7, p. 570-578, 2016b.

WRATTEN, S.; SHANDU, H.; CULLEN, R.; COSTANZA, R. (ed.). *Ecosystem Services in Agricultural and Urban Landscapes*. New Jersey: Wiley-Blackwell, 2013.

WELLS, N. M. At home with nature: effects of “greenness” on children’s cognitive functioning. *Environment and Behaviour*, v. 32, p. 775-795, 2000.

WU, J. Toward a Landscape Ecology of Cities: Beyond Buildings, Trees, and Urban Forests. Book Chapter. p. 10-28. In: CARREIRO, M. M.; SONG, Y.; WU, J. (ed.). *Ecology, Planning and Management of Urban Forests: International Perspectives*. New York: Springer, 2008.

GEOSCAPES: A ECOLOGIA DA PAISAGEM NO ÂMBITO DOS ESTUDOS SOBRE PATRIMÔNIO ESPELEOLÓGICO EM GEOSSISTEMAS FERRUGINOSOS

Mauro Gomes, Úrsula de Azevedo Ruchkys

4.8.1 INTRODUÇÃO

A ecologia da paisagem é uma ciência transdisciplinar que lida com as interações entre o padrão espacial e os processos ecológicos, como a estrutura, a função e as mudanças da paisagem (Forman & Godron, 1981). A quantificação da estrutura da paisagem tem sido realizada por meio da aplicação de métricas desenvolvidas nas últimas décadas integrando os cálculos tradicionais com Sistemas de Informação Geográfica (NEILL *et al.*, 1988; TURNER; GARDNER, 1991; LI *et al.*, 2001; LI *et al.*, 2007).

As paisagens que caracterizam os geossistemas ferruginosos têm elevada geodiversidade (RUCHKYS, 2007) sendo representadas por dois dos 34 *hotspots* da biodiversidade: Mata Atlântica e Cerrado (CARMO, 2010; CARMO; KAMINO, 2015). Esses geossistemas singulares são cada vez mais ameaçados pelo desenvolvimento de atividades como a mineração que podem tornar isolados e dispersos fragmentos de vegetação e cavidades naturais subterrâneas.

Mesmo com uma carência no conhecimento das espécies que habitam essas cavidades os estudos já realizados mostram uma alta taxa de endemismos (BICHUETTE *et al.*, 2015; FERREIRA *et al.*, 2015) que se deve em parte à organização espacial desses habitats. Essa organização espacial e a interrelação entre o ambiente interno e externo exige uma abordagem sistêmica e holística nos estudos envolvendo esses geossistemas que têm a mineração de ferro como grande indutora na mudança da paisagem.

A aplicação dos conceitos de Ecologia da Paisagem podem favorecer a hierarquização dos fragmentos de vegetação de maior importância para conservação do patrimônio espeleológico associado aos geossistemas

ferruginosos. Nesse contexto, o capítulo tem como objetivo apresentar de forma simples e ilustrada, uma aplicação prática da Ecologia da Paisagem no estudo do patrimônio espeleológico do Quadrilátero Ferrífero, um dos mais importantes e ameaçados geossistemas ferruginosos mundiais.

4.8.2 SÍNTESES NATURALISTAS: ECOLOGIA DA PAISAGEM E GEOSSISTEMAS

Na atualidade existe um conjunto de disciplinas que tratam de explicar padrões geográficos resultantes da interação entre elementos bióticos e abióticos. Cavalcanti (2013) lista alguns desses nomes e seus principais precursores: Ciência da Paisagem (PASSARGE, 1913; BERG, 2007), Ecologia da Paisagem (TROLL, 1971; LESER, 1976), Classificação Ecológica de Terras (THIE; IRONSIDE, 1977), Estudo de Geossistemas (SOTCHAVA, 1977), Geografia Física Complexa (ZUCHKOVA; RAKOVSKAIA, 2004), Geografia de Ecossistemas (BAILEY, 2009), Biogeografia (LIMA, 2012) e tantos outros nomes.

Considerando que essas práticas buscam uma visão integrada da natureza na superfície terrestre de forma a representá-la em um mapa de síntese, independente das variações terminológicas e metodológicas, Cavalcanti (2013) as denomina Sínteses Naturalistas (SN). Para o autor, a diferença mais perceptível entre as propostas é de ordem léxica, ou seja, das variações nos termos utilizados pelos pesquisadores para se referir a cada nível de organização e ao conjunto dos níveis (CAVALCANTI, 2013).

Entre as SN está a Ecologia da Paisagem, termo cunhado pelo geógrafo alemão Carl Troll no final da década de 1930, como um elo entre a geografia e a ecologia unificando os conceitos e campos de trabalho dessas duas áreas (NAVEH, 2010; FORMAN; GODRON, 1981). Para Siqueira, Castro e Faria (2013), a ecologia da paisagem nasce conclamando geógrafos e ecólogos a trabalharem juntos na análise da paisagem.

No entanto, na prática atual, a ecologia da paisagem tem sido aplicada com duas abordagens distintas: uma ecológica e outra geográfica. No primeiro caso, a ênfase está na conservação biológica onde deve ser estudado o contexto espacial e sua relação com os processos ecológicos. A abordagem geográfica visa essencialmente à compreensão global da paisagem e o ordenamento territorial (METZGER, 2001). A influência antropogênica na paisagem é

destacada por Delcourt e Delcourt (1988). Esses autores defendem que os dois objetivos primários da ecologia da paisagem são: (1) avaliar as mudanças nos padrões e processos ecológicos de paisagens naturais através do tempo e (2) determinar as consequências da transformação de paisagens naturais para paisagens culturais.

Embora a concepção original tenha nascido na geografia, a ecologia da paisagem no contexto mais atual, apesar de conter as duas abordagens, a ecológica (das espécies) e a geográfica (espacial), absorveu mais a primeira, preocupada em compreender os reflexos do padrão espacial nos processos ecológicos (SIQUEIRA *et al.*, 2013).

Quanto às unidades de paisagem, na abordagem geográfica tem se usado os geossistemas, já que integram fatores abióticos (geomorfológicos, climáticos e hidrológicos, geológicos) com suas dinâmicas. Trata-se, portanto, de uma unidade dimensional compreendida entre alguns quilômetros e algumas centenas de quilômetros quadrados. Na abordagem ecológica é utilizado o modelo de mancha - corredor - matriz e a aplicação de suas métricas para a classificação das paisagens e o planejamento ambiental, porém mais na perspectiva da conservação da biodiversidade (SIQUEIRA *et al.*, 2013).

A ecologia da paisagem trabalha com elementos diferentes e escalas diversas considerando o tamanho e a distância entre os fragmentos, além das características da matriz nas quais estão inseridos. Metzger (2001, p. 4) propõe que a paisagem seja definida como “um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação”.

A unidade de paisagem na abordagem geográfica pode ser considerada uma paisagem da abordagem ecológica, sendo esta formada por um mosaico heterogêneo de componentes (manchas, corredores e matriz) interativas. Nesse contexto será usado o termo geossistemas ferruginosos para caracterizar uma unidade de paisagem na perspectiva geográfica e uma paisagem na abordagem ecológica formada por manchas, corredores e matrizes (METZGER, 2001).

4.8.3 GEOSSISTEMA FERRUGINOSO DO QUADRILÁTERO FERRÍFERO

Na concepção de Geossistema, a paisagem geográfica consiste de um tripé que envolve uma análise integrada de fatores abióticos, bióticos e antrópicos (BERTRAND, 1972; SOTCHAVA, 1977). Os geossistemas ferruginosos são aqueles caracterizados por litotipos ferruginosos incluindo itabiritos, jaspilitos e outras rochas com concentração de ferro precipitadas química ou bioquimicamente, além das lateritas ferruginosas (CARMO; KAMINO, 2015; RUCHKYS, 2015). No Brasil, a maioria dos geossistemas ferruginosos ocorre nos Estados de Minas Gerais, Pará, Bahia e Mato Grosso do Sul. Moraes *et al.* (1953) também destacam ocorrências de ferro nos Estados de Goiás e São Paulo. Os geossistemas ferruginosos se localizam em *hotspots* mundiais de biodiversidade (CARMO; KAMINO, 2015) apresentando elevado valor econômico; arqueológico (BAETA, 2011); espeleológico (PILÓ; AULER, 2009; PEREIRA, 2012; CALUX, 2013; RUCHKYS *et al.*, 2015); paleontológico (CARMO *et al.*, 2011; BITTENCOURT *et al.*, 2015), hidrogeológico (MOURÃO, 2007), entre outros (RUCHKYS, 2015).

Os valores patrimoniais desses geossistemas e os constantes conflitos de interesse pelo desenvolvimento de atividades de mineração levaram a publicação dos dois primeiros livros dedicados ao tema no Brasil organizados por Carmo e Kamino (2015) e Ruchkys *et al.* (2015).

O Geossistema Ferruginoso do Quadrilátero Ferrífero, localizado na região central de Minas Gerais, sudeste do Brasil é caracterizado por um mosaico de formações vegetacionais típicas da Mata Atlântica e do Cerrado com destaque para as tipologias que se desenvolvem sobre as rochas ferruginosas sendo denominadas de campos ferruginosos (CARMO, 2010). Este ambiente é conhecido pelo seu alto grau de endemismo e também pela grande taxa de destruição devido a atividades antrópicas com destaque para a mineração. Compõem esse geossistema rochas do Supergrupo Minas (Grupo Itabira: Formações Cauê e Gandarela) bem como as cangas que as recobrem.

A singularidade da paisagem desse geossistema motivou o desenvolvimento de diversas pesquisas envolvendo a aplicação de métodos da ecologia da paisagem, destacando-se os estudos relativos à avaliação do estado de conservação e conectividade da paisagem (SILVA, 2012; CAMPOS *et al.*,

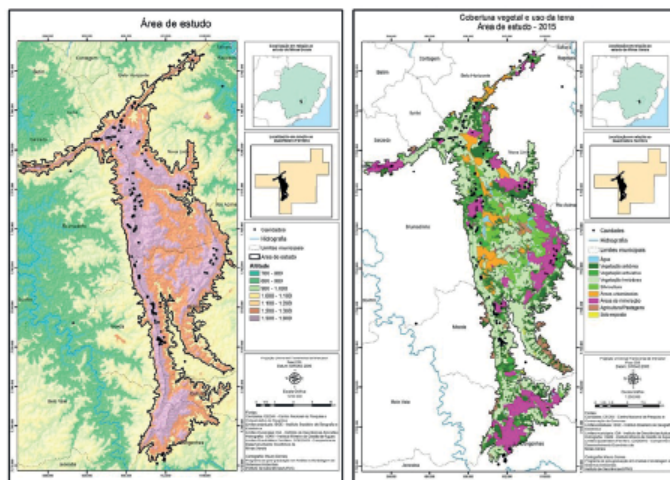
2013), caracterização da estrutura da paisagem (SALLES, 2013; FONSECA *et al.*, 2016) e caracterização da dinâmica da paisagem (RODRIGUES, 2014; ALVARENGA *et al.*, 2015; OLIVEIRA, 2015).

Mais recentemente Gomes (2017) utilizou conceitos e métodos da ecologia da paisagem para estudar as relações entre a estrutura da paisagem e a ocorrência de cavidades naturais subterrâneas no Geossistema Ferruginoso do Quadrilátero Ferrífero. As cavidades naturais subterrâneas integram o patrimônio espeleológico, constituído pelo conjunto de ocorrências geológicas que criam formações especiais com valores bióticos, abióticos, socioeconômicos e histórico-culturais sendo considerados bens da União (MIRANDA; CHIODI, 2015).

4.8.4 GEOSSISTEMA FERRUGINOSO DO QUADRILÁTERO FERRÍFERO ANALISADO À LUZ DA ECOLOGIA DA PAISAGEM

Diante da peculiaridade, diversidade e riqueza da paisagem de entorno das cavidades do Geossistema Ferruginoso do Quadrilátero Ferrífero, foi identificada uma região, representativa tanto em ocorrência de cavernas, 235 ao todo (CECAV, 2016), quanto em ameaças ao patrimônio espeleológico, para ter sua estrutura analisada sob o ponto de vista da ecologia da paisagem: o Sinclinal Moeda. A serra da Moeda na face oeste, divisor de águas das bacias dos rios das Velhas e Paraopeba, a serra das Serrinhas, na face leste e as serras do Rola Moça e Curral ao norte, definem as bordas do polígono que representa a área de estudo com aproximadamente 535 km² (Figura 1a). Sobre o mapa de cobertura vegetal e o uso da terra (Figura 1b) foram aplicadas métricas da paisagem relativas às dimensões das áreas ocupadas por cada uma de suas classes.

Figura 1 – (a) Mapa de localização da área de estudo e (b) Mapa de cobertura vegetal e uso da terra de 2015



Fonte: Gomes (2017)

A análise destas métricas revelou que a maior parte da região (66,56%) ainda se encontra coberta por vegetação nativa e que as áreas antropizadas, que ocupam 32,58% do território, têm nas atividades de mineração o seu representante mais expressivo, onde 53,3% das áreas com interferência humana são ocupados por esta classe (Tabela 1).

A cobertura vegetal nativa é caracterizada pela preponderância de grandes manchas de vegetação de porte herbáceo (105,39 ha em média) que, em sua maioria, recobrem a superfície de canga, formando os campos ferruginosos. Além dessas formações, também foram incluídos nesta categoria os elementos campestres dispostos em cotas altimétricas inferiores àquelas ocupadas pelas cangas, localizadas no interior do Sinclinal Moeda (Figura 2a).

Tabela 1 – Composição da paisagem da área de estudo considerando o ano de 2015. CV: Cobertura Vegetal; AI: Área Impactada; %: Percentual sobre a área total; AMM: Área média das manchas

	Classes	Manchas	Área (ha)	AMM (ha)	%
CV	Vegetação herbácea	200	21.077,05	105,39	39,37%
	Vegetação arbustiva	270	6.182,49	22,90	11,55%
	Vegetação arbórea	379	8.382,51	22,12	15,66%
AI	Solo exposto	28	222,73	7,95	0,42%
	Silvicultura	68	3.015,21	44,34	5,63%
	Pastagem	73	1.580,48	21,65	2,95%
	Área urbanizada	35	3.349,09	95,69	6,26%
	Área de mineração	38	9.266,84	243,86	17,31%
	Água	18	461,53	25,64	0,86%
Total		1.109	53.537,94		

Fonte: Gomes *et al.* (2019)

A classe de vegetação herbácea ocupa uma grande extensão da área (39,37%), porém com um número relativamente pequeno de manchas (200). Ao contrário, as formações vegetais de maior porte, arbustiva e arbórea, estão distribuídas em um número maior de manchas (270 e 379, respectivamente) e ocupam áreas relativamente pequenas.

As formações florestais, representadas pela classe de vegetação arbórea (Figura 2b), encontram-se mais dispersas na paisagem, estando condicionadas às regiões com maior disponibilidade de água, conforme destacado por (CARVALHO-FILHO *et al.*, 2010). Além das áreas com maior umidade, merece destaque a ocorrência de pequenas manchas florestais encontradas em meio à vegetação herbácea. Em muitos casos esta situação é provocada por uma ruptura na canga que expõe o solo favorecendo não só o crescimento da vegetação, mas também, o desenvolvimento de cavidades (Figura 2c).

Em relação às áreas impactadas, os principais tipos de uso antrópico na região são as atividades minerárias e a ocupação urbana. Nesse aspecto, a análise das métricas da paisagem destaca as áreas de mineração, que apesar de restritas a 38 manchas, ocupam extensas áreas, com tamanho médio de 244 ha. As áreas urbanizadas e a silvicultura se referem a áreas de dimensões

semelhantes (respectivamente, 19,2% e 17,2% das áreas impactadas), porém, com características de ocupação distintas. As primeiras estão representadas por um número relativamente baixo de manchas (35) originadas pela expansão do eixo sul de Belo Horizonte (BRAGA, 2015) se concentrando, em sua maioria, ao longo do traçado das rodovias BR 040 e BR 356 (Figura 2d). Já a silvicultura é representada por 68 manchas presentes onde o relevo é menos acidentado, na região central do Sinclinal Moeda. Este tipo de ocupação se refere às grandes plantações de eucalipto destacadas por Sonter *et al.* (2014) que é utilizado na produção de ferro gusa e aço.

As áreas onde se encontram as atividades de cultura (permanentes ou temporárias) e pecuária, agrupadas na classe de pastagem, ocupam uma pequena extensão do Sinclinal Moeda, não chegando a 3% do total. Estas atividades estão localizadas nas cotas mais baixas (em torno de 1.100 metros), na parte sul da área.

A classe de solo exposto (incluindo voçorocas), encontrada principalmente na região central do Sinclinal Moeda, é a que tem a menor representatividade em termos de extensão, ocupando 0,42% do total da área de estudo (Figura 2e).

Em relação aos recursos hídricos foram mapeadas 18 feições, incluindo corpos d'água naturalmente fechados e sem movimento (lagos naturais), além de reservatórios artificiais.

Figura 2 – (a) Vegetação herbácea localizada na região central do Sinclinal Moeda, em cota altimétrica inferior a 1.300 metros; (b) Mancha de vegetação arbórea nas nascentes do córrego Fubá; (c) Fragmento de vegetação arbórea no entrono da caverna; (d) Vista parcial do bairro Jardim Canadá, em Nova Lima, situado às margens da BR-040 uma das 37 manchas de áreas urbanas; (e) Vista parcial do bairro Balneário Água Lima, em Itabirito, com destaque para uma grande área de solo exposto



Fonte: Gomes (2017)

4.8.4.1 O Entorno das Cavidades Naturais Subterrâneas e a Composição da Paisagem

A despeito das particularidades do meio físico apresentadas pelas cavernas ferruginosas, Ferreira (2005) observa que, de modo geral, os sistemas tróficos que suportam as comunidades cavernícolas são mantidos por vias “convencionais” de importação de recursos em maior ou menor escala de importância. Devido às condições ambientais do meio subterrâneo, a maior parte do aporte energético às cavernas tem origem alóctone, com destaque para a matéria orgânica que é transportada para o interior das cavernas por ação da água ou vento, do guano de morcegos que utilizam as cavernas como abrigo e, principalmente, pelo sistema radicular da vegetação do entorno das cavidades (FERREIRA, 2005). Este recurso inusitado e pouco comum em cavernas brasileiras se constitui em sua mais eficaz fonte de energia.

A dependência da área de entorno é, portanto, evidente e para entender a relação das cavidades naturais subterrâneas com a composição da paisagem as 235 cavernas foram plotadas no mapa de cobertura vegetal e uso da terra de 2015 (GOMES *et al.*, 2019). Verificou-se que 84,94% delas estão inseridas em áreas com remanescentes da cobertura vegetal nativa. O restante (15,06%), 36 cavidades, encontra-se em regiões classificadas como áreas de mineração.

A delimitação da área de entorno de uma caverna é uma tarefa complexa e multidisciplinar, uma vez que os processos socioecológicos ocorrem em múltiplas escalas. No âmbito desta pesquisa, o conceito de “entorno” utilizou como referência os mesmos parâmetros de “área de influência” preconizados pelo §3º do artigo 4º da Conama 347/2004, que limita o raio de proteção sobre o patrimônio espeleológico ao entorno de 250 metros medidos a partir da entrada principal da caverna.

A aplicação deste procedimento às 235 cavidades da área de estudo agrupou as cavernas em 62 conjuntos de polígonos. Para estas áreas foram aplicadas métricas da paisagem e o resultado desta investigação é apresentado na Tabela 2.

Examinando os dados desta tabela verifica-se que o somatório das 62 áreas de entorno representa uma pequena extensão da área de estudo, chegando a apenas 4,32 % do total. Entretanto, pode-se considerar este cenário como o mais sensível do ponto de vista espeleológico em função da sua influência direta sobre a cavidade. O resultado do recorte realizado sobre o mapa de

cobertura vegetal e uso da terra identificou que 79,01% da área é ocupada por cobertura vegetal nativa, com predominância da vegetação herbácea (47,85%). Do ponto de vista antrópico, a classe mais relevante se refere às áreas de mineração que atingem 20,18% do total.

4.8.4.2 As Cavidades e as Atividades de Mineração

As atividades antrópicas presentes no entorno das cavidades podem causar impactos severos ao equilíbrio ecológico do ambiente subterrâneo devido às alterações na disponibilidade, constituição e abundância de recursos tróficos alóctones (PELLEGRINI *et al.*, 2016; PHELPS *et al.*, 2016).

Tabela 2 – Métricas das áreas de entorno das cavidades da área de estudo. CV = Cobertura vegetal nativa; AI = Área impactada; AMM: Área média das manchas; %: Percentual sobre a área total

	Classes	Manchas	Área (ha)	AMM (ha)	%
Entorno de 250 m					
	Vegetação herbácea	30	1.105,84	36,86	47,85%
CV	Vegetação arbustiva	30	418,23	13,94	18,10%
	Vegetação arbórea	44	301,71	6,86	13,06%
	Solo exposto	1	1,99	1,99	0,09%
AI	Área urbanizada	4	16,82	4,21	0,73%
	Área de mineração	12	466,27	38,86	20,18%
	Total	121	2.310,86		

Fonte: Gomes *et al.* (2019)

A fim de propiciar uma análise mais detalhada sobre o comprometimento das áreas de entorno das cavidades, especificamente em função da ocupação pelas atividades minerárias, foram aplicadas métricas de área no entorno imediato das cavidades (raio de 250 metros) a fim de oferecer subsídios à definição de áreas prioritárias para conservação.

Dos 62 polígonos gerados na configuração de raio de 250 metros, os 25 (40% do total) apresentados na Tabela 3 têm parte de sua área sob a influência de atividades minerárias, sendo que seis polígonos (1, 12, 16, 19, 21 e 52) têm mais de 80% da área comprometida por esta atividade.

A Figura 3 apresenta aspectos das áreas de entorno das cavidades listadas na Tabela 3 que possuem maior comprometimento do seu território em

função da atividade de extração mineral. Nas figuras 3(a) (área de entorno 1) e 3(f) (área de entorno 52), verifica-se a região das cavidades citadas por Paixão (2014) e Ribeiro (2015) como cavidades que tiveram autorização para serem suprimidas em decorrência de processos de licenciamento ambiental.

Tabela 3 – Discriminação das áreas ocupadas pela mineração nas áreas de entorno das cavidades considerando um o raio de 250 m

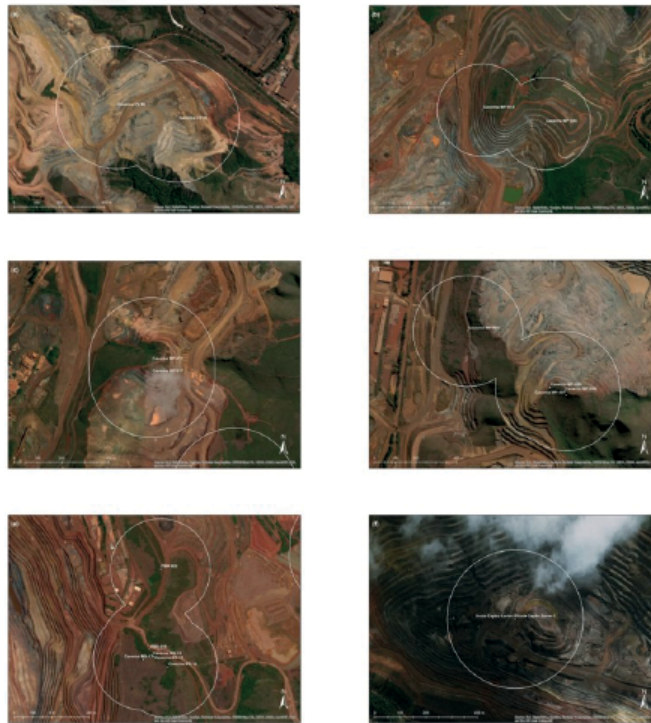
Área de entorno	Área de mineração (ha)	Área do polígono (ha)	% de ocupação	Número de cavidades
1	29,21	32,03	<u>91,21%</u>	2
6	10,18	19,62	51,86%	1
7	47,70	140,70	33,90%	23
8	9,79	19,62	49,90%	1
12	35,53	35,64	<u>99,69%</u>	2
14	11,86	21,44	55,34%	2
16	21,05	38,63	54,50%	3
17	2,62	22,23	11,77%	3
19	18,46	22,06	<u>83,72%</u>	2
21	37,44	43,46	<u>86,15%</u>	4
24	3,38	48,87	6,91%	5
25	11,34	43,16	26,26%	4
26	37,80	45,36	<u>83,33%</u>	7
27	11,17	22,52	49,57%	2
28	19,30	37,05	52,08%	2
29	11,51	28,77	40,02%	2
34	7,91	23,67	33,43%	2
35	30,84	49,52	62,27%	6
37	47,79	108,23	44,16%	12
40	3,26	19,62	16,60%	1
41	19,58	25,77	75,96%	3
49	2,08	36,98	5,61%	3

Área de entorno	Área de mineração (ha)	Área do polígono (ha)	% de ocupação	Número de cavidades
50	11,34	89,35	12,69%	13
52	19,62	19,62	<u>100,00%</u>	2
59	5,52	41,84	13,19%	3

Fonte: Gomes (2017)

As Figuras 3(b) (área de entorno 12), 3(c) (área de entorno 19), 3(d) (área de entorno 21) e 3(e) (área de entorno 26) apresentam aspectos das demais cavidades sendo possível perceber que mesmo havendo a presença de algum tipo de cobertura vegetal, a integridade da cavidade, bem como da vegetação do seu entorno, se encontra sob fortíssima influência da mineração.

Figura 3 – Aspectos das áreas de entorno das cavidades com raio de 250 metros com comprometimento superior a 80% da área pelas atividades minerárias



Fonte: Gomes (2017) e imagens World Imagery: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS User Community

Ainda em relação às áreas de entorno apresentadas na Tabela 3, merecem destaque os polígonos 16 e 19, onde respectivamente se localizam cavernas com registro da espécie troglóbia de opilião *Gonycranus pluto*

(BRAGAGNOLO *et al.*, 2015) e o polígono 21 onde se localiza uma cavidade que serve de habitat para a rara e endêmica cigarrinha troglóbia *Ferricixius david* (HOCH; FERREIRA, 2012).

CONCLUSÃO

O patrimônio espeleológico presente nos geossistemas ferruginosos é fortemente influenciado pelas atividades antrópicas que podem provocar impactos de diferentes magnitudes.

No caso do geossistema ferruginoso do Quadrilátero Ferrífero, a retirada da cobertura vegetal pode ser considerada um dos principais impactos. O desmatamento está associado à implantação de estruturas industriais, sobretudo estruturas de apoio à atividade minerária, a expansão da mancha urbana, implantação e/ou expansão da malha viária, aumento das áreas agropastoris e plantio de florestas de eucalipto.

A análise da paisagem considerando seu conteúdo e distribuição espacial das classes que a compõem se mostrou relevante na compreensão da importância da área de entorno das cavidades abrigadas pelos geossistemas ferruginosos.

As métricas da paisagem aplicadas ao contexto da conservação do patrimônio espeleológico permitiram identificar áreas onde este patrimônio se encontra altamente vulnerável e sob diferentes graus de antropização em relação à atividade minerária. Os resultados alcançados por esta pesquisa em relação ao estudo da estrutura da paisagem da área de entorno das cavidades abrigadas pelos geossistemas ferruginosos do Quadrilátero Ferrífero vão se somar a outras iniciativas de cunho conservacionista presentes na região com a expectativa de oferecer subsídios para a definição de áreas prioritárias para a conservação.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (Fapemig), pelo apoio ao projeto APQ-02956-16: Sítios do geopatrimônio e da geodiversidade em Geossistemas Ferruginosos de Minas Gerais: inventariação, caracterização e propostas de geoconservação. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela Bolsa de Produtividade em Pesquisa de Úrsula Ruchkys.

REFERÊNCIAS

- ALVARENGA, C. A., RIBEIRO, Á. A.; SANTOS, C. I. F. As mudanças da vegetação arbórea no perímetro urbano de Itabira, MG nos anos de 1990 e 2007. *Caminhos de Geografia*, v. 16, n. 55, p. 61-73, 2015.
- BAETA, A. M. M. *Os grafismos rupestres suas unidades estilísticas no carste de Lagoa Santa e Serra do Cipó*. 2011. Tese (Doutorado em Arqueologia Brasileira). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.
- BAILEY, R. G. *Ecosystem geography: From ecoregions to sites*. 2. ed. New York: Springer, 2009.
- BERG, L. S. The objectives and tasks of geography. Proceedings of the Russian Geographical Society. In: WIENS, J. H. et al. (ed.). *Foundation papers in landscape ecology*. Columbia University Press, p. 11-18, 2007.
- BERTRAND, G. Paisagem e geografia física global. Esboço metodológico. *Caderno de Ciências da Terra*, 13, 1972.
- BICHUETE, M. E.; FONSECA-FERREIRA, R.; GALLÃO, J. E. Biota subterrânea associada às cavernas em formações ferríferas. In: RUCHKYS, Ú. A. et al. (ed.). *Patrimônio Espeológico em Rochas Ferruginosas: propostas para sua conservação no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais*. Campinas: Sociedade Brasileira de Espeleologia, 2015. p. 171-191.
- BITTENCOURT, J. S. et al. Registro paleontológico em caverna desenvolvida em formações ferríferas na serra do Gandarela (MG). In: RUCHKYS, Ú. A. et al. (ed.). *Patrimônio Espeológico em Rochas Ferruginosas: propostas para sua conservação no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais*. Campinas: Sociedade Brasileira de Espeleologia, 2015. p. 192-209.
- BRAGA, L. C. A produção de uma nova centralidade: a presença do circuito inferior e do circuito superior da economia na produção do espaço no bairro Jardim Canadá no município de Nova Lima/MG. *Revista do Instituto de Ciências Humanas da PUC Minas*, v. 10, n. 13, p. 95-105, 2015.
- BRAGAGNOLO, C.; HARA, M. R.; PINTO-DA-ROCHA, R. A new family of Gonyleptoidea from South America (Opiliones, Laniatores). *Zoological Journal of the Linnean Society*, v. 173, n. 2, p. 296-319, 2015.
- CALUX, A. S. *Gênese e desenvolvimento de cavidades naturais subterrâneas em formação ferrífera no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais*. 2013. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geociências da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.
- CAMPOS, R. R. DE; RUCHKYS, Ú. A.; VASCONCELOS, M. F. DE. Análise de elementos da diversidade natural na proposição da habitats da porção sudeste do quadrilátero ferrífero, Minas Gerais. *Genomos*, v. 21, n. 2, p. 84-91, 2013.
- CARMO, F. F. *Importância ambiental e estado de conservação dos ecossistemas de cangas no Quadrilátero Ferrífero e proposta de áreas-alvo para a investigação e proteção da biodiversidade em Minas Gerais*. 2010. Dissertação (Mestrado em Biologia) – Instituto de Ciências Biológicas. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.
- CARMO, F. F. et al. Novo sítio espeleológico em sistemas ferruginosos, no vale do rio Peixe Bravo, norte de Minas Gerais, Brasil. *Epeleo-Tema*, v. 22, n. 1, p. 25-39, 2011.
- Carmo, F. F.; KAMINO, L. H. Y. *Geossistemas ferruginosos do Brasil: áreas prioritárias para conservação da diversidade geológica e biológica, patrimônio cultural e serviços ambientais*. Belo Horizonte: Vi Editora, 2010.
- CARVALHO-FILHO, A.; CURI, N.; SHINZANATO, E. Relações solo-paisagem no Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 45, n. 8, p. 903-916, 2010.
- CAVALCANTI, L. C. DE S. *Da descrição de áreas à teoria dos Geossistemas*. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

CECAV. *Base de dados geoespacializados das cavernas do Brasil*. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas. 2016. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/cecav/downloads/mapas.html>. Acesso em: jan. 22, 2016.

DELCOURT, H.R. & DELCOURT, P.A. Quaternary landscape ecology: Relevant scales in space and time. *Landscape Ecology*, v. 2, n. 1, p. 23-44, 1988.

FERREIRA, R. L. A vida subterrânea nos campos ferruginosos. *O Carste*, v. 17, n. 3, p. 106-115, 2005.

FERREIRA, R. L., OLIVEIRA, M. P. A.; SOUZA-SILVA, M. Biodiversidade subterrânea em geossistemas ferruginosos. In: F. F. CARMO; KAMINO, L. H. Y. (ed.). *Geossistemas Ferruginosos do Brasil: áreas prioritárias para conservação da diversidade geológica e biológica, patrimônio cultural e serviços ambientais*. Belo Horizonte: Instituto Prístino, p. 195-231, 2015.

FONSECA, B. M.; RIBAS, R. P.; MOURA, A. C. M. Aplicação dos conceitos e métricas de ecologia da paisagem na gestão da paisagem urbana. *Paisagem e Ambiente: Ensaios*, 38, p. 71-85, 2016.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience*, v. 31, n. 10, p. 733-740, 1981.

GOMES, M. *Caracterização da paisagem no entorno de cavidades naturais subterrâneas em geossistemas ferruginosos do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais*. 2017. : Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais) – Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017.

GOMES, M.; FERREIRA, R. L.; RUCHKYS, U. A. Landscape evolution in ferruginous geossystems of the Iron Quadrangle, Brazil: a speleological approach in a biodiversity hotspot. *SN Applied Science*, v. 1, n. 1102, 2019.

HOCH, H.; FERREIRA, R. L. *Ferricixius davidi* gen. n., sp. n. – the first cavernicolous planthopper from Brazil (Hemiptera, Fulgoromorpha, Cixiidae). *Deutsche Entomologische Zeitschrift*, v. 59, n. 2, p. 201-206, 2012.

LESER, H. *Landschaftökologie*, Stuttgart: Ulmer Verlag, 1976.

LI, R., DONG, M.; CUI, J. Quantification of the Impact of Land-Use Changes on Ecosystem Services: A Case Study in Pingbian County, China. *Environ Monit Assess*, v. 128, p. 503-510, 2007.

LI, X. *et al.* Quantifying landscape structure of the Heihe River Basin, north-west China using FRAGSTATS. *Journal of Arid Environments*, v. 48, p. 521-535, 2001.

LIMA, V. R. P. DE. *Caracterización biogeográfica del bioma Caatinga en el sector semiárido de la cuenca del Río Paraíba -Nordeste de Brasil: Propuesta de Ordenación y Gestión de un medio semiárido tropical*. 2012. Tese (Doutorado em Geografia), Universidad de Sevilla, Sevilla, 2012.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? *Biotaneotropica*, v. 1, n. 1, p. 1-9, 2001.

MIRANDA, M. P. S.; CHIODI, C. K. Proteção jurídica do patrimônio espeleológico. In: RUCHKYS, Ú. A. *et al.* (ed.). *Patrimônio Espeleológico em Rochas Ferruginosas: Propostas para sua conservação no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais*. Campinas: Sociedade Brasileira de Espeleologia, 2015. p. 56-77.

MORAES, L. J. *et al.* Jazidas de ferro do Brasil. In: *Boletim do Departamento Nacional da Produção Mineral*, 144. Serviço Gráfico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (Sergraf), p. 66, 1953.

MOURÃO, M. A. A. *Caracterização hidrogeológica do Aquífero Cauê, Quadrilátero Ferrífero, MG*. 2007. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

NAVEH, Z. A Critical Comparative Appraisal. *Journal of Landscape Ecology*, v. 3, n. 1, p. 64-81, 2010.

NEILL, R. V. O. *et al.* Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, v. 1, n. 3, p. 153-162, 1988.

- OLIVEIRA, J. S. *Evolução da paisagem na região do Sinclinal Moeda (MG): o uso de métricas como instrumento para o planejamento e gestão integrada*. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2015.
- PAIXÃO, E. A. *Translocação de fauna subterrânea para cavidades artificiais: análise espacial e modelagem baseada em agentes*. 2014. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Departamento de Ecologia Aplicada, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2014.
- PASSARGE, S. Physiogeographie und vergleichend landschaftsgeographie. *Mitteilungen der Geographischen Gesellschaft in Hamburg*, v. 17, p. 122-151, 1913.
- PELLEGRINI, T. *et al.* Linking spatial scale dependence of land-use descriptors and invertebrate cave community composition. *Subterranean Biology*, v. 18, p. 17-38, 2016.
- PEREIRA, M. C. *Aspectos genéticos e morfológicos das cavidades naturais da Serra da Piedade, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais*. 2012. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geociências da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.
- PHELPS, K. *et al.* Correlates of cave-roosting bat diversity as an effective tool to identify priority caves. *Biological Conservation*, v. 201, p. 201-209, 2016.
- PILÓ, L. B.; AULER, A. S. Geoespeleologia das cavernas em rochas ferríferas da região de Carajás, PA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ESPELEOLOGIA, 30., 2009, Montes Claros, *Anais [...]*. Montes Claros, 2009. p. 181-186.
- RIBEIRO, A. A. Ameaças à conservação do Patrimônio Espeleológico brasileiro em litologias ferríferas. *Revista Brasileira de Espeleologia*, v. 1, n. 5, p. 24-38, 2015.
- RODRIGUES, M. S. DO P. *Relacionando políticas públicas, dinâmica da paisagem e conservação da biodiversidade*. 2014. Dissertação (Mestrado em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre) – Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.
- RUCHKYS, Ú. A. *Patrimônio geológico e geoconservação no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais: Potencial para a criação de um geoparque da UNESCO*. 2007. Tese (Doutorado em Geologia) – Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.
- RUCHKYS, Ú. A. *Sítios geológicos e propostas brasileiras de geoparques em geossistemas ferruginosos*. In: CARMO, F. F.; KAMINO, L. H. Y. (ed.). *Geossistemas Ferruginosos do Brasil: áreas prioritárias para conservação da diversidade geológica e biológica, patrimônio cultural e serviços ambientais*. Belo Horizonte: Instituto Prístino, 2010. p. 193-199.
- RUCHKYS, Ú. A. *et al.* *Patrimônio Espeleológico em Rochas Ferruginosas – Propostas para sua conservação no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais*. Campinas: Sociedade Brasileira de Espeleologia, 2015.
- SALLES, D. M. *Composição e configuração da paisagem e proposição de corredores como ferramenta para conservação: o Parque Estadual Serra do Rola Moça, Minas Gerais, como estudo de caso*. 2013. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Biomas Tropicais). Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2013.
- SILVA, R.A. *Estrutura da paisagem em área de Mata Atlântica, na região de Ouro Preto-MG*. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.
- SIQUEIRA, M. N.; CASTRO, S. S.; FARIA, K. M. S. Geografia e ecologia da paisagem: Pontos para discussão. *Sociedade & Natureza*, v. 25, n. 3, p. 557-566, 2013.
- SONTER, L. J. *et al.* Global demand for steel drives extensive land-use change in Brazil's Iron Quadrangle. *Global Environmental Change*, v. 26, n. 1, p. 63-72, 2014.

SOTCHAVA, V. B. *O estudo de geossistemas*. São Paulo: Instituto de Geografia. Universidade Estadual de São Paulo, 1977.

THIE, J.; IRONSIDE, G. R. Ecological (Biophysical) land classification in Canada. Proceedings of the 1st meeting, Ecological Land Classification Series. Ottawa: Lands Directorate, 1977.

TROLL, C. Landscape ecology (geoecology) and biogeocenology: A terminological study. *Geoforum*, v. 2, n. 4, p. 43-46, 1971.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. *Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity*. New York: Springer Verlag, 1991.

ZUCHKOVA, V. K.; RAKOVSKAIA, E. M. *Métodos de investigação em Geografia Física*. Moscou: Academia, 2004.

MONITORAMENTO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS CULTURAIS E A SUA RELAÇÃO COM A ESTRUTURA DA PAISAGEM

ESTUDO DE CASO NO PARQUE NACIONAL DA CHAPADA DIAMANTINA

Ricardo A. Correia, Chiara Bragagnolo, Felipe A. S. Vieira, Cezar Neubert Gonçalves, Marcela de Marins, Richard J. Ladle, Ana C. M. Malhado

4.9.1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas naturais e as suas paisagens oferecem inúmeros benefícios à espécie humana – o alimento que comemos, a água que bebemos e até o ar que respiramos. Para além destes benefícios essenciais à sobrevivência da nossa espécie, os ecossistemas naturais são também uma fonte de recursos naturais importantes para o desenvolvimento da sociedade, como madeira e minério. Contudo, a estreita relação entre o Homem e a Natureza vai muito para além dos benefícios materiais. Os ambientes que nos rodeiam são também uma importante fonte de inspiração, divertimento e saúde física e mental e, sem eles, a nossa experiência humana não seria a mesma. Esse conjunto de benefícios ou, noutras palavras, as contribuições diretas e indiretas dos ecossistemas para o bem-estar humano são normalmente designadas de serviços ecossistêmicos (DAILY, 1997; MEA, 2005).

Esse conceito tem aparecido na literatura científica durante as últimas décadas (BRAAT; DE GROOT, 2012), mas foi recentemente popularizado pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, 2005). Nesta avaliação, quatro tipos principais de serviços ecossistêmicos são identificados: i) serviços de provisão, relacionados com a capacidade dos ecossistemas em fornecer bens como alimento e matéria prima; ii) serviços de regulação, que representam os benefícios obtidos por meio da regulação de processos ecossistêmicos como a purificação do ar e o controle de doenças; iii) serviços culturais, representando benefícios não materiais como inspiração e bem-estar; e iv) serviços de suporte, como a ciclagem de nutrientes e polinização, necessários para a

produção de todos os outros serviços ecossistêmicos. Este estudo evidenciou também a contribuição dos diferentes tipos de serviços de ecossistema para diferentes dimensões essenciais ao bem-estar humano, como segurança, saúde, bens materiais, relações sociais e liberdade de escolha. Em resumo, a Avaliação Ecossistêmica do Milênio expõe de forma clara que a preservação de ecossistemas saudáveis e funcionais é essencial ao desenvolvimento e bem-estar humano (MEA, 2005).

No entanto a mesma avaliação alerta para o estado da degradação atual dos ecossistemas do nosso planeta e o seu potencial impacto no futuro da sociedade. Nas últimas décadas, a exploração de recursos e serviços naturais permitiu um ritmo de desenvolvimento econômico e social acelerado e sem paralelo no passado da nossa espécie. Contudo, esse crescimento resultou na exploração insustentável dos recursos naturais, por meio da modificação, degradação ou destruição de paisagens naturais. De facto, estima-se que alguns dos limites operacionais do nosso planeta tenham já sido ultrapassados, o que poderá levar a uma alteração substancial do funcionamento do sistema terrestre (STEFFEN *et al.*, 2015). O reconhecimento dessa realidade, bem como de que a nossa própria sobrevivência depende, em larga escala, do estado do ambiente que nos rodeia e dos serviços e bens que nos são proporcionados tem levado a uma crescente preocupação em entender, quantificar e valorizar os serviços dos ecossistemas (BRAAT; DE GROOT, 2012). Esse conhecimento é essencial de forma a garantir uma gestão harmoniosa e sustentável dos ecossistemas e dos serviços que proporcionam. Nesse contexto, o estudo da relação entre o provisionamento de serviços ecossistêmicos e a ecologia e estrutura da paisagem é de extrema importância para um melhor entendimento de como a distribuição espacial das atividades humanas influenciam os processos e estruturas dos quais esses serviços derivam (HERMANN *et al.*, 2011). Apesar do estudo desses processos ter crescido nos últimos anos, ele ainda é recente e carece de métodos estabelecidos para integrar o conhecimento gerado para apoiar o processo de gestão dos ecossistemas e a tomada de decisão (DE GROOT *et al.*, 2010; HERMANN *et al.*, 2011). Essa situação é ainda mais relevante no contexto dos serviços ecossistêmicos culturais, que permanecem negligenciados no contexto mais geral da avaliação e valoração de serviços de ecossistema (CHAN *et al.*, 2012a,b; DANIEL *et al.*, 2012; HIRONS *et al.*, 2016).

Os serviços ecossistêmicos culturais (SEC) são definidos como “o conjunto de benefícios não materiais que a sociedade obtém dos ecossistemas por meio de enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, reflexão, recreação e experiências estéticas” pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, 2005, s/p). Essa avaliação inclui como exemplos a diversidade cultural, valores e experiências religiosas e espirituais, sistemas de conhecimento tradicionais e formais, educação, inspiração, valores estéticos, relações sociais, senso de lugar, herança cultural e recreação e turismo. Apesar do reconhecimento da relevância dos serviços culturais na maioria das tipologias de serviços ecossistêmicos (COSTANZA *et al.*, 1997; DAILY, 1997; DE GROOT *et al.*, 2002; MEA, 2005; TEEB, 2010), ainda não existe um consenso quanto aos vários tipos de serviços culturais providenciados pelos ecossistemas e o debate continua aberto sobre o que constitui um serviço cultural (SATZ *et al.*, 2013). Entre os principais fatores que levam a diferentes considerações sobre o que constitui um SEC encontram-se a necessidade de demonstrar a relação entre a provisão do serviço cultural e determinadas estruturas ou funções do ecossistema e o carácter subjetivo e intangível de alguns desses serviços que dificulta a sua quantificação e valoração (CHAN *et al.*, 2012a; DANIEL *et al.*, 2012). Essa dificuldade faz com que muitas das ferramentas desenvolvidas para a avaliação de serviços ecossistêmicos, como por exemplo InVEST (GUERRY *et al.*, 2012) ou TESSA (PEH *et al.*, 2013), acabem focando sobretudo em serviços de provisão e regulação.

No caso da avaliação de SEC existe a necessidade de considerar a capacidade do método de distinguir entre diferentes tipos de serviços, o detalhamento espacial da análise e o tempo necessário para realizar a avaliação (RICHARDS; FRIESS, 2015). Por exemplo, abordagens mais tradicionais oriundas das ciências sociais geralmente proporcionam a coleta de informação detalhada sobre a provisão e captura de serviços culturais por meio de questionários, entrevistas e grupos focais (BURKHARD; MAES, 2017; NORTON *et al.*, 2012; PLEASANT *et al.*, 2014; PLIENINGER *et al.*, 2013). No entanto essas abordagens normalmente exigem um esforço temporal considerável e raramente providenciam informação espacialmente explícita (HERNANDEZ-MORCILLO *et al.*, 2013). Esse tipo de informação espacial é particularmente importante pois permite explicitar a relação entre a provisão de serviços ecossistêmicos e determinados locais ou estruturas do ecossistema

(DANIEL *et al.*, 2012). Dessa forma, têm sido desenvolvidos nos últimos anos métodos que permitem a coleta e avaliação de informação espacialmente explícita, como técnicas de mapeamento participativo ou novas tecnologias de informação digital para a avaliação de fotografias georreferenciadas obtidas por meio das redes sociais (RIBEIRO; RIBEIRO, 2016; RICHARDS; FRIESS, 2015). Essa última abordagem faz parte de um crescente movimento para integrar novas abordagens digitais no estudo das relações entre o homem e a natureza (ARTS *et al.*, 2015; DI MININ *et al.*, 2015; LADLE *et al.*, 2016), pois permite uma avaliação rápida e de elevada resolução espacial de um conjunto de serviços de apreciação estética (CASALEGNO *et al.*, 2013) e de recreação (NAHUELHUAL *et al.*, 2013; WOOD *et al.*, 2013).

A análise de fotografias georreferenciadas obtidas por meio das redes sociais cada vez mais se revela como uma ferramenta chave para o monitoramento de SEC, contribuindo dessa forma para um melhor entendimento da sua relação com a estrutura e ecologia da paisagem. Alguns autores consideram mesmo que a paisagem é um conceito essencial na avaliação de SEC, providenciando uma base conceitual comum entre as ciências naturais e sociais (HIRONS *et al.*, 2016; LEYSHON, 2014; SCHAICH *et al.*, 2010). Além disso, a ecologia da paisagem fornece uma das bases teóricas mais utilizadas para o zoneamento ambiental, proporcionando critérios baseados em rigorosa evidência científica para a delimitação do espaço em unidades de paisagem com estruturas e funcionalidades homogêneas e a organização dos seus usos em relação às potencialidades, vocações e fragilidades destas (MCHARG, 1969; TURNER *et al.*, 2001). A delimitação de zonas ou unidades de paisagem com usos e vocações específicas é essencial para uma gestão adequada de ecossistemas naturais onde os valores ambientais muitas vezes coincidem no espaço com interesses econômicos e socioculturais – por exemplo, as Áreas Protegidas.

As Áreas Protegidas são uma ferramenta chave para a preservação da natureza e serviços ecossistêmicos (WATSON *et al.*, 2014). No Brasil, as Áreas Protegidas são regulamentadas pela Lei N. 9.985 do ano 2000 que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Snuc) e estabelece critérios e normas para a criação, implantação e gestão dessas áreas (BRASIL, 2000). Antes dessa estrutura legal, o conceito de Unidade de Conservação (UC), tanto como a sua implantação, tinha-se desenvolvido de forma meio espontânea a

partir da criação do primeiro Parque Nacional em 1937. De acordo com o Snuc, as UCs são divididas em dois grandes grupos: Unidades de Proteção Integral e Unidades de Uso Sustentável.

A categoria “Parque Nacional” pertence ao primeiro grupo e corresponde à categoria internacionalmente reconhecida como Categoria II pela UICN. As áreas designadas como Parques Nacionais no Brasil pertencem à União Federal (em outras palavras, são territórios públicos) e têm como objetivo a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica. As áreas delimitadas como Parque Natural apresentam normalmente um estatuto icônico e neles é permitida apenas a utilização indireta de recursos naturais, admitindo somente atividades antrópicas não permanentes, como pesquisas científicas, atividades de educação e interpretação ambiental, recreação em contato com a natureza e turismo ecológico. Para regulamentar essas atividades, todas as UCs devem dispor de um Plano de Manejo, documento técnico com “as normas que devem presidir o uso da área e o manejo dos recursos naturais, inclusive a implantação das estruturas físicas necessárias à gestão da unidade” (BRASIL, 2000, s/p). O plano de manejo inclui normalmente o zoneamento da UC, delimitando e definindo as normas de uso e ocupação do solo nas diferentes unidades da paisagem designadas. Por essa razão, o zoneamento da UC pode influenciar a captura de SEC na UC com relação aos diferentes elementos da paisagem.

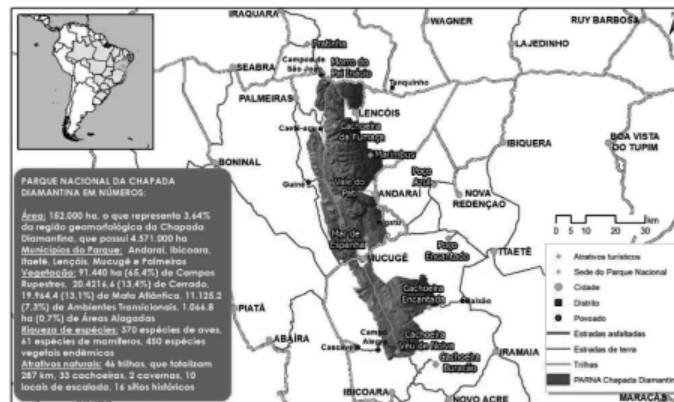
O presente trabalho tem como objetivo o monitoramento de serviços ecossistêmicos culturais proporcionados pelo Parque Nacional da Chapada Diamantina por meio da análise de fotografias georreferenciadas e compartilhadas nas redes sociais. A análise dos dados obtidos permitirá avaliar a relação espacial entre a provisão de SEC, a estrutura da paisagem (tipologia de vegetação) e o zoneamento do parque (unidade de manejo), evidenciando a compatibilidade o zoneamento e as atividades culturais realizadas em cada zona.

4.9.2 ÁREA DE ESTUDO

O Parque Nacional da Chapada Diamantina (PNCD) está localizado em uma região constituída por um conjunto de montanhas geologicamente antigas na zona central do estado da Bahia distante 425 km da sua capital – Salvador (Figura 1). Embora inserido em uma região semiárida, seu clima é

úmido (regime pluviométrico “tropical”) e a precipitação varia consideravelmente ao longo do ano. A temperatura é muito influenciada pelo efeito atenuador da altitude alcançando medias mínimas anuais de 15 °C. O território do Parque cobre uma superfície de cerca de 152.000 hectares com alturas que variam entre aproximadamente 400 e 1.700 m acima do nível do mar e compreende uma parte relativamente pequena da região, inserindo-se somente em seis dos cinquenta municípios que compõem a região da Chapada Diamantina propriamente dita (FUNCH *et al.*, 2008).

Figura 1 – Mapa de localização do Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil



Fonte: elaborado pelos autores

O PNCD foi criado em Setembro de 1985 (BRASIL, 1985) e é considerado um dos maiores *hotspots* de biodiversidade do Brasil, abrangendo ecossistemas únicos e espécies de flora e fauna endêmicas (CONCEIÇÃO *et al.*, 2016; GIULIETTI *et al.*, 2004; OLIVEIRA, 2004; PACHECO, 2004). A variação do relevo e dos padrões pluviométricos favoreceram a formação de um mosaico heterogêneo de formações vegetais (Tabela 1), com cerrado e vários tipos de ecossistemas florestais nas partes mais baixas e floresta pluvionebular alternada a campos rupestres nas porções de maior altitude (FUNCH *et al.*, 2008, 2009). Além disso, o clima e a geologia da região contribuíram para a formação de paisagens serranas de elevada beleza cênica como grutas e cavernas, cânions, cachoeiras e rios que atravessam montanhas de arenito e que constituem a maior atração turística da região. Os turistas também são atraídos pela cultura tradicional das pequenas vilas e cidades que compõem a região, cenários de garimpo de ouro e diamantes desde o final do século XIX. Além dos sítios históricos vestígios da recente ocupação, no entorno do PNCD existem sítios arqueológicos pré-históricos geralmente representados por

pinturas rupestres que também são alvo de visitação.

A existência de comunidades tradicionais (quilombola, assentamentos rurais) no entorno do parque enriquece ulteriormente o patrimônio cultural da região, constituindo outro atrativo turístico.

Outra peculiaridade do parque e seu entorno é a existência de áreas alagadas (conhecidas como Marimbus ou Pantanal da Chapada Diamantina), com vegetação típica local (macrófitas aquáticas, FRANÇA *et al.*, 2010) e presença de aves aquáticas típicas de tais ambientes que constitui uma atração turística para observadores de aves e visitantes. O PNCD é também uma área rica em nascentes e constitui o berço do rio Paraguaçu, cuja bacia hidrográfica é fundamental para o abastecimento de água da região metropolitana de Salvador e, em geral, do estado da Bahia. Esse fator é ainda mais importante ao considerarmos que o PNCD se insere numa região caracterizada por ambientes semiáridos.

Embora o PNCD represente apenas uma pequena porção do território do estado da Bahia, suas características ambientais e históricas fizeram da região um dos maiores polos turísticos do estado e do Brasil.

Tabela 1 – Tipologias de vegetação presentes no Parque Nacional da Chapada Diamantina

Tipo de vegetação	Definição
Campo Rupestre	Vegetação herbácea arbustiva, sobre afloramentos rochosos acima de 800 m, com adaptações para resistir a flutuações acentuadas de temperatura e umidade, como também à forte insolação no topo das serras. Plantas exibem características para reduzir a perda de água (xeromórficas), como folhas espessas, coriáceas, cobertas por cera e/ou pelos; raízes e caules são muitas vezes modificados em variados órgãos subterrâneos, que armazenam água e nutrientes para a planta. São comuns orquídeas, bromélias, cactos, velózias e sempre vivas.
Campos Gerais	Vegetação herbácea, sobre solos arenosos, geralmente profundos e planos, ácidos e de baixa fertilidade, acima de 900 metros de altitude. Arbustos são raros e esparsos. Plantas comuns são gramíneas, ciperáceas, xiridáceas e sempre-vivas (ericauláceas).
Cerrado	Vegetação herbácea-arbustiva, com muitas gramíneas e ciperáceas, arbustos e palmeiras acaules, sobre solos arenosos profundos, acima de 1000 m de altitude. Árvores esparsas com caules e ramos tortuosos, cascas grossas e folhas grandes e espessas.
Mata de Planalto	Florestas submontanas semidecíduas, sobre latossolo vermelho-amarelo e profundo, a cerca de 400-500 metros de altitude, na borda oriental da serra. Árvores de porte médio-grande, até 30 metros, como a quina (<i>Aspidosperma discolor</i>) e o pau-d'óleo (<i>Copajera langsdorfii</i>) são comuns.

Tipo de vegetação	Definição
Mata de Encosta	Florestas submontanas a montanas semidecíduas, sobre solos arenosos, a cerca de 500-800 metros de altitude, geralmente formando um contínuo florestal com a mata ciliar. Árvores de porte médio, até 20 metros de altura, como o angico (<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>Colubrina</i>), a paraíba (<i>Simarouba amara</i>) e a macaqueira (<i>Diospytvs sericea</i>) são comuns.
Mata Pluvionebular	Florestas montanas sempre verdes, sobre solos arenosos, a cerca de 1000-1200 metros de altitude, encaixados em vales profundos, úmidos, nas cabeceiras dos rios. Árvores de porte médio-grande, com a presença notável de grande quantidade de epífitas e do palmito (<i>Euterpe edulis</i>).
Mata Ciliar	Florestas submontanas a montanas sempre verdes, sobre solos arenosos, sempre úmidos, ao longo das calhas dos rios, em faixas estreitas, até 20 metros de largura, geralmente formando um contínuo florestal com as matas de encosta e, nas cabeceiras dos rios, com as matas pluvionebulares. Árvores de porte médio, geralmente de 12-20 metros de altura, como o cedro-d'água (<i>Vochysia pyramidalis</i>), o tamborio (<i>Balyzia pedicellaris</i>), o pau-pombo (<i>Tapirira guianensis</i>) e <i>Calophyllum brasiliensis</i> .
Brejo	Áreas pantanosas sobre solo encharcado formado pela lenta passagem dos rios de porte médio em meandros. Na porção oriental do Parque é conhecido localmente como Marimbus.
Vegetação Alterada	Áreas de vegetação alterada onde anteriormente existia mata.
Zona urbana	Áreas maioritariamente antropizadas. Inclui zonas dominadas por desenvolvimento urbano, bem como zonas abundantes em registos históricos e arqueológicos do passado de exploração mineira no local.

Fonte: Funch *et al.* (2008, 2009)

Sem dúvida a implantação dessa UC foi o motor principal do desenvolvimento ecoturístico da Chapada Diamantina, pois também coincidiu com a decadência das atividades de extração minerárias, constituindo uma alternativa econômica de menor impacto ambiental (DECHANDT, 2007). Assim sendo, a partir da criação do PNCD, a região começou um processo de desenvolvimento econômico ao redor das atividades turísticas por meio da promoção de dois circuitos principais: o circuito do Ouro e o circuito do Diamante. É principalmente nesse último que o PNCD oferece as maiores atrações, sendo que, por exemplo, dentro dos seus limites podem-se percorrer trilhas que foram abertas pelos antigos garimpeiros e que atualmente passaram a ser utilizadas para praticar caminhadas e atividades de trekking. Segundo um levantamento realizado pela Superintendência de Fomento ao Turismo do

Estado da Bahia (BAHIATURSA) o circuito do Diamante possui 182 atrativos turísticos, repartidos em atrativos: naturais (66%), manifestações culturais (18%), histórico-culturais (13%) e eventos programados (3%) (Brito 2005).

No entanto, o PNCD foi implantado numa área com uma história secular de ocupação e exploração (FUNCH; HARLEY, 2007) e existem ainda atividades econômicas e hábitos culturais em conflito com a própria preservação da natureza. Entre outras, as principais ameaças para o PNCD continuam sendo: a situação fundiária não regularizada (devido à posse de terra); ações incendiárias praticadas pela população do entorno; desmatamento; perda/contaminação do recurso hídrico e secas; extração mineral; falta de organização e planejamento do turismo; exploração e coleta indevida de plantas ornamentais; caça, pesca e captura de animais silvestres no parque e no seu entorno. De forma mais geral, as atividades permitidas no parque são delimitadas no plano de manejo do PNCD, que inclui o zoneamento da UC, identificando nove zonas distintas e suas respectivas normas de uso e ocupação do solo (Tabela 2).

Tabela 2 – Tipos de zonas utilizadas no zoneamento de Parques Nacionais e suas respectivas definições

Zona	Definição e objetivos
Zona Intangível	Caracteriza-se pelo mais alto grau de conservação de ecossistemas e dos recursos genéticos, abrangendo ecossistemas, flora e fauna com alto nível de biodiversidade. Nela não se admite quaisquer alterações e interações humanas, funcionando como matriz de repovoamento de outras zonas. Sua ação fundamental é o monitoramento ambiental.
Zona Primitiva	Inclui áreas naturais bem conservadas, com pequena ou mínima intervenção humana, abrangendo espécies e/ou fenômenos naturais de grande valor científico e alto grau de biodiversidade. Possui função de filtro para a Zona Intangível . O objetivo geral do manejo é a preservação do ambiente natural e, ao mesmo tempo, facilitar as atividades de pesquisa científica e educação ambiental, permitindo-se formas primitivas de recreação e lazer.
Zona de Uso Extensivo	Constituída principalmente por áreas naturais, caracteriza-se como uma zona de transição entre a Zona Primitiva e a Zona de Uso Intensivo . Seu principal objetivo é manter um ambiente natural com mínimo impacto humano, regulamentando o acesso ao público para fins educativos e recreativos e garantindo o uso público e a visitação controlada de trilhas e atrativos naturais.
Zona de Uso Conflitante	Corresponde a espaços estabelecidos dentro do PNCD, antes de sua criação, cujos usos e finalidades conflitam com o objetivo de conservação da área protegida (ex.: linhas de transmissão, rodovias, captações de água etc.). Seu objetivo é minimizar os impactos negativos decorrentes da presença destas infraestruturas.

Zona	Definição e objetivos
Zona de Ocupação Temporária	Inclui as áreas onde se encontram concentrações de populações humanas residentes no interior do PNCD e suas respectivas áreas de uso. Objetiva harmonizar a presença humana no interior do PNCD até que sejam indenizadas e realocadas.
Zona de Uso Intensivo	É constituída por áreas naturais ou antropizadas, contendo centro de visitantes, museus e outras facilidades e serviços. Seu objetivo principal é facilitar o desenvolvimento de atividades de visitação pública intensivas em harmonia com o meio e oferecer infraestrutura e equipamentos para as atividades de administração e proteção.
Zona Histórico-cultural	Caracteriza-se pela presença de manifestações históricas, culturais e arqueológicas e tem como objetivo principal a preservação e proteção dos sítios e das manifestações histórico-culturais para pesquisa, estudos, educação e interpretação.
Zona de Recuperação	Abrange áreas consideravelmente antropizadas e degradadas e tem como objetivo a restauração e recuperação dessas para poder convertê-las novamente em áreas naturais.
Zona de Uso Especial	São áreas periféricas necessárias à administração, manutenção e serviços do PNCD, abrangendo alojamentos, postos de fiscalização, oficinas e outras.

Fonte: Ibama (2002)

4.9.3 MÉTODOS

4.9.3.1 Coleta de dados

A coleta de dados centrou-se na coleta de metadados associados a fotografias georreferenciadas, capturadas dentro do perímetro do PNCD e publicadas na plataforma Flickr (www.flickr.com). Foram coletados dados para fotografias obtidas no período de 01/01/2007 a 31/12/2015. Para isso, adaptamos a metodologia de Richards e Friess (2015), utilizando um script desenvolvido para o software R (R Core Team, 2017), que possibilitou uma busca automatizada de todas as fotografias capturadas na área de estudo. Coletou-se também as seguintes informações para cada foto: coordenadas geográficas do local de captura, data de publicação na rede social, nome do usuário que publicou a foto e o link para o endereço eletrônico da imagem (URL).

4.9.3.2 Avaliação de serviços ecossistêmicos culturais

Cada uma das fotografias identificadas foi visualizada e avaliada manualmente (por meio do URL) para a identificação de SEC representados em seu conteúdo. Para esta avaliação, foi adotada uma classificação de serviços ecossistêmicos que se baseia em oito tipologias de serviços (Tabela 3),

adaptadas de Richards e Friess (2015). Essa metodologia não levou em consideração todos os serviços culturais já descritos na literatura, mas somente aqueles que se espera que ocorram em Parques Nacionais e/ou que são considerados especialmente importantes para o contexto da área de estudo: valor estético, recreação e ecoturismo, valor espiritual, herança cultural, inspiração e educação. Todas as fotografias que não representavam estes SEC em seu conteúdo foram excluídas da análise.

Tabela 3 – Descrição das classes de Serviços Ecosistêmicos Culturais consideradas

Serviço Ecosistêmico Cultural	Definição
Apreciação da natureza	Fotografias cujo foco principal sejam plantas ou animais (ex. uma ave, um lagarto, uma árvore etc.).
Apreciação da paisagem	Fotografias cujo foco principal seja uma visão ampla e de larga escala da paisagem que não foque um componente específico como uma cachoeira, estrutura rochosa etc.
Monumentos naturais	Fotografias cujo foco principal seja uma componente da paisagem específica e bem definida (ex. cachoeira, gruta etc.) e não uma visão mais ampla da paisagem.
Recreação Social	Fotografias que representem grupos de pessoas num ambiente social informal e não desportivo (ex. tomando banho numa cachoeira, fazendo um piquenique, foto de grupo ou de família etc.).
Recreação Esportiva	Fotografias que representem uma ou várias pessoas numa atividade recreacional dedicada (não religiosa ou artística), muitas vezes com equipamento específico (ex. ciclismo, futebol, pesca etc.). Fotos que mostrem apenas o equipamento também são consideradas.
Valores espirituais	Fotografias que representem atividades ou monumentos religiosos ou espirituais (ex. igreja, festa religiosa, casamento, ritual indígena etc.).
Monumentos históricos	Fotografias que foquem em infraestruturas históricas (ex. castelo, ruínas, pinturas rupestres etc.).
Valores culturais	Fotografias que representem pessoas em atividades artísticas (ex. pintor, escultor, fotógrafo etc.), culturais (ex. dança tradicional, pesca artesanal) ou os seus produtos (ex. quadro, artesanato, escultura etc.)

Fonte: elaborado pelos autores

4.9.3.3 Análise dos dados

A análise dos SEC observados nas fotografias georreferenciadas obtidas por meio da plataforma Flickr contemplou três fases. Primeiramente, foram

avaliados o total de fotografias e o total de usuários por SEC representados nas fotos obtidas dentro do perímetro do PNCD. Um teste de Chi-quadrado foi utilizado para identificar a existência de diferenças significativas na representação das diferentes categorias de SEC em termos de fotografias e de número de usuários. Posteriormente, foi calculada a importância de cada categoria de SEC para duas componentes: i) diferentes tipologias de vegetação presentes no PNCD, e ii) diferentes zonas do PNCD de acordo com o zoneamento do parque definido no plano de manejo. Para isso, as coordenadas geográficas referentes a cada fotografia foram mapeadas com Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e utilizadas para cruzar a sua distribuição espacial com informação referente a diferentes tipos de vegetação (correspondentes a unidades da paisagem) e das diferentes zonas de gestão do parque (correspondentes aos diferentes tipos de atividades permitidas pelo zoneamento do PNCD). Apesar da relação próxima entre os diferentes tipos de vegetação presentes no parque e os usos designados no plano de zoneamento, a provisão de SEC aos usuários do parque pode ser condicionada pelo zoneamento do parque uma vez que determinadas atividades são limitadas em algumas dessas zonas. Para além disso, a própria dinâmica de compartilhamento de fotografias nas redes sociais por diferentes usuários pode afetar a interpretação da provisão de SEC em diferentes condições. Normalmente, a maioria dos usuários compartilha um número reduzido de fotos, mas existem alguns usuários partilhando um elevado número de fotos. Isso faz com que uma simples contagem de fotografias por zona não seja normalmente adequada para avaliar a importância de cada SEC nas diferentes condições (WOOD *et al.*, 2013).

Para contornar essa limitação, utilizámos um Índice de Saliência Digital (ISD) para o cálculo da importância relativa de cada SEC no PNCD (BRAGAGNOLO *et al.*, 2018; VIEIRA *et al.*, 2018). Esse índice se baseia no pressuposto de que a partilha de fotografias nas redes sociais por cada usuário do PNCD pode ser considerada análoga a um exercício de listas livres. Listas livres (do inglês *free listing*) são normalmente utilizadas para coletar informação sobre elementos, normalmente palavras ou conceitos, pertencendo a uma mesma esfera conceitual (WELLER; ROMNEY, 1988; THOMPSON; JUAN, 2006). Esse é normalmente um exercício ativo e exploratório (THOMPSON; JUAN, 2006) em que é pedido ao entrevistado que liste nomes

ou categorias dentro de um mesmo domínio conceitual (por exemplo plantas, animais, profissões). Aqui, consideramos que a lista de fotografias publicada por cada usuário constitui um exercício de listagem livre “passivo”, em que o usuário partilha fotografias dos SEC capturados durante a visita nas redes sociais. Dessa forma, o nosso ISD pode ser considerado uma variação do Índice de Saliência para listas livres. Esse índice toma em consideração o tamanho da lista (i.e., o número de itens na lista), o rank de cada item na lista (i.e. a ordem com que aparece em cada lista) e o número total de entrevistados para calcular o índice de saliência de cada item listado (SMITH; BORGATTI, 1998). O índice aqui apresentado adota uma estrutura similar, mas substitui a classificação do item dentro da lista pelo número de fotografias postadas por cada usuário. O cálculo do índice pode ser traduzido pela seguinte fórmula:

$$ISDi = \sum (Fij / Lj) / N$$

Em que ISDi é o valor Índice de Saliência Digital para o SEC i, Fij é o número de fotos do SEC i do usuário j, Lj é o tamanho da lista do usuário j e N é o número total de usuários. O ISD varia entre 0 (nenhuma saliência) e 1 (saliência total) e representa a média da frequência relativa com que cada usuário menciona cada SEC na área de estudo. O índice é calculado com base na lista de fotografias de uma determinada área, podendo ser aplicado a toda uma área de estudo (por exemplo um Parque Nacional) ou para determinadas zonas (por exemplo, diferentes zonas ou tipologias de vegetação). Dessa forma, o ISD foi calculado para diferentes tipologias de vegetação dentro do PNCD e para as diferentes zonas identificadas no seu plano de manejo. Seguidamente, foram utilizados testes de Chi-quadrado para identificar diferenças significativas na saliência dos diferentes SEC identificados em cada zona e tipologia de vegetação.

4.9.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No total, foram identificadas e coletadas 917 fotografias no perímetro do Parque Nacional da Chapada Diamantina, provenientes de 55 usuários. Dessas, 861 fotografias partilhadas por 50 usuários foram categorizadas como representando um Serviço Ecossistêmico Cultural relevante (Tabela 4). Todas as oito categorias consideradas estiveram presentes, no entanto, a distribuição de fotografias em cada serviço variou significativamente entre elas (Chi-

quadrado = 798.03, $df = 7$, $p < 0.001$). As fotografias representando SEC associados a apreciação da paisagem (246 fotos), apreciação da natureza (233 fotos), recreação social (231 fotos) foram as mais representadas. Foram também encontradas diferenças significativas no número de usuários para cada SEC (Chi-quadrado = 62.04, $df = 7$, $p < 0.001$). Também em termos de número de usuários, apreciação da paisagem (31), apreciação da natureza (25), recreação social (23) e apreciação de monumentos naturais (22) foram os SEC mais representados.

Tabela 4 – Resumo das categorias de serviços ecossistêmicos culturais identificadas no Parque Nacional da Chapada Diamantina

Serviço Ecossistêmico Cultural	Número de fotografias	Número de usuários	Média de fotografias por usuário
Apreciação da natureza	233	25	9.32
Apreciação da paisagem	246	31	7.94
Monumentos naturais	97	22	4.41
Recreação Social	231	33	10.04
Recreação Esportiva	10	2	5.00
Valores espirituais	10	5	2.00
Monumentos históricos	7	4	1.75
Valores culturais	27	7	3.86
Total	861	50	17.22

Fonte: elaborado pelos autores

Os serviços culturais de apreciação estética, geralmente associados a elementos naturais ou a paisagens icônicas, são normalmente bem representados em trabalhos baseados na avaliação de conteúdo de fotografias georreferenciadas compartilhadas nas redes sociais (CASALEGNO *et al.*, 2013; HAUSMANN *et al.*, 2018; RICHARDS; FRIESS, 2015; THIAGARAJAH *et al.*, 2015). O mesmo é verdade para serviços de recreação, apesar de existir grande variação entre usuários de diferentes redes sociais. Na verdade, os usuários da plataforma Flickr tendem a partilhar sobretudo fotografias de apreciação estética, ao passo que atividades de recreação são normalmente mais frequentes em plataformas como o Instagram (HAUSMANN *et al.*, 2018). Isso sugere que, apesar de os nossos resultados mostrarem de forma clara a

importância de serviços de recreação, ela pode estar subestimada devido a nossa análise focar apenas na plataforma Flickr. Futuros trabalhos deverão procurar incluir diversas plataformas digitais de forma a abranger uma diversidade de usuários que melhor represente o universo de percepções culturais dos usuários da área de estudo. Inversamente, fotografias representando recreação esportiva (10), valores espirituais (10) e monumentos históricos (7) foram escassas, e o mesmo padrão foi observado para o número de usuários (Tabela 4). Apesar de existirem indícios que esses serviços possam estar diminuindo de importância em alguns locais (THIAGARAJAH *et al.*, 2015), no caso deste estudo esse aspecto resulta provavelmente do fato que esse tipo de serviço não requer muitas vezes uma experiência física direta sendo por vezes mal representado em fotografias (RICHARDS; FRIESS, 2015).

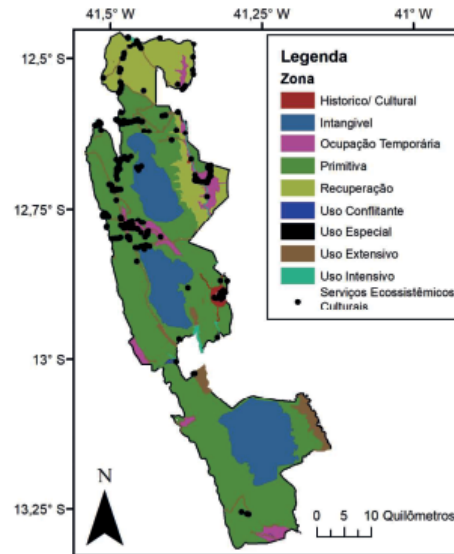
De uma forma geral, os resultados são reveladores da importância do PNCD como um lugar de características naturais únicas onde a presença de ecossistemas naturais bem preservados, aliada à beleza cênica da paisagem, acabam proporcionando inúmeras oportunidades de apreciação estética e de recreação aos visitantes. Ainda assim, fica claro que a provisão de SEC no PNCD é facilitada em determinadas áreas dentro do parque (Figura 2). Como esperado, as fotos se concentram sobretudo no setor norte do Parque onde se encontram os locais mais visitados e acessados (trilhas, cachoeiras e outros picos turísticos) e, em geral, os SEC mais representados nesses locais são: apreciação da paisagem, apreciação da natureza, recreação social e monumentos naturais. No específico, os locais mais fotografados são: o vale do Pati e as trilhas de acesso ao vale (pelo Guiné e pelo vale do Capão), a cachoeira da Fumaça e sua trilha de acesso por cima, a zona úmida do Marimbus, Iगतú e seu entorno (embora a cidade fique no imediato entorno do PNCD), as trilhas do Morrão e do Pai Inácio (Capão-Pai Inácio). Apreciação da paisagem (94 fotos), recreação social (74 fotos) e apreciação da natureza (22 fotos) foram os SEC mais associados aos locais e as trilhas do vale do Pati²⁶. Localizado no coração do PNCD, esse vale integra o trekking mais icônico e famoso da Chapada Diamantina e caracteriza-se pela exuberante beleza cênica e a presença de uma comunidade de nativos que constitui o ponto de apoio para o turismo de base comunitária.

Os SEC mais associados à cachoeira da Fumaça (e respectiva trilha) foram: apreciação da natureza (70 fotos) e da paisagem (48 fotos), recreação social (63

fotos) e monumentos naturais (36 fotos). No específico, nesse local é muito frequente os “selfies” individuais e de grupo tendo como fundo a cachoeira da Fumaça. Nesse caso, a cachoeira que é considerada um monumento natural pode aparecer também nas fotografias classificadas como representando atividades de recreação social. Essa cachoeira é a segunda mais alta do Brasil, com cerca de 340 metros de altura (ICMBIO, 2007) e constitui uma das atrações mais procuradas pelos visitantes do PNCD. Sua queda d’água gera um panorama único, onde frequentemente parte da água é levada pelo vento, originando um efeito visual semelhante a fumaça. A trilha passa por um platô chamado “Gerais da Fumaça”, com vegetação rasteira diversa representada principalmente por velozíaceas, bromélias e orquídeas (CONCEIÇÃO *et al.*, 2007).

Igatú, também conhecida como “cidade de pedra”, constitui um ponto de interesse turístico relevante da Chapada Diamantina devido ao seu patrimônio arquitetônico composto pelo casario histórico de pedra vestígio da época do Ciclo do Diamante (século XIX) e imerso no alto da serra da Bela Vista. A cidade é sede do museu “Galeria Arte e Memória” que guarda utensílios do garimpo e sedia frequentemente exposições temporárias de artistas plásticos. Nesse cenário os SEC mais associados foram: atividades e expressões artístico-culturais (19 fotos), apreciação da paisagem (nove fotos), monumentos históricos (sete fotos) e eventos religiosos (sete fotos). Embora a cidade fique fora dos limites do PNCD, todo o seu entorno faz parte da UC, o que justifica sua inclusão nessa análise.

Figura 2 – Distribuição de fotografias georreferenciadas ilustrando serviços ecossistêmicos culturais no Parque Nacional da Chapada Diamantina



Fonte: elaborado pelos autores

Para além desses locais de elevado interesse, os nossos resultados deixam também clara a importância da natureza e vegetação bem preservada no parque e das suas paisagens naturais icônicas. Nesse aspeto, é evidente que determinadas tipologias de vegetação parecem capturar maior atenção dentro do parque e dessa forma facilitar a provisão de SEC no PNCD (Tabela 5). Campo Rupestre, a tipologia de vegetação mais comum no PNCD (cobrindo cerca de 63% da área do parque) é também a tipologia de vegetação mais representada nas fotografias, com um total de 450 fotos. Seguem-se os Campos Gerais (107 fotos), a Mata Ciliar (69 fotos), o Cerrado (56 fotos) e a Mata de Encosta (51 fotos). Outras tipologias estão também representadas, como o Brejo, a Mata de Planalto, a Mata Pluvionebular e zonas de vegetação alterada, mas o número de fotografias nessas tipologias de vegetação foi relativamente baixo (entre 7 e 35 fotos). É importante salientar que zonas urbanas e antropizadas também aparecem representadas nas fotos (44 fotos).

Tabela 5 – Índice de Saliência Digital por tipologia de vegetação. O número total de fotografias para cada tipo de vegetação e categoria de serviço ecossistêmico cultural está apresentado entre parêntesis

Tipo de Vegetação	Aprec. da natureza	Aprec. da paisagem	Monum. naturais	Recr. Social	Recr. Esportiva	Valores espirituais	Monum. históricos	Valores culturais
Campo Rupestre	0.27 (119)	0.31 (138)	0.15 (51)	0.21 (131)	0.03 (3)	0.00 (0)	0.02 (3)	0.01 (5)
Campos Gerais	0.42 (24)	0.41 (41)	0.05 (10)	0.12 (32)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)

Tipo de Vegetação	Aprec. da natureza	Aprec. da paisagem	Monum. naturais	Recr. Social	Recr. Esportiva	Valores espirituais	Monum. históricos	Valores culturais
Cerrado	0.37 (42)	0.19 (6)	0.00 (0)	0.43 (8)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)
Mata de Planalto	0.50 (4)	0.13 (1)	0.00 (0)	0.25 (1)	0.13 (1)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)
Mata de Encosta	0.16 (12)	0.39 (17)	0.28 (6)	0.17 (16)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)
Mata Pluvio- nebulosa	0.00 (0)	0.14 (1)	0.00 (0)	0.86 (6)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)
Mata Ciliar	0.18 (9)	0.19 (11)	0.35 (27)	0.25 (20)	0.01 (1)	0.01 (1)	0.00 (0)	0.00 (0)
Brejo	0.61 (16)	0.17 (11)	0.00 (0)	0.13 (5)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.09 (3)
Vegetação Alterada	0.17 (1)	0.30 (16)	0.21 (2)	0.08 (11)	0.17 (3)	0.08 (2)	0.00 (0)	0.00 (0)
Zona urbana	0.25 (6)	0.04 (4)	0.10 (1)	0.01 (1)	0.07 (2)	0.10 (7)	0.15 (4)	0.28 (19)

Fonte: elaborado pelos autores

No caso do Campo Rupestre, foram observadas diferenças significativas na distribuição de fotografias (Chi-quadrado = 492.40, $df = 7$, $p < 0.001$) e usuários (Chi-quadrado = 51.14, $df = 7$, $p < 0.001$) pelos diferentes SEC, sendo os mais salientes a apreciação da paisagem (ISD 0.31), apreciação da natureza (ISD 0.27) e recreação social (ISD 0.21). Esse resultado é de alguma forma esperado uma vez que algumas das trilhas e localizações mais icônicas do PNCD estão associadas a esse tipo de vegetação. Os SEC mais salientes nos Campos Gerais concentram-se sobretudo na apreciação estética, tanto da natureza (ISD 0.42) como da paisagem (ISD 0.41), sendo por isso evidente a existência de diferenças significativas ao nível da distribuição de fotografias (Chi-quadrado = 145.79, $df = 7$, $p < 0.001$) e usuários (Chi-quadrado = 33.69, $df = 7$, $p < 0.001$) pelos diferentes SEC. É também interessante notar que apesar de apresentar um elevado número de fotografias representando atividades de recreação social (32), essas são concentradas exclusivamente em três usuários o que acaba resultando num baixo nível de saliência desse serviço

(ISD 0.12). Também nesse caso é de notar que algumas das trilhas e paisagens mais visitadas contribuem para o elevado número de fotografias nessa tipologia de vegetação.

Diferenças significativas foram encontradas para as tipologias de vegetação referentes a Cerrado, Mata Ciliar e Brejo, quer a nível do número de fotografias, quer ao nível do número de usuários. Nesses casos, os SEC mais salientes foram recreação social (ISD 0.43) e apreciação da natureza (ISD 0.37) no Cerrado, apreciação de monumentos naturais (ISD 0.35) e recreação social (ISD 0.25) na Mata Ciliar e apreciação da natureza (ISD 0.61) e da paisagem (ISD 0.17) no caso do Brejo. O facto de vegetação típica do Cerrado apenas ser encontrada numa área reduzida do limite mais ocidental do PNCD deve ser tido em consideração na avaliação dos resultados, uma vez que alguns SEC poderão estar mal representados nas fotografias.

No caso da Mata Ciliar, a elevada saliência associada aos SEC de apreciação de monumentos naturais e recreação social está provavelmente associada à ocorrência desse tipo de vegetação junto a cursos de água. A beleza natural desses locais, onde muitas vezes podem ser observadas cachoeiras e formações geológicas únicas, certamente tem um papel importante na provisão de SEC aos usuários do parque, que muitas vezes procuraram esses locais para fins de recreação. As áreas pantanosas com vegetação típica de Brejo provavelmente limitam as oportunidades de recreação na zona, mas acabam gerando um atrativo do ponto de vista de apreciação estética da paisagem. No caso das áreas de Mata de Encosta, Mata Pluvionebular e áreas de vegetação alterada, o reduzido número de fotografias e usuários não permite fazer uma avaliação estatística detalhada da provisão de SEC associados. Ainda assim, é de interesse salientar a elevada saliência de SEC nas zonas urbanas e antropizadas, claramente associados aos pontos de interesse histórico existentes no PNCD e mencionados anteriormente.

Estes resultados confirmam a importância de estudar a relação entre a provisão de SEC e a estrutura da paisagem. Esta é uma temática que tem recebido cada vez mais atenção na literatura científica, com vários trabalhos focando aspetos da paisagem como o relevo, acessibilidade e uso do solo, entre outros (NORTON *et al.*, 2012; RICHARDS; FRIESS, 2015; TENERELLI *et al.*, 2016, 2017; VAN BERKEL; VERBURG, 2014; YOSHIMURA; HIURA, 2017). A maioria desses trabalhos é focada apenas em SEC associados a apreciação

estética e recreação, evidenciando muitas vezes a estreita relação entre a provisão desses serviços e diferentes habitats ou usos do solo (TENERELLI *et al.*, 2016; YOSHIMURA; HIURA, 2017). Nesse capítulo, zonas florestadas bem preservadas são normalmente identificadas como áreas com um elevado potencial de provisão desse tipo de SEC (VAN ZANTEN *et al.*, 2016; YOSHIMURA; HIURA 2017). Os nossos resultados suportam essa interpretação, claramente demonstrando o potencial do PNCD para a provisão de oportunidades de recreação e apreciação estética. Na verdade, estes SEC estão muitas vezes positivamente associados no espaço, com determinadas áreas apresentando um alto valor recreacional e estético (RIBEIRO; RIBEIRO, 2016). Esse parece ser também o padrão no PNCD, apesar de que a análise mais detalhada por tipologias de vegetação permitiu avaliar a sua relação com a provisão de SEC em mais detalhe. Por exemplo, torna-se claro que determinados SEC são mais salientes junto dos usuários em determinadas tipologias de vegetação como apreciação de monumentos naturais em áreas de Mata Ciliar, apreciação da natureza em áreas de Brejo, entre outros. Essa relação é claramente condicionada por dois fatores: as características naturais de cada tipo de vegetação e o tipo de uso permitido pelo parque em cada local.

De facto, as diferentes zonas identificadas no plano de manejo do PNCD afetam de forma clara a provisão de SEC dentro do perímetro do parque (Tabela 6). A larga maioria das fotografias analisadas encontra-se localizada em áreas compatíveis com algum tipo de uso público – as mais fotografadas foram a zona de Uso Extensivo (247), a zona de Uso Intensivo (198), a zona Primitiva (164) e a zona de Ocupação Temporária (116). O elevado número de fotografias registado em zonas de Uso Extensivo está provavelmente associado à maior extensão das trilhas existentes no Parque serem classificadas nesta categoria de zoneamento que pretendem regulamentar o acesso público e controlar a visitação. Existem claramente diferenças significativas na distribuição do número de fotografias (Chi-quadrado = 342.05, $df = 7$, $p < 0.001$) e usuários (Chi-quadrado = 38.46, $df = 7$, $p < 0.001$) pelos diferentes SEC nessa zona, sendo os serviços mais salientes os de apreciação da paisagem (ISD 0.44) e da natureza (ISD 0.24). A zona de Uso Intensivo é uma das mais permissivas dentro do parque, facto que justifica o elevado número de fotografias encontrado nessas zonas. Aí encontramos também uma elevada diversidade de SEC, de apreciação estética, seja de monumentos naturais (ISD

0.31), paisagem (ISD 0.27) ou natureza (ISD 0.16), de recreação social (ISD 0.25) e mesmo alguns serviços de valorização cultural (ISD 0.01). Esses últimos são claramente mais salientes na zona Histórico-Cultural (ISD 0.21), bem como os SEC de valorização de monumentos históricos (ISD 0.15). Por essa razão, e como seria de esperar, essa zona pode ser considerada um *hotspot* para o provisionamento de serviços de valorização cultural. A zona de Ocupação Temporária é também uma das mais fotografadas, provavelmente devido à presença de povoadamentos e infraestrutura próxima a algumas das áreas mais icônicas do PNCD, como o Vale do Pati. Nessas zonas, é particularmente interessante observar que encontramos representados sete dos oito SEC considerados nesse trabalho (Tabela 6). Em contrapartida, nas zonas onde o uso público e visitação são limitadas, como a zona Intangível (2) e a zona de Recuperação (6), o número de fotografias foi muito reduzido. Ainda assim, encontramos também algumas fotografias localizadas próximas dessas zonas mas em áreas compatíveis com o uso público – por exemplo, ao longo das trilhas disponíveis no PNCD, ou em Zonas Primitivas como os arredores da Cachoeira da Fumaça e a entrada do Vale do Pati. Nessas zonas, dominam claramente os SEC de apreciação estética e recreação. Esses últimos em particular podem gerar conflitos com as zonas de uso mais restrito, e os usuários do parque deverão ser alertados para esse facto bem como para a importância dessas zonas para a conservação da natureza. Por exemplo, a implementação de painéis informativos ao longo das trilhas que passam próximo ou atravessam as zonas Primitivas e de Recuperação poderá providenciar informação sobre a importância ecológica dessas áreas, dessa forma facilitando o fornecimento de SEC associados a educação, mas também alertando para as atividades compatíveis e dessa forma garantir uma relação harmoniosa entre os usuários e o parque.

Tabela 6 – Índice de Saliência Digital por zona prevista no plano de manejo do Parque Nacional da Chapada Diamantina. O número total de fotografias para cada zona e categoria de serviço ecossistêmico cultural está apresentado entre parênteses

Zona	Aprec. da natureza	Aprec. da paisagem	Monum. naturais	Recr. Social	Recr. Esportiva	Valores espirituais	Monum. históricos	Valores culturais
Zona Intangível	0.00 (0)	0.50 (1)	0.50 (1)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)
Zona Primitiva	0.27 (54)	0.31 (51)	0.09 (11)	0.31 (47)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.01 (1)
Zona de Uso Extensivo	0.24 (57)	0.44 (89)	0.12 (17)	0.19 (82)	0.00 (0)	0.01 (2)	0.00 (0)	0.00 (0)
Zona de Uso Conflitante	0.33 (10)	0.17 (1)	0.17 (1)	0.17 (5)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.17 (1)
Zona de Ocupação Temporária	0.27 (30)	0.26 (35)	0.16 (18)	0.23 (25)	0.05 (4)	0.01 (1)	0.00 (0)	0.02 (3)
Zona de Uso Intensivo	0.16 (58)	0.27 (44)	0.31 (37)	0.25 (55)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.01 (4)
Zona Histórico-cultural	0.14 (7)	0.21 (8)	0.08 (1)	0.08 (2)	0.05 (2)	0.07 (7)	0.15 (7)	0.21 (18)
Zona de Recuperação	0.00 (0)	0.83 (4)	0.17 (2)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)
Zona de Uso Especial	0.32 (17)	0.29 (13)	0.14 (9)	0.18 (15)	0.07 (4)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)

Fonte: elaborado pelos autores

4.9.5 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos a partir da análise de fotografias georreferenciadas capturadas no Parque Nacional da Chapada Diamantina permitiram evidenciar a importância cultural das paisagens icônicas, e da vegetação bem preservada, na provisão de serviços culturais aos usuários do parque. A maioria das fotografias representam serviços de apreciação estética e recreação social, que são na generalidade atividades de baixo impacto e por isso compatíveis com os objetivos de conservação do parque. Do mesmo modo, foi registrado um número muito reduzido de fotografias em áreas interditas ao uso público, e mesmo essas podem representar um erro de geolocalização originado pelo equipamento utilizado. Esses resultados suportam, de forma geral, a efetividade do zoneamento proposto para o PNCD e sugerem que a metodologia aplicada poderá ser usada como uma abordagem inicial, simples e rápida para o monitoramento de SEC.

Contudo, apesar dos resultados positivos obtidos nesse trabalho no que respeita à avaliação de SEC, o carácter inovador dessa metodologia resulta num conjunto de limitações que deverão ser consideradas em trabalhos futuros. Por um lado, a falta de consenso no que respeita à classificação e caracterização do que consiste um SEC (ver introdução) pode gerar dúvidas na hora de identificar o escopo do trabalho no que respeita aos SEC a considerar. Em cima disso, a interpretação dos serviços representados pelas imagens pode variar de acordo com interpretações pessoais sobre qual o foco da imagem, uma vez que é possível ter mais do que um serviço representado. O nosso trabalho utilizou a abordagem mais comum, considerando apenas a provisão de um serviço por imagem e procurando uma caracterização consensual desse serviço (HEIKINHEIMO *et al.*, 2017; RICHARDS; FRIESS, 2015; TENERELLI *et al.*, 2016). Embora recentemente alguns trabalhos considerem a possibilidade de dois (THIAGARAJAH *et al.*, 2015) ou mais serviços estarem representados (HAUSMANN *et al.*, 2018), as vantagens e desvantagens de cada abordagem permanecem por explorar. Por outro lado, as grandes diferenças observadas na partilha de fotografias por diferentes usuários (com a maioria partilhando poucas fotografias, e alguns usuários partilhando várias) providenciam um desafio na análise na provisão de SEC. O desenvolvimento de índices que permitam diminuir esse efeito, como o número de dias com foto-usuários (do inglês *photograph user days*) (WOOD *et al.*, 2013) ou o ISD

utilizado nesse trabalho, bem como a avaliação das vantagens e desvantagens de cada abordagem deverá ser considerada em trabalhos futuros.

Finalmente, talvez o aspecto-chave a considerar em futuros trabalhos será a forma como essa metodologia simples e de baixo custo poderá contribuir efetivamente para a gestão e manejo de áreas protegidas e para o planejamento mais geral de atividades turísticas e culturais. A sua aplicação poderá ser particularmente interessante em zonas onde o uso público ainda não é regulamentado, contribuindo com informação relevante para o seu planejamento. Essa metodologia poderá ser também aplicada para comparar zonas com a mesma tipologia de uso em áreas já regulamentadas, permitindo obter informação sobre a eficácia da sua implementação e a necessidade ou não de revisar o uso designado. É previsível que o futuro permita a maturação da tecnologia do ponto de vista analítico e tecnológico, mas a sua aplicação no mundo real irá necessitar de um esforço concertado e multidisciplinar incluindo pesquisadores, gestores, decisores e o público em geral.

REFERÊNCIAS

- ARTS, K.; VAN DER WAL, R.; ADAMS, W. M. Digital technology and the conservation of nature. *Ambio*, v. 44, p. S661-S673, 2015.
- BRAAT, L. C.; DE GROOT, R. The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services*, v. 1, p. 4-15, 2012.
- BRAGAGNOLO, C.; VIEIRA, F. A. S.; CORREIA, R. A.; MALHADO, A. C. M.; LADLE, R. J. Cultural Services. In: SILVA, J. M. C. D.; TABARELLI, M.; LEAL, I. R. (org.). *Caatinga: the largest tropical dry forest region in south America*. Cham: Springer, 2018, p. 335-355.
- BRASIL. Lei n.º 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 18 jul. 2000. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm. Acesso em 3 ago. 2017.
- BRITO, F.E.M. *Os ecos contraditórios do turismo na Chapada Diamantina*. Salvador: EDUFBA, 2005.
- BURKHARD, B.; MAES, J. *Mapping Ecosystem Services*. Bulgaria: Pensoft, 2017.
- CASALEGNO, S.; INGER, R.; DESILVEY, C.; GASTON, K. J. Spatial Covariance between aesthetic value and other ecosystem services. *PLoS ONE*, v. 8, p. e68437, 2013.
- CHAN, K. M. A.; GUERRY, A. D.; BALVANERA, P.; KLAIN, S.; SATTERFIELD, T.; BASURTO, X.; BOSTROM, A.; CHUENPAGDEE, R.; GOULD, R.; HALPERN, B. S.; HANNAHS, N.; LEVINE, J.; NORTON, B.; RUCKELSHAUS, M.; RUSSELL, R.; TAM, J.; WOODSIDE, U. Where are Cultural and Social in Ecosystem Services? A Framework for Constructive Engagement. *Bioscience*, v. 62, p. 744-756, 2012.
- CHAN, K. M. A.; SATTERFIELD, T.; GOLDSTEIN, J. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics*, v. 74, p. 8-18, 2012.

CONCEIÇÃO, A. A.; PIRANI, J. R.; MEIRELLES, S. T. Floristics, structure and soil of insular vegetation in four quartzite-sandstone outcrops of “Chapada Diamantina”, Northeast Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 30, p. 641-656, 2007.

CONCEIÇÃO, A. A.; RAPINI, A.; CARMO, F. F.; BRITO, J. C.; SILVA, G. A.; NEVES, S. P. S.; JACOBI, C. M. Rupestrian grassland vegetation, diversity, and origin. In: FERNANDES, G. W. (org.). *Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil*. Cham: Springer 2016. p. 105-127.

COSTANZA, R., D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBERPARALLEL, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, p. 253-260, 1997.

DAILY, G. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*, Island Press, 1997.

DANIEL, T. C.; MUHAR, A.; ARNBERGER, A.; AZNAR, O.; BOYD, J. W.; CHAN, K. M. A.; COSTANZA, R.; ELMQVIST, T.; FLINT, C. G.; GOBSTER, P. H.; GRET-REGAMEY, A.; LAVE, R.; MUHAR, S.; PENKER, M.; RIBE, R. G.; SCHAUPPENLEHNER, T.; SIKOR, T.; SOLOVIY, I.; SPIERENBURG, M.; TACZANOWSKA, K.; TAM, J.; VON DER DUNK, A. Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 109, p. 8812-8819, 2012.

DE GROOT, R. S.; ALKEMADE, R.; BRAAT, L.; HEIN, L.; WILLEMEN, L. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, v. 7, p. 260-272, 2010.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M.A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, v. 41, p. 393-408, 2002.

DECHANDT, S. G. *Ecoturismo e seu desenvolvimento: um estudo de caso comparado entre Chapada Diamantina-BA e Bonito-MS*. Salvador: Universidade Federal da Bahia, 2007.

DI MININ, E.; TENKANEN, H.; TOIVONEN, T. Prospects and challenges for social media data in conservation science. *Frontiers in Environmental Science*, v. 3, p. 63, 2015.

FRANÇA, F.; MELO, E.; OLIVEIRA, I. B.; REIS, A. A. C. C.; ALVES, G. L.; COSTA, M. F. Plantas vasculares das áreas alagadas dos Marimbus, Chapada Diamantina, BA, Brasil. *Hoehnea*, v. 37, p. 719-730, 2010.

FUNCH, L. S., FUNCH, R. R.; QUEIROZ, L. P. *Serra do Sincorá: Parque Nacional da Chapada Diamantina*. Feira de Santana. Bahia: Radami, 2008.

FUNCH, R. R.; HARLEY, R. M. Reconfiguring the boundaries of the Chapada Diamantina National Park (Brazil) using ecological criteria in the context of a human-dominated landscape. *Landscape and Urban Planning*, v. 83, p. 355-362, 2007.

FUNCH, R. R.; HARLEY, R. M.; FUNCH, L. S. Mapping and evaluation of the state of conservation of the vegetation in and surrounding the Chapada Diamantina National Park, NE Brazil. *Biota Neotropica*, v. 9, p. 21-30, 2009.

GIULIETTI, A. M., NETA, A. L. D. B.; PAULA, A. R. L. D.; BARBOSA, D. C.; NOGUEIRA, E.; SAMPAIO, E. V. S. B.; SILVA, G. C.; MACHADO, I. C.; VIRGÍNIO, J. F.; MAIA, L. C.; GRIZ, L. M. S.; QUEIROZ, L. P. D.; LIMA, J. L. S.; SILVA, M. A.; FIGUEIREDO, M. A.; RODAL, M. J. N.; BARRADAS, M. M.; BARBOSA, M. R. V.; HARLEY, R. M.; CHAVES, S. M. Vegetação: áreas e ações prioritárias para a conservação da caatinga. In: SILVA, J. M. C. D.; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T. D.; LINS, L. V. (org.). *Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Universidade Federal de Pernambuco, 2004, p. 113-131.

GUERRY, A. D.; RUCKELSHAUS, M. H.; ARKEMA, K. K.; BERNHARDT, J. R.; GUANNEL, G.; KIM, C.-K.; MARIK, M.; PAPPENFUS, M.; TOFT, J. E.; VERUTES, G.; WOOD, S. A.; BECK, M.; CHAN, F.;

CHAN, K. M. A.; GELFENBAUM, G.; GOLD, B. D.; HALPERN, B. S.; LABIOSA, W. B.; LESTER, S. E.; LEVIN, P. S.; MCFIELD, M.; PINSKY, M. L.; PLUMMER, M.; POLASKY, S.; RUGGIERO, P.; SUTHERLAND, D. A.; TALLIS, H.; DAY, A.; SPENCER, J. Modeling benefits from nature: using ecosystem services to inform coastal and marine spatial planning. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, v. 8, p. 107-121, 2012.

HAUSMANN, A.; TOIVONEN, T.; SLOTOW, R.; TENKANEN, H.; MOILANEN, A.; HEIKINHEIMO, V.; DI MININ, E. Social Media data can be used to understand tourists' preferences for nature-based experiences in protected areas. *Conservation Letters*, v. 11, p. e12343, 2018.

HEIKINHEIMO, V.; MININ, E. D.; TENKANEN, H.; HAUSMANN, A.; ERKKONEN, J.; TOIVONEN, T. User-generated geographic information for visitor monitoring in a national park: a comparison of social media data and visitor survey. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, v. 6, p. 85, 2017.

HERMANN, A.; SCHLEIFER, S.; WRBKA, T. The concept of ecosystem services regarding landscape research: a review. *Living Reviews in Landscape Research*, v. 5, 2011.

HERNANDEZ-MORCILLO, M., PLIENINGER, T.; BIELING, C. An empirical review of cultural ecosystem service indicators. *Ecological Indicators*, v. 29, p. 434-444, 2013.

HIRONS, M.; COMBERTI, C.; DUNFORD, R. Valuing cultural ecosystem services. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 41, p. 5.1-5.30, 2016.

IBAMA. *Roteiro Metodológico de Planejamento Parques Nacionais, Reservas Biológicas e Estações Ecológicas*. Brasília: Ibama, 2002.

LADLE, R. J.; CORREIA, R. A.; DO, Y.; JOO, G. J.; MALHADO, A. C. M.; PROULX, R.; ROBERGE, J. M.; JEPSON, P. Conservation culturomics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 14, p. 270-276, 2016.

LEYSHON, C. Cultural ecosystem services and the challenge for cultural geography. *Geography compass*, v. 8, p. 710-725, 2014.

MCHARG, I.L. *Design with Nature*. New York, USA: Doubleday/Natural History Press, 1969.

MEA (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT). *Ecosystems and human well-being*. Washington: Island Press, 2005.

NAHUELHUAL, L.; CARMONA, A.; LOZADA, P.; JARAMILLO, A.; AGUAYO, M. Mapping recreation and ecotourism as a cultural ecosystem service: An application at the local level in Southern Chile. *Applied Geography*, v. 40, p. 71-82, 2013.

NORTON, L. R.; INWOOD, H.; CROWE, A.; BAKER, A. Trialling a method to quantify the 'cultural services' of the English landscape using Countryside Survey data. *Land Use Policy*, v. 29, p. 449-455, 2012.

OLIVEIRA, J. A. Mamíferos: áreas e ações prioritárias para a conservação da caatinga. In: SILVA, J. M. C. D.; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T. D.; LINS, L. V. (org.). *Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Universidade Federal de Pernambuco, 2004. p. 283-292.

PACHECO, J. F. Aves: áreas e ações prioritárias para a conservação da caatinga. In: SILVA, J. M. C. D.; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T. D.; LINS, L. V. (org.). *Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Universidade Federal de Pernambuco, 2004. p. 251-262.

PEH, K. S. H.; BALMFORD, A.; BRADBURY, R. B.; BROWN, C.; BUTCHART, S. H. M.; HUGHES, F. M. R.; STATTERSFIELD, A.; THOMAS, D. H. L.; WALPOLE, M.; BAYLISS, J.; GOWING, D.; JONES, J. P. G.; LEWIS, S. L.; MULLIGAN, M.; PANDEYA, B.; STRATFORD, C.; THOMPSON, J. R.; TURNER, K.; VIRA, B.; WILLCOCK, S.; BIRCH, J. C. TESSA: A toolkit for rapid assessment of ecosystem services at sites of biodiversity conservation importance. *Ecosystem Services*, v. 5, p. E51-E57, 2013.

- PLEASANT, M. M.; GRAY, S. A.; LEPCZYK, C.; FERNANDES, A.; HUNTER, N.; FORD, D. Managing cultural ecosystem services. *Ecosystem Services*, v. 8, p. 141-147, 2014.
- PLIENINGER, T.; DIJKS, S.; OTEROS-ROZAS, E.; BIELING, C. Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land Use Policy*, v. 33, p. 118-129, 2013.
- R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2017.
- RIBEIRO, F. P.; RIBEIRO, K. T. Participative mapping of cultural ecosystem services in Pedra Branca State Park, Brazil. *Natureza & Conservacao*, v. 14, p. 120-127, 2016.
- RICHARDS, D. R.; FRIESS, D. A. A rapid indicator of cultural ecosystem service usage at a fine spatial scale: Content analysis of social media photographs. *Ecological Indicators*, v. 53, p. 187-195, 2015.
- SCHAICH, H.; BIELING, C.; PLIENINGER, T. Linking ecosystem services with cultural landscape research. *Gaia-Ecological Perspectives for Science and Society*, v. 19, p. 269-277, 2010.
- STEFFEN, W.; RICHARDSON, K.; ROCKSTROM, J.; CORNELL, S. E.; FETZER, I.; BENNETT, E. M.; BIGGS, R.; CARPENTER, S. R.; DE VRIES, W.; DE WIT, C. A.; FOLKE, C.; GERTEN, D.; HEINKE, J.; MACE, G. M.; PERSSON, L. M.; RAMANATHAN, V.; REYERS, B.; SORLIN, S. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science*, v. 347, p. 736, 2015.
- TEEB. *The economics of ecosystems and biodiversity: mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*, 2010.
- TENERELLI, P.; DEMŠAR, U.; LUQUE, S. Crowdsourcing indicators for cultural ecosystem services: a geographically weighted approach for mountain landscapes. *Ecological Indicators*, v. 64, p. 237-248, 2016.
- TENERELLI, P.; PÜFFEL, C.; LUQUE, S. Spatial assessment of aesthetic services in a complex mountain region: combining visual landscape properties with crowdsourced geographic information. *Landscape Ecology*, v. 32, p. 1097-1115, 2017.
- THIAGARAJAH, J.; WONG, S. K. M.; RICHARDS, D. R.; FRIESS, D. A. Historical and contemporary cultural ecosystem service values in the rapidly urbanizing city state of Singapore. *Ambio*, v. 44, p. 666-677, 2015.
- TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. *Landscape ecology in theory and practice*. New York: Springer, 2001.
- VAN BERKEL, D. B.; VERBURG, P. H. Spatial quantification and valuation of cultural ecosystem services in an agricultural landscape. *Ecological Indicators*, v. 37, p. 163-174, 2014.
- VAN ZANTEN, B. T.; VAN BERKEL, D. B.; MEENTEMEYER, R. K.; SMITH, J. W.; TIESKENS, K. F.; VERBURG, P. H. Continental-scale quantification of landscape values using social media data. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 113, p. 12974-12979, 2016.
- VIEIRA, F. A. S.; BRAGAGNOLO, C.; CORREIA, R. A.; MALHADO, A. C. M.; LADLE, R. J. A salience index for integrating multiple user perspectives in cultural ecosystem service assessments. *Ecosystem Services*, v. 32, p. 182-192, 2018.
- WATSON, J. E.; DUDLEY, N.; SEGAN, D. B.; HOCKINGS, M. The performance and potential of protected areas. *Nature*, v. 515, p. 67-73, 2014.
- WOOD, S. A.; GUERRY, A. D.; SILVER, J. M.; LACAYO, M. Using social media to quantify nature-based tourism and recreation. *Scientific Reports*, v. 3, p. 2976, 2013.
- YOSHIMURA, N.; HIURA, T. Demand and supply of cultural ecosystem services: Use of geotagged photos to map the aesthetic value of landscapes in Hokkaido. *Ecosystem Services*, v. 24, p. 68-78, 2017.

ECOLOGIA DA PAISAGEM APLICADA À ANÁLISE DA COBERTURA FLORESTAL DAS UNIDADES DE PAISAGEM DO PARQUE NACIONAL SERRA DA CANASTRA-MG, BRASIL

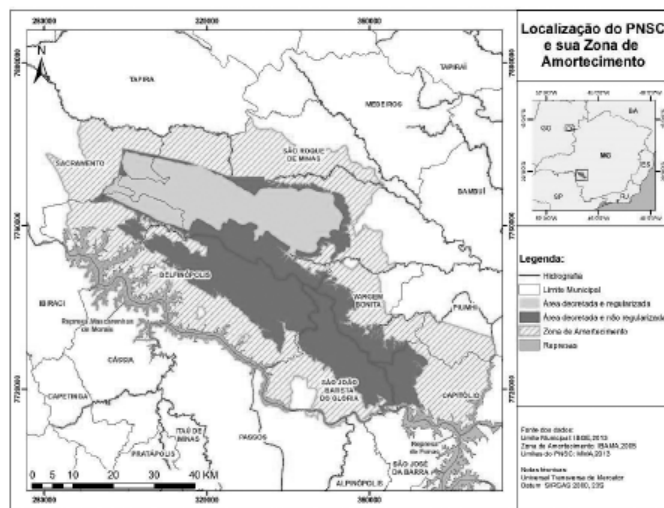
Amanda Alves dos Santos, Maria Márcia Magela Machado

4.10.1 INTRODUÇÃO

Localizado na porção sudoeste do estado de Minas Gerais, o Parque Nacional da Serra da Canastra (PNSC) é uma Unidade de Conservação (UC) de proteção integral. Contempla uma área de aproximadamente 200.000 ha distribuída nos municípios de São Roque de Minas, Sacramento, Delfinópolis, São João Batista do Glória, Capitólio e Vargem Bonita (Figura 1). Uma das características mais importantes dessa região é a intensa rede de drenagem. A vegetação do PNSC é bem variada alternando fisionomias de formações campestres e florestais, típicas do Bioma Cerrado, no qual está inserido. Segundo especialistas, este bioma apresenta biodiversidade elevada, com um número significativo de endemismos associados a espécies de flora e fauna.

A Zona de Amortecimento (ZA) do Parque ocupa, aproximadamente, 270.000 ha e apresenta, assim como o PNSC, alta diversidade biológica. Nela são encontrados usos diversificados com destaque para os reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Furnas e Mascarenhas de Moraes e para as atividades agropecuárias.

Figura 1 – Localização do Parque Nacional da Serra da Canastra e ZA



Fonte: as autoras

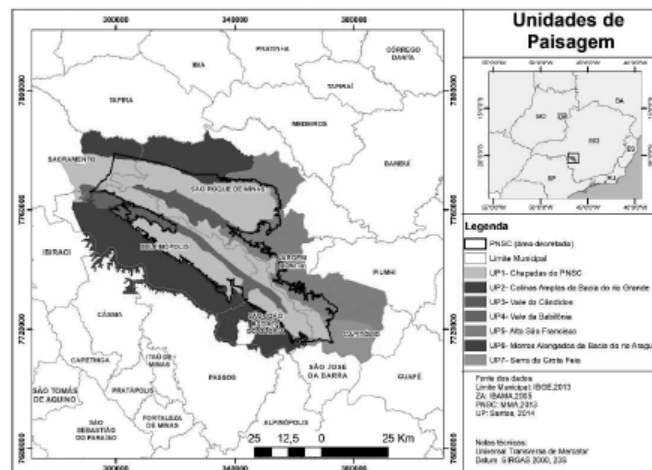
Embora tenha sido criado em 1972, a regularização fundiária do PNSC ainda não foi finalizada. A exemplo de outras Unidades de Conservação (UCs) brasileiras que apresentam, desde a sua origem, conflitos territoriais de acesso a recursos e de pressão antrópica interna e externa (CASTRO JUNIOR, 2009), usos não compatíveis, como lavouras e pastagens, continuam ocorrendo no PNSC contribuindo de forma efetiva para a descaracterização de sua paisagem. O processo de antropização vem sendo tão intenso, que nem mesmo as áreas de preservação permanente (APP) em torno dos rios estão sendo preservadas, o que impede a formação de corredores e potencializa a fragmentação dessas áreas (IBAMA, 2005).

Nesse contexto, e com base em estudos recentes (VERDUM *et al.*, 2006; OLIVEIRA *et al.*, 2007; AMORIM; OLIVEIRA, 2008; WEISS *et al.*, 2013; SANTOS, 2014) que propõem a caracterização dos territórios de UCs a partir de métodos de análise da paisagem, o presente estudo tem como objetivo avaliar a fragmentação da cobertura vegetal das Unidades de Paisagem (UPs) do PNSC e de sua ZA.

O paradigma de compartimentação do território em unidades de área relativamente homogêneas, visando sua melhor compreensão, é antigo na geografia. A busca por uma visão sistêmica nos estudos de paisagem também não é recente. Estas são exatamente as perspectivas do conceito de unidades de paisagem ou unidades geossistêmicas: uma tipificação do território por meio

da integração de seus componentes naturais (elementos dos meios físico e biótico) e antrópicos. Assim, a quantificação do arranjo ou padrão espacial da paisagem da UP possibilita o diagnóstico das relações funcionais e das fragilidades existentes, e, conseqüentemente, pode subsidiar o planejamento de seu manejo e uso sustentável de sua zona de amortecimento. A Figura 2 apresenta a espacialização das Unidades de Paisagem do PNSC e ZA, propostas por Santos (2014).

Figura 2 – Unidades de Paisagem do Parque Nacional da Serra da Canastra e ZA



Fonte: Santos (2014)

A estrutura da paisagem pode ser quantificada por meio de diferentes índices ou métricas baseados na análise da distribuição, forma e arranjo espacial das manchas (CASIMIRO, 2009). De forma geral, as métricas podem ser divididas em de composição e de configuração. A composição diz respeito à variedade e abundância dos tipos de mancha na paisagem. Já os parâmetros de configuração “descrevem a distribuição espacial das manchas na paisagem” (CASIMIRO, 2002) e podem ser utilizados para caracterizar três níveis: fragmento, classe e paisagem (LANG; BLASCHKE, 2006). As métricas relativas ao fragmento descrevem características individuais de cada mancha da paisagem (fragmento) em termos de tamanho, formato ou isolamento. As métricas ao nível de classes trazem valores resumidos de todas as manchas de uma determinada classe, por exemplo, fragmentação das matas e isolamento de lagos. Já as métricas ao nível da paisagem analisam a paisagem como um todo, calculando a interação entre as diferentes classes de manchas (LANG; BLASCHKE, 2006; METZGER, 2009; CASIMIRO, 2009).

Neste trabalho foi realizada uma análise de configuração a partir dos fragmentos das Formações Campestres e Formações Florestais presentes em cada UP, visando apontar aspectos relacionados à fragmentação dessas coberturas vegetais. A fragmentação é um dos processos que alteram a estrutura da paisagem. Por meio dele habitats contínuos são substituídos por habitats divididos em manchas mais ou menos isoladas resultando na “criação em larga escala, de habitats ruins, ou negativos, para um grande número de espécies” (RAMBALDI, 2003, s/p).

4.10.2 MATERIAIS E MÉTODOS

Para a análise da fragmentação da cobertura vegetal das UPs foram utilizadas as seguintes bases: imagens do satélite Landsat8, sensor TM, cena da órbita ponto 219/074 e 220/074 de 2013 (United States Geological Survey – USGS); limites das UPs (SANTOS, 2014); limites municipais (IBGE); limite do Parque Nacional da Serra da Canastra (Ministério do Meio Ambiente – MMA); limite da ZA (Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Renováveis – Ibama) e coordenadas de pontos de controle levantadas em trabalho de campo.

Os softwares utilizados foram: Envi 4.5 e Envi EX para o mapeamento da cobertura vegetal e uso do solo, Fragstats para cálculo das métricas de paisagem, ArcGIS 10.1 para elaboração dos mapas temáticos e pós classificação do mapeamento da cobertura vegetal e uso.

A metodologia consistiu em tratamento e processamento dos dados, mapeamento da cobertura vegetal e do uso do solo e cálculo das métricas de paisagem. Os procedimentos envolvidos nessas etapas são descritos a seguir.

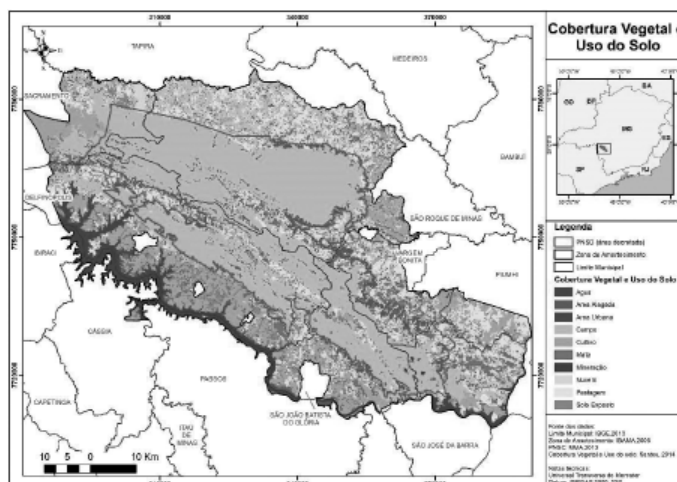
Os dados cartográficos foram convertidos para a mesma projeção e *datum* (UTM-23S/SIRGAS 2000). Nas imagens de satélite foi realizado realce, composição das bandas, recorte de acordo com a área de estudo e o mosaico das cenas.

Para gerar o mapa da Cobertura Vegetal e Uso do Solo (Figura 3) foram utilizadas as imagens pré-processadas na etapa anterior.

As imagens foram classificadas pelo método não supervisionado utilizando o algoritmo ISODATA. Foram identificadas 10 classes, a saber: Formações Florestais, Formações Campestres, Cultivo, Solo Exposto, Pastagem, Área Alagada, Corpos d’água, Área Urbana, Mineração e Nuvem. Após a definição

das classes foi realizada classificação baseada em objeto por meio do algoritmo K-Nearest Neighbor. A pós-classificação, realizada no software ArcGIS 10.1, consistiu de conversão da imagem classificada em vetor, validação da classificação, por meio de sobreposição com a imagem de satélite e com os pontos de controle, e edição vetorial dos polígonos classificados de forma incorreta.

Figura 3 – Mapa de Cobertura Vegetal e Uso do Solo do PNSC e ZA



Fonte: as autoras

Em seguida, para cada Unidade de Paisagem foram calculadas métricas de área, vizinhança, área núcleo e de diversidade para as classes formações florestais e formações campestres. Estas classes representam, respectivamente, 14% e 47%, da composição da paisagem da área de estudo. A Tabela 1 detalha os tipos de métricas que foram calculadas.

Tabela 1 – Métricas de Paisagem Calculadas

Descrição	Métrica
Área total ocupada por classe mapeada (ha)	CA
Porcentagem ocupada pela cassia na UP (%)	PLAND
Número de Fragmentos	NP
Porcentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento da classe (%)	LPI
Média de área de todos os fragmentos da classe (ha)	AREA_MN
Coeficiente de variação da área do fragmento (razão do desvio padrão pela média) (%)	AREA_CV
Total de áreas núcleo	TCA
Porcentagem de área núcleo na paisagem (%)	CPLAND
Número de áreas núcleo disjuntas	NDCA

Fonte: as autoras

4.10.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

As métricas calculadas para os fragmentos das Formações Campestres e Formações Florestais de cada UP são apresentadas e discutidas a seguir.

4.10.3.1 UP1-Chapadas do Parque Nacional da Serra da Canastra

Essa UP é formada, principalmente, pelas chapadas e serras do Parque Nacional da Serra da Canastra. A Tabela 2 apresenta as métricas de sua cobertura vegetal.

Tabela 2 – Métricas de Paisagem da UP1 – Chapadas do Parque Nacional da Serra da Canastra

Métrica	Unidade	Formações Campestres	Formações Florestais
CA	ha	138.312,09	7.364,07
PLAND	%	88,14	4,69
NP	Un	214	708
LPI	%	87,33	0,22
AREA_AM	ha	135.785,23	64,96
AREA_CV	%	1.446,00	229,02
TCA	ha	131.302,35	3.616,11
CPLAND	%	83,67	2,30
NDCA	Un	229	815
ENN_MN	m	128,61	274,58

Fonte: as autoras

As formações campestres são a matriz da paisagem desta UP, ocupando quase 90% de sua área total com, praticamente, um único fragmento. O que caracteriza um altíssimo grau de agregação. Os demais fragmentos mapeados são muito menores implicando em um alto coeficiente de variação. Considerando uma área de borda de 50 metros, quase a totalidade da área é formada por áreas núcleo, ou seja, as formações campestres dessa UP sofrem pouca influência do entorno.

As formações florestais são pouco significantes. Assim, em função da preponderância das formações campestres, pode-se dizer que esta UP apresenta baixa suscetibilidade à ação externa, o que potencializa sua conservação.

4.10.3.2 UP2-Colinas Amplas da Bacia do Rio Grande

Localizada na porção sul da Zona de Amortecimento do PNSC, o cálculo das métricas aponta para o predomínio de tipologias de uso nesta UP, com destaque para cultivo, que ocupa 36,2% da paisagem, em detrimento da cobertura vegetal, que corresponde a 22,7% da área total. Os corpos d'água também sobressaem em função, principalmente, da presença da represa

Mascarenhas de Morais. A Tabela 3 apresenta as métricas da cobertura vegetal desta UP.

Tabela 3 – Métricas de Paisagem da UP2 – Colinas Amplas da Bacia do Rio Grande

Métrica	Unidade	Formações Campestres	Formações Florestais
CA	ha	7957,8	14.697,27
PLAND	%	7,97	14,71
NP	Un	238	814
LPI	%	1,51	1,36
AREA_AM	ha	33,43	18,05
AREA_CV	%	475,65	362,49
TCA	ha	5.879,88	8.055,54
CPLAND	%	5,88	8,06
NDCA	Un	246	1.267
ENN_MN	m	229,87	207,93

Fonte: as autoras

As formações campestres têm pouca expressividade na paisagem desta UP. Ocupam cerca de 8% de sua área e apresentam baixa dominância. A ocorrência das formações florestais é maior, se comparada às formações campestres, mas também não apresenta manchas significativas. Os valores indicam o alto grau de fragmentação da cobertura vegetal desta UP.

4.10.3.3 UP3-Vale dos Cândidos

Esta UP é formada por vales localizados entre os dois grandes chapadões do PNSC. Segundo as métricas calculadas (Tabela 4), a matriz de sua paisagem é composta por formações campestres que ocupam quase 80% de sua área. Em números, existe um predomínio de fragmentos menores, entretanto um dos fragmentos ocupa 70% da área total da Unidade. O alto coeficiente de variação, associado ao valor da distância euclidiana média aos vizinhos mais próximos indica baixa fragmentação e alta dominância dessa classe na Unidade. Considerando a área de borda de 50 m, aproximadamente 90% da área é constituída por áreas núcleo, o que significa que apenas 10% desta provavelmente não será utilizada por espécies sensíveis ao efeito de borda.

Em função das métricas obtidas, constata-se a baixa dominância das formações florestais nesta UP. As áreas núcleo correspondem,

aproximadamente, à metade da área total dessa classe. Nesses fragmentos existem seções menores que 100 metros que quando considerado a área de influência externa direta (50 m) gerou o efeito de disjunção de núcleos, como pode ser observado pelo valor de NDCA.

Tabela 4 – Métricas de Paisagem da UP3 – Vale dos Cândidos

Métrica	Unidade	Formações Campestres	Formações Florestais
CA	ha	9.873,72	2.015,19
PLAND	%	77,44	15,80
NP	Un	69	87
LPI	%	70,04	3,77
AREA_AM	ha	143,10	23,16
AREA_CV	%	744,98	245,19
TCA	ha	8.568,09	1.039,14
CPLAND	%	67,20	8,15
NDCA	Un	87	212
ENN_MN	m	105,20	193,48

Fonte: as autoras

Os resultados permitem dizer que a cobertura vegetal, nesta UP, apresenta alta dominância e baixo grau de fragmentação, totalizando mais de 90% da área total da Unidade.

4.10.3.4 UP4-Vale da Babilônia

A Unidade está localizada no vale formado pelas Serra da Guarida, Serra Preta e Chapada da Babilônia. Pelos valores de métricas apurados (Tabela 5), a matriz dessa paisagem é composta por formações campestres, cujos fragmentos com área menor que 10 ha são predominantes. Considerando uma área de borda de 50 metros, tem-se que 25% das formações campestres dessa UP sofrem alteração na estrutura, na composição e/ou na abundância relativa de espécies devido à localização na porção marginal do fragmento.

Assim como ocorre em outras unidades, as formações florestais dessa UP apresentam alta influência do efeito de borda que atua diretamente em quase

metade dessas formações. O efeito de disjunção de núcleo também foi constatado aqui.

Tabela 5 – Métricas de Paisagem da UP4 – Vale da Babilônia

Métrica	Unidade	Formações Campestres	Formações Florestais
CA	ha	11.891	6.203
PLAND	%	43,74	22,82
NP	Un	409	284
LPI	%	10,08	1,93
AREA_AM	ha	29,07	21,84
AREA_CV	%	661,72	299,21
TCA	ha	8.924	3.451
CPLAND	%	32,83	12,69
NDCA	Un	393	507
ENN_MN	m	133,44	176,07

Fonte: as autoras

Concluindo, os valores calculados indicam baixa dominância e alto grau fragmentação para cobertura vegetal existentes nesta UP, sugerindo que, mesmo quando a classe mais representativa da paisagem é formada por remanescentes de cobertura vegetal, os processos antrópicos podem interferir de maneira considerável no padrão estrutural dessa paisagem.

4.10.3.5 UP5-Alto São Francisco

Esta UP está localizada na porção leste da Zona de Amortecimento do PNSC e sua matriz é composta por uso antrópico do tipo pastagem, que ocupa o equivalente a 40% da área total. As métricas calculadas são apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6 – Métricas de Paisagem da UP5 – Alto São Francisco

Métrica	Unidade	Formações Campestres	Formações Florestais
CA	ha	18.707	23.812
PLAND	%	18,54	23,60

Métrica	Unidade	Formações Campestres	Formações Florestais
NP	Un	987	1093
LPI	%	1,87	2,29
AREA_AM	ha	18,95	21,78
AREA_CV	%	439,87	472,20
TCA	ha	11.743	13.941
CPLAND	%	11,64	13,81
NDCA	Un	1.063	1.731
ENN_MN	m	155,91	169,17

Fonte: as autoras

O tamanho dos fragmentos segue o mesmo padrão nas formações campestres e florestais, com pequena representatividade daqueles maiores que 50 ha e com baixo coeficiente de variação. Os valores para a distância média euclidiana das duas classes, também similares, associados aos resultados das demais métricas calculadas indicam que essas formações estão fragmentadas, tem baixa dominância na paisagem e as manchas remanescentes sofrem considerável influência do entorno.

4.10.3.6 UP6 Morros Alongados da Bacia do Rio Araguari

Localiza-se na porção noroeste da Zona de Amortecimento. Conforme métricas calculadas (Tabela 7), a matriz dessa paisagem é composta por formações campestres que ocupam, pouco mais de 50% da área da Unidade. A dimensão do maior fragmento indica um grau de agregação intermediário. Entretanto, a presença de manchas de outras classes inclusas neste fragmento torna sua forma mais complexa impactando diretamente no seu grau de agregação. As métricas indicam baixa dominância das formações florestais. Considerando o efeito de borda (50 m) constata-se a expressiva existência de seções menores ou iguais a 100 metros nos fragmentos das duas formações.

Tabela 7 – Métricas de Paisagem da UP6 – Morros Alongados da Bacia do Rio Araguari

Métrica	Unidade	Formações Campestres	Formações Florestais
CA	ha	26.964	5.253
PLAND	%	52,24	10,18

Métrica	Unidade	Formações Campestres	Formações Florestais
NP	Un	502	738
LPI	%	22,73	0,30
AREA_AM	ha	53,71	7,12
AREA_CV	%	1075,47	165,91
TCA	ha	19.684	1.775
CPLAND	%	38,14	3,44
NDCA	Un	653	986
ENN_MN	m	110,99	222,68

Fonte: as autoras

Apesar da significativa porcentagem ocupada por pastagem, cultivo e solo exposto, cerca de 40% da área total Unidade, ela é formada predominantemente por cobertura vegetal, sendo considerada a UP, fora dos limites do PNSC, com melhores condições de conservação e com conectividade com o Parque.

4.10.3.7 UP7-Serra da Grota Feia

Localizada na porção sudeste da Zona de Amortecimento, esta UP tem como matriz as formações campestres. Quando considerado a borda de 50 metros, tem-se que, aproximadamente, 80% dessas formações campestres sofrem menor influência do entorno. Mesmo com esse expressivo percentual de áreas núcleo foi observado, pelo menor valor de NDCA (169) em relação ao valor de NP (189), que nessa Unidade há fragmentos de formações campestres que não apresentam área útil para espécies sensíveis ao efeito de borda.

As métricas indicam que as formações florestais são bastante fragmentadas. A aplicação da borda de 50 metros potencializa a fragmentação gerando manchas com mais de um núcleo.

Tabela 8 – Métricas de Paisagem da UP7 – Serra da Grota Feia

Métrica	Unidade	Formações Campestres	Formações Florestais
CA	ha	6.727	3.986
PLAND	%	32,76	19,41

Métrica	Unidade	Formações Campestres	Formações Florestais
NP	Un	189	150
LPI	%	18,27	6,22
AREA_AM	ha	35,59	26,57
AREA_CV	%	796,25	46,77
TCA	ha	5.346	2.563
CPLAND	%	26,03	12,48
NDCA	Un	169	214
ENN_MN	m	139,86	189,86

Fonte: as autoras

Considerando as métricas de paisagem obtidas é possível inferir que essa Unidade apresenta dominância das classes de cobertura vegetal, entretanto elas se encontram bastante fragmentadas com predominância de manchas menores que 10 ha, com formato capaz de intensificar o efeito de borda e, conseqüentemente, diminuir as áreas utilizadas por espécies sensíveis a esse efeito.

4.10.4. CONCLUSÃO

A realização deste trabalho com base em uma abordagem de cunho geográfico/ecológico, por meio da perspectiva integradora de estudo da paisagem e uso de métodos de análise espacial, permitiu o cálculo de métricas que revelaram a estrutura da cobertura vegetal de cada uma das UPs do PNSC. Especificamente, foi possível compreender o nível de fragmentação de cada uma das classes analisadas: formações campestres e formações florestais.

A partir dos resultados das métricas e seus significados ecológicos, foi observado que apenas a UP1 – Chapadas do Parque Nacional da Serra da Canastra – apresenta um alto grau de agregação. Devido à alta porcentagem de pequenos fragmentos e à sua distribuição espacial, observou-se uma fragmentação significativa na paisagem das outras UPs. Assim, foi possível inferir que o grau de fragmentação está mais relacionado às formações geomorfológicas, do que à existência dessa Unidade de Conservação.

Como o planejamento e a gestão de uma UC são de grande importância para manutenção de sua viabilidade ecológica, espera-se que os resultados

obtidos neste estudo possam subsidiar ações que envolvam a conservação e restauração dessa paisagem.

REFERÊNCIAS

- AMORIM, R. R.; OLIVEIRA, R. C. As unidades de paisagem como uma categoria de análise geográfica: o exemplo do município de São Vicente-SP. *Sociedade & Natureza*, v. 20, p. 177-198, 2008.
- CASIMIRO, P. C. Estrutura, composição e configuração da Paisagem, Conceitos e princípios para a sua quantificação no âmbito da Ecologia da Paisagem. *Revista Portuguesa de Estudos Regionais, Revista da APDR*, Coimbra, n. 20, p. 75-97, 1º quadrimestre 2009.
- CASIMIRO, P. C. *Uso do Solo, Teledetecção e Estrutura da Paisagem, Ensaio Metodológico – Conselho de Mértola*. 2002. 585 f. Tese (Doutorado em Geografia e Planeamento Regional, especialidade de Novas Tecnologias em Geografia) – Faculdade de Ciências Sociais e Humanas, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa. 2002.
- CASTRO JÚNIOR, E.; COUTINHO, B. H.; FREITAS, L. E. Gestão da biodiversidade e áreas protegidas. In: GUERRA, A. J. T.; COELHO, C. N. (org.). *Unidades de Conservação: Abordagens e Características Geográficas*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil Ltda, 2009. p. 25-65.
- IBAMA. Ministério do Meio Ambiente. *Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra da Canastra*. Brasília: Ibama/Terra Brasilis, 2005.
- LANG, S.; BLASCHKE, T. *Análise da paisagem com SIG*. São Paulo: Oficina de Textos. ٢٠٠٦.
- METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: O uso adequado de métricas. In: CULLEN, L. JR.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (org.). 2. ed. *Métodos de estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Curitiba: Ed. Universidade Federal do Paraná, 2009. p. 423-453.
- OLIVEIRA, S. N. *et al.* Identificação de unidades de paisagem e sua implicação para o Ecoturismo no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 8, n. 1, p. 87-107, 2007.
- RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (org.). *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: MMA/SBF, 2003. 501p.
- SANTOS, A. A. *Paisagem do Parque Nacional da Serra da Canastra e sua Zona de Amortecimento (MG): Análise a partir de Mineração de Dados e Métricas de Paisagem*. 2014. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais), Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.
- WEISS, C. V. C.; DE LIMA, L. T.; MERGEN, B.; DUTRA, M. S. Análise da paisagem na Lagoa Verde: Proposta para readequação da unidade de conservação da Lagoa Verde no município do Rio Grande, Brasil. *Revista De La Asociación Argentina De Ecología De Paisajes*, v. 4, n. 2, p. 119-129, 2013.
- VERDUM, R.; VIEIRA, L. F. S.; SILVEIRA, C. T. Unidades de paisagem do Parque Estadual de Itapeva-RS. In: VI SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA, REGIONAL CONFERENCE ON GEOMORPHOLOGY, 6., 2006, Goiânia. *Anais [...]*, Regional Conference on Geomorphology. Goiânia: União da Geomorfologia Brasileira – UGB, 2006, v. 2, p. 1-11.

PAISAGENS SONORAS: LIDANDO COM A ACÚSTICA E AS VARIAÇÕES AMBIENTAIS

Marina D. A. Scarpelli, Laura K. Honda, Milton Cezar Ribeiro, Camila P. Teixeira

4.11.1 O QUE SÃO AS PAISAGENS SONORAS

4.11.1.1 Conceitos

O termo *Soundscape* (paisagem acústica, em inglês) foi introduzido por Southworth em 1969 com o objetivo de caracterizar a percepção dos sons contidos no ambiente num contexto urbano. Já em 1976, o compositor, músico e escritor Raymond Murray Schafer em projeto de cunho educativo intitulado *World Soundscape Project*, atentava para a perda das paisagens acústicas naturais. Quatro décadas depois este termo ainda é novo para muitos. Neste tópico apresentamos alguns conceitos essenciais para um bom entendimento dessa área de estudo.

Os sons são propriedades intrínsecas aos ambientes, sejam eles provenientes de organismos vivos, do próprio ambiente ou oriundos de atividades antrópicas. Dessa forma, a Paisagem Sonora (ou Paisagem Acústica) pode ser definida como o conjunto das propriedades audíveis que refletem processos naturais de uma paisagem (SOUSA-LIMA, 2014).

A Ecologia de Paisagens Acústicas (EPA) é a área da ciência que dá ênfase às características ecológicas do som em associação aos padrões espaciais e temporais da paisagem. A EPA compartilha os princípios básicos da ecologia de paisagens, porque os processos que acontecem na paisagem estão intimamente ligados refletindo as características sonoras daquele local (PIJANOWSKI *et al.*, 2011; MULLET, 2016).

Apesar de sua abordagem mais recente, a EPA está inserida em campos mais maduros do conhecimento científico, como é o caso da ecologia acústica e da bioacústica. Estes termos são amplos, e geram ambiguidades conceituais entre grandes referências da área, mas para fins didáticos tentaremos conceituá-los separadamente.

A bioacústica consiste em um campo interdisciplinar, sendo muitas vezes erroneamente vista como um método científico. Ela pode ser definida como o estudo dos sons em animais e inclui áreas do comportamento, fisiologia e ecologia, como a comunicação animal, mecanismos de produção/recepção do som e impactos de ruídos. Já a Ecologia Acústica consiste no estudo do conjunto de interações bióticas e abióticas mediadas pelo som (SOUSA-LIMA, 2014). Na abordagem holística proposta por Schafer, ela ainda pode incluir aspectos da sociologia, antropologia e música (WRIGHTSON, 2000).

4.11.1.2 Estudos em áreas urbanas

Os primeiros estudos sobre paisagem acústica surgiram no âmbito do planejamento urbano, especificamente como indicadores de qualidade de habitat. Com base nisso, em 1972 os Estados Unidos estabeleceram o “Ato do Controle de ruído”, definindo uma política nacional de controle do ruído, buscando promover um ambiente livre de barulhos, garantindo um melhor bem-estar e saúde aos habitantes. Este ato regulamenta o nível e as pesquisas relacionadas ao controle de ruído, além de gerenciar a medição e controle do ruído dentro dos parques nacionais (<https://www.nps.gov/subjects/sound/policy.htm>).

A maioria dos estudos envolvendo paisagens acústicas em áreas urbanas trata de aspectos ligados a sensações humanas e bem-estar. Como exemplo, citamos o estudo feito por Axelsson *et al.* (2010) sobre modelos de percepção de paisagens sonoras. O estudo trata de uma estrutura para construção de modelos para futuras pesquisas com paisagens sonoras, e utilizou um levantamento de como pessoas perceberam determinados sons aos quais foram expostos. Um exemplo de estudo envolvendo áreas urbanas e impactos do ruído no comportamento de animais foi realizado por Gabib *et al.* (2007) no Canadá. Os autores compararam o sucesso de acasalamento de uma espécie de ave (*Seiurus aurocapilla*) em áreas impactadas com e sem presença de ruído. Encontraram uma redução significativa no sucesso de encontro de parceiros nas duas áreas: 77% em áreas sem ruído versus 92% em áreas ruidosas.

4.11.2 COMPONENTES DAS PAISAGENS ACÚSTICAS

Existem diversas maneiras para medição e quantificação das paisagens sonoras. Para este tipo de estudo, é necessário dividi-las em alguns componentes, bem como delimitar o foco do estudo. Os principais

componentes das paisagens acústicas são: a biofonia (sons emitidos pelos animais), a geofonia (sons emitidos pelos componentes geológicos de um determinado local) e a antropofonia ou tecnofonia (sons emitidos pelo homem e suas máquinas).

4.11.2.1 Caracterização, complexidade e periodicidade

O primeiro passo de um pesquisador na área de paisagens acústicas é identificar quais sons são mais importantes. Essa definição deve ser feita considerando, em primeiro lugar, o objetivo da pesquisa. Além disso, os sons de interesse podem ser escolhidos utilizando-se alguns outros critérios, como sua individualidade (sons que sejam muito diferentes do padrão encontrado ou estejam associados a algum outro fenômeno específico), número (sons muito/pouco frequentes) ou pela predominância sobre os demais sons no ambiente (SCHAFER, 1977). Os sons provenientes de uma paisagem são, geralmente, muito complexos, visto que são gerados por inúmeras fontes independentemente, em diferentes bandas de frequência, tempo e localidades (VILLANUEVA-RIVERA *et al.*, 2011). Além das fontes emissoras, a propagação do som é altamente dependente do contexto, sendo diretamente influenciada pela hora do dia, época do ano e componentes estruturais da paisagem, como a cobertura vegetal (GAGE *et al.*, 2017).

4.11.2.2 Antrofonía, biofonia, geofonia

Devido à complexidade do sistema acústico contido nas paisagens, viu-se necessária uma classificação dos sons com base nas fontes em que são produzidos. Essa divisão facilita a compreensão dos processos acústico-ecológicos, muitas vezes mascarados por ruídos de origem antrópica e até mesmo por alterações na estrutura das paisagens.

Em 1987, Krause definiu Biofonia como os sons produzidos pelos animais. Utilizou o termo Geofonia, para descrever os sons produzidos pelos componentes físicos de um ambiente, como a chuva, uma cachoeira ou mesmo o vento. Mais tarde, Pijanowski *et al.* (2011) acrescentou o termo antrofonía (ou antropofonia) para descrever os sons causados pelo homem, suas máquinas e ferramentas. A esse último Mullet *et al.* (2017) também chamou de tecnofonia. Estes três componentes são os alicerces das paisagens acústicas, e, todos os sons registrados em uma determinada paisagem são provenientes de uma destas fontes.

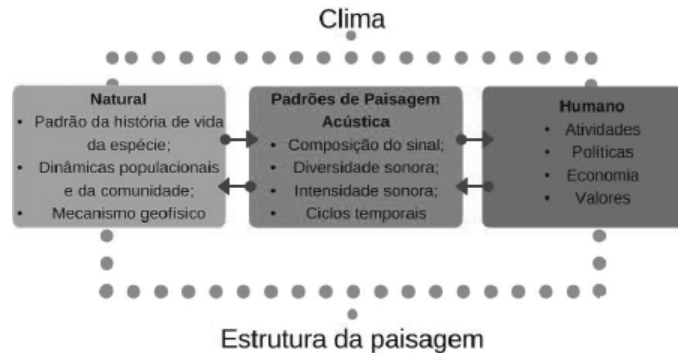
A combinação destes três componentes é única em cada paisagem, formando assim assinaturas sonoras de cada ambiente. Estas dependem do clima, topografia, hidrologia, estrutura da vegetação, fauna, e inúmeros outros fatores que compõem as paisagens e interferem direta e indiretamente nas paisagens acústicas (KRAUSE, 2008; PIJANOWSKI *et al*, 2011). Desta forma, os sons provenientes de um local são reflexos diretos das características físicas da paisagem.

4.11.2.3 Ecologia de paisagens acústicas (EPA)

Assim como o estudo em ecologia da paisagem, o advento de novas tecnologias – como por exemplo, gravadores autônomos – bem como a melhoria na capacidade de armazenamento e processamento de dados, tem proporcionado um rápido avanço nos estudos de EPA. Porém, grande parte destes ainda está centrada nos humanos e os impactos causados em seu bem-estar (PIJANOWSKI *et al.*, 2011, SCARPELLI *et al.*, 2019). Poucos estudos levam em consideração os sons que são produzidos em um ambiente em sua totalidade, e, principalmente, como se dá a interação entre eles.

A Figura 1 mostra a fundamentação dos padrões da paisagem acústica nas mesmas bases da ecologia da paisagem, levando em consideração os ambientes influenciados pelo homem e os ambientes naturais, com as características físicas e climáticas. Com este esquema, fica fácil compreender que a paisagem acústica é formada a partir da interação dos componentes da própria paisagem física com os sons derivados de ações humanas (antropofonia) e fontes naturais (biofonia e geofonia).

Figura 1 – Esquema ilustrando como os ambientes naturais e influenciados pelo homem interagem com os fatores ambientais (clima e estrutura da paisagem) e como os padrões da paisagem acústica se encaixam nesse contexto



Fonte: adaptada de Pijanowski *et al.* (2011)

Os cientistas em EPA procuram fazer inferências e previsões baseadas em processos ecológicos. Idealmente deve-se buscar grandes padrões, que funcionem em diferentes escalas espaço-temporais, e majoritariamente, sobre as comunidades biológicas que compõem a paisagem. Como a ecologia de paisagens acústicas é uma área relativamente nova, muitos pesquisadores ainda têm dificuldades com a coleta e análise destes dados (VILLANUEVA-RIVERA *et al.*, 2011), apesar de que o aumento da acessibilidade à tecnologias tem oferecido muitos avanços ao que diz respeito às ferramentas de análise. Além disso, métricas que associam diretamente atributos da paisagem a processos acústico-ecológicos ainda são subexploradas.

4.11.3 ESTRUTURA DA PAISAGEM E COMPOSIÇÃO SONORA

O ambiente tem influência direta na propagação do som: em ambientes mais abertos o som se propaga com mais facilidade, enquanto em ambientes florestais, com mais vegetação, ele é atenuado (MORTON, 1975). Essa influência está diretamente ligada às propriedades físicas das ondas sonoras, que está além do escopo deste capítulo. Muitas outras características estruturais da paisagem são relevantes para a propagação do som, como a topografia, fatores climáticos (especialmente vento e pluviosidade) e presença de corpos d'água.

A presença antrópica consiste em um dos principais agentes de transformação da paisagem acústica. Isso ocorre tanto em consequência da alteração na composição de espécies – portanto da Biofonia – quanto pela

alteração da própria paisagem, como estrutura viária, urbanização, mineração, atividades de colheitas agrícolas etc. O aumento da emissão de ruídos, entretanto, é uma das fontes mais importantes de transformação das paisagens acústicas naturais, sobretudo no ambiente aquático, no qual o nível de pressão sonora proveniente de ruídos antrópicos duplicou nas duas últimas décadas (RICHARDSON *et al.*, 1995; CHAPMAN; PRICE, 2011).

4.11.4 HIPÓTESES EM EPA

Atualmente poucas teorias tratam explicitamente da influência da paisagem acústica em processos ecológicos, entretanto algumas hipóteses têm sido levantadas. Antes de apresentarmos essas hipóteses, um conceito proposto por Farina (2014) deve ser introduzido: o *Sonotope*. Ele consiste em uma mancha acústica dentro da paisagem sonora, o qual é resultado de uma combinação específica da biofonia, geofonia e antropofonia de uma determinada paisagem. Dessa forma, cada habitat tem seu próprio *Sonotope*. Essa hipótese vem sendo corroborada por outros estudos que associam a heterogeneidade dos sons com a da paisagem (BORMPOUDAKIS *et al.*, 2013; FULLER *et al.*, 2015).

Diante disso, a hipótese da Adaptação Acústica foi elaborada por Krause e Farina (2016), assumindo que as propriedades acústicas de manchas – como por exemplo a morfologia do solo, estrutura da vegetação e as condições atmosféricas – têm efeito direto sob os sons produzidos pelos animais, podendo maximizar ou atenuar sua propagação. Dessa forma, os animais que habitam esses ambientes tendem a adaptar seus sinais sonoros às características ambientais, em um processo evolutivo que se estende por muito tempo. Além da hipótese da Adaptação Acústica, existem duas outras hipóteses que explicam a relação potencial existente entre paisagens sonoras e a paisagem física: (1) a Hipótese do Habitat Acústico e a (2) Hipótese do Nicho Acústico (MULLET *et al.*, 2017).

A hipótese do Habitat Acústico diz que os *Sonotopes* fornecem informações sobre aquele habitat, portanto os animais escolheriam o local que é mais adequado para sua sobrevivência (disponibilidade alimentar, clima, regime de luz, entre outros) a partir da assinatura sonora daquele ambiente (MULLET *et al.*, 2017). Assim, as espécies utilizam da sua cognição para interpretar os sinais sonoros fornecidos pelo ambiente e transformar esses sinais em informação

sobre as funções daquele ecossistema. Se pressupõe que a espécie irá ocupar o habitat que preencher às suas necessidades funcionais e ao limite de frequência sonora produzida/audível para ela (MULLET *et al.*, 2017). Além disso, essas informações fornecidas pelo ambiente ainda estariam ligadas a um outro conceito, conhecido por Orientação Através da Paisagem Sonora (MULLET *et al.*, 2017). Este conceito diz que os animais utilizam a Paisagem Sonora para orientar seu movimento por habitats mais adequados ou menos rígidos (MULLET *et al.*, 2017). Diferentemente da hipótese do Habitat Acústico, a Orientação Através da Paisagem Sonora foca mais na orientação, movimento e deslocamento do animal, e não na ocupação ou permanência (MULLET *et al.*, 2017).

Na hipótese do Nicho Acústico, formulada por Krause (1987), e discutida em muitos outros trabalhos do próprio autor e de outros pesquisadores, diz respeito à organização do espaço acústico, e como ela é diretamente influenciada pela qualidade do habitat (KRAUSE, 2008). Esta hipótese prediz que os organismos dividem o espaço acústico da mesma maneira que fazem com o espaço físico, evitando competição. Dessa forma, animais que produzem sons ao mesmo tempo, particionam o nicho utilizando bandas de frequência diferentes, enquanto os que emitem sons na mesma banda de frequência, evitariam fazê-lo ao mesmo tempo (KRAUSE, 2008).

4.11.5 COLETA DE DADOS DE PAISAGENS ACÚSTICAS

Os equipamentos para coleta de dados de EPA têm avançado em termos tecnológicos. Idealmente, os dados devem ser coletados com o mínimo de influência do pesquisador possível, e atualmente existem inúmeras opções de unidades de gravação autônomas. Apresentaremos a seguir algumas vantagens e desvantagens associadas ao uso desses equipamentos.

4.11.5.1 Monitoramento acústico passivo

O crescente interesse dos pesquisadores em fazer levantamentos acústicos de longo prazo levou ao desenvolvimento dos equipamentos de gravação automática – também chamados de Monitoramento Acústico Passivo (MAP) – que tem se tornado cada vez mais populares e com custos mais baixos (OBRIST *et al.*, 2010). Ecólogos e biólogos têm, recentemente, desenvolvido muitos estudos em parceria com engenheiros, cientistas da computação e até mesmo linguistas, com objetivo de projetar equipamentos e desenvolver

tecnologias capazes de gravar animais que se comunicam acusticamente (BLUMSTEIN *et al.*, 2011). O desenvolvimento destas tecnologias permite o monitoramento de ambientes sem a interferência do pesquisador (OBRIST *et al.*, 2010; DEPRAETERE *et al.*, 2012) e seu uso é recomendado como estratégia complementar de avaliação da biodiversidade uma vez que pode potencializar a eficiência espaço-temporal do monitoramento em estudos de avaliação de impacto ambiental (RIBEIRO *et al.*, 2017).

Os equipamentos de MAP são unidades autônomas que gravam as informações em uma unidade de memória, podendo ou não estar conectados a um relógio, a um computador de baixo gasto energético e outros tipos de sensores para a coleta de dados abióticos, como termômetros, barômetros etc. Essas unidades podem gravar continuamente ou permitir a gravação de acordo com eventos de interesse, e sua autonomia é garantida por um sistema de alimentação composto por baterias ou placas solares. Existem equipamentos que enviam os sinais gravados diretamente para uma central de armazenamento de dados em tempo real, minimizando assim a necessidade da interferência humana no habitat estudado. Esta tecnologia, entretanto, ainda é restrita devido ao alto custo e disponibilidade de tecnologia para envio dos sinais diretamente para um servidor, especialmente em locais remotos.

A tecnologia do MAP gera uma grande quantidade de dados e traz à tona os desafios de gerenciamento e armazenamento do chamado *big data*. O tipo de ambiente a ser gravado e, principalmente, a pergunta a ser respondida vão determinar o desenho experimental da coleta, e com isso, qual a melhor configuração dos microfones, qual a agenda de gravação, entre outros detalhes que influenciam diretamente na quantidade de dados geradas. Além do armazenamento, o processamento dos dados também é altamente dependente da tecnologia disponível, que também deve ser considerada na fase de desenho do estudo.

4.11.5.2 Vantagens e desvantagens no uso de unidades autônomas para coleta de dados de EPA

As novas tecnologias têm auxiliado na coleta de dados sonoros, principalmente desde que as unidades de gravação autônomas se tornaram mais acessíveis. Uma das principais vantagens desses equipamentos consiste no monitoramento simultâneo de inúmeras áreas ao longo do espaço e tempo

(BRANDES, 2005), possibilitando uma amostragem mais robusta (BLUMSTEIN *et al.*, 2011), além de otimizar recursos. Estas tecnologias permitem aos pesquisadores elaborarem perguntas mais abrangentes, o que muitas vezes seria impossível sem esses equipamentos. Outra vantagem das unidades autônomas para coleta de dados acústicos, é que alguns seres vivos crípticos e difíceis de serem visualizados, bem como animais que não são facilmente capturados por armadilhas, podem ser estudados utilizando esta técnica (MARQUES *et al.*, 2013).

Entretanto, quando comparamos os estudos da Ecologia de Paisagens com estudos em Ecologia de Paisagens Acústicas, percebe-se uma defasagem muito grande na série temporal histórica no que diz respeito a registros sonoros. Há vários registros antigos das paisagens, como fotografias ou mesmo mapas, e facilmente pode-se detectar as mudanças em uma determinada área com o auxílio desses recursos. Por outro lado, para saber como uma paisagem acústica era antes do advento de novas tecnologias é necessário fazer inferências por meio de registros escritos, que podem não ser muito imprecisos, sendo potencialmente enviesados pela própria experiência e contexto de quem fez o registro (SCHAFER, 1977). Outras desvantagens é a questão do espaço para armazenamento, tempo de manuseio dos dados e complexidade de processamento.

4.11.5.3 Passo a passo

4.11.5.3.1 Coleta de dados

Os dados de Paisagem Acústica são gravados no formato de sons, por microfones e necessitam de muito espaço para sua armazenagem (aproximadamente 600MB por hora de áudio, dependendo do formato utilizado). Para diminuir o espaço necessário para armazenamento, os arquivos podem ser comprimidos em formatos como MP3, porém, esse tipo de arquivo diminui a qualidade do dado e informações sobre sinais inaudíveis ao ouvido humano são perdidas, inviabilizando sua utilização para os estudos de paisagem acústica. Assim, os dados devem ser coletados e armazenados preferencialmente em formato .wav ou .flac (VILLANUEVA-RIVERA *et al.*, 2011), mesmo que isso signifique maior capacidade de armazenamento.

Um outro ponto importante para a coleta de dados é o microfone. Este equipamento transforma as pressões sonoras oriundas dos sinais acústicos em

sinais elétricos, convertendo a amplitude do sinal em voltagem. Como dito anteriormente, ele é a ferramenta que capta os sons, o que determinará a qualidade, direção e faixa de frequência coletada (VILLANUEVA-RIVERA *et al.*, 2011). As principais especificações que devemos atentar antes do início da coleta de dados são a sensibilidade e direcionalidade do microfone. Além disso, são equipamentos extremamente sensíveis que podem sofrer depreciação ao longo do tempo, especialmente se deixados em campo. Portanto, é fundamental que sejam calibrados periodicamente e até mesmo substituídos, de acordo com as especificações do fabricante.

Antes da escolha do microfone, é preciso conhecer quais os sinais de interesse: para estudos de paisagem acústica, quase sempre o interesse é de se amostrar uma área circular com raio pré-determinado, a partir de um ponto pré-definido, sendo mais aconselhável, portanto, a utilização de um microfone omnidirecional (que grava em todas as direções). No entanto o raio de gravação será variável e vai depender de fatores como obstáculos físicos, além de umidade, nível de ruído, entre outros. É interessante também que se utilize amortecedores de choques e protetores contra o vento. A qualidade dos dados adquiridos depende inicialmente desta escolha, então é interessante que o pesquisador tenha em mãos a curva de sensibilidade do microfone para garantir que a faixa de frequência de interesse esteja contida na margem de confiança.

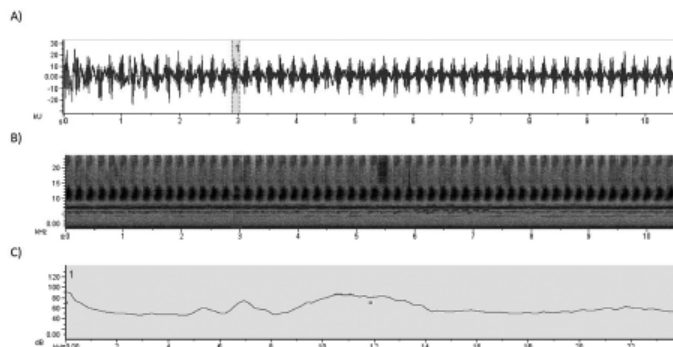
Atualmente existem diversas alternativas de gravadores no mercado. A escolha do equipamento correto depende basicamente do orçamento disponível, por isso é importante atentar-se para o custo x benefício oferecido. Além disso, as adversidades climáticas que serão enfrentadas são preponderantes visto que muitos dos produtos apresentam falhas de funcionamento em ambientes com alta umidade. Diante disso, é interessante ter um feedback de pesquisas anteriores ou fazer um piloto. É importante testar: duração das baterias, funcionamento dos sistemas de memória (cartões de memória ou disco rígido) e até mesmo as configurações do equipamento, que podem ser ajustadas conforme a área de estudo.

4.11.5.3.2 Visualização do som

Após a coleta dos dados, sua visualização pode ser feita utilizando-se diferentes softwares e que fazem uma Transformação de Fourier (FT) a fim de

representar o som da maneira mais conveniente à pergunta. Dois tipos de visualização são mais utilizados: o espectrograma e o oscilograma (Figura 2). O espectrograma representa o som em 3 componentes: frequência (eixo Y), tempo (eixo X) e amplitude (eixo Z – normalmente é visualizada na forma de intensidade de cor) (VILLANUEVA-RIVERA *et al.*, 2011). Por meio deste podemos visualizar a forma ou estrutura espectral de cada sinal emitido em uma paisagem. Atualmente, existem também os espectrogramas em *false-colour*, que são equivalentes aos espectrogramas tradicionais nos eixos X e Y, mas as cores (em RGB) representam um outro processo pós-análise, os índices acústicos (TOWSEY *et al.*, 2014). O oscilograma, por sua vez, mostra como a amplitude (ou intensidade) do som varia ao longo do tempo. Este tipo de gráfico é útil quando o interesse é a exposição ou nível de ruído. Outro tipo de visualização menos utilizado é o espectro de frequência, que nos mostra, usualmente em curtos intervalos de tempo, a distribuição de energia (ou amplitude) nas diferentes faixas de frequência (Figura 2).

Figura 2 – A) espectrograma de uma paisagem sonora. No eixo y as bandas de frequência em KHz, no eixo x o tempo em segundos e no eixo z, visível através das diferentes tonalidades de preto, a amplitude dos sinais acústicos; B) oscilograma de uma paisagem acústica. No eixo y a amplitude dos sinais em KU (Quilo-unidades) e no eixo x o tempo em segundos; C) Espectro de frequência do curto espaço de tempo sinalizado em vermelho nos demais gráficos. No eixo y a intensidade dos sinais em dB e no eixo x a banda de frequência em KiloHertz (kHz)



Fonte: os autores

4.11.5.3 Ferramentas analíticas

Existem hoje alguns índices criados para análise de paisagens acústicas, e alguns pacotes de análise que agrupam estes índices, como, por exemplo, o Seewave (SUEUR *et al.*, 2008), um pacote que roda em linguagem de programação R. Porém, para podermos sintetizar os componentes acústicos de uma paisagem nestes índices, geralmente divide-se os sons nos seus três

componentes principais (biofonia, antropofonia e geofonia), porque a natureza da onda produzida por esses componentes faz com que sua análise precise ser feita separadamente, já que não podem ser comparados uns com os outros diretamente (VILLANUEVA-RIVERA *et al.*, 2011). Os índices acústicos têm se mostrado uma ferramenta eficiente para síntese e a análise de dados acústicos (exemplos: FERREIRA *et al.*, 2018; MACHADO *et al.*, 2017; LELLOUCH *et al.*, 2014). Os índices acústicos são equações matemáticas que utilizam as características espectrais e das ondas sonoras para gerar informações a respeito da quantidade de sinais, variabilidade, complexidade, entre outros. Essa técnica tem crescido muito e se tornado popular nos estudos de paisagens sonoras. Porém ainda há muito o que se estudar no que diz respeito aos padrões apresentados pelos índices em diferentes ambientes, além do fato que, atribuir significado ecológico a esses índices tem sido um desafio enfrentado pelos pesquisadores.

Um método que vem sendo aprimorado e pode ser muito utilizado, principalmente em grandes bancos de dados acústicos, são os algoritmos de detecção automática (VILLANUEVA-RIVERA *et al.*, 2011; OBA, 2004). Estes funcionam de forma semelhante aos algoritmos de classificação automática da paisagem e permitem ao pesquisador criar amostras de treinamento para que o software possa localizar o som de interesse, possibilitando maior agilidade na hora de detectar um sinal. Na EPA, os algoritmos podem ser utilizados para fazer esta detecção dos grupos-fonte dos sinais, separando a geofonia e antropofonia, que são sons com uma assinatura acústica muito bem definida, da biofonia, sons mais diversos (VILLANUEVA-RIVERA *et al.*, 2011). Ao mesmo tempo, essa técnica exige um grande banco de dados para treinamento do algoritmo, o que demanda grande investimento em análises manuais. Inspeções de gravações são extremamente custosas e pouco eficientes, além de serem altamente dependente do pesquisador, embutindo um viés nos resultados.

4.11.6 EXEMPLOS DE ESTUDOS ASSOCIANDO PAISAGENS FÍSICAS E ACÚSTICAS

Em estudo feito por Pekin e colaboradores em 2012, os autores correlacionam métricas da paisagem – obtidas de dados derivados de *Light Detection and Ranging* (Lidar) – com diversidade acústica. Em um segundo

momento, utilizaram as métricas de Lidar para prever a paisagem acústica da área que não foram coletados dados acústicos. A diversidade acústica foi calculada com o Índice de Diversidade de Shannon, e algumas métricas do entorno do ponto de gravação foram calculadas com os dados de Lidar. A diversidade acústica foi modelada para áreas florestais e, ainda, uma análise de *hotspots* (pontos de alta agregação sonora) foi feita, considerando os pontos que teriam maior atividade acústica segundo o modelo. As métricas calculadas a partir dos dados de LIDAR se mostraram altamente correlacionados com a diversidade acústica, sugerindo que estes atributos da paisagem podem ser utilizados como fatores preditores da fauna vocal naquele local.

Um outro estudo realizado por Rodriguez *et al.* (2014) tratou da estrutura acústica da paisagem de uma floresta neotropical na Guiana Francesa. Foram identificados quatro padrões acústicos no ciclo de 24 horas além de padrões em uma larga escala temporal. Além disso, foram encontradas divergências acústicas entre o sub-bosque e o dossel em termos de amplitude e frequência. Estas divergências também foram encontradas em termos de horizontalidade da paisagem. Assim, o trabalho concluiu que uma paisagem pode ser sutilmente estruturada temporalmente e espacialmente, como um reflexo da própria heterogeneidade da vegetação.

Um outro estudo conduzido por Fuller *et al.* (2015) teve como objetivo testar diferentes índices para avaliar se os resultados encontrados são comparáveis em diferentes níveis de fragmentação e condições ecológicas em 19 áreas na Austrália. Foram comparados seis diferentes índices, que demonstraram diferentes aplicabilidades. Alguns refletiram melhor a diversidade sonora, outros a variação diária dos sons locais, enquanto outros foram mais satisfatórios na comparação de características da paisagem e nos sons daquele local. Este estudo foi importante para ressaltar a importância das avaliações de paisagens sonoras feitas remotamente como uma ferramenta de avaliação e monitoramento ecológico na Austrália.

4.11.7. PERSPECTIVAS

À medida que as pesquisas nessa área avançam, faz-se cada vez mais necessário o advento e melhoria de tecnologias, ferramentas e equipamentos que permitam análises mais diretas e rápidas (VILLANUEVA-RIVERA *et al.*, 2011). O avanço das tecnologias de captura de dados acústicos nas últimas décadas é evidente com o crescente número de equipamentos de MAP e unidades com grande autonomia de bateria e transmissão de dados em tempo real. As ferramentas analíticas de detecção automática e índices que resumem a complexidade e diversidade acústica também apontam a direção para soluções de trabalhos com uma grande quantidade de dados.

Apesar desses avanços, poucos trabalhos utilizam e desenvolvem métricas que explicitamente tratam da influência da estrutura da paisagem na composição da paisagem acústica. Essas métricas devem levar em conta quais os principais fatores que influenciam a propagação do som, respeitando os fenômenos físicos inerentes às ondas sonoras como a perdas e ganhos de energia, distorções, refração, efeitos de espelho, sombra acústica etc.

Outro déficit dos trabalhos em ecologia de paisagens acústicas se encontra na falta de perguntas com embasamento em teorias ecológicas. Muitos são os estudos que se propõem a medir índices que resumem aspectos populacionais, porém poucos trabalham as interações em comunidades, como competição e cooperação e até mesmo trabalhos em grandes escalas como fenologia e resiliência de paisagens acústicas.

Por ser uma área muito dependente de tecnologia, considera-se que o desenvolvimento e avanço das perguntas é ainda incipiente, mesmo que não seja uma área de pesquisa tão nova assim. Ainda há muito o que se responder e desenvolver no que tange às paisagens sonoras, sendo uma área com muitas oportunidades de pesquisa.

AGRADECIMENTOS

Os autores são gratos à Eliziane Garcia de Oliveira, pela amostra de dados para confecção das imagens, e à Renata Sousa-Lima, pelos ensinamentos não literários.

REFERÊNCIAS

- AXELSSON, Ö.; NILSSON, M. E.; BERGLUND, B. A principal components model of soundscape perception. *The Journal of the Acoustical Society of America*, v. 128, n. 5, p. 2836-2846, 2010.
- BLUMSTEIN, D. T.; MENNILL, D. J.; CLEMINS, P.; GIROD, L.; YAO, K.; PATRICELLI, G.; DEPPE, J. L.; KRAKAUER, A. H.; CLARK, C.; CORTOPASSI, K. A.; HANSER, S. F.; MCCOWAN, B.; ALI, A. M.; KIRSCHER, A. N. G. Acoustic monitoring in terrestrial environments using microphone arrays: Applications, technological considerations and prospectus. *Journal of Applied Ecology*, v. 48, n. 3, 758-767, 2011.
- BORMPOUDAKIS, D.; SUEUR, J.; PANTIS, J. D. Spatial heterogeneity of ambient sound at the habitat type level: Ecological implications and applications. *Landscape Ecology*, v. 28, p. 495-506, 2013.
- BRANDES, T.S. *Acoustic monitoring protocol*. Tropical Ecology Assessment and Monitoring (TEAM) Initiative Set of Biodiversity Monitoring Protocols, Washington: Center for Applied Biodiversity Science, Conservation International, 2005.
- CHAPMAN, N.R.; PRICE, A. Low frequency deep ocean ambient noise trend in the Northeast Pacific Ocean. *The Journal of the Acoustical Society of America*, v. 129, n. 5, p. EL161-L165, 2011.
- DEPRAETERE, M.; PAVOINE, S.; JIGUET, F.; GASC, A.; DUVAIL, S.; SUEUR, J. Monitoring animal diversity using acoustic indices: implementation in a temperate woodland. *Ecological Indicators*, v. 13, n. 1, p. 46-54, 2012.
- FARINA, A. *Soundscape ecology: principles, patterns, methods and applications*. New York: Springer, 2014.
- FERREIRA, L. M.; OLIVEIRA, E. G.; LOPES, L. C.; BRITO, M. R.; BAUMGARTEN, J.; RODRIGUES, F. H.; SOUSA-LIMA, R. S. What do insects, anurans, birds, and mammals have to say about soundscape indices in a tropical savanna. *Journal of Ecoacoustics*, v. 2, p. PVH6YZ, 2018.
- FULLER, S.; AXEL, A. C.; TUCKER, D.; GAGE, S. H. Connecting soundscape to landscape: which acoustic index best describes landscape configuration? *Ecological Indicators*, v. 58, p. 207-215, 2015.

- GAGE, S. H.; WIMMER, J.; TARRANT, T.; GRACE, P. R. Acoustic patterns at the Samford Ecological Research Facility in South East Queensland, Australia: the peri-urban SuperSite of the terrestrial ecosystem research network. *Ecological Informatics*, v. 38, p. 62-75, 2017.
- HABIB, L.; BAYNE, E.; BOUTIN, S. Chronic industrial noise affects pairing success and age structure of ovenbirds *Seiurus aurocapilla*. *Journal of Applied Ecology*, v. 44, p. 176-184, 2007.
- KRAUSE, B. L. Bioacoustics, habitat ambience in ecological balance. *Whole Earth Review*, v. 57, p. 14-18, 1987.
- KRAUSE, B. Anatomy of the soundscape: evolving perspectives. *Journal of the Audio Engineering Society*, v. 56, n. 12, p. 73-80, 2008.
- KRAUSE, B.; FARINA, A. Using ecoacoustic methods to survey the impacts of climate change on biodiversity. *Biological Conservation*, v. 195, p. 245-254, 2016.
- LELLOUCH, L.; PAVOINE, S.; JIGUET, F.; GLOTIN, H.; SUEUR, J. Monitoring temporal change of bird communities with dissimilarity acoustic indices. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 5, p. 495-505, 2014.
- MACHADO, R. B.; AGUIAR, L.; JONES, G. Do acoustic indices reflect the characteristics of bird communities in the savannas of Central Brazil? *Landscape and Urban Planning*, v. 162, p. 36-43, 2017.
- MARQUES, T. A.; THOMAS, L.; MARTIN, S. W.; MELLINGER, D. K.; WARD, J. A.; MORETTI, D. J.; HARRIS, D.; TYACK, P. L. Estimating animal population density using passive acoustics. *Biological Reviews*, v. 88, n. 2, p. 287-309, 2013.
- MORTON, E. S. Ecological sources of selection on avian sounds. *The American Naturalist*, v. 109, p. 17-34, 1975.
- MULLET, T. C.; FARINA, A.; GAGE, S. H. The acoustic habitat hypothesis: an ecoacoustics perspective on species habitat selection. *Biosemiotics*, v. 10, p. 319-336, 2017.
- NATIONAL PARK SERVICE. *National Park Service management policies*. NPS, 2006.
- OBA, T. Application of automated bioacoustic identification. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, v. 76, p. 445-451, 2004.
- OBRIST, M. K.; PAVAN, G.; SUEUR, J.; RIEDE, K.; LLUSI, A. D.; MÁRQUEZ, R. Bioacoustic approaches in biodiversity inventories. *ABC Taxa*, v. 8, p. 68-99, 2010.
- PEKIN, B. K.; JUNG, J.; VILLANUEVA-RIVERA, L. J.; PIJANOWSKI, B. C.; AHUMADA, J. A. Modeling acoustic diversity using soundscape recordings and LIDAR-derived metrics of vertical forest structure in a neotropical rainforest. *Landscape Ecology*, v. 27, p. 1513-1522, 2012.
- PIJANOWSKI, B. C.; VILLANUEVA-RIVERA, L. J.; DUMYAHN, S. L.; FARINA, A.; KRAUSE, B. L.; NAPOLETANO, B. M.; GAGE, S. H.; PIERETTI, N. Soundscape ecology: the science of sound in the landscape. *BioScience*, v. 61, n. 3, p. 203-216, 2011.
- RIBEIRO, J. W.; SUGAI, L. S. M.; CAMPOS-CERQUEIRA, M. Passive acoustic monitoring as a complementary strategy to assess biodiversity in the Brazilian Amazonia. *Biodiversity and Conservation*, v. 26, p. 2999-3002, 2017.
- RICHARDSON, W. J.; GREEN, C. R.; MALME, C. I.; THOMPSON, D. H. *Marine mammals and noise*. San Diego: Academic Press, 1995.
- RODRIGUEZ, A.; GASC, A.; PAVOINE, S.; GRANDCOLAS, P.; GAUCHER, P.; SUEUR, J. Temporal and spatial variability of animal sound within a neotropical forest. *Ecological Informatics*, v. 21, p. 133-143, 2014.

SCARPELLI, M. D. A.; RIBEIRO, M. C.; TEIXEIRA, F. Z.; ROBERT, J.; TEIXEIRA, C. P. Gaps in terrestrial soundscape research: it's time to focus on tropical wildlife. *Science of the Total Environment*, v. 707, p. 135403, 2019.

SCHAFFER, R. M. *The tuning of the world*. New York: Knopf, 1977.

SOUSA-LIMA, R. S. *Introdução à bioacústica*. Notas de aula apresentada na disciplina Bioacústica, Natal: Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2014.

SUEUR, J.; AUBIN, T. Seewave, a free modular tool for sound analysis and synthesis. *Bioacoustics*, v. 18, p. 213-226, 2008.

SUEUR, J.; FARINA, A.; GASC, A.; PIERETTI, N.; PAVOINE, S. Acoustic indices for biodiversity assessment and landscape investigation. *Acta Acustica united with Acustica*, v. 100, p. 772-781, 2014.

TOWSEY, M.; ZHANG, L.; COTTMAN-FIELDS, M.; WIMMER, J.; ZHANG, J.; ROE, P., Visualization of long-duration acoustic recordings of the environment. *Procedia Computer Science*, v. 29, p. 703-712, 2014.

VILLANUEVA-RIVERA, L. J.; PIJANOWSKI, B. C.; DOUCETTE, J.; PEKIN, B. A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. *Landscape Ecology*, v. 26, n. 9, p. 1233-1246. 2011.

VILLANUEVA-RIVERA, L. J.; PIJANOWSKI, B. C.; DOUCETTE, J.; PEKIN, B. A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. *Landscape Ecology*, v. 26, n. 9, p. 1233-1246, 2011.

WRIGHTSON, K. An introduction to acoustic ecology. *Soundscape*, v. 1, p. 10-13, 2000.

GESTÃO INTEGRADA DE VULNERABILIDADE E RISCO NA PAISAGEM COSTEIRA E MARINHA

Julia Bentz, Hugo P. Costa, Andreia Sousa, Mário Rui Pinho, Susana Marreiros, Luís F. Dias

4.12.1 INTRODUÇÃO

Os oceanos ocupam cerca de 75% da superfície do planeta e aproximadamente 90% da biomassa da Terra, sendo ricos em biodiversidade. Existem sistemas marinhos de grande complexidade, cujas interações entre si e com os sistemas terrestres, apenas começamos a compreender. Pela sua dimensão e importância para a vida humana em múltiplos aspetos, apresentam-se como uma fonte essencial de proteína e a base da subsistência para milhões de pessoas. Outro papel vital dos oceanos consiste no armazenamento de dióxido carbono e produção de oxigénio, moldando o sistema climático da Terra. Apesar da sua importância, os sistemas marinhos continuam ser os ecossistemas menos estudados, menos protegidos e por vezes mal geridos (BAN *et al.*, 2014). Os ecossistemas marinhos e costeiros à escala global estão cada vez mais ameaçados e os recursos pesqueiros em declínio (MEA, 2005, WORM *et al.*, 2006, SELIG *et al.*, 2013). Essa situação resulta de atividades humanas não coordenadas e insustentáveis, sendo expectável que tal tendência se venha a agravar com as alterações climáticas (BAXTER; LAFFOLEY, 2016; SECRETARIAT OF THE CBD, 2003). É reconhecido que a degradação dos ecossistemas marinhos e consequente perda de biodiversidade, possa pôr em causa a provisão de uma série de serviços importantes, nomeadamente serviços dos ecossistemas que incluem os serviços de abastecimento (e.g. peixe, marisco, algas para alimentação, algas e minerais para produtos de saúde), os serviços de regulação (e.g. proteção costeira, purificação da água, fornecimento de oxigénio, armazenamento de dióxido carbono) e os culturais (bens não monetários derivados da natureza, sua beleza assim como benefícios imateriais, intelectuais e culturais).

Para uma gestão integrada dos oceanos, assim como dos sistemas terrestres, ter-se-á de ter em conta: a complexidade dos diferentes elementos da paisagem, o capital natural e serviços dos ecossistemas associados, o bem-

estar humano e potenciais ameaças e estresses que poderão incidir no sistema. Este tipo de gestão é imprescindível para uma visão sistémica dos ecossistemas marinhos, considerando a sua complexidade e tendo em conta impactes globais bem como práticas locais.

4.12.2 GESTÃO INTEGRADA DE VULNERABILIDADE E RISCO – O MODELO MARISCO

4.12.2.1 Abordagens de gestão marinha e costeira

A abordagem do MARISCO é baseada na gestão adaptativa dos ecossistemas e facilita a integração dos riscos e vulnerabilidades na conservação dos ecossistemas, valorizando as suas interações com os sistemas humanos. Esta metodologia, testada em diversas partes do planeta (*e.g.*, Jiangxi na China, Siete Iglesias and Tinajillas – Río Gualaceño – no Equador, ou Brandenburg, na Alemanha), contribui para a combinação do planeamento e da gestão do risco. O MARISCO, desenvolvido por Pierre L. Ibisch, Peter R. Hobson do Centre for Economics and Ecosystem Management, Eberswalde, Alemanha é um modelo que integra as seguintes características:

- aumento da participação e representação das partes interessadas, por meio de workshops, em que as partes interessadas criam um esquema conceptual das interações da área de estudo, combinando a gestão adaptativa com cenários, planeamento do território, gestão do risco e uma abordagem baseada nos ecossistemas;
- valorização de uma abordagem multidisciplinar para análise da situação e planeamento estratégico;
- criação de um processo comunitário, aberto e transparente;
- valorização do conhecimento científico, *i.e.*, o processo é desenvolvido com o conhecimento científico disponível, não sendo restringido por lacunas de conhecimento;
- tendencialmente, incorpora informação técnica e científica que permita aos agentes decidir, consistindo numa abordagem em que a inexistência de informação não deve parar o processo de decisão e gestão. Assim, no contexto de falta de informação cientificamente

validada, as decisões devem ser tomadas com o conhecimento empírico das pessoas envolvidas;

- visa a enfatizar a complexidade da dinâmica dos sistemas, onde os elementos são analisados em rede, por meio de interações positivas e negativas, em cascata ou em processos sinérgicos.

Esta metodologia centra a análise dos problemas nos serviços dos ecossistemas e nos impactes decorrentes das alterações climáticas, identificando as suas principais ameaças. A abordagem permite concretizar uma visão integrada em que as decisões são suportadas em dados científicos, sendo estes apresentados de uma forma simples.

4.12.2.2 Caso do estudo Açores: Elementos da paisagem & usos chave

O arquipélago dos Açores situa-se no Oceano Atlântico, a cerca de 1500 quilómetros de Lisboa e a 3900 km da costa leste dos Estados Unidos da América. É composto por nove ilhas com uma área total de 2333 quilómetros quadrados de território emerso.

O ecossistema marinho dos Açores é tradicionalmente denominado de Mar Profundo. Esta designação resulta das características oceânicas (a região nerítica é muito diminuta ou ausente) do arquipélago constituído de nove ilhas isoladas, rodeadas por mar quase sem plataforma continental e com uma profundidade média de 3000 m (MARTINS, 1986, 1987; ISIDRO, 1996; PINHO; MENEZES, 2005). As principais estruturas físicas que se encontram neste ecossistema, para além das ilhas, são a dorsal média atlântica, os montes submarinos e as fontes hidrotermais (PINHO; MENEZES, 2009; SILVA; PINHO, 2007; PITCHER *et al.*, 2007). Estas estruturas constituem, na prática, as áreas disponíveis para o desenvolvimento de atividades humanas e são habitats considerados pela Ospa como ameaçados.

A economia açoriana baseia-se principalmente na agricultura (incluindo a produção de leite), e na pesca (PETIT; PRUDENT, 2008).

O turismo começou a crescer em meados da década de 1990 e tem vindo a tornar-se um importante setor económico, sendo que, segundo as últimas estatística, este setor cresce a taxas superiores a 20% (SREA, 2017). As diversas atividades recreativas e de lazer costeiras são as principais atrações turísticas,

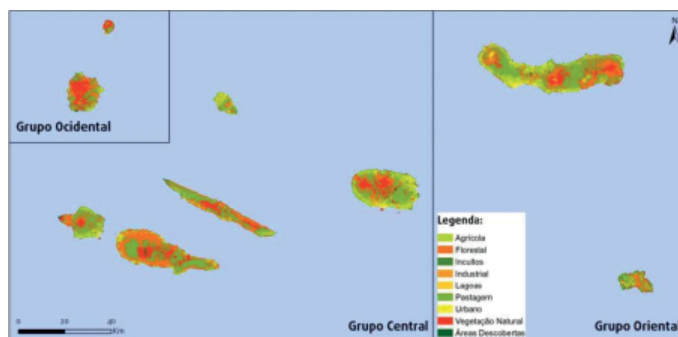
onde se enquadram atividades com a náutica de recreio, e as atividades marítimo-turísticas (e.g. turismo de cruzeiros, mergulho, observação de baleias e golfinhos, natação com golfinhos, pesca desportiva) e turismo de natureza (e.g. caminhadas) (BENTZ *et al.*, 2016a,b). Uma atividade crescente é também o imobiliário turístico, sobretudo na orla costeira que tem como consequência a construção de várias infraestruturas de apoio ao longo da costa.

4.12.2.2.1 Zonas costeiras

A zona costeira das nove ilhas é bastante heterogénea nas suas características geomorfológicas. Com uma extensão de 1170 km, possui elementos tão variados como lagoas, dunas, crateras, arribas e fajãs, muitos deles indicadores da sua origem vulcânica (GOVERNO DOS AÇORES, 2012). Graças às condições climáticas mais favoráveis e ao relevo menos acidentado que noutras partes das ilhas, a maioria das povoações e atividades económicas encontram-se numa faixa paralela à costa, estando por isso exposta a eventos naturais de elevado risco (NG *et al.*, 2014). Aliado a esses fatores, também o papel do mar, enquanto única via de comunicação, foi relevante para a localização inicial dos povoamentos, em estreita articulação com as áreas onde as características de abrigo portuário eram mais favoráveis.

Este conjunto de fatores foram determinantes para uma tendência de ocupação e crescimento linear dos aglomerados urbanos, existindo algumas áreas que apresentam características de cidade compacta, que resultam da concentração de atividades económicas e administrativas, o que contribui para uma maior complexificação do sistema urbano.

Figura 1 – Distribuição espacial das classes de ocupação do solo na RAA



Fonte: Cruz *et al.* (2007)

A Carta de Ocupação do Solos da Região Autónoma dos Açores (SRAM, 2007) consiste numa síntese do uso e ocupação do território, categorizando-o por meio de uma nomenclatura baseada em nove classes de espaço, grande parte das quais, com expressividade na faixa litoral das ilhas (Figura 1).

Essas podem ser sintetizadas em dois grandes conjuntos, estando o primeiro relacionado com áreas fortemente artificializadas (*e.g.* espaços urbanos, espaços industriais) e o segundo com áreas de características mais naturais (*e.g.* espaços de vegetação natural, incultos, praias, rocha nua), por vezes, associadas a atividades económicas relacionadas com o setor primário (*e.g.* espaços agrícolas, pastagens, espaços florestas).

4.12.2.2 Biodiversidade e áreas protegidas

Os arquipélagos, como os Macaronésicos, onde se inclui os Açores, são áreas que concentram uma elevada biodiversidade com um elevado número de espécies endémicas terrestres (BORGES *et al.*, 2010). Embora menos conhecidas, as espécies marinhas no arquipélago constituem um conjunto único de espécies tropicais e subtropicais, mediterrânicas e de águas temperadas frias. Esta diversidade de espécies está associada à localização oceânica, ao clima temperado e à recente idade geológica das ilhas (BARREIROS, 2013).

A maioria das espécies apresenta uma ampla distribuição geográfica, contudo em muitas ilhas existem grandes profundidades junto à costa o que acaba por gerar uma diversidade de invertebrados, peixes e cetáceos associados às ilhas. No arquipélago dos Açores foram listados cerca de 1883 *taxa*, sendo o número total de espécies e subespécies endémicas cerca de 39, a

maioria moluscos (29 espécies) (BORGES *et al.*, 2010). Os grupos mais diversos são os peixes (543 *taxa*), moluscos (353 *taxa*) macroalgas (327 *taxa*) e artrópodes (291 *taxa*). Apesar de existir um número reduzido de endemismos, a diversidade de espécies de diferentes origens que ocorrem no arquipélago é única e é expectável que o número de espécies identificadas para os Açores possa aumentar regularmente como resultado da investigação científica (SANTOS *et al.*, 1995; BARREIROS, 2013).

Os Açores, devido às suas características oceanográficas e biológicas apresentam dois tipos de habitats principais: o costeiro (*e.g.*, intertidal rochoso) e o oceânico (*e.g.*, bancos e montes submarinos). O intertidal rochoso é composto por diferentes formações como as poças de maré, lagoas costeiras ou grutas, entre outros, e é essencialmente constituído por algas que fornecem substrato, alimento e abrigo a invertebrados (NETO *et al.*, 2005).

Dos habitats oceânicos destacam-se os bancos e montes submarinos, os recifes, jardins de corais de águas frias e campos hidrotermais. As fontes hidrotermais são habitats extremos de grandes profundidades nos quais ocorrem espécies endémicas e espécies especificamente adaptadas a estes ambientes. Nos Açores estão identificados seis campos hidrotermais sendo que dois deles estão protegidos pela diretiva Habitats e pela convenção OSPAR (Menez Gwen e Lucky Strike) e que esta última protege também o campo hidrotermal Rainbow.

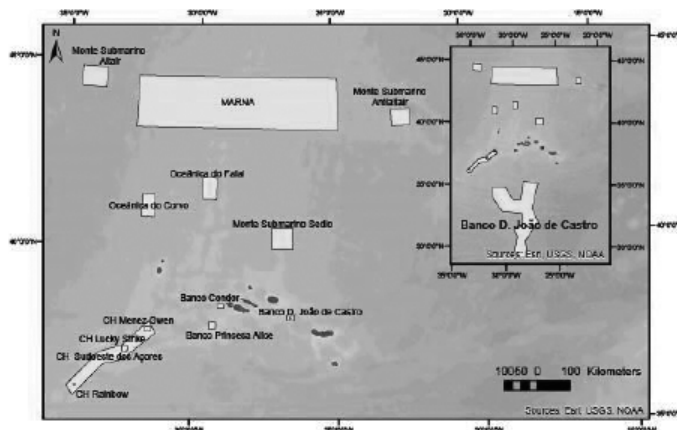
Os montes submarinos são montanhas no fundo do mar com mais de 1000 metros de altura que não atingem a superfície. Se possuírem profundidades até aos 1000 metros são considerados bancos de pesca. Ambos os montes submarinos e os bancos de pesca são áreas onde se concentram um elevado número de espécies sendo por isso áreas importantes para a atividade pesqueira.

Com o objetivo de conservar as espécies e habitats dos Açores e de definir critérios de gestão uniformes para as diferentes áreas classificadas, o Governo Regional procedeu a uma reclassificação da Rede Regional de Áreas Protegidas dos Açores (Decreto Legislativo Regional n.º 15/2007/A, de 25 de junho) tendo constituído os Parques Naturais de Ilha (PNI) e o Parque Marinho dos Açores (PMA) (DRA, 2016).

Os Parques Naturais de Ilha (PNI) são áreas terrestres classificadas, podendo abranger áreas marítimas situadas no mar territorial adjacente a cada

uma das ilhas do arquipélago (SRMCT, 2014). O Parque Marinho dos Açores é constituído por áreas classificadas que se situam para além do mar territorial. No total, os Parques Naturais de Ilha e o Parque Marinho dos Açores incluem 44 áreas marinhas protegidas com uma área superior a 10 000 km² exteriores à área territorial e mais de 100 000 km² para além do limite da Zona Económica Exclusiva (ABECASSIS *et al.*, 2015).

Figura 2 – Áreas marinhas protegidas no Arquipélago dos Açores



Fonte: Direção Regional do Ambiente, Governo dos Açores

Nos Açores, as AMP não apresentam zonamento (i.e., áreas com diferentes níveis de restrição ao uso), no entanto, existem 8 nas quais não é permitido qualquer tipo de pesca. Recentemente tem havido esforços no sentido de regular a pesca nas áreas marinhas protegidas, nas Ilhas de Santa Maria, Graciosa, São Miguel e no canal Pico-Faial (PORTEIRO, 2017). Nestas áreas a regulamentação foi desenvolvida com o envolvimento de diferentes instituições, pescadores e empresas marítimo-turísticas.

A gestão integrada dos diferentes usos do mar com o envolvimento de todas as partes interessadas permite uma eficaz implementação de medidas de gestão e exploração sustentável dos recursos marinhos.

4.12.2.2.3 Pesca

Nos Açores estão identificadas cerca de 500 espécies marinhas (SANTOS *et al.*, 1997). Destas, foram até agora desembarcadas nas lotas açorianas cerca de 200 espécies diferentes, das quais apenas cerca de 74 são desembarcadas regularmente (LAROSE *et al.*, 2017). Contudo o número de espécies comerciais, abrangendo as diferentes componentes do ecossistema, que

sustenta pescarias dirigidas é muito mais restrito. Na prática, definem-se nos desembarques comerciais dos Açores três grandes tipos de recursos pesqueiros: Peixes, moluscos e Crustáceos. Quanto à arte de pesca define-se nos Açores a pesca por apanha, à linha (incluindo, linha de mão, corrico, salto e vara e palangre), armadilha, cerco e rede de emalhar costeira. Quanto à frota classifica-se a mesma em função do tamanho e autonomia das embarcações como local (convés aberto, parcialmente cabinado e convés fechado), costeira e de largo. As pescarias são caracterizadas de acordo com o conjunto definido pelo tipo de recurso alvo da pesca, artes e frotas utilizadas (ver PINHO; MENEZES, 2009). Observamos a ocorrência de pescarias multiespecíficas (várias espécies alvo), multiartes (utilizando várias artes de pesca), multifrotas (envolvendo várias componentes da frota) e multiáreas (explorando diferentes áreas como zonas costeiras e montes submarinos e componentes do ecossistema pelágico, demersal, bentico). O zonamento espacial das frotas nos Açores, estabelecido no licenciamento por legislação em função da capacidade das mesmas e do tipo de arte, com frotas artesanais em geral a operar junto às costas das ilhas e frota costeira a operar nas zonas fora do mar territorial (montes submarinos), tem o objetivo precaucionário de mitigar potenciais conflitos no acesso aos recursos e reduzir o nível de impacto da pesca nos stocks e nos habitats junto das zonas costeiras. A gestão das pescarias baseia-se principalmente, de acordo com a PCP (Política comum da Pesca), no estabelecimento de TACs (capturas totais autorizadas) e quotas para a captura dos principais recursos alvo da pesca. Para a região dos Açores cerca de 16 stocks têm TAC/quotas estabelecidos. Adicionalmente está em vigor um conjunto de medidas técnicas para controle da exploração incluindo limitações no licenciamento, configuração das artes de pesca, tamanho do anzol ou malhagem das artes, na captura e rejeições ao mar, na área de operação das embarcações de pesca, tamanho mínimo de desembarque permitido para as espécies, paragem biológica, rede de áreas protegidas marinhas etc. Como medida adicional de proteção de habitats vulneráveis foi implementada a nível europeu a proibição da utilização do arrasto de fundo e de redes de emalhar numa área extensa da ZEE dos Açores (Reg. (CE) n.º 1568/2005) e a nível local a proibição de utilização das artes de ganchorra, redes de cerco para atum, redes de emalhar de deriva e fundeadas. Estas medidas mitigam fortemente o impacto da pesca nos habitats e biodiversidade.

A pesca é, contudo, também um importante elemento paisagístico pela integração das infraestruturas de apoio (e.g., portos, lotas, sistemas de frio, indústria de transformação), embarcações e artes de pesca no tecido urbanístico, conectando muito com outros setores.

4.12.2.2.4 Atividades marítimo-turísticas

O arquipélago dos Açores é um destino emergente para atividades marítimo-turísticas oferecendo a possibilidade de mergulho com espécies emblemáticas, nomeadamente o tubarão azul e jamanta, e de observação de uma elevada diversidade de espécies de cetáceos.

A grande variedade de cetáceos, confirmada por meio da presença cerca de 28 espécies, assim como muito boas condições para a observação (taxa de sucesso, proximidade à costa), contribuíram para a classificação dos Açores como um dos 10 melhores destinos para a sua observação a nível mundial, em 2010 (ICES, 2010; DRTA, 2017). Estas condições têm contribuído para um forte crescimento desta atividade e para o aumento geral do turismo. Cerca de 12,5% dos turistas nos Açores indicam a observação de cetáceos como a principal motivação para visitar o arquipélago (SREA, 2007).

As saídas de observação de cetáceos ocorrem maioritariamente à volta das ilhas São Miguel, Pico e Faial (cerca de 98% do total das saídas), mas também, ocasionalmente, partindo da ilha Graciosa. Esta atividade conta com 19 operadores turísticos na região (DRTA, 2017). Muitos destes operadores também oferecem natação com golfinhos. A maior parte utiliza barcos semirrígidos para 12-24 passageiros e alguns destes utilizam também barcos de casco rígido com capacidade de até 80 passageiros. As espécies mais avistadas são o golfinho-pintado (*Stenella frontalis*), golfinho-comum (*Delphinus delphis*), roaz-corvineiro (*Tursiops truncatus*), grampo (*Grampus griseus*) e cachalote (*Physeter macrocephalus*) (Silva *et al.*, 2003). Em algumas épocas do ano pode-se observar também o golfinho-pintado, o golfinho-riscado (*Stenella coeruleoalba*) a baleia-piloto-tropical (*Globicephala macrorhynchus*) a baleia-comum (*Balaenoptera physalus*), a baleia-azul (*Balaenoptera musculus*) e sardinheira (*Balaenoptera borealis*). Apesar do cachalote ser a espécie mais emblemática para a atividade de observação de cetáceos, os golfinhos e as baleias de barbas também são alvo de grande interesse (SEQUEIRA *et al.*, 2009; SILVA *et al.*, 2003).

O arquipélago dos Açores tem-se tornado, também, num destino crescente não tropical para a atividade do mergulho, dado a possibilidade de esta atividade ser realizada com espécies muito particulares, incluindo tubarões (e.g. tubarão azul – *Prionace glauca*, tubarão baleia – *Rhincodon typus*), rinquim (*Isurus oxyrinchus*), jamantas (mobulas), atuns, tartarugas, ou meros. Os cerca de 29 operadores registados no Portal Regional do Turismo (<http://www.visitazores.com/en/experience-the-azores/scuba>) operam nas 9 ilhas do arquipélago, sendo que alguns deles oferecem também outras atividades, sendo exemplo a pesca desportiva, a caminhada ou, como referido anteriormente, a observação de cetáceos. As ilhas São Miguel, Santa Maria, Pico e Faial atraem a maior parte dos mergulhadores (cerca de 89%).

Existem nos Açores fatores ambientais e sociais favoráveis para a atividade do mergulho, onde se incluem a possibilidade de mergulhar com espécies pelágicas, a qualidade e limpidez da água, a sua temperatura, a diversidade de mergulhos possíveis (e.g., costeiros, em alto mar, grutas, montes submarinos), o número reduzido de mergulhadores por local e o tamanho reduzido de embarcações. Estes fatores, assim como o crescente interesse na realização desta atividade com espécies icónicas e a degradação de destinos de recifes tropicais, tem resultado num forte crescimento de mergulhadores no arquipélago (BENTZ *et al.*, 2016d). Apesar do mergulho ter crescido, tornando-se numa das maiores atrações turísticas nos Açores, continuam a existir dados limitados sobre esta atividade no que diz respeito ao número de mergulhadores (BENTZ *et al.*, 2014; DRTA, 2013).

Para manter uma qualidade elevada da atividade, assim como um impacto reduzido nos ecossistemas costeiros e marinhos, é necessária uma gestão integrada que deverá ter também em conta os diversos fatores sociais e ambientais associados, assim como potenciais novas ameaças resultantes das alterações climáticas.

4.12.3 GESTÃO INTEGRADA DA PAISAGEM COSTEIRA E MARINHA NOS AÇORES (APLICAÇÃO DO MODELO MARISCO)

O MARISCO inclui um esquema visual que facilita o envolvimento de diversos atores chaves e que permite uma visão abrangente das especificidades duma paisagem e dos ecossistemas associados ao mar dos Açores (Figura 3).

Nesse sentido, pretende-se também contribuir para a construção de uma visão geral que permita relacionar conceitos e ligações complexas para a gestão do território e para a avaliação de riscos, circunscritos à paisagem marinha açoriana. Esta abordagem parte do pressuposto que a paisagem e o território do caso de estudo estão claramente relacionados com os ecossistemas e a sua relação com a sociedade e a económica local.

Para o presente estudo foram utilizados apenas os conceitos e as lógicas de ligação para a construção do esquema conceptual (Figura 3), tratando-se, portanto, de uma abordagem muito simplificada do MARISCO. A metodologia foi adaptada às necessidades do presente trabalho por meio: da definição dos elementos da paisagem marinha; da necessidade de gestão integrada para a preservação destes elementos; e da ligação fundamental entre a gestão da paisagem e dos recursos e os elementos socioeconómicos.

Assim, foi construído o esquema tendo por base quatro grandes tipologias que pode ser observado na Figura 3.

4.12.3.1 Ameaças e estresses

Sobre os elementos definidos anteriormente, são, tendencialmente, exercidos ameaças e estresses, que resultam de dois vetores fundamentais: a pressão humana e as alterações climáticas.

As pressões humanas consideradas como mais relevantes nos Açores consistem: (a) nos usos extrativos, por meio da sobrepesca, da exploração de minerais e da exploração dos recursos hídricos; (b) na sobrecarga do sistema, a partir da construção na linha de costa, do uso recreativo do mar, da sobrecarga associada aos transportes marítimos e aos usos balneares. Também as questões relacionadas com a poluição foram elencadas, nomeadamente por intermédio de potências derrames de combustíveis e do uso excessivo de fertilizantes e cargas orgânicas.

Para as alterações climáticas são identificados três aspetos fundamentais relacionados com ameaças e estresses: (a) o aumento da intensidade e frequência de tempestades; (b) a subida do nível médio do mar; (c) o aumento da temperatura média do mar; e (d) o aumento da temperatura média do ar.

As ameaças ou estresses decorrentes das alterações climáticas poderão resultar em impactes tão diversos como a disrupção das viagens marítimas ou movimentos de vertentes, nomeadamente nas arribas costeiras mais

suscetíveis. Ou seja, as saídas para o mar serão tendencialmente mais difíceis com o aumento da intensidade e frequência de tempestades, os eventos de precipitação intensa podem criar condições mais favoráveis a movimentos de vertentes (através de fissuras), e as arribas costeiras suscetíveis estarão mais expostas à erosão, devido ao aumento da intensidade e frequência de tempestades em conjugação com a subida do nível médio do mar. Esses fatores climáticos promoverão ainda o aumento da ocorrência de galgamentos oceânicos, a intrusão salina e a erosão Costeira.

As alterações climáticas poderão ainda promover outras ameaças e stress, nomeadamente promovendo situações de *blooms* algais devido ao aumento da temperatura global dos oceanos.

No contexto das ameaças e stresses exercidos sobre os elementos da Paisagem, importa ainda referir a ação cumulativa da generalidade das pressões humanas e dos fatores climáticos descritos no esquema conceptual do MARISCO (Figura 3). Dessa forma, é possível evidenciar um conjunto de ameaças e stresses que resultam da combinação entre as pressões humanas e as alterações climáticas, sendo exemplo: (a) a degradação e/ou perda dos habitats costeiros e marinhos; (b) a redução e/ou extinção de espécies; (c) o estabelecimento de espécies invasoras; pressão humana nas áreas naturais (excedência da capacidade de carga); e (d) alteração da distribuição de espécies (e.g. peixes e cetáceos).

4.12.3.2 Capital natural e elementos da paisagem

Os elementos considerados nesta tipologia foram as zonas costeiras e os oceanos. Nas zonas costeiras foram elencados os elementos relevantes para a constituição da paisagem. Estes consistem na zona intertidal; nas fajãs; nas lagoas; nas praias; nas piscinas naturais; e nos portos.

Para a definição do Capital Natural e Elementos da Paisagem, incorporou-se também o Oceano no contexto de valorização dos ecossistemas e da biodiversidade que lhes está associada. Num segundo momento, designaram-se os elementos mais fortes para a caracterização do Mar dos Açores, consistindo nos peixes e nos cetáceos. O Capital Natural e os Elementos da Paisagem foram considerados centrais na definição do esquema conceptual proposto, sendo sobre estes elementos que todas as outras tipologias são aplicadas e relacionadas.

4.12.3.3 Serviços dos ecossistemas

A valorização dos elementos naturais constituintes da paisagem açoriana, permitiu evidenciar um conjunto de serviços associados a esses ecossistemas. Tratam-se de serviços de: (a) regulação, onde se destaca a proteção da linha de costa e a regulação térmica; (b) provisionamento e culturais, onde se destaca a produção de peixe, o turismo associado ao mergulho e observação de cetáceos; (c) suporte, sendo exemplo a valorização o potencial de manutenção da comunidade de peixes associados à costa, o armazenamento de CO₂, a garantia de suporte físico para os cetáceos e peixes, por meio da produtividade e da diversidade biológica.

4.12.3.4 Bem-estar humano e benefícios

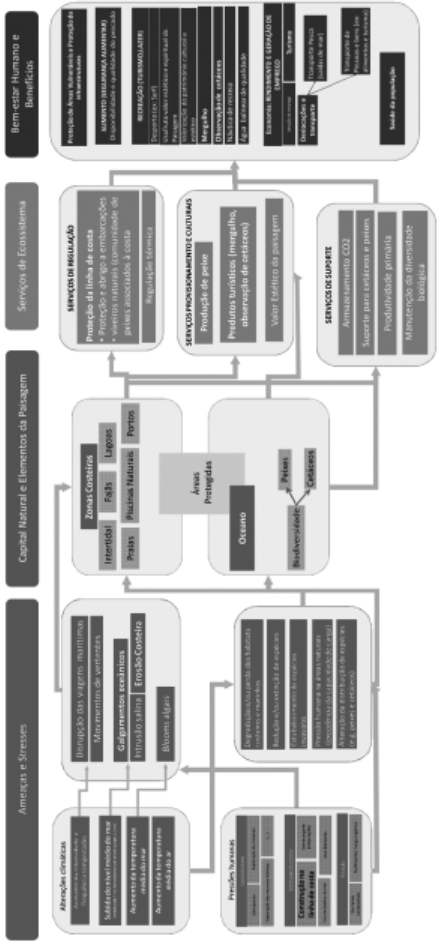
Decorrentes dos serviços de ecossistema resulta bem-estar e benefícios para as comunidades, essencialmente locais. Esses benefícios podem ser tangíveis ou intangíveis, representando vantagens do ponto de vista da resiliência das pessoas e do território ou da económico e de desenvolvimento. Genericamente, devem ser destacados os seguintes benefícios: (a) os associados à necessidade de proteção das áreas e infraestruturas vulneráveis, limitando galgamentos oceânicos e erosão costeira; (b) a capacidade de produção de alimento, por meio das características da disponibilidade e qualidade do pescado; e (c) a recreação, benefícios que para além das vantagens diretas para as populações, representam atualmente um forte fator de desenvolvimentos económico por via do turismo. Nesse contexto, a observação de cetáceos e a atividade de mergulho são considerados uma “bandeira” da região, sendo diversas vezes, comunicados no contexto para a promoção turística.

Neste capítulo, optou-se pela aplicação de uma abordagem embora simplificada da metodologia MARISCO. Esta abordagem tem a vantagem de estruturar o trabalho, definir o seu âmbito de ação e evidenciar as questões mais importantes nos Açores. Constitui-se assim um esquema conceptual sobre o binómio ecossistema e paisagem marinha para os Açores.

Desta forma, procura-se também contribuir para a construção de uma visão geral que permita relacionar conceitos e ligações complexas para a gestão do território e para a avaliação de riscos, circunscritos à paisagem marinha açoriana. Para tal parte-se do pressuposto que a paisagem e o território do caso de estudo estão claramente relacionados com os ecossistemas e estes com

a sociedade e a económica local. Existem ameaças e outro tipo de elementos que foram apenas elencadas no esquema marisco (Figura 3) e para os quais não foi concretizada uma análise sistemática. No entanto optou-se por manter a incorporação desses elementos para que se possa enriquecer e valorizar a complexidade de interações que estão presentes na região.

Figura 3 – Adaptação do esquema conceptual da metodologia MARISCO aplicado ao arquipélago dos Açores



Fonte: os autores (esquema inicialmente desenvolvido no âmbito do Programa Regional para as Alterações Climáticas dos Açores)

4.12.3.5 Zonas costeiras

As zonas costeiras são de extrema importância para os Açores e para as comunidades que habitam o arquipélago. Nestas áreas, desenvolvem-se atividades humanas diversas de cariz social, cultural, político ou económico. A localização dos aglomerados urbanos, as indústrias, a presença de vastas áreas agrícolas e a atividade turística escolhem preferencialmente esta zona para se desenvolverem, devido a diferentes fatores referidos anteriormente. A ocupação do litoral por atividades humanas e as alterações nas dinâmicas costeiras, projetadas em cenários de alterações climáticas, colocam uma grande pressão sobre os serviços dos ecossistemas, com particular relevância para os de regulação.

Os eventos naturais mais relevantes nos Açores dizem respeito às erupções vulcânicas, terremotos, tsunamis, deslizamentos de vertentes, queda de rochas, tempestades (por ação do mar), inundações rápidas, entre outros (MEDEIROS; CABRAL, 2013).

Tendo em conta que, apesar desses riscos, as zonas costeiras dos Açores continuam a ser alvo de uma procura crescente, é necessário reduzir a vulnerabilidade ao perigo, evitar ou minimizar a realocação de populações e proteger a herança cultural. A engenharia costeira poderá ser uma de várias opções que devem ser apresentadas à população e analisadas antes de tomar uma decisão, que deverá ser multidisciplinar e considerar impactes ambientais e benefícios sociais (NG *et al.*, 2014).

Com as alterações climáticas, as zonas costeiras dos Açores tornam-se especialmente vulneráveis à subida do nível médio do mar e ao aumento da intensidade e frequência de fenómenos extremos, sendo fundamental aprofundar conhecimentos e avaliar a vulnerabilidade costeira a esses impactes (BORGES *et al.*, 2014).

Nos Açores, foi registada uma subida do nível do mar de 2,5 mm/ano (± 0.4) entre 1978 e 2007, sendo o ritmo de subida superior se for apenas analisado o período entre 1996 e 2007, com um aumento de 3,3 mm/ano ($\pm 1,5$) (NG *et al.*, 2014). As projeções globais indicam um aumento entre 0,26 e 0,82 m até ao final do século XXI (STOCKER *et al.*, 2013), podendo chegar até 1,10 m (JEVREJEVA *et al.*, 2011) no pior cenário. Especificamente para o Arquipélago dos Açores, a subida pode atingir os 0,8 m (KOPP *et al.*, 2014). Este aumento terá impactes mais graves sempre que se conjugar com a

sobrelevação do nível do mar associada a tempestades (STOCKER *et al.*, 2013), ou a furacões (*storm surge*). Relativamente a estes últimos e apesar de não existirem alterações significativas na sua frequência no Oceano Atlântico (MURAKAMI *et al.*, 2013), o Arquipélago dos Açores poderá ser atingido com maior regularidade por tal fenómeno, devido ao aumento da sua intensidade (BENGTSSON *et al.*, 2007) e à modificação da região de origem dos furacões para nordeste (ZHAO; HELD, 2012).

O aumento da temperatura média do mar é especialmente prejudicial para a biodiversidade forçando algumas espécies a migrarem para norte em busca de condições para as quais estão mais bem adaptadas. Nos Açores têm sido observadas várias espécies de peixes tropicais (PETIT; PRUDENT, 2008), projetando-se que tais ocorrências venham a ser cada vez mais frequentes como resultado do aumento da temperatura do oceano (FIELD *et al.*, 2014).

Atualmente as falésias açorianas erodem a uma velocidade relativamente baixa, dependente em grande parte da composição litológica (CE, 2004). Com a subida do nível médio do mar projetada para o futuro, as zonas costeiras estarão cada vez mais sujeitas a estresses, sendo a erosão um dos mais preocupantes. Para além das falésias, também as praias, fajãs, zonas intertidais, lagoas e piscinas naturais são especialmente vulneráveis, muito devido ao capital natural e importantes elementos da paisagem presentes nestas zonas.

Tendo em conta que a maioria das infraestruturas existentes nos Açores (*e.g.*, transportes, residenciais, comerciais, saúde) se localizam próximo da costa, estas zonas são especialmente vulneráveis (CE, 2014). A capacidade adaptativa de infraestruturas costeiras é tida como baixa, dado que a oportunidade de realozá-las para zonas mais interiores é limitada, devido à topografia acidentada, altitude e condições meteorológicas desfavoráveis (CE, 2014).

Perante estes riscos, torna-se fundamental proteger a linha de costa e as suas infraestruturas. Os portos, por exemplo, são especialmente vulneráveis, dada a impossibilidade de serem realozados. Há uma quantidade de fatores críticos aos quais os portos estão sujeitos, sejam eles operacionais (*e.g.*, logística), económicos (*e.g.*, tamanho das embarcações, cargas transportadas), financeiros (*e.g.*, taxas, parcerias público-privadas), infraestruturais (*e.g.*, canais, acessos por terra), ou naturais (*e.g.*, correntes, nível do mar, ondas, ventos), os quais as alterações climáticas influenciam. Os planos de ação para os portos

deverão assegurar a proteção destas infraestruturas e das suas embarcações, permitindo uma atualização frequente com os dados de monitorização e as projeções climáticas mais recentes, ao invés de serem imutáveis a longo prazo (INOUE, 2013).

4.12.3.6 Biodiversidade e áreas protegidas

Os ecossistemas e as espécies que ocorrem nas ilhas têm sido ameaçados por diversas atividades humanas entre as quais se destacam as alterações climáticas, a introdução de espécies exóticas, o turismo, a poluição e os usos extrativos dos recursos naturais.

Nos açores a realidade não é diferente, estando algumas destas ameaças já documentadas. Por exemplo, no que respeita às espécies marinhas introduzidas (i.e., espécies que ocorrem fora da sua área de distribuição nativa) foram identificados 55 *taxa* sendo que destas 33 foram consideradas invasoras (i.e., espécies introduzidas em novos territórios que se adaptam e colonizam novas áreas tornando-se uma potencial ameaça às espécies nativas (CARDIGOS *et al.*, 2006).

A poluição marinha é uma das principais ameaças que afeta globalmente os ecossistemas podendo existir numa diversidade de tipologias como a poluição sonora, química ou o lixo marinho. Uma das principais formas de poluição química é a contaminação por substâncias perigosas por meio da descarga de resíduos industriais e águas residuais e a utilização excessiva de fertilizantes e pesticidas. No caso das águas residuais, estas podem transportar grandes quantidades de nutrientes que em conjunto com temperaturas mais elevadas podem gerar *blooms* algais com impactes nas espécies e ecossistemas, mas também com potenciais impactes para a saúde humana e turismo. Apesar de não existirem estudos que documentem estes impactes nos Açores é possível que más práticas agrícolas e pecuárias impactem em alguma medida os ecossistemas marinhos dos Açores (SRMCT, 2014).

Uma importante ameaça para os ecossistemas marinhos nos Açores é a extração de espécies dos ecossistemas costeiros e oceânicos. Nos ecossistemas costeiros a atividade extrativa é direcionada à apanha de lapas (*Patella aspera* e *P. candei*), polvos (*Octopus vulgaris*), cracas (*Megabalanus azoricus*) e algumas algas (em especial, *Porphyra* sp., *Asparagopsis armata*, entre outras) (DEPLEDGE *et al.*, 1992; SRMCT, 2014). Nos ecossistemas oceânicos, a pesca comercial é a

atividade extrativa com maior impacto, resultando na redução da abundância das espécies e na abrasão do substrato derivada das artes de pesca utilizadas (descrição da atividade de pesca nos Açores no subcapítulo “Pescas”).

O turismo nos Açores é dos principais sectores económicos na região que viu um aumento recente no número de visitantes em parte relacionado com o transporte aéreo mais económico (*low-cost*) para as ilhas. As atividades marítimo-turísticas, por meio do aumento do número de embarcações e/ou viagens no caso da observação de cetáceos (por exemplo), podem ter consequências para a reprodução, comunicação e alimentação destas espécies (descrição das atividades marítimo-turísticas nos Açores no subcapítulo “Atividades marítimo-turísticas”).

As alterações climáticas são uma ameaça global com impactes locais e são uma agravante às pressões humanas identificadas nos Açores, com potenciais consequências para os serviços dos ecossistemas. Por exemplo, no caso das espécies introduzidas, estas podem tornar-se invasoras ao encontrar condições mais favoráveis para se estabelecerem, desequilibrando os ecossistemas.

Um dos impactes já observados está relacionado com a alteração do padrão de distribuição das espécies (SILVA *et al.*, 1998; CARDIGOS *et al.*, 2006; AFONSO *et al.*, 2014) como resposta ao aumento da temperatura da água. No caso de espécies de peixe exploradas comercialmente, estas alterações geram uma pressão adicional tanto do ponto de vista dos *stocks* de pesca como da própria indústria pesqueira que poderá ter de se adaptar (*e.g.*, alterando a sua frota pesqueira) como resultado das alterações provocadas pelas alterações climáticas.

Todas estas ameaças podem levar a uma degradação ou perda de habitats bem como a uma redução ou perda de espécies nos Açores gerando alterações ao nível da estrutura e funcionamento dos ecossistemas.

Com o objetivo de manter os serviços providenciados pelos ecossistemas e os benefícios que lhe estão associados, foram criados instrumentos de gestão que auxiliam a conservação dos recursos marinhos. Nos Açores, as áreas marinhas protegidas apresentam uma reduzida ou ausente restrição à pesca sendo que apenas oito não permitem qualquer tipo de pesca (WWF, 2017). Um dos exemplos de áreas restritas à pesca é o monte Condor, que desde 2010 está a ser utilizado para investigação, monitorização e recuperação dos *stocks* de pesca. No futuro, os Açores têm como objetivo dar continuidade ao processo

de regulamentação das áreas marinhas protegidas e avaliar quantitativamente a importância socioeconómica e os serviços dos ecossistemas nestas áreas (PORTEIRO, 2017).

A avaliação destes serviços é importante para compreender melhor a contribuição destas áreas para a proteção das espécies e habitats e quantificar a sua importância para as diversas atividades económicas marítimas como a pesca e o turismo.

A diversidade de espécies e habitats que constituem ecossistemas únicos são particularmente importantes nos Açores, uma região dependente dos seus serviços para a sua prosperidade económica, social e cultural.

4.12.3.7 Pesca

A pesca comercial é uma atividade económica baseada no serviço de provisionamento do ecossistema. Esta atividade cumpre o importante papel de fornecer alimento (proteína) aos seres humanos. Contudo, os recursos vivos podem, eles próprios, gerar também outros serviços, de regulação e suporte, pelo que as sociedades humanas beneficiam de numerosas formas diferentes dos serviços gerados pelos recursos vivos marinhos. Estes serviços são, contudo, sujeitos a um conjunto de ameaças provenientes da ação da pesca.

A pesca é provavelmente a atividade humana de maior impacto documentado no ecossistema marinho dos Açores. Assume-se que a aquacultura não é atualmente uma atividade humana exercida no meio marinho Açoriano, estando ainda no início do seu desenvolvimento. A principal ameaça da pesca nos ecossistemas dos Açores é a extração seletiva de espécies e em menor intensidade a abrasão das artes de pesca no substrato. Cada uma destas ameaças tem conexões com outras atividades humanas, nomeadamente com o turismo (e potencialmente a aquacultura) na extração seletiva de espécies e adicionalmente também com a construção de infraestrutura costeiras e com a dragagem de inertes para o caso da abrasão.

A extração seletiva de espécies exerce impactos diretos sobre a abundância e estrutura dos recursos (principalmente de peixes e recursos bentónicos litorais) e em menor intensidade impactos na cadeia trófica. A pesca comercial é a atividade de maior ameaça e com maior impacto na extração seletiva de espécies e ocorre nas diferentes componentes do ecossistema (pelágico, demersal e benthico). A pesca recreativa está a tornar-se uma atividade

potencialmente importante devido também ao crescimento do turismo. Os principais recursos comerciais de grandes pelágicos dos Açores (patudo, bonito, voador, espadarte) e demersais de profundidade (e.g., goraz, alfonsim, boca negra) (ICES, 2017a, 2017b; PINHO *et al.*, 2014; DIOGO *et al.*, 2015) são atualmente explorados intensivamente. Os pequenos pelágicos (chicharro e cavala) são considerados subexplorados (ICES, 2016) e os recursos litorais (e.g. lapa, craca) são considerados intensivamente explorados. O recrutamento e a abundância da maioria destes stocks apresentam forte variabilidade interanual como consequência dos fatores ambientais e são, portanto, suscetíveis de colapso crónico temporário (caso dos recursos pelágicos). Alguns dos stocks dos Açores com impacte da pesca são classificadas como ameaçadas (ver lista Ospar: <https://www.ospar.org/work-areas/bdc/species-habitats/list-of-threatened-declining-species-habitats>), incluindo principalmente os tubarões de profundidade (*Centrophorus* sp., *Centroscymnus coelolepis*) e raias (*Raja clavata*) nos peixes, a craca (*Megabalanus azoricus*) nos crustáceos e a lapa (*Patela aspera*) nos moluscos.

A pesca pode perturbar a cadeia trófica alterando por exemplo as relações predador-presa. Contudo, as metodologias para avaliação destes impactes estão ainda em desenvolvimento (GUÉNETTE; MORATO, 2001; MORATO *et al.*, 2016).

O impacte da abrasão é uma ameaça que afeta os habitats bênticos e resulta sobretudo do contacto das artes de pesca com o substrato. O principal impacte desta ameaça resulta da pesca de fundo com palangre dirigida a demersais pela maior proporção de contacto que exerce com o substrato. Outras artes com potencial menor impacte incluem por exemplo as armadilhas de pesca dirigidas a crustáceos, polvos e peixes. Contudo, os estudos disponíveis sugerem que o palangre de fundo, por exemplo, tem um efeito reduzido nas comunidades bentónicas (PHAM *et al.*, 2013). A proporção de área sob impacte desta arte é limitado e tem vindo a diminuir concentrando-se cada vez mais nos montes submarinos offshore (DIOGO *et al.*, 2015). Outras atividades locais de potencial impacto são aquelas associadas ao turismo marítimo de recreio, por exemplo, resultantes do ancoramento.

As alterações climáticas são também uma ameaça pelos impactes diretos nos recursos vivos ou indiretos nas infraestruturas. As alterações climáticas são uma ameaça que podem contribuir para o aumento adicional da pressão

sobre o ecossistema marinho açoriano e sobre o setor das pescas devido ao aumento da temperatura da água do mar, subida do nível médio do mar, acidificação e aumento da ocorrência de tempestades.

Estas pressões poderão ter como impacto a perda de habitat essencial para alguns recursos, alteração do padrão de distribuição ou danificação de infraestruturas de apoio à pesca.

A extração seletiva de recursos vivos dos oceanos pela pesca, particularmente das espécies com características e funções chave no ecossistema, podem resultar em perda de

resiliência e na alteração do equilíbrio do ecossistema, induzindo por exemplo à redução da abundância dos recursos e alterações na composição taxonómica das comunidades. Estas alterações podem resultar numa mudança nas espécies alvo das pescarias comerciais não fornecendo o bem-estar humano desejável ao nível dos serviços desejados e gerados pelos recursos (PAULY; CHRISTENSEN, 1995; HOLMLUND; HAMMER, 1999). As perdas de serviços do ecossistema gerados pelos recursos vivos marinhos podem ter consequências económicas muito negativas para as sociedades humanas.

4.12.3.8 Atividades marítimo-turísticas

Os Açores têm vindo a receber um crescente número de turistas, resultante da abertura do espaço aéreo para companhias *low-cost* e de uma forte estratégia de marketing. As atividades marítimo-turísticas junto com outras atividades de turismo da natureza (e.g. caminhada) têm sido os produtos principais desta estratégia. O crescimento do turismo e das atividades marítimo-turísticas tem tido efeitos diretos positivos na economia local, como a geração de emprego, o aumento da ocupação de camas, e indiretos como uma crescente valorização do património natural que resulta no apoio para conservação marinha, assim como para campanhas antiplástico e de limpeza do fundo do mar e da costa. O crescimento drástico do turismo leva também a efeitos diretos e indiretos negativos como um potencial aumento da poluição, do trânsito nos núcleos urbanos, da emissão de gases de estufa, do número de mergulhadores por local, e o declínio da satisfação dos turistas entre outros.

Além da estratégia regional pro turismo (denominado como fatores *pull*) há fatores internacionais que favorecem este recente crescimento do turismo (fatores *push*). Observa-se que os Açores possam ter beneficiado como um

destino recetor de mergulhadores internacionais face à crescente degradação ambiental de destinos de mergulho tropicais (BENTZ *et al.*, 2016d). A recente destabilização política em destinos de mergulho (e.g. Egito, Tunísia) possivelmente tem também contribuído para um crescente número de visitantes no arquipélago. Estudos recentes (BENTZ *et al.*, 2015, 2016b, 2016c) mostraram que locais de mergulho, não poluídos, não danificados e com poucos mergulhadores foram fortes motivações para escolher o destino Açores. Vários destinos de renome (como a costa de Andaman, Tailândia) sofrem com os impactos das alterações climáticas globais e do turismo de massa, como o branqueamento de corais e a poluição da água (AUGUSTINE, 2013). Os Açores representam um destino de mergulho ainda novo com características ambientais diferentes: os corais existem só em maior profundidade, mas a poluição é marginal e a visibilidade é boa. Arcos, grutas, montes submarinos e um menor número de mergulhadores distinguem este local. Também na observação de cetáceos observa-se uma forte valorização do número reduzido de embarcações e de embarcações de menor dimensão (BENTZ *et al.*, 2015) e um impacto significativo na satisfação dos turistas quando o número de embarcações aumenta (BENTZ *et al.*, 2016a). Para a sustentabilidade das atividades marítimo-turísticas de mergulho e observação de cetáceos nos Açores, é importante ter em conta que os turistas que participam nestas atividades nos Açores, escolheram este destino com a expectativa de encontrar poucos turistas (mergulhadores ou *whalewatchers*) no local, algo que pode ser posto em causa com o recente crescimento do turismo no arquipélago. A potencial sobrecarga de embarcações de observação, resultante do aumento da pressão humana pode ter também e num impacto negativo nas estratégias de alimentação, comunicação e reprodução dos cetáceos.

A pesca tem contribuído fortemente para uma degradação dos habitats costeiros e marinhos e para a perda de biodiversidade local. Consequentemente tem se notado uma redução de quantidade e diversidade de espécies de peixe visíveis num mergulho, que também potencialmente afetará a sustentabilidade desta atividade. Por exemplo, a pesca do tubarão azul, uma das espécies emblemáticas do mergulho nos Açores aumentou de 16.17 toneladas em 2010 para 292.30 em 2012 não obstante o baixo valor comercial desta espécie (0,63EUR/kg) (LOTAÇOR, 2013; BENTZ *et al.*, 2013).

As alterações climáticas podem aumentar a pressão já existente sob os ecossistemas marinhos e costeiros. Prevê-se um aumento da intensidade e frequência do vento e uma maior ocorrência de tempestades (FIELD *et al.*, 2014), o que pode resultar numa interrupção de saídas de observação de cetáceos e mergulho, assim como numa visibilidade reduzida no mergulho, nos dias após as tempestades. A subida do nível médio do mar implicará uma maior proteção da linha de costa, inclusivamente das infraestruturas portuárias que são também essenciais para as atividades marítimo-turísticas. Além do custo adicional destas obras, estas podem potencialmente influenciar o visual característico do arquipélago afetando o seu valor estético. No que diz respeito ao aumento da temperatura do mar, embora ainda não existam dados regionais suficientes, prevê-se que possa potencialmente afetar a distribuição de peixes e cetáceos. Por exemplo, têm aumentado os avistamentos do tubarão-baleia, que pode ser resultado do aumento da temperatura da água (CALADO *et al.*, 2011). O previsto aumento da temperatura média do ar pode eventualmente levar a uma extensão da estação de observação de cetáceos e mergulho.

4.12.4 CONCLUSÃO

Uma gestão integrada da paisagem costeira e marinha, tendo em conta a complexidade dos diferentes elementos da paisagem, o capital natural e serviços dos ecossistemas associados, o bem-estar humano e potenciais ameaças e estresses representa um desafio face aos crescentes usos associados aos elementos da paisagem.

Múltiplas abordagens têm vindo a surgir em paralelo no contexto de analisar, planear e gerir a paisagem como forma de atracar alguns desses desafios (DE GROOT *et al.*, 2010; NELSON *et al.*, 2009; O'FARRELL; ANDERSON, 2010 SELMAN, 2009).

As abordagens para o gerenciamento integrado de paisagens estão recebendo novos interesses, já que cientistas, decisores políticos e as partes interessadas locais reconhecem a necessidade de aumentar a multifuncionalidade das paisagens agrícolas para a produção de alimentos, a melhoria dos meios de subsistência e a conservação dos ecossistemas (WORM *et al.*, 2006).

O oceano e as zonas costeiras nos açores são áreas de forte pressão humana, tal como acontece no contexto do continente e por toda a Europa. Como resultado da presença de pessoas junto à costa e da ligação ao oceano estas áreas são fortemente afetadas por conflitos crescentes entre usos concorrentes (EUROPEAN SCIENCE FOUNDATION, 2006).

No contexto da biodiversidade marinha, que assume um papel importante na manutenção dos serviços do ecossistema prestados às comunidades açorianas, é cientificamente aceite que a perda de biodiversidade marinha representa um decréscimo da capacidade do oceano de produzir peixe, resistir a doenças, filtrar poluentes de filtro, manter a qualidade da água e recuperar de perturbações como sobrepesca e as alterações climáticas (WORM, *et al.*, 2006).

Nesse contexto de valorização do ecossistema, coexistência de diversos usos concorrentes e valorização dos produtos do mar que garantem a subsistência das comunidades, surge a aplicação do modelo MARISCO. Trata-se de um modelo de gestão que permite uma visão sistémica dos ecossistemas, considerando a sua complexidade e tendo em conta impactos globais bem como as práticas locais. A sua abordagem, baseada na gestão adaptativa dos ecossistemas, facilita a integração dos riscos e vulnerabilidades na conservação dos ecossistemas, valorizando as suas interações com os sistemas e os humanos.

A aplicação deste modelo no contexto da paisagem costeira e marinha dos Açores, permite ter em conta os diversos impactos sobre os ecossistemas e as suas ligações com o bem-estar humano. A aplicação desse modelo permite, no presente texto e para futuros trabalhos: (1) valorizar os aspetos mais relevantes no contexto do caso de estudos, considerando a economia local e as necessidades dos diferentes usos concorrentes; e (2) identificar uma estratégia de gestão sustentada no equilíbrio entre sistema natural e humano.

As principais ameaças no contexto dos Açores, estão relacionadas com a tendência de aumento da pressão humana no usufruto dos elementos mais atrativos do ponto de vista turístico (GOVERNO DOS AÇORES, 2016). Esse crescente aumento de introdução de fatores perturbadores do ecossistema, deverá ser agravado ou maximizado considerando as ameaças decorrentes das alterações climáticas. O Arquipélago dos Açores apresenta um conjunto de fatores atrativos que podem ser explorados, potenciando o desenvolvimento social e económico, mas também preservados e geridos de forma integrada. No

entanto, para um desenvolvimento sustentável do arquipélago é importante considerar a capacidade de carga dos sistemas e analisar a vulnerabilidade e agir em conformidade, o que poderá levar a uma limitação do uso dos recursos apresentados neste trabalho.

Olhando especificamente para os elementos da paisagem analisados, destaca-se que as zonas costeiras estarão durante os próximos anos tendencialmente mais expostas às pressões humanas por meio da necessidade de melhoria e aumento das infraestruturas de apoio ao turismo e por meio do desenvolvimento dos impactes associados à subida do nível médio do mar e aumento de evento climáticos extremos (*e.g.*, tempestades) (BENGTSSON *et al.*, 2007; ZHAO; HELD, 2012; INOUE, 2013; STOCKER *et al.*, 2013; KOPP *et al.*, 2014).

A biodiversidade e as áreas protegidas poderão também sofrer disrupções associadas às diversas atividades humanas entre as quais se destacam as alterações climáticas, a introdução de espécies exóticas, o turismo, a poluição e os usos extrativos dos recursos naturais.

As alterações climáticas são uma agravante às pressões humanas identificadas nos Açores, com potenciais consequências para os serviços dos ecossistemas. Impactos já observados incluem a alteração do padrão de distribuição das espécies (SILVA *et al.*, 1998; CARDIGOS *et al.*, 2006; AFONSO *et al.*, 2014) como resposta ao aumento da temperatura da água.

A diversidade de espécies e habitats que constituem os ecossistemas costeiros e marinhos dos Açores são recursos naturais muito importante para o arquipélago que depende diversas atividades económicas marítimas como a pesca e o turismo. A degradação dos ecossistemas, por via da pressão humana ou alteração climática, pode vir a afetar significativamente as atividades económicas do arquipélago.

O modelo MARISCO permite analisar as ligações entre o capital natural, os serviços do ecossistema associados e o bem-estar humano assim como as ameaças e os estresses que incidem neste sistema. Com a ajuda do modelo identifica-se e avalia-se os riscos e vulnerabilidades dos ecossistemas, valorizando as suas interações com os sistemas e os humanos.

Idealmente, esse modelo conta com a participação e representação das partes interessadas em workshops dedicados à aplicação do modelo, onde se cria um esquema conceptual das interações da área de estudo. Neste capítulo

optou-se por uma aplicação de uma abordagem simplificada, que constituiu numa equipa multidisciplinar de experts nos diferentes usos da paisagem analisados que criou o esquema conceptual. Esta abordagem contribuiu para a identificação das questões mais importantes numa gestão integrada da paisagem marinha para os Açores.

A visível interdependência entre os ecossistemas e os diversos usos humanos, não é novidade, no entanto enfatiza a importância numa visão global (sistémica) para a gestão. A integração dos estresses e ameaças relacionados às alterações climáticas na gestão da paisagem ainda não é aplicado de forma geral. O MARISCO foi desenvolvido para a avaliação dos riscos e vulnerabilidades em áreas protegidas, no entanto tem sido aplicado também em áreas mistas (protegidas e não protegidas) como no presente estudo.

O modelo demonstrou que a sua aplicação na gestão numa paisagem marinha em que coincidem diversos usos e elementos permite a identificação e análise dos usos chave que providenciam serviços importantes e assim contribui para a gestão integrada deste sistema complexo e frágil.

REFERÊNCIAS

- ABECASIS, R. C.; AFONSO, P.; COLAÇO, A.; LONGNECKER, N., CLIFTON, J.; SCHMIDT, L.; SANTOS, R. S. Marine conservation in the Azores: evaluating Marine Protected Area development in a remote island context. *Frontiers in Marine Science*, v. 2, p. 104, 2015.
- AFONSO, P.; MCGINTY, N.; MACHETE, M. Dynamics of whale shark occurrence at their fringe oceanic habitat. *PLoS ONE*, v. 9, n. 7, p. e102060, 2014.
- AUGUSTINE, S. *The past, present, and future of incentive-based coral conservation: sustainability of diving on the Andaman coast of Thailand*. Master's thesis, University of Victoria, 2013.
- BARREIROS, J. P. Biodiversidade marinha dos Açores. *Pingo de Lava*, v. EE, p. 30-32, 2013.
- CARDIGOS, F.; TEMPERA, F.; ÁVILA, S.; GONÇALVES, J.; COLAÇO, A.; SANTOS, R. S. Non-indigenous marine species of the Azores. *Helgoland Marine Research*, v. 60, n. 2, p. 160-169, 2006.
- BENGTSSON, L.; HODGES, K. I.; ESCH, M.; KEENLYSIDE, N.; KORNBLUEH, L.; LUO, J. J.; YAMAGATA, T. How may tropical cyclones change in a warmer climate. *Tellus*, v. 59A, p. 539-561, 2007.
- BENTZ, J.; DEARDEN, P.; CALADO, H. Strategies for marine wildlife tourism in small islands – the case of the Azores. *Journal of Coastal Research*, v. SI65, p. 874-879, 2013.
- BENTZ, J.; DEARDEN, P.; RITTER, E.; CALADO, H. Shark watching in the Azores: challenge and opportunity. *Tourism in Marine Environments*, 10, p. 71-83, 2014.
- BENTZ, J.; RODRIGUES, A.; DEARDEN, P.; CALADO, H.; LOPES, F. Crowding in marine environments: Divers and whale watchers in the Azores. *Ocean & Coastal Management*, v. 109, p. 77-85, 2015.

- BENTZ, J.; LOPES, F.; CALADO, H.; DEARDEN, P. Enhancing satisfaction and sustainable management: whale watching in the Azores. *Tourism Management*, v. 54, p. 465-476, 2016a.
- BENTZ, J.; LOPES, F.; CALADO, H.; DEARDEN, P. Managing marine wildlife tourism activities: Analysis of motivations and specialization levels of divers and whale watchers. *Tourism Management Perspectives*, v. 18, p. 74-83, 2016b.
- BENTZ, J.; LOPES, F.; CALADO, H.; DEARDEN, P. Sustaining marine wildlife tourism through linking limits of acceptable change and zoning in the wildlife tourism model. *Marine Policy*, v. 68, p. 100-107, 2016c.
- BENTZ, J.; LOPES, F.; CALADO, H.; DEARDEN, P. Understanding diver motivation and specialization for improved SCUBA management. *Tourism in Marine Environments*, v. 12, p. 35-49, 2016d.
- BORGES, P. A. V.; BRIED, J.; COSTA, A.; CUNHA, R.; GABRIEL, R.; GONÇALVES, V.; MARTINS, A. F.; MELO, I.; PARENTE, M.; RAPOSEIRO, P.; RODRIGUES, P.; SANTOS, R. S.; SILVA, L.; VIEIRA, P.; VIEIRA, V.; MENDONÇA, E.; BOIEIRO, M. Description of the terrestrial and marine Azorean biodiversity. In: BORGES, P. A. V.; COSTA, A.; CUNHA, R.; GABRIEL, R.; GONÇALVES, V.; MARTINS, A. F.; MELO, I.; PARENTE, M.; RAPOSEIRO, P.; RODRIGUES, P.; SANTOS, R. S.; SILVA, L.; VIEIRA, P.; VIEIRA, V. (org.). *A list of the terrestrial and marine biota from the Azores*. Cascais: Princípiã, 2010. p. 9-33.
- BORGES, P.; PHILLIPS, M. R.; NG, K.; MEDEIROS, A.; CALADO, H. Preliminary coastal vulnerability assessment for Pico Island (Azores). *Journal of Coastal Research*, n. 70, SI, p. 385-388, 2014.
- BRANDT, J.; VEJRE, H. Multifunctional landscapes – motives, concepts and perceptions. In: BRANDT, J.; VEJRE, H. (org.). *Multifunctional landscapes: theory, values and history*. Southampton: WIT Press, 2004, p. 3-32.
- CALADO, H.; NG, K.; BORGES, P.; ALVES, F.; SOUSA, L. Climate change and coastal tourism in Azores archipelago. In: JONES, A. J.; PHILLIPS, M. (org.). *Disappearing destinations: climate change and the future challenges for coastal tourism*. Wallingford: CAB International, 2011, p. 111-124.
- CRUZ, J. V.; PEREIRA, R.; MOREIRA, A. *Carta de Ocupação do Solo da Região Autónoma dos Açores*. Ponta Delgada: Secretaria Regional do Ambiente e do Mar, Direcção Regional do Ordenamento do Território e dos Recursos Hídricos, 2007.
- DEPLEDGE, M. H.; WEEKS, J. M.; MARTINS, A. F.; CUNHA, R. T.; COSTA, A. The Azores-exploitation and pollution of the coastal ecosystem. *Marine Pollution Bulletin*, v. 24, n. 9, p. 433-435, 1992.
- DIÁRIO DA REPÚBLICA. *European Landscape Convention*. Ratificada em Portugal pelo Decreto n.º 4/2005, de 14 de fevereiro, 2000.
- DIOGO, H.; PEREIRA, J. G.; HIGGINS, R. M.; CANHA, A.; REIS, D. History, effort distribution and landings in an artisanal bottom longline fishery: an empirical study from the North Atlantic Ocean. *Marine Policy*, v. 51, p. 75-85, 2015.
- DRTA. *Código de conduta para mergulho com tubarões pelágicos e jamantas nos Açores*. Ponta Delgada: Direcção Regional do Turismo 2012.
- DRTA. *Número de participantes em saídas de observação de cetáceos nos Açores*. Ponta Delgada: Direcção Regional do Turismo dos Açores, dados não publicados, 2013.
- DRTA. *Portal do Turismo Azores*. Ponta Delgada: Direcção Regional do Turismo dos Açores, 2017. Disponível em: Visitazores.com. Acesso em: 20 jul. 2020.
- DRAA. *Rede Regional de Áreas Protegidas*. 2016. Ponta Delgada: Direcção Regional do Ambiente. Disponível em: <http://www.azores.gov.pt>. (Acesso em: 24 jun. 2016).

EUROPEAN COMMISSION. *Living with coastal erosion in Europe: sediment and space for sustainability – A guide to coastal erosion management practices in Europe*. Coastal erosion – Evaluation of the need for action. Directorate General Environment of the European Commission, 2004.

EUROPEAN SCIENCE FOUNDATION-MARINE BOARD. *Navigating the future II*. Position paper 8. Setting the science agendas for Europe, 2006.

FIELD, C. B.; BARROS, V. R.; DOKKEN, D. J.; MACH, K. J.; MASTRANDREA, M. D.; BILIR, T. E.; CHATTERJEE, M.; EBI, K. L.; ESTRADA, Y. O.; GENOVA, R. C.; GIRMA, B.; KISSEL, E. S.; LEVY, A. N.; MACCRACKEN, S.; MASTRANDREA, P. R.; WHITE, L. L. *Climate Change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability*. Contribution of working group II to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2014. p. 1-32.

GONÇALVES, J. M.; PRIETO, R. Da baleação ao “whale watching”. *Sociedade e Território*, v. 35, p. 46-53, 2003.

GUÉNETTE, S.; MORATO, T. The Azores archipelago. In: GUÉNETTE, S.; CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. (org.). *Fisheries impacts on north Atlantic ecosystems: models and analyses*. Vancouver, BC: Fisheries Centre Research Reports, University of British Columbia, 2001. p. 241-270.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHEIN, M. *Interdisciplinary approaches to landscape research and management: proceedings of the conference on multifunctional landscapes*. Roskilde: Centre for Landscape Research, 2000.

HOLMLUND, C. M.; HAMMER, M. Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics*, v. 29, p. 253-268, 1999.

ICES. *Report of the working group on southern horse mackerel, anchovy and sardine (WGHANSA)*. ICES CM 2016/ACOM 17, Copenhagen: International Council for the Exploration of the Sea, 2016.

ICES. *Report of the working group on the biology and assessment of deep-sea fisheries resources (WGDEEP)*. ICES CM 2017/ACOM 17, Copenhagen: International Council for the Exploration of the Sea, 2017a.

ICES. *Report of the working group on the elasmobranch fisheries (WGEF)*. ICES CM 2017/ACOM 17, Copenhagen: International Council for the Exploration of the Sea, 2017b.

INE. *Estatísticas do turismo 2016*. Lisboa: Instituto Nacional de Estatística, 2017.

INOUE, S., *Incorporating climate adaptation in port dynamism*. The Scoping Workshop on Sea Ports and Climate Change, Brussels: European Commission Joint Research Centre, 2013.

ISIDRO, E. J. *Biology and population dynamics of selected demersal fish species of the Azores archipelago*. PhD thesis, Department of Environmental and Evolutionary Biology, University of Liverpool, 1996.

JEVREJEVA, S.; MOORE, J. C.; GRINSTED, A. Sea level projections to AD2500 with a new generation of climate change scenarios. *Global and Planetary Change*, v. 80-81, p. 14-20, 2012.

KOPP, R. E.; HORTON, R. M.; LITTLE, C. M.; MITROVICA, J. X.; OPPENHEIMER, M.; RASMUSSEN, D.J.; STRAUSS, B. H.; TEBALDI, C. Probabilistic 21st and 22nd century sea-level projections at a global network of tide-gauge sites. *Earth's Future*, v. 2, p. 383-406, 2014.

LAFFOLEY, D.; BAXTER, J. M. *Explaining ocean warming: causes, scale, effects and consequences*. Gland: IUCN, 2016.

LAROSE, M.; GONÇALVES, J.; SILVA, H.; PABON, A.; SLOF, V.; KRUG, H.; PINHO, M. R. *Holistic dashboard of commercial fishing species of the Azores 2017: a new approach to structure ecosystem based management for fisheries – A first level of dashboard for local fishery management*. ICES CM 2017/L 186. Copenhagen: International Council for the Exploration of the Sea, 2017.

LOTAÇOR. *Pescado descarregado*. Statistics of landings per species in the Azorean harbors, 2013. Disponível em: <http://www.lotacor.pt/PescadoDescarregadoAuth/gratis.php>. Acesso em: 26 set. 2017.

MARTINS, J. A. Potencialidades da ZEE Açoriana. SRAP (ord.). *Relatório da VI Semana das Pescas dos Açores*. Horta: Secretaria Regional de Agricultura e Pescas, Direcção Regional das Pescas dos Açores, 1986. p. 125-132.

MARTINS, J. A. Investigação das pescas nos Açores: presente e futuro. SRAP (ord.). *Relatório da VII Semana das Pescas dos Açores*. Horta: Secretaria Regional de Agricultura e Pescas, Direcção Regional das Pescas, 1987. p. 149-158.

MEDEIROS, R.; CABRAL, P. J. Dynamic modeling of urban areas for supporting integrated coastal zone management in the South Coast of São Miguel Island, Azores (Portugal). *Journal of Coastal Conservation*, v. 17, p. 805-811, 2013.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington: Island Press, 2005.

MORATO, T.; LEMEY, E.; MENEZES, G.; PHAM, C. K.; BRITO, J.; SOSZYNSKI, A.; PITCHER, T.; HEYMANS, J. J. Food-web and ecosystem structure of the open-ocean and deep-sea environments of the Azores, NE Atlantic. *Frontiers in Marine Science*, v. 3, p. 245, 2016.

MURAKAMI, H.; HSU, P.C.; ARAKAWA, O.; LI, T. Influence of model biases on projected future changes in tropical cyclone frequency of occurrence. *Journal of Climate*, v. 27, n. 5, p. 2159-2181, 2013.

NETO, A.; TITTLE, I.; RAPOSEIRO, P. *Flora marinha do litoral dos Açores*. Horta: Secretaria Regional do Ambiente e do Mar, 2005.

NG, K.; PHILLIPS, M. R.; BORGES, P.; THOMAS, T.; AUGUST, P.; CALADO, H.; VELOSO-GOMES, F. Maintaining a way of life for São Miguel Island (the Azores archipelago, Portugal): an assessment of coastal processes and protection. *Science of the Total Environment*, v. 481, p. 142-156, 2014.

GOVERNO DOS AÇORES. *Plano estratégico e de marketing do turismo dos Açores*. Ponta Delgada, 2016.

PAULY, D.; CHRISTENSEN, V. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*, v. 374, p. 255-257, 1995.

PETIT, J.; PRUDENT, G. *Climate change and biodiversity in the European Union Overseas entities*. Brussels: IUCN, 2008.

PHAM, C. K.; GOMES-PEREIRA, J. N.; ISIDRO, E. J.; SANTOS, R.S.; MORATO, T. Abundance of litter on Condor seamount (Azores, Portugal, Northeast Atlantic). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, v. 98, 204-208, 2013.

PINHO, M. R.; MENEZES, G. Pescaria de demersais dos Açores. *Boletim do Núcleo Cultural da Horta*, v. 18, p. 85-102, 2009.

PINHO, M. R.; MENEZES, G. *Azorean deepwater fishery: ecosystem, species, fisheries and management approach aspects*. Deep Sea 2003: Conference on the Governance and Management of Deep-sea Fisheries. FAO Fish. Proc. 3/2, Rome: FAO, 2005.

PINHO, M. R.; DIOGO, H.; CARVALHO, J.; PEREIRA, J. G. Harvesting juveniles of Red (Blackspot) seabream (*Pagellus bogaveo*) in the Azores: biological implications, management and life cycle considerations. *Ices Journal of Marine Science*, v. 71, n. 9, p. 2448-2456, 2014.

PITCHER, T. J.; MORATO, T.; HART, P. J. B.; CLARK, M. R.; HAGGAN, N.; SANTOS, R. S. *Seamounts: ecology, conservation and management*. Oxford: Blackwell, 2007.

PORTEIRO, F. *Marine protected areas, Azores case*. BIOMETORE Open Day. Alge's: IPMA, 2017.

SANTOS, R. S.; HAWKINS, S.; MONTEIRO, L. R.; ALVES, M.; ISIDRO, E. J. Marine research, resources and conservation in the Azores. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 5, n. 4, p. 311-354, 1995.

SANTOS, R. S.; PORTEIRO, F. M.; BARREIROS, J. P. Marine fishes of the Azores: an annotated checklist and bibliography. *Arquipélago*, v. 1, s. 1, p. 1-242, 1997.

SCBD. *Interlinkages between biological diversity and climate change*. Advice on the integration of biodiversity considerations into the implementation of the United Nations Framework Convention on Climate Change and its Kyoto protocol. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2003.

SELIG, E. R.; LONGO, C.; HALPERN, B. S.; BEST, B. D.; HARDY, D.; ELFES, C. T.; SCARBOROUGH, C.; KLEISNER, K. M.; KATONA, S. K. Assessing global marine biodiversity status within a coupled socio-ecological perspective. *PLoS ONE*, v. 8, n. 4, p. e60284, 2003.

SELMAN, P.; KNIGHT, M. On the nature of virtuous change in cultural landscapes: exploring sustainability through qualitative models. *Landscape Research*, v. 31, n. 3, p. 305-317, 2006.

SEQUEIRA, M.; ELEJABEITIA, C.; SILVA, M. A.; DINIS, A.; DE STEPHANIS, R.; URQUIOLA, E.; NICOLAU, C.; PRIETO, R.; OLIVEIRA, C.; CRUZ, M. J.; FREITAS, L. Review of whale watching activities in mainland Portugal, the Azores, Madeira and Canary archipelagos and the Strait of Gibraltar. *Journal of Cetacean Research Management*, v. SC61, p. WW11, 2009.

SRAM. *Carta de ocupação do solo da Região Autónoma dos Açores*. Ponta Delgada: Direção Regional do Ordenamento do Território e dos Recursos Hídricos, Secretaria Regional do Ambiente e do Mar, 2007.

SREA. *Estudo sobre turistas que visitam os Açores 2005-2006*. Report, 2007. Ponta Delgada, Serviço Regional de Estatística dos Açores, 2007.

SILVA, H. M.; PINHO, M. R. Small scale fisheries in seamounts. In: PITCHER, T. J.; MORATO, T.; HART, P. J. B.; CLARK, M. R.; HAGGAN, N.; SANTOS, R. S. (org.). *Seamounts: ecology, conservation and management*. Oxford: Blackwell, 2007. p. 335-360.

SILVA, A. A.; DUARTE, P. C.; GIGA A.; MENEZES G. First record of the spined pygmy shark, *Squaliolus laticaudus* (Smith & Radcliffe, 1912) in the Azores, extending its distribution in the North-eastern Atlantic. *Arquipélago*, v. 16A, p. 57-62, 1998.

SILVA, M.; PRIETO, R.; MAGALHÃES, S.; CABECINHAS, R.; CRUZ, A.; GONÇALVES, J. M.; SANTOS, R. S. Occurrence and distribution of cetaceans in waters around Azores (Portugal), Summer and Autumn 1999-2000. *Aquatic Mammals*, v. 29, n. 1, p. 77-83, 2003.

SRMCT. *Estratégia Marinha para a subdivisão dos Açores*. Diretiva-Quadro Estratégia Marinha. Ponta Delgada: Secretaria Regional dos Recursos Naturais, 2014.

STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G.-K.; TIGNOR, M.; ALLEN, S. K.; BOSCHUNG, J.; NAUELS, A.; XIA, Y.; BEX, V.; MIDGLEY, P. M. *Climate change 2013: the physical science basis*. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.

VAN DEN BERG, A.; VLEK, C.; COETERIER, J. Group differences in the aesthetic evaluation of nature development plans: a multilevel approach. *Journal of Environmental Psychology*, v. 18, p. 141-157, 1998.

WORM, B.; BARBIER, E. B.; BEAUMONT, N.; DUFFY, J. E.; FOLKE, C.; HALPERN, B. S.; JACKSON, J. B. C.; LOTZE, H. K.; MICHELI, F.; PALUMBI, S. R.; SALA, E.; SELKOE, K. A.; STACHOWICZ, J. J.; WATSON, R. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, v. 314, p. 787-790, 2006.

WWF, HORTA E COSTA, B. *MPA X-ray: diagnóstico das áreas marinhas protegidas portuguesas*. Lisboa: WWF Portugal, 2017.

WORM, B. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, v. 314, p. 787-790, 2006.

ZHAO, M.; HELD, I. M. TC-permitting CGM simulations of hurricane frequency response to sea surface temperature anomalies projected for the late-twenty first century. *Journal of Climate*, v. 25, p. 2995-3009, 2012.

GESTÃO INFORMADA DE SISTEMAS NATURAIS À ESCALA DA PAISAGEM

II: APLICAÇÕES E CASOS DE ESTUDO

Mário Santos, Luciano Elsinor Lopes, Rita Bastos, Daniel Ferreira, Reinaldo Lucas Cajaiba, Samantha Jane Hughes, Patricia Alves Ferreira, Francisco Morinha, Estela Bastos, Maria das Neves Paiva-Cardoso, Hélia Vale-Gonçalves, Ana Sofia Faria, Joana Vicente, João Honrado, Regina Santos, Margarida Nunes-Pereira, Maria Luísa Vieira, João Alexandre Cabral

4.13.1 CASOS DE ESTUDO APLICANDO FERRAMENTAS DE PREVISÃO DE RESPOSTA E INTERESSE PARA A GESTÃO INFORMADA DOS SISTEMAS

De forma a demonstrar a aplicabilidade das metodologias apresentadas, são descritos vários casos de estudo, organizados de uma forma hierárquica da base para o topo tendo em consideração as escalas de estudo da ecologia, isto é, num gradiente que vai das aplicações em contextos onde o enfoque recai sobre a importância de populações/espécies como indicadores ecológicos, passando por estudos mais centrados ao nível da composição e funcionalidade das comunidades e, por fim, aplicações que visam a avaliar o estado ecológico ao nível mais holístico dos ecossistemas/paisagem. Esses casos de estudo enfatizam ainda o interesse da aplicação destas ferramentas no suporte à tomada de decisão e gestão informada das paisagens na mitigação dos problemas socioecológicos associados.

4.13.1.1 Casos de estudo focados em espécies ameaçadas

4.13.1.1.1 Aplicação de modelos ABM: Efeitos potenciais da instalação de aerogeradores sobre populações de quirópteros

Apesar dos claros benefícios ambientais associados à energia eólica, diversos estudos têm vindo a confirmar a mortalidade de morcegos em parques eólicos, o que levanta preocupações sobre os efeitos a longo prazo, da presença destas estruturas, sobre as suas populações. O morcego-arborícola-pequeno (*Nyctalus leisleri*) é uma espécie de quiróptero migrador particularmente afetada pela presença de parques eólicos, uma vez que está claramente associada a determinadas características da paisagem (FERREIRA *et al.*, 2015). Diversos estudos revelaram que esta espécie apresenta uma grande diversidade de habitats de alimentação, utilizando como áreas preferenciais de caça zonas florestais, particularmente áreas entre limites florestais e espaços abertos, para além de pastagens e zonas ao longo de estruturas lineares, como é o caso de galerias ripícolas e estradas limitadas por vegetação arbustiva ou arbórea. Adicionalmente é uma espécie florestal associada aparentemente a florestas de folhosas bem desenvolvidas, onde se abriga essencialmente em cavidades de árvores. A clara preferência por habitats específicos para constituição de abrigos e como áreas de alimentação, torna esta espécie ideal para estudos que relacionem estruturas da paisagem com padrões de uso do espaço, projetando inclusivamente a possível influência de transformações na paisagem.

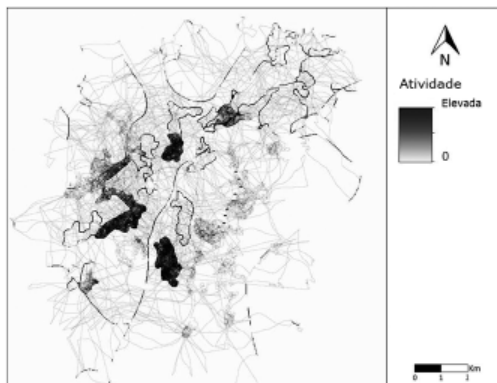
Ferreira *et al.* (2015) desenvolveram um Modelo Baseado em Agentes, que constitui uma ferramenta preditiva de carácter conservacionista, com enfoque nos padrões de uso do espaço em período de alimentação, bem como no possível impacto de um parque eólico sobre esta espécie.

O modelo foi aplicado a uma área centrada num parque eólico localizado no noroeste de Trás-os-Montes, Portugal. Em concreto simulou-se a atividade de *N. leisleri*, numa “paisagem real”, criada por meio do carregamento de matrizes de dados, com informação descritiva da paisagem, nomeadamente ocupação do solo e altitude, de forma a criar mapas que evidenciaram as áreas com maior potencial de uso do espaço (Figura 1), por parte desta espécie. Os aerogeradores foram posicionados nas coordenadas correspondentes às reais, transpostas para o mundo virtual, enquanto os morcegos, representam os

únicos agentes móveis do modelo, apresentando uma dinâmica comportamental característica de *N. leisleri* durante uma noite de caça. Criaram-se ainda cenários com o intuito de compreender a forma como algumas variáveis ambientais influenciam a mortalidade em parques eólicos, e como esta poderá depender de fatores relacionados com a ecologia da própria espécie.

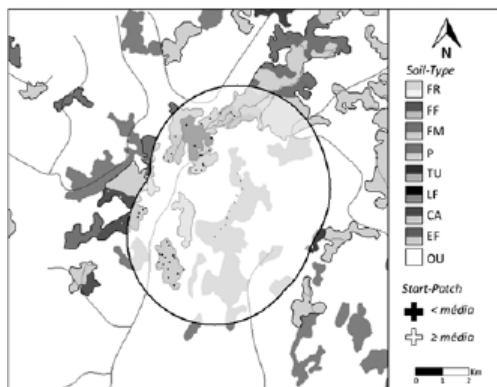
Neste estudo identificou-se uma clara predominância de uso de zonas identificadas como propícias à alimentação e uma elevada mobilidade evidenciada pelos resultados ao nível da distância máxima percorrida em relação ao abrigo (média = 8,63 km) e das dimensões da área vital (média = 3,59 km²). Foi possível identificar os fatores relevantes para o incremento das dimensões da área vital a partir da configuração espacial dos habitats. A área usada de florestas de resinosas, florestas de folhosas e outros usos constituíram os fatores mais relevantes para o incremento das dimensões da área vital. Observou-se ainda uma relação entre o aumento da frequência dos eventos de mortalidade e a proximidade do abrigo ao aerogerador mais próximo (Figura 2). Adicionalmente, os aerogeradores instalados em usos do solo identificados como habitats de alimentação apresentam maiores índices de mortalidade, tendo-se constatado uma correlação positiva, entre os índices de atividade próxima dos aerogeradores e a ocorrência de mortalidade. Em sùmula considera-se que este tipo de metodologia apresenta características únicas que a distinguem de outras formas clássicas de modelação, tornando-a uma ferramenta com enorme potencial ao nível dos planos de conservação de habitats críticos para espécies de fauna ameaçadas. A utilidade dos Modelos Baseados em Agentes é ainda evidenciada pelo facto destes contemplarem entidades individuais e autónomas, que ao apresentarem comportamentos adaptativos e características heterogéneas da paisagem, podem permitir um conhecimento mais aprofundado dos padrões de uso dos habitats e da forma como estes indivíduos respondem a futuras mudanças no seu meio ambiente.

Figura 1 – Mapa cumulativo de utilização do espaço, num habitat simulado que reproduz uma zona de montanha do norte de Portugal, relativamente aos habitats e estruturas da paisagem



Fonte: adaptado de Ferreira *et al.* (2015)

Figura 2 – Localização espacial dos abrigos de indivíduos que sofreram mortalidade, relativamente à linha de distância média entre os abrigos de todos os morcegos e o aerogerador mais próximo. Representação sobre o mapa de usos do solo (FR – florestas de resinosas, FF – florestas de folhosas, FM – florestas mistas, P – pastagens, TU – tecido urbano, LF – limites florestais, CA – cursos de água, EF – estradas florestais, OU – outros usos)



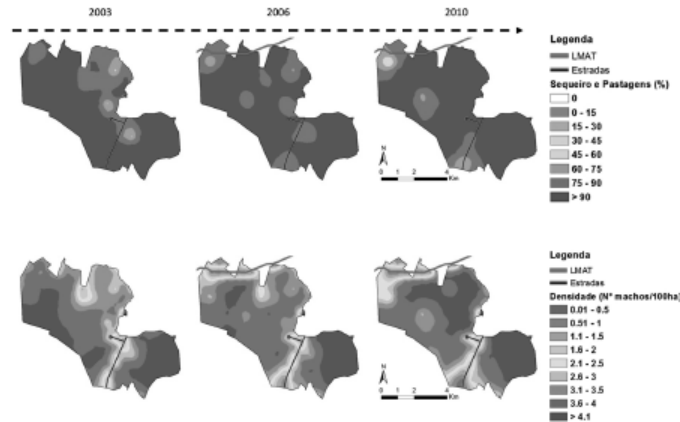
Fonte: adaptado de Ferreira *et al.* (2015)

4.13.1.1.2 Aplicação de modelos StDM: Efeitos combinados da alteração da paisagem na abundância de efetivos reprodutores de espécie em declínio

O Sisão (*Tetrax*) tem apresentado, nas últimas décadas, um declínio populacional acentuado, que justificou a sua classificação como espécie com estatuto de Quase Ameaçada a nível mundial. Em Portugal, o Sisão é uma ave que nidifica, principalmente, nos sistemas cerealíferos extensivos da região Alentejana. As alterações do uso do solo, nomeadamente a substituição por culturas de regadio e florestação, combinadas com a mortalidade por colisão

com as linhas elétricas de muito alta tensão, têm sido associadas ao seu declínio. Santos *et al.* (2016a) avaliaram o desempenho de um modelo dinâmico-espacial, que combina a metodologia estocástico-dinâmica (StDM) e a modelação espacial (krigagem), para estudar o impacto das alterações de uso do solo e da construção de estradas e linhas elétrica de muito alta tensão na densidade populacional de Sisão no Alentejo. A monitorização consistiu na contagem de machos reprodutores, em pontos de escuta definidos, durante 5 minutos, considerando um buffer de 250 m. O modelo dinâmico-espacial desenvolvido foi precedido por uma análise de regressão multivariada, com recurso a Modelos Lineares Generalizados, de forma a discriminar as relações significativas entre a espécie e as variáveis uso do solo e as infraestruturas construídas. A metodologia aplicada mostrou que os usos do solo mais favoráveis à ocorrência da espécie foram o sequeiro e as pastagens, e o menos favorável as florestas. Também a presença de estruturas lineares (estradas e linhas elétricas de muito alta tensão) mostraram ser altamente desfavoráveis para a distribuição e densidades da espécie. Os resultados das projeções dinâmico-espaciais permitiram mostrar que a presença de estruturas lineares exercem um efeito negativo na população de Sisão, aparentemente induzindo efeito de exclusão em áreas com condições de habitat favoráveis para a espécie (sequeiro e pastagens) O exemplo do núcleo populacional de Cuba, Alentejo (Portugal) permite mostrar o efeito de exclusão de machos reprodutores de Sisão, causado pela instalação de estruturas lineares (Figura 3) A utilização conjunta da metodologia estocástico-dinâmica e da geoestatística representa uma forma expedita de simular a influência de diversos fatores, para avaliar situações complexas, facilitando a gestão dos habitats direcionada para a conservação espécies ameaçadas.

Figura 3 – Projeção espaciotemporal de alterações estimadas para a ZPE (Zona de Proteção Especial) de CUBA, nos usos do solo dominantes e impactes na densidade de machos por 100 ha, para os tempos de simulação 2003, 2006 e 2010. Os três mapas superiores da figura representam a distribuição dos usos do solo sequeiro e pastagens em 2003, 2006 e 2010, onde se podem observar alterações pouco expressivas. Os três mapas inferiores representam a densidade de machos de Sisão; onde é visível a redução de densidade na periferia da estrada em 2003, 2006 e 2010 e na periferia da linha elétrica de muito alta tensão a partir da sua data de construção, 2006



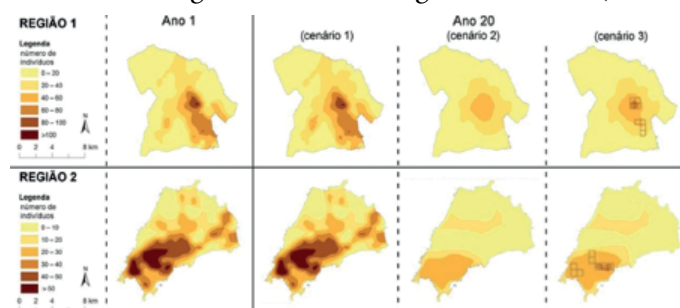
Fonte: adaptado de Santos *et al.* (2016a)

4.13.1.1.3 Aplicação de modelos StDM: Gestão da qualidade do habitat para populações de aves ameaçadas: o caso da Gralha-de-bico-vermelho (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*) em Portugal

No último século a Gralha-de-bico-vermelho (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*) tem sofrido um declínio populacional praticamente em toda a sua área de distribuição, tendo mesmo ocorrido a extinção local em muitas regiões onde outrora era comum. A ocorrência deste corvídeo residente e especializado depende da disponibilidade de invertebrados ativos no solo pelo que representa um excelente indicador da qualidade ecológico-ambiental dos habitats de alimentação, muito conotados com a agricultura e pastorícia tradicionais. Em Portugal, o abandono das práticas agropastoris tradicionais tem induzido a redução da qualidade ou o desaparecimento destes habitats de alimentação com repercussões no declínio da espécie. Como consequência, o seu efetivo atualmente não ultrapassa os 1000 indivíduos a nível nacional, distribuídos por núcleos populacionais muito fragmentados e caracterizados por uma reduzida diversidade genética (MORINHA *et al.*, 2017a). A conjunção destes fatores predispõe esta espécie a um risco sério de extinção local em Portugal. Neste caso de estudo, desenvolveu-se uma ferramenta de modelação dinâmica espacialmente-explicita baseada nos princípios da metodologia

estocástico-dinâmica (StDM) para simular a tendência das alterações dos usos do solo e as suas consequências na qualidade dos habitats de alimentação utilizados pelas gralhas em duas regiões de Portugal (Porto de Mós e Vila do Bispo) (MORINHA *et al.*, 2017b). Essas populações foram monitorizadas sazonalmente acompanhando os bandos nos locais de alimentação, o que permitiu caracterizar os seus habitats preferenciais bem como outras variáveis ambientais associadas (distância aos abrigos comunitários, fotoperíodo e tipo de solo), relevantes para a análise estatística e conceção dos modelos dinâmicos.

Figura 4 – Representação espacial das áreas com potencial como habitats de alimentação para a Gralha-de-bico-vermelho em Porto de Mós (REGIÃO 1) e Vila do Bispo (REGIÃO 2), simuladas, a título de exemplo, para o Outono. No ano 1 os mapas ilustram as simulações para o período temporal contemporâneo da recolha dos dados (2012/2013). No ano 20 são apresentados os resultados dos três diferentes cenários simulados, considerando: apenas a influência estocástica dos incêndios e as sucessões ecológicas naturais da vegetação, sem abandono das práticas tradicionais e sem medidas de gestão dos usos do solo (cenário 1); início do abandono ao primeiro ano de simulação das áreas ocupadas por práticas tradicionais (abandono rural acentuado seguido de reflorestação natural moldada pelo efeito dos incêndios) (cenário 2); implementação de medidas para promover a manutenção/gestão de 75% das áreas usadas para práticas agrícolas tradicionais (iniciando a gestão ao primeiro ano de simulação) em oito unidades de estudo (1Km x 1Km) importantes para a Gralha-de-bico-vermelho (cenário 3), considerando como contexto o cenário de abandono generalizado das regiões de estudo (cenário 2)



Fonte: adaptado de Morinha *et al.* (2017b)

Os modelos permitiram prever e analisar a densidade e distribuição dos padrões dinâmicos dos bandos de gralhas em alimentação como resposta à complexidade de cenários realistas de abandono das práticas tradicionais e/ou de gestão dos usos do solo (MORINHA *et al.*, 2017b). Os resultados deste estudo sugerem uma elevada suscetibilidade da Gralha-de-bico-vermelho a alterações antropogénicas (abandono e/ou reconversão da agricultura e pastorícia tradicional), exibindo uma tendência populacional negativa num cenário de abandono em ambas as regiões estudadas (Figura 4). Contudo, quando se simularam medidas de mitigação num cenário de gestão do habitat em áreas importantes de alimentação, a minimização do declínio da espécie tornou-se possível, embora apenas restrita às áreas intervencionadas onde se simulou a promoção da manutenção das práticas tradicionais, num contexto generalizado de abandono das mesmas (Figura 4). Essa abordagem de modelação representa um avanço e uma mais-valia na avaliação das consequências das alterações do uso dos solos para espécies de aves ameaçadas, nomeadamente como ferramenta importante na orientação e planeamento de futuras ações de gestão e conservação dos seus habitats.

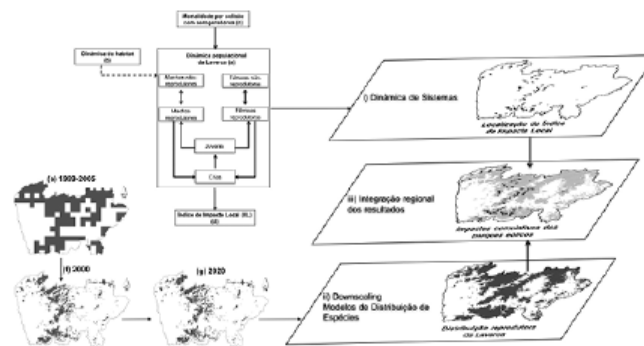
4.13.1.1.4 Aplicação de modelos em Dinâmica de Sistemas: Avaliação do impacto cumulativo regional dos parques eólicos em aves: uma abordagem baseada em modelos ecológicos

A Laverca (*Alauda arvensis*) é um dos passeriformes mais suscetível aos efeitos negativos dos parques eólicos em Portugal. Na Região Norte de Portugal, essa evidência é particularmente acentuada devido à preferência da Laverca pelos habitats de montanha, onde a maioria dos parques eólicos está localizada. Face à frequente falha das avaliações de impacto ambiental (EIA) para medir os efeitos cumulativos dos parques eólicos na vida selvagem, este estudo teve como objetivo desenvolver e testar uma metodologia para quantificar as consequências locais e cumulativas regionais dos parques eólicos nas aves, usando a Laverca como espécie teste, tendo em conta futuras mudanças ambientais previsíveis. Nessa perspectiva, Bastos *et al.* (2016b) construíram uma abordagem de dinâmica populacional, espacialmente explícita, que combina os resultados de diferentes técnicas de modelação de forma a avaliar os impactos de parques eólicos sobre as populações de Lavercas do Norte de Portugal (Figura 5). A metodologia abarca: (Figura 5i) modelação do impacto local dos parques eólicos (em termos de mortalidade por colisão) na dinâmica populacional da espécie, por meio do desenvolvimento de um índice para avaliações quantitativas; (Figura 5ii) determinação da distribuição reprodutora atual e futura da espécie e (Figura 5iii) integração das contribuições acima mencionadas numa representação regional emergente espacialmente explícita que captura as consequências cumulativas do impacto dos parques eólicos nas populações afetadas, como um todo.

A abordagem proposta (Figura 5) combina técnicas de *downscaling*, modelos de distribuição de espécies, dinâmica de sistemas e projeções espaciais (Sistemas de Informação Geográfica) numa moldura de modelação integrada. Esta *framework* é iniciada pela avaliação quantitativa do impacto local das turbinas eólicas sobre as populações reprodutoras de Laverca, designadamente por meio do desenvolvimento de um Índice de Impacte Local (IIL). Este índice é calculado em termos da mortalidade por colisão, tendo em conta a influência da dinâmica local do habitat e os efeitos causados pela presença dos aerogeradores na dinâmica populacional da espécie. Com este objetivo, foi desenvolvido um modelo dinâmico que considera: (Figura 5a) a dinâmica populacional de Laverca com base na sua biologia reprodutiva;

(Figura 5b) a dinâmica do habitat tendo em conta a ocorrência típica de incêndios; (Figura 5c) a geração de mortalidade estocástica atribuível a colisões com turbinas eólicas; e (Figura 5d) o desenvolvimento do IIL para a avaliação quantitativa do impacto local dos parques eólicos na dinâmica populacional da espécie. Paralelamente, a partir de dados provenientes do Atlas das Aves Nidificantes em Portugal disponíveis a 100 km² (Figura 5e), a distribuição reprodutora da espécie foi transposta a uma escala local (1 km²) (Figura 5f) e posteriormente projetada de acordo com cenários futuros de alterações climáticas para a área de estudo (Figura 5g). Estas simulações, quando sobrepostas e integradas, permitem avaliar, no espaço e no tempo, a magnitude dos efeitos locais imputáveis aos parques eólicos previstos para a paisagem a nível regional.

Figura 5 – Abordagem de modelação dinâmica espacialmente explícita para avaliar os impactos cumulativos regionais dos parques eólicos nas populações de Laverca do norte de Portugal. Este quadro de modelação combina i) a modelação dinâmica dos impactos locais induzidos pelos parques eólicos (em termos de mortalidade por colisão) e a disponibilidade de habitat para as populações reprodutoras de Laverca (Índice de Impacto Local), ii) a determinação da distribuição atual e futura da espécie tendo em conta cenários de alterações climáticas para a área de estudo, e iii) a integração das contribuições acima referidas numa representação regional emergente espacialmente explícita das consequências cumulativas ecológicas

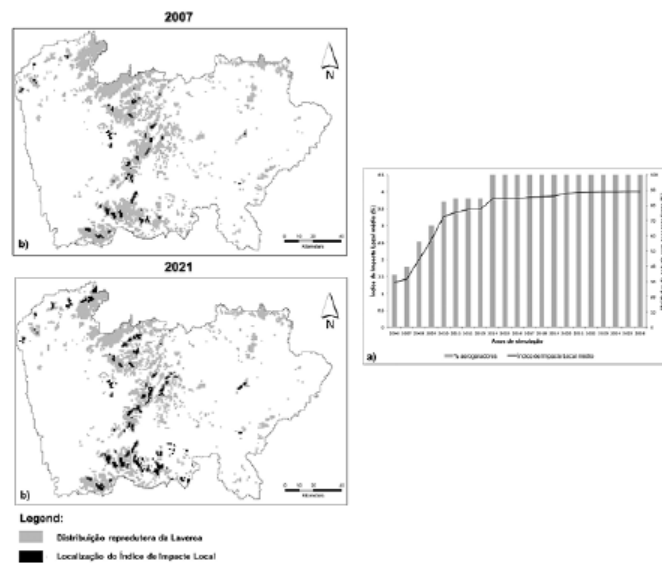


Fonte: adaptado de Bastos *et al.* (2016b)

As simulações mostraram um impacto local médio crescente para as populações reprodutoras afetadas diretamente pelos parques eólicos (Figura 6a), expressas em número médio de mortes por colisão por unidade de estudo (1 km²), representando um aumento de 1,3% dos indivíduos reprodutores locais em 2006 para 4% em 2026, devido ao incremento de aerogeradores na área de estudo. Prevê-se, ainda, que a área de distribuição das populações de Laverca diminua cerca de 4,5% ao longo de um período de 15 anos (Figura 6b),

como resultado do cenário de mudanças climáticas para a área de estudo. Associado a esta tendência é previsto um declínio no efetivo reprodutor da espécie, o qual resulta de condições futuras mais quentes em regiões de montanha com possíveis consequências ao nível da perda de habitat e/ou deterioração da qualidade dos habitats de reprodução para a espécie. Simultaneamente, a instalação esperada de novos parques eólicos agrava este cenário, considerando que mais de 12% da área estimada de distribuição de Laverca em 2021 estará sob a influência destas infraestruturas (Figura 6b). Assim, quando combinada com o aumento concomitante da mortalidade global prevista induzida por todos os parques eólicos na região estudada (184%), a perda de habitat de reprodução reflete uma intensificação do impacte cumulativo regional de 1,2% para 3,7% do total de indivíduos reprodutores afetados por colisão direta com aerogeradores.

Figura 6 – a) Índice de Impacte Local médio induzido por parques eólicos nas populações reprodutoras de Laverca, expresso em número médio de mortes por colisão por unidade de estudo UTM (1 km²), considerando o incremento de turbinas eólicas na região norte de Portugal ao longo do período de simulação de 20 anos. b) Integração espacialmente explícita da distribuição reprodutora da espécie e localização do Índice de Impacte Local para 2007 e 2021

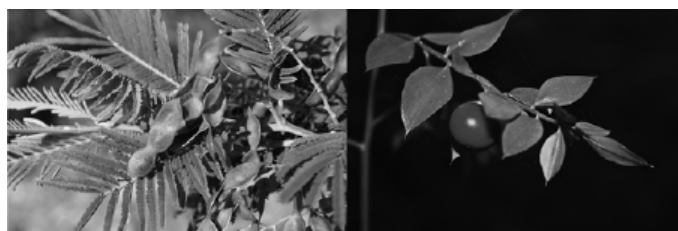


Fonte: adaptado de Bastos *et al.* (2016b)

4.13.1.1.5 Aplicação de Modelos MDEs: Modelação dos conflitos potenciais entre uma espécie rara e uma espécie invasora sob condições atuais e futuras de clima e uso do solo

As espécies exóticas invasoras são frequentemente consideradas a segunda mais importante ameaça à biodiversidade e ao funcionamento dos ecossistemas, podendo também produzir substanciais danos económicos nas regiões invadidas. Muitas espécies de plantas invasoras são capazes de modificar os ecossistemas, causando perda de biodiversidade nativa, alterações nos processos ecológicos e na capacidade de fornecimento de serviços de ecossistema. Além disso, estima-se que a extensão e os impactes das invasões biológicas possam aumentar sob condições futuras de clima e de uso do solo. Assim, proteger a biodiversidade nativa face à ameaça das espécies exóticas invasoras requer métodos eficientes que permitam antecipar as futuras invasões e assim promover a proteção das espécies nativas que se encontram em risco. No trabalho desenvolvido por Vicente *et al.* (2011) aborda-se a ameaça específica das plantas invasoras associadas a alterações da paisagem sobre a biodiversidade nativa, com o objetivo geral de estudar a invasão por plantas exóticas como promotor de alterações ecológicas. O estudo envolveu a previsão dos conflitos potenciais entre uma espécie exótica invasora, a mimosa (*Acacia dealbata*; Figura 7, e uma espécie nativa rara (protegida ao abrigo da legislação Europeia), a gilbardeira (*Ruscus aculeatus*; Figura 7). Uma vez que estas duas espécies ocorrem na região de estudo (Minho, noroeste de Portugal) associadas ao mesmo tipo de habitat (florestas e matos), o estudo avaliou a coocorrência potencial das duas espécies sob condições atuais e futuras de clima e de uso do solo.

Figura 7 – Espécies em estudo: *Acacia dealbata* (à esquerda) e *Ruscus aculeatus* (à direita)



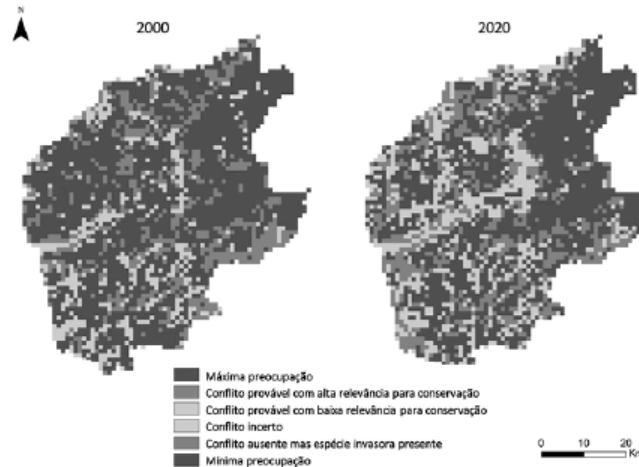
Fonte: adaptado de Vicente *et al.* (2011)

Utilizando Modelos de Distribuição de Espécies (MDEs) como ferramenta de análise e previsão foram identificadas áreas atuais e futuras ecologicamente adequadas tanto para a espécie rara como para a espécie invasora. Para tal, os MDEs foram calibrados combinando registos de ocorrência das duas espécies com variáveis ambientais de diversos tipos: climáticas (temperatura mínima do mês mais frio, precipitação do trimestre mais chuvoso, precipitação do

trimestre mais frio), corredores de dispersão (distância às áreas urbanas mais próximas, distância aos principais rios, densidade da rede hidrográfica), complexidade do território (índice de complexidade do declive, índice de complexidade geológica), geologia e litologia (percentagem de regossolos, percentagem de arenossolos) e composição da paisagem (percentagem de plantações florestais artificiais, percentagem de habitats seminaturais; percentagem de agricultura).

De forma a identificar e quantificar as dinâmicas temporais do conflito (potencial) entre a espécie invasora e a espécie rara, este estudo propôs e aplicou uma nova moldura de modelação combinada. Esta nova moldura permite prever a distribuição de cada espécie combinando dois MDEs, produzidos recorrendo a diferentes conjuntos de variáveis ambientais classificados a priori como atuando à escala local ou regional (VICENTE *et al.*, 2011). Essa classificação das variáveis ambientais quanto à sua escala espacial de influência pode ser obtida por meio de análises de autocorrelação espacial. Ao permitir identificar áreas com distintos níveis de adequação ecológica para a ocorrência de cada espécie, esta nova abordagem de modelação combinada permitiu obter previsões espaciais mais informativas dos padrões de invasão e dos potenciais conflitos atuais e futuros. Uma vez que as previsões obtidas derivam da combinação de modelos baseados em grupos de variáveis com influência local ou regional, também foi possível estimar a importância relativa dos fatores locais (por exemplo, o uso do solo) e regionais (por exemplo clima) para explicar a distribuição e a dinâmica das espécies. A identificação destes fatores é de extrema importância para a gestão e conservação da biodiversidade, uma vez que é possível gerir variáveis locais como o uso do solo, mas é bem mais difícil atenuar alterações nas variáveis regionais, como as climáticas.

Figura 8 – Conflito espacial entre a distribuição potencial de *Acacia dealbata* e de *Ruscus aculeatus* para os anos de 2000 e 2020, com apresentação de uma rampa de preocupação associada a cada tipo de conflito



Fonte: adaptado de Vicente *et al.* (2011)

Os modelos construídos revelaram que a distribuição das duas espécies estudadas é determinada fundamentalmente por variáveis regionais (clima), o que é consistente com evidências empíricas que sustentam o facto de ambas as espécies serem capazes de colonizar diferentes tipos de habitats, e que assim a sua distribuição no Noroeste de Portugal é fortemente determinada pelas condições climáticas à escala regional. De notar que, apesar de as duas espécies serem mais determinadas por condições ambientais regionais, a presença de habitat adequado (condições locais), poderá favorecer a sua expansão para áreas climaticamente não adequadas (por exemplo, devido a condições microclimáticas sob a canópia de florestas. Esses refúgios poderão assim constituir áreas de origem para futuras expansões caso as condições climáticas adequadas se tornem mais comuns na região (por exemplo devido a alterações climáticas). Estas áreas de refúgio podem também ser importantes para a conservação de espécies raras, mas por outro lado aumentam o risco no caso das espécies invasoras. Relativamente ao conflito entre as duas espécies estudadas, os modelos preveem diminuição da área de coocorrência nas próximas décadas (Figura 8), o que vai de encontro a estudos que preveem que algumas espécies invasoras poderão contrair a sua área geográfica e/ou diminuir o seu impacte em resultado de alterações climáticas futuras.

4.13.1.2 Casos de estudo focados em Comunidades

4.13.1.2.1 Aplicação de modelos MLM: Polinizadores e Polinização

A descrição da heterogeneidade espacial e a compreensão de seus efeitos está entre os objetivos centrais da ecologia da paisagem. Nesse sentido, plantas e visitantes florais representam um interessante sistema de estudo. A consolidação do conhecimento sobre os processos ecológicos como a polinização ao nível da paisagem é de extrema importância para a gestão de áreas naturais e manutenção dos serviços ecossistêmicos (TSCHARNTKE; BRANDL, 2004, NAZARENO; CARVALHO, 2009). Abordagens integradas entre o estudo dos efeitos das paisagens modificadas sobre os ecossistemas naturais, como estas variações afetam a estabilidade das comunidades (Viana *et al.*, 2012) e estrutura das redes de interação planta-polinizador (MEMMOTT *et al.*, 2004; FORTUNA; BASCOMPTE, 2006) são importantes para a conservação de plantas, polinizadores e suas interações, bem como para a conservação e serviços de polinização em ecossistemas naturais e agrícolas.

Kotliar e Wiens (1990) propuseram uma abordagem hierárquica de manchas em múltiplas escalas espaciais, usando um visitante floral como exemplo. Nessa abordagem, a menor escala em que o organismo percebe e responde à heterogeneidade espacial é a flor. A maior escala de percepção da heterogeneidade é determinada em função da área total que um indivíduo é capaz de utilizar durante a sua vida. Ambas representam respectivamente o grão e a extensão para esse organismo. O mais interessante é que a proposta prevê a existência de uma série de escalas intermediárias organizadas hierarquicamente, importantes para o comportamento dos animais. Seguindo esta abordagem, podemos pensar na extensão desse exemplo para a polinização das plantas visitadas por esses animais.

Do ponto de vista do processo de polinização, a deposição de grãos de pólen no estigma de uma flor durante o tempo em que permanece aberta é influenciada pelos comportamentos de seus visitantes florais. O comportamento dos visitantes, por sua vez, responde às quantidades de recurso florais disponíveis. Flores representam manchas de recurso e estão agrupadas em plantas, que podem apresentar distribuição agrupada formando manchas dentro de um fragmento (mancha) na paisagem (Tabela 1). Além do comportamento dos visitantes, a sua densidade populacional, bem como a riqueza de espécies de visitantes florais e interações entre as suas espécies representam fontes de variações na polinização que em paisagens fragmentadas podem ocorrer heterogeneamente em manchas. Espera-se,

portanto, que a deposição de grãos de pólen nos estigmas das flores também seja influenciada por um conjunto de fontes de variação que ocorra nessas diversas manchas em escalas organizadas hierarquicamente (Tabela 1). Essa abordagem pode ser empregada como base conceitual para solucionar um desafio da análise estatística de estudos de polinização e outros padrões e processos comparando paisagens.

Ao perguntarmos se paisagens com maior quantidade de floresta apresentam maior polinização, não podemos dizer que cada flor na qual medimos a polinização é uma unidade independente de resposta ou réplica. Considerar cada flor assim seria incorrer em pseudorreplicação, pois flores de uma mesma paisagem não são equivalentes a diferentes paisagens. A pseudorreplicação ocorre quando consideramos medidas feitas em uma mesma unidade de resposta, ou em unidades de resposta sujeitas às mesmas fontes de variação, como se fossem unidades de resposta independentes (ou réplicas) (HULBERT, 1984; CRAWLEY, 2007).

Flores de uma mesma planta (indivíduo) não são independentes, pois são influenciadas por processos que ocorrem nessa escala. Por isso, esperaríamos que a sua polinização fosse mais semelhante do que a de flores de plantas diferentes. Se há interesse em testar hipóteses estatísticas de diferença entre as médias de polinização das plantas, a variável planta contendo a identificação de cada indivíduo é um fator de efeito fixo. No entanto é comum querermos lidar com essa dependência estatística por pertencer a uma mesma mancha sem importar qual indivíduo tem maior polinização ou em qual fragmento dentro da paisagem as flores recebem mais grãos de pólen. Neste caso, podemos conhecer como a polinização varia dentro e entre os diferentes níveis da heterogeneidade espacial modelando-os como efeitos randômicos, juntamente com o efeito da quantidade de floresta na paisagem, por meio de modelos lineares de efeito misto (MLM) (ZUUR *et al.*, 2009).

Em ecologia, é comum encontrarmos delineamentos amostrais ou experimentais que geram dados com algum tipo de agrupamento (delineamento hierárquico ou aninhado). Por exemplo, quando uma amostragem é feita por parcelas ou quando um experimento é separado em diferentes blocos. Nesses casos, não podemos tratar os dados como independentes, e a abordagem estatística mais adequada é a de MLM (CRAWLEY, 2007). Neste exemplo temos um fator fixo, pois os níveis de

quantidade de floresta são de nosso interesse e podemos fixar categorias ou observar um gradiente de paisagens com crescentes quantidades de floresta. Já as flores aninhadas em plantas, plantas em fragmentos e fragmentos em paisagens seriam fatores randômicos (Quadro 1). Ao usar MLM dessa forma a pergunta respondida é ligeiramente diferente. Não respondemos se paisagens com maior proporção de floresta têm maior polinização, mas sim se flores em paisagens com maiores quantidades de floresta são mais polinizadas.

Como exemplo, temos o número de grãos de pólen depositados em flores de *Psychotria suterella* (Rubiaceae) em um gradiente de cinco paisagens variando em proporção de floresta e heterogeneidade de usos e ocupações (Quadro 1). Medidas de polinização como o número de grãos de pólen por estigma, são contagens e geralmente muitas flores apresentam poucos grãos de pólen (muitos zeros), e podem ser modelados com as distribuições de Poisson ou binomial negativa. Em ambos os casos, devemos ter atenção para problemas de superdispersão (ZUUR *et al.*, 2009). Como as variáveis explicativas se mostraram correlacionadas, optou-se por representá-las por um eixo obtido por meio de Análise de Componentes Principais. A variável eixo1 representa a posição de cinco paisagens em um gradiente de paisagens de mais floresta e menos heterogeneidade para menos floresta e mais heterogeneidade de usos da terra. Podemos observar que a variação no número de grãos de pólen entre flores de uma mesma planta é tão grande quanto entre plantas de uma mesma paisagem, e ambas são maiores do que a variação na polinização entre paisagens.

A simplificação de modelos baseada no critério de informação de Akaike (AIC) sugere que a quantidade de floresta na paisagem e a heterogeneidade de usos e ocupações de terras devem ser mantidos no modelo, enquanto a variável Paisagem (de efeito randômico) poderia ser removida.

A deposição de pólen nas flores de *P. suterella* é maior em paisagens com menos floresta e mais heterogeneidade de usos e ocupações, de forma semelhante a estudos anteriores (LOPES; BUZATO, 2007). Porém essa não parece ser a tendência da comunidade de espécies vegetais como um todo (SOARES, R. G. S., dados não publicados).

Finalmente, um próximo passo seria tentar identificar as fontes de variação que atuam nessas diferentes manchas e escalas e qual a proporção da variação na polinização explicada por elas. Ainda que fatores na escala da paisagem

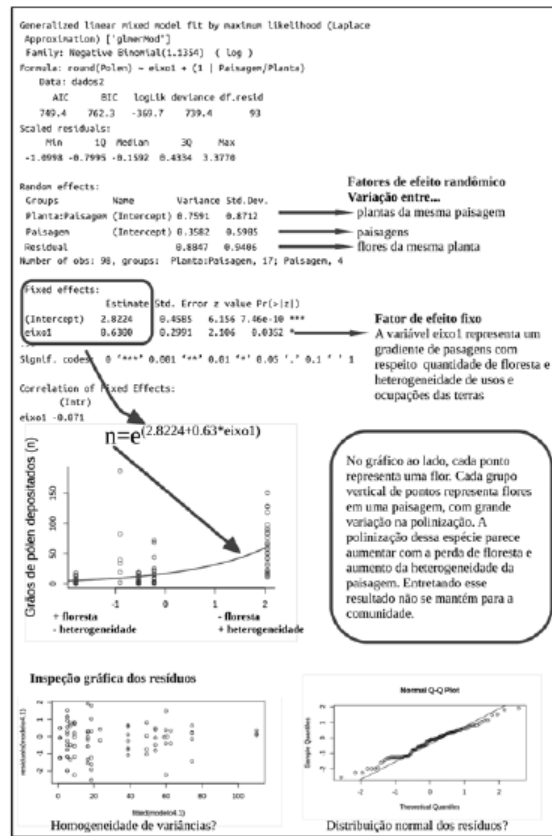
expliquem uma pequena proporção da variação observada na polinização, eles podem ser importantes a médio e longo prazo, pois o efeito cumulativo de um pequeno efeito durante muito tempo pode se converter num grande efeito.

Tabela 1 – Manchas em escalas hierárquicas do ponto de vista de visitantes florais.

Mancha	Exemplo	Citação
Flor	Flores com mais néctar podem receber mais visitas	Irwin, 2000
Plantas agregadas	Flores em agrupamentos de plantas com mais flores podem receber mais visitas (facilitação) ou menos visitas (competição)	Feinsinger <i>et al.</i> , 1991 Kunin 1997
Fragmento	Flores em fragmentos com maior densidade populacional e riqueza de visitantes podem receber mais visitas	Aizen & Feinsinger 1994a; 1994b
Paisagem	Flores em paisagens com maior quantidade de ambientes favoráveis podem receber mais visitas	Steffan-Dewenter <i>et al.</i> , 2002

Fonte: os autores

Quadro 1 – Número de grãos de pólen depositados em flores de *Psychotria suterella* em um gradiente de cinco paisagens variando em proporção de floresta e heterogeneidade de usos e ocupações. Ambiente estatístico R com pacote lme4



Fonte: os autores

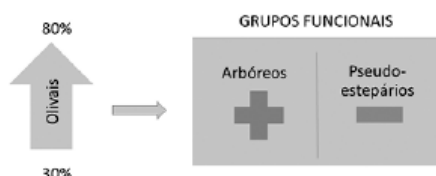
4.13.1.2.2 Aplicação de modelos StDM: alterações na paisagem provocadas por intensificação dos sistemas de produção e efeitos sobre a comunidade de passeriformes nidificantes

Santos e Cabral (2004) desenvolveram um modelo estocástico-dinâmico (StDM) baseado nas interações entre componentes chave, os grupos funcionais formados pelos passeriformes e as mudanças na paisagem em agroecossistemas da Terra Quente Transmontana (Nordeste de Portugal). A integridade ecológica do mosaico de culturas regional, composta por vários usos como sejam culturas anuais de cereais, olivais, amendoais, pousios e pequenos bosquetes, foi monitorizada por meio das ocorrências e estrutura funcional dos grupos de passeriformes. Estes grupos, divididos de acordo com o habitat/trofismo foram utilizados como indicadores, tendo sido utilizados como variáveis estado para a previsão de mudanças ecológicas resultantes da

intensificação agrícola e aumento das áreas de monocultura de olivais em detrimento dos outros usos do solo. O modelo desenvolvido, baseado nas relações estatísticas encontradas entre os usos do solo e a comunidade funcional de passeriformes associada, captou os gradientes espaciais que poderão ser a base de gradientes espaciotemporais de perturbação para estes ecossistemas. Adicionalmente foram ainda utilizados dados regionais de evolução dos usos de solo de forma a estimar as dinâmicas da paisagem e resposta dos indicadores selecionados.

Os resultados das simulações espaciotemporais de alteração paisagística efetuada mostram diferentes respostas dos grupos funcionais selecionados perante o cenário mais expectável de ocorrer para um período de 50 anos (Figura 9). As tendências de riqueza por grupo obtidas mostram a possível extinção de espécies nos grupos funcionais menos representados, como sejam os passeriformes associados aos habitats mais abertos (pseudostepários), o que poderá estar associado a uma alteração da integridade ecológica dos sistemas ecológicos comuns nesta região. A alteração da paisagem vaticina uma divergência acentuada nas comunidades e no funcionamento dos agroecossistemas.

Figura 9 – Mudanças médias produzidas pelas simulações do modelo para os períodos 25 e 50 anos. Área de Olival (Olivais – proporção ocupada com olivais, considerados conjuntamente que aumenta dos 30% para os 80%); Grupos funcionais associados às comunidades dominadas a culturas arbóreas e arbustivas, insetívoros e granívoros (Arbóreos – riqueza (número de espécies) do grupo funcionais arbóreos que aumentam cerca 50 %); Grupos funcionais associados a culturas agrícolas de anuais de sequeiro, insetívoros e granívoros (pseudostepários – riqueza (número de espécies) do grupo funcionais pseudostepários que diminui cerca de 33%)



Fonte: adaptado de Santos e Cabral (2004)

4.13.1.2.3 Aplicação de modelos StDM: impactes das alterações da paisagem em comunidades de coleopteros subterrâneas

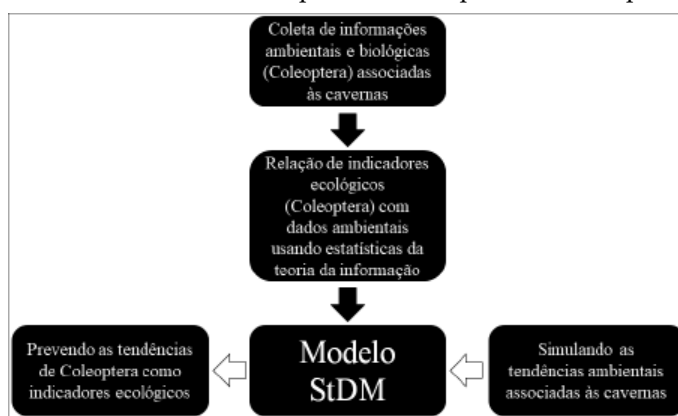
Modelos StDM também foram aplicados com sucesso para avaliar alterações a nível de comunidades de besouros (Insecta: Coleoptera) em ambientes cavernícolas localizados sob florestas tropicais (Amazónia) e prever como esse grupo reage frente a vários distúrbios antrópicos, seja no ambiente externo (supressão da vegetação, queimadas, extração madeireira etc.), como no ambiente interno (pisoteamento pelo turismo, presença de lixo, poluição luminosa, escassez de água etc.) (CAJAIBA *et al.*, 2016). Para tanto, os autores selecionaram cavernas com diferentes características, contendo os gradientes pertinentes em termos de características físicas, tamanho e distúrbios antropogénicos, localizadas em sistemas distintos (por exemplo, dominados pela floresta nativa, agricultura ou pastagem para bovinocultura) fundamentais para a aplicabilidade do modelo StDM.

Por meio da aplicação de um modelo linear generalizado (GLzM) foi possível identificar a relação entre a abundância dos besouros (variáveis de resposta) e as diferentes variáveis ambientais consideradas (variáveis explicativas) (Tabela 2). Os coeficientes significativos de regressão parcial (Tabela 2) foram utilizados para construir o modelo StDM no ambiente Stella (Figura 10). De um ponto de vista holístico, os coeficientes de regressão parcial representam a influência global do meio ambiente nas variáveis selecionadas, que têm um impacto especial nos indicadores, particularmente

em vários processos ecológicos complexos associados à abundância e composição de Coleoptera.

O diagrama conceitual da Figura 10 ilustra a relação matemática expressa na Tabela 2 que nos permite simular os efeitos das mudanças ambientais em uma caverna específica do bioma Amazônia e prever as respostas associadas da comunidade de Coleoptera, enfrentando possíveis cenários relacionados com a intensificação das atividades humanas.

Figura 10 – Diagrama conceitual usado para prever as tendências de Coleoptera em ecossistemas de cavernas. As caixas associadas às setas pretas representam as etapas associadas à construção do modelo, enquanto as caixas associadas às setas brancas representam os processos de aplicação do modelo



Fonte: adaptado de Cajaiba *et al.* (2016)

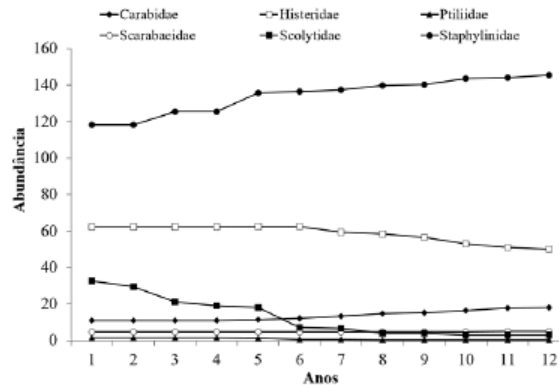
Tabela 2 – Equações para as estimativas de abundância de Coleoptera, os critérios de informação de Akaike (AIC) e os respectivos pesos de critérios de informação de Akaike (AICw) entre parênteses, Pseudo r^2 , razão de desvio e nível de significância (** $p < 0,01$) para todas as combinações selecionadas como significativas. A título de demonstração, equações de apenas uma família é demonstrada

Equações	AIC (AICw)	Pseudo R^2	Deviation ratio
Histeridae			
^a $2.6600 + (0.08843 * Agriculture)$	35.427(0.947)	23.40	1483.16 **
^b $2.3531 + (0.008583 * Distance_from_the_entrance)$	34.384(0.970)	10.72	774.03 **
^c $-0.908 + (3.3656 * Water_inside) + (2.1186 * Burned) - (6.721 * Outside_waste) + (1.9087 * Trampling)$	34.053(0.876)	67.61	1031.26 **

Fonte: adaptado de Cajaiba *et al.* (2016)

O cenário selecionado pelos autores para fins de demonstração, considerou uma caverna cuja paisagem circundante, dominada por vegetação nativa que ao longo de 12 anos foi gradualmente substituída por pastagens. Como resultado, observou-se uma redução na abundância de algumas famílias como Scolytidae (agora classificada como subfamília dentro da família Curculionidae, Scolytinae), Ptiliidae e Histeridae (91%, 75% e 20%, respectivamente). Por outro lado, as abundâncias das famílias Carabidae e Staphylinidae aumentaram (66% e 23%, respectivamente), enquanto a família Scarabaeidae permaneceu quase constante (Figura 11). Considerando os resultados obtidos, os autores demonstraram a sensibilidade das espécies cavernícolas às alterações do exterior, chamando a atenção que a conservação das cavernas parece estar intimamente relacionada com a paisagem à superfície e áreas circundantes.

Figura 11 – Tendências da abundância por família de Coleoptera para o cenário simulado (período de 12 anos)



Fonte: adaptado de Cajaiba *et al.* (2016)

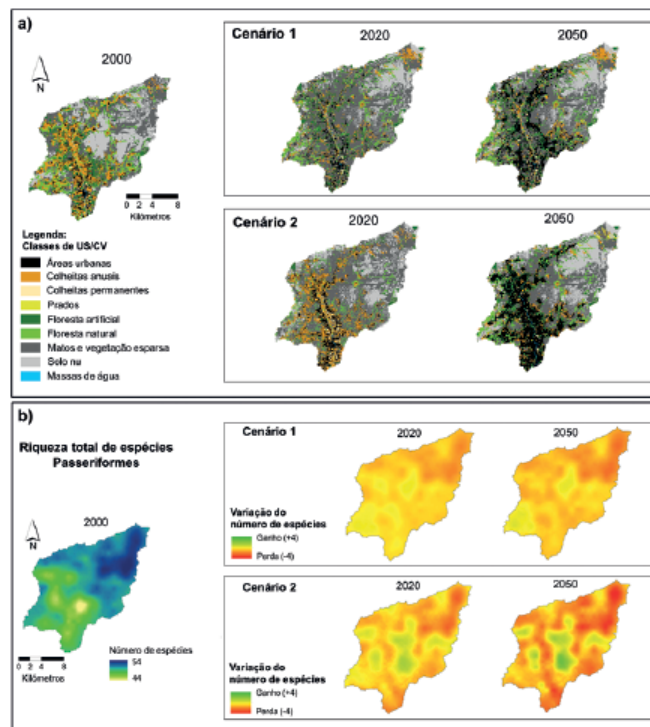
4.13.1.2.4 Aplicação de modelos StDM: uma abordagem de modelação em looping multiescala para prever padrões de biodiversidade espacialmente dinâmicos em paisagens mutáveis

A mudança de uso do solo/cobertura vegetal (US/CV) (em inglês, *Land Use Land Cover Change* – Lulcc) é um dos principais responsáveis pela alteração da biodiversidade ao nível global, no entanto a falta de dados locais da distribuição de espécies é frequentemente um constrangimento importante para identificar indicadores efetivos de impacto e assim prescrever medidas efetivas de conservação e gestão. Com base nos princípios da metodologia StDM espacialmente explícita, o objetivo deste estudo é descrever e demonstrar a aplicabilidade de uma nova abordagem para prever respostas ecológicas face a mudanças de US/CV, destacando a mais-valia e a versatilidade das bases de dados existentes (Bastos *et al.*, 2016a). Para isso, os autores basearam-se na previsão da resposta de passeriformes a cenários de mudança de US/CV, nomeadamente riqueza específica e seu potencial como métrica ecológica das alterações da paisagem na bacia hidrográfica do Rio Vez, localizada na região do Alto Minho (Noroeste de Portugal). A abordagem iniciou-se com a utilização de dados de ocorrência de espécies (10 km) do Atlas das Aves Nidificantes em Portugal que, por meio de uma técnica de *downscaling*, permitem transpor padrões da riqueza de passeriformes a escalas finas (1 km), a escala onde normalmente a gestão assume lugar. Estes padrões, quando correlacionados estatisticamente com preditores ambientais à escala

local e incluídos no modelo dinâmico, serviram de base para estimar os parâmetros StDM que refletem a influência dos processos de alteração de UC/CV na riqueza específica de passeriformes em cada unidade de estudo (1 km). Neste contexto, as dinâmicas locais de US/CV foram recriadas no modelo dinâmico por meio de processos de sucessão e transição entre US/CV, baseados em cenários de alteração da paisagem para a área de estudo. Para isso, foi utilizado o software IDRISI (Land Change Modeler, URL: <http://www.clarklabs.org>) para modelar futuras mudanças de US/CV à escala regional, utilizando a região do Alto Minho para calibrar a transição de mapas de suscetibilidade na área da bacia hidrográfica do Rio Vez. O período de calibração foi de 1990-2000 e os períodos simulados foram de 2000 a 2020 e 2050, de acordo com dois cenários de alteração da paisagem: (1) extensificação dos US/CV dominantes (isto é, abandono rural marcado e reflorestamento natural) e (2) intensificação dos US/CV dominantes (isto é, crescente agrossilvicultura e fixação humana). O cenário 1, embora envolvendo alguma urbanização localizada (altitude <700 m), é dominado pela extensificação, enquanto no cenário 2 a intensificação do uso da terra se generalizará em toda a área de estudo. Adicionalmente, uma vez que os incêndios são eventos típicos que moldam a área de estudo, foram incluídos no modelo dinâmico como fenômenos estocásticos, mediados por parâmetros que reproduzem a propensão de cada US/CV ao fogo. As simulações obtidas foram posteriormente projetadas em Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e submetidas a uma interpolação geoestatística de forma a criar uma imagem integrativa e emergente da resposta, no espaço e no tempo, aos gradientes de mudanças de US/CV na área de estudo. Para avaliar a resposta de passeriformes, a variação espacial expressa pelo grau de ganho ou perda na riqueza de espécies foi calculada ao longo das simulações e entre cenários. Utilizamos as projeções espaciais para os anos de 2020 e 2050 para demonstrar a extensão e o padrão de mudanças na distribuição da riqueza total de espécies de passeriformes, levando em consideração como referência a projeção inicial (2000).

De acordo com os dois cenários de US/CV considerados (Figura 12a), a dinâmica de urbanização foi claramente mais pronunciada para o cenário 2 ao longo do período de simulação, devido principalmente a uma expansão mais evidente da fixação humana nas áreas do vale do Rio Vez.

Figura 12 – a) Projeções espacialmente explícitas das principais mudanças esperadas na paisagem para 2020 e 2050, levando em consideração os cenários dinâmicos de US/CV considerados para a bacia do Rio Vez, incluindo extensificação (cenário 1) e intensificação (cenários 2) dominante de US/CV, durante um período de simulação de 50 anos a partir de 2000. b) Projeções espacialmente dinâmicas da variação total da riqueza específica de passeriformes face às principais mudanças esperadas na paisagem para 2020 e 2050, de acordo com os cenários de extensificação (cenário 1) e intensificação (cenário 2) considerados, ao longo de 50 anos de simulação, considerando os valores de referência obtidos para o ano 2000



Fonte: adaptado de Bastos *et al.* (2016a)

Por outro lado, a conversão progressiva de culturas anuais em áreas de matos e vegetação esparsa é evidente ao longo do período de simulação no cenário 1, revelando um abandono incremental concomitante de práticas humanas tradicionais que se reflete na redução prevista de campos agrícolas periurbanos, quando comparada com o cenário 2 (Figura 12a). Como consequência dos cenários considerados, prevê-se que a riqueza total de passeriformes diminua moderadamente em quase toda a área de estudo no cenário 1, com poucas áreas permanecendo estáveis ou com taxas ligeiramente crescentes ao longo do período de simulação (Figura 12b). Em contraste, uma variação mais drástica será esperada no cenário 2, com perdas dominantes na maior parte da área de estudo, tanto em áreas com valores iniciais mais altos ou mais baixos de riqueza total de passeriformes (Figura 12b). No entanto, no

cenário 2, alguns ganhos confinados também são projetados para áreas anteriormente menos favoráveis, com os valores iniciais mais pobres da riqueza total de espécies, principalmente coincidentes com os habitats de ecótono entre áreas periurbanas e naturalizadas (Figura 12b).

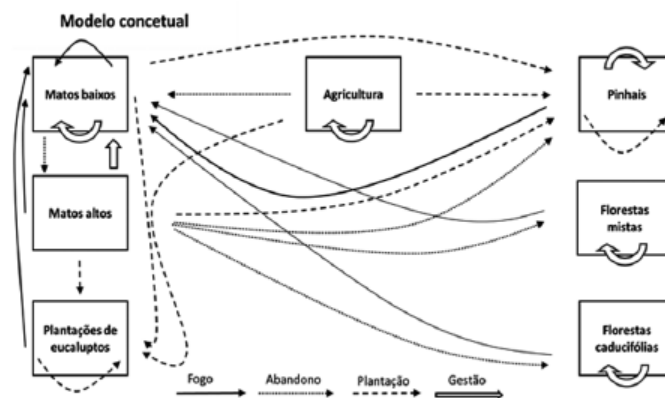
A *modalidade de modelação* StDM espacialmente explícita aplicada neste estudo proporciona um novo nível de compreensão sobre a manutenção dos processos ambientais e das funções dos ecossistemas, indicando futuras tendências previsíveis para a avaliação da integridade dos ecossistemas face a cenários realistas de mudanças socioecológicas a nível paisagístico ou regional. Neste contexto, o procedimento de *downscaling* provou ser uma técnica valiosa na transposição de padrões de riqueza de espécies a diferentes escalas, gerando informação local apropriada para ser incluídas no protocolo de modelação StDM. A análise comparativa entre simulações e dados de campo independentes mostrou um desempenho promissor do modelo, com projeções da riqueza específica de passeriformes consistentes com um número significativo de dados amostrados. Esta abordagem representa uma contribuição para aplicações mais universais no âmbito da conservação e do planeamento paisagístico, especialmente quando os dados de resolução fina são difíceis de obter devido a restrições de recursos (BASTOS *et al.*, 2016a).

4.13.1.2.5 Aplicação de modelos ABM: Será possível perceber qual a melhor estratégia de conservação simulando diferentes cenários de evolução da paisagem? Um caso de estudo no noroeste da Península Ibérica

Os fatores que originam maiores alterações nas paisagens do sudoeste da Europa são o despovoamento e as alterações socioecológicas associadas. No trabalho desenvolvido por Santos *et al.* (2016b), baseado numa integração de modelos baseados em autômatos celulares com modelos baseados em agentes (ABM), pretendeu estimar os efeitos de futuras alterações nos usos do solo na biodiversidade do noroeste da Península Ibérica. Foi desenvolvido um modelo dinâmico espacialmente explícito para simular as dinâmicas socioecológicas (Figura 13). Foram considerados quatro cenários de alteração ambiental, para o período de 1960 a 2040, que incluíam desde pequenas alterações nos principais usos do solo até alterações mais profundas com

diminuições abruptas das áreas agrícolas e expansão das áreas de eucaliptal na paisagem.

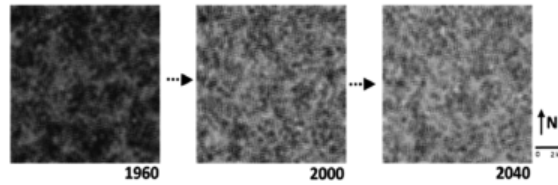
Figura 13 – Concetualização do modelo baseado em agentes (ABM) utilizado para prever as alterações dos usos do solo na área de estudo. As caixas de texto representam os principais usos do solo. As setas representam os principais processos associados às transições entre os usos do solo: Gestão representa a gestão tradicional e os seus efeitos nos usos do solo; plantações representam as transições associadas com a plantação/ corte de florestas; Abandono representa as transições associadas à sucessão natural; Fogo representa as transições associadas aos fogos



Fonte: adaptado de Santos *et al.* (2016b)

Este modelo considerou ainda o papel ativo do fogo, que nalguns cenários é o principal modelador da paisagem. As comunidades de aves, selecionadas como indicadores de biodiversidade mostraram padrões complexos e, em muitos cenários com reduções abruptas em diversidade e abundância (Figura 14). As espécies mais especializadas e associadas a ecossistemas mediterrânicos abertos foram particularmente afetadas pelos cenários considerados. Os resultados demonstram que as ações e políticas de gestão da paisagem deverão considerar a manutenção dos mosaicos de agricultura tradicional e a regulação da expansão das áreas de floresta industrial de crescimento rápido (Figura 14). Esta estratégia parece ser a mais acertada para manter a diversidade de usos do solo, prevenção de ocorrência de fogos florestais, fundamental nas estratégias e planos de conservação da biodiversidade (SANTOS *et al.*, 2016b).

Figura 14 – (a) Representação espacial de períodos selecionados associados ao cenário que prevê o despovoamento das zonas rurais e um aumento massivo das áreas dominadas por plantações de eucaliptos. Resposta da biodiversidade, representada pela riqueza total de aves, cores mais claras representam menor número de espécies (limite branco representando zero 0 espécies) e cores mais escuras representam maior número de espécies (limite preto representando doze espécies)



Fonte: adaptado de Santos *et al.* (2016b)

4.13.1.3 Casos de estudo focados nos ecossistemas

4.13.1.3.1 Aplicação de modelos StDM: Previsão da distribuição de zoonoses no apoio à definição de políticas-sanitárias no contexto “One Health”: o caso da leptospirose em javalis do Norte de Portugal

A leptospirose é uma doença zoonótica reemergente, representando um problema de Saúde Pública como causa global de mortalidade e morbidade humana em países desenvolvidos e em desenvolvimento. Esta doença, considerada atualmente no grupo das doenças negligenciadas, conta com um elevado número de casos no Brasil e é endémica em Portugal, nomeadamente na região norte e centro do País (continente) e no Arquipélago dos Açores. Apesar de ser de notificação obrigatória em humanos há algumas décadas, a doença é ainda subdiagnosticada e sub-reportada em Portugal (VIEIRA *et al.*, 2006). A leptospirose é causada por bactérias patogénicas do género *Leptospira*, mantidas na natureza por várias espécies de animais selvagens e domésticos. A leptospirose animal causa aborto e infertilidade conduzindo a elevadas perdas económicas em animais de produção e diminuindo potencialmente o sucesso dos programas de conservação de espécies de mamíferos ameaçadas, em que a reprodução é um fator chave. Estudos na região de Trás-os-Montes revelam elevadas taxas de soropositividade em bovinos, suínos, canídeos, roedores e javalis. De forma global, a maior atividade aglutinante ocorre com o serovar Altodouro, isolado de *Mus musculus* capturado na região e reconhecido como um novo serovar, da espécie *Leptospira kirschnerii* (PAIVA-CARDOSO *et al.*, 2013). O impacto da circulação desse novo serovar nos ecossistemas da região, e a sua dispersão espacial no contexto português e europeu, não foram ainda desvendadas, dado que só após a sua identificação se tornou possível rastreá-lo em humanos e animais por testes de diagnóstico laboratorial.

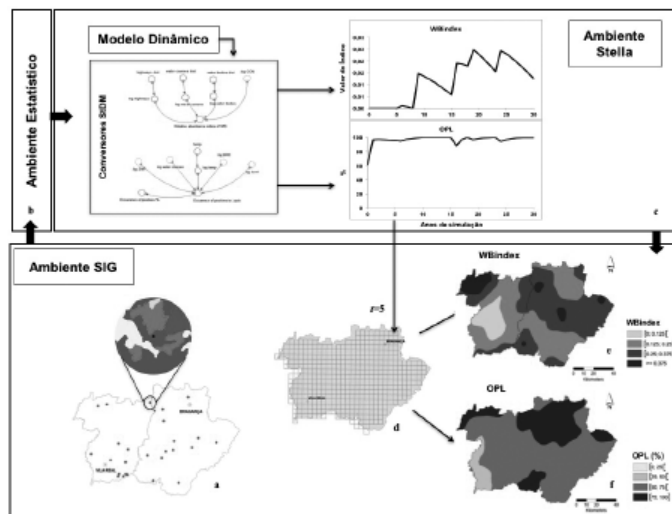
A reemergência desta e de outras zoonoses, revelando profundas mudanças na epidemiologia destas doenças infecciosas, vem sugerindo a sua estreita relação com a ecologia da paisagem, nomeadamente com fatores que afetam

diretamente os ecossistemas: alterações climáticas/usos do solo, demografia humana, desenvolvimento económico, viagens e comércio internacional, translocação de animais domésticos e selvagens e adaptação microbiana, revelando a necessidade da aplicação de novas abordagens no contexto da epidemiologia espacial.

Nesse contexto, Vale-Gonçalves *et al.* (no prelo) e Vale-Gonçalves (2014) desenvolveram uma ferramenta de modelação (Figura 15) baseada nos princípios da metodologia estocástico-dinâmica (*StDM*) que, após projeção em Sistemas de Informação Geográfica, permite recriar os padrões emergentes, no espaço e no tempo, da abundância relativa de javalis (WBindex) e da ocorrência de animais soropositivos para leptospirose (OPL). Estas métricas revelaram-se promissoras como indicadores ecológicos dos referidos indicadores face a cenários de alteração em curso na região de Trás-os-Montes (distritos de Vila Real e Bragança), nomeadamente ao nível dos usos do solo, tipo de coberto vegetal, efeito de barreira e/ou corredor induzido por infraestruturas, fragmentação de habitats, posicionamento na bacia hidrográfica, distâncias à rede viária e área urbana, e condições climáticas prevalentes. As populações de javalis na região alvo de estudo foram monitorizadas durante as épocas venatórias de 2011 a 2013, tendo sido realizada a pesquisa de anticorpos anti-*Leptospira interrogans* s.l. Foram amostrados animais e recolhidas amostras de sangue dos espécimes abatidos para deteção dos referidos anticorpos pela técnica de aglutinação microscópica (técnica de referência), conforme descrito por Vale-Gonçalves *et al.* (2015). Os resultados obtidos neste estudo (Figuras 15e e 15f) sugerem que os padrões obtidos na região de Trás-os-Montes representam uma importante contribuição para prever alterações do WBindex e OPL durante o período da época venatória (setembro a fevereiro, inclusive), permitindo uma melhor compreensão da influência da dinâmica dos usos do solo nos padrões espaciais obtidos. Por exemplo, e tal como descrito em estudos convencionais, o WBindex parece responder positivamente ao aumento da distância a estradas com elevado tráfego automóvel e negativamente à presença de povoamentos florestais de resinosas, bem como ao aumento da distância às linhas e massas de água. Relativamente ao padrão do OPL, as temperaturas médias mais elevadas, a proximidade às linhas de água e a presença de povoamentos de folhosas parecem determinar claramente o seu padrão de ocorrência (VALE-

GONÇALVES, 2014), proporcionando condições ambientais propícias à sobrevivência das leptospiros patogénicas no ambiente e à sua disseminação.

Figura 15 – Moldura conceptual StDM utilizada para prever, dinamicamente e espacialmente, a abundância relativa de javalis expressa em índice (WBindex) e a ocorrência associada de animais com teste positivo para leptospirose (OPL), tendo em conta as alterações no habitat circundante, nomeadamente as induzidas por dinâmica dos usos do solo sob influência de eventos estocásticos como o efeito dos incêndios nos cobertos da vegetação. (a) Caracterização das unidades de estudo (e.g., usos do solo); (b) Processamento estatístico das relações causa-efeito entre as variáveis ambientais e WBindex e OPL; (c) Incorporação das relações estatísticas e dos processos de alteração da paisagem no modelo dinâmico; (d) Projeção espacial das simulações dinâmicas numa grelha de 5x5 km e interpolação geostatística do WBindex (e) e OPL (f)



Fonte: adaptado de Vale-Gonçalves (2014)

Dado que esta metodologia tem revelado resultados muito promissores encontra-se atualmente a ser validada para a leptospirose (VALE-GONÇALVES *et al.*, no prelo) e aplicada a outras zoonoses emergentes com impacto relevante na sanidade/produção animal/conservação/saúde pública na região do Norte de Portugal, das quais se destacam a brucelose e borreliose de Lyme (FARIA *et al.*, 2015). Estas ferramentas de previsão da distribuição das zoonoses encerram um enorme potencial como suporte à tomada de decisões na definição de políticas-sanitárias no contexto “One Health”.

4.13.1.3.2 Aplicação de modelos StDM: Qual o efeito de diferentes formas de gestão de bacias na qualidade dos recursos hídricos? Um caso de estudo no norte de Portugal

A gestão integrada ao nível da bacia dos recursos hídricos e dos ecossistemas associados assenta- no conceito do sistema socioecológico. Os modelos integrativos, baseados na abordagem StDM, consituem uma ferramenta de apoio à decisão, com um papel importante na avaliação

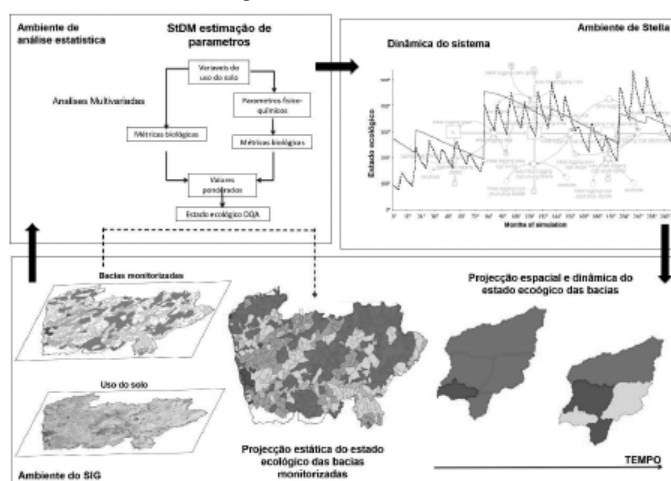
antecipada não só de possíveis impactes, mas também os benefícios associados com a implementação programas de medidas de restauro. Variações na utilização do solo ao nível de bacia são fortemente influenciadas por interações socioecológicas relacionadas com a governança, clima e eventos estocásticos naturais tais como os fogos florestais e cheias. Estes processos acabam por influenciar os sistemas fluviais e o provisionamento de um leque alargado de serviços de ecossistema associados a eles. O vínculo fundamental entre os processos ecológicos, os serviços e o bem-estar humano são fios condutores fundamentais no conceito do sistema sócio ecológico conforme definidos no Relatório de Avaliação do Milénio e aspetos de governação – tal como a norma Europeia, a Diretiva Quadro Água (DQA). Desde a sua implementação em 2000, a DQA promove a “utilização sustentável da água através da proteção a longo prazo dos recursos hídricos disponíveis como a redução progressiva das descargas de substâncias perigosas nas águas subterrâneas e superficiais e a atenuação dos efeitos das inundações e das secas. Também obriga uma abordagem holística na monitorização e classificação das águas superficiais, baseada nos elementos biológicos de qualidade (nomeadamente as comunidades de macroinvertebrados bentónicos, os peixes, os macrófitos e do fitoplâncton) e elementos de suporte (físico-químicos e hidromorfológicos). Um objetivo principal da DQA é que todas as massas de água alcancem o estado “Bom”. Os Planos de Gestão dos Recursos Hídricos, ferramentas fundamentais para implementação médio-longo prazo da DQA, obrigam a implementação de Programas de Medidas para as massas de água que não cumprem este objetivo, com o fim de melhorar o estado ao longo dos subsequentes ciclos de planeamento.

Os modelos dinâmicos constituem ferramentas de apoio à decisão, capazes de assimilar processos complexos que caracterizam os sistemas socio ecológicos. Os gestores dos recursos hídricos têm o dever de implementar planos atuais, capazes de antecipar alterações no estado ecológico das águas superficiais sob cenários de alteração previstos nos usos do solo ou do clima, ou a ocorrência de eventos estocásticos que muitas vezes resultam de mudanças nas tendências macrossocioeconómicas (por exemplo, financiamento para a implementação de determinadas práticas agrícolas, padrões de urbanização e do abandono do meio rural). A abordagem StDM é particularmente apropriada no apoio à decisão neste setor dado (i) a

complexidade inerente dos ecossistemas aquáticos e (ii) a natureza sócio ecológica e holística da DQA.

Tomando estes fatores em consideração, Hughes *et al.* (2016) desenvolveram um modelo integrativo preliminar, utilizando a abordagem StDM, para antecipar os efeitos da alteração do uso do solo e a ocorrência de incêndios sobre o estado ecológico das águas superficiais lóxicas no âmbito do ciclo de planeamento da DQA (ver Figura 17). O modelo, testado nas bacias hidrográficas da região do Alto Minho, situada no Noroeste de Portugal, constitui um primeiro passo no desenvolvimento de uma ferramenta de decisão e planeamento para avaliar a influência dos efeitos do uso do solo sobre os sistemas fluviais (Figura 16).

Figura 16 – Moldura conceptual das fases sequenciais do protocolo StDM espacialmente explícito desenvolvido para avaliar o efeito dos cenários de mudança de uso da terra sobre o estado ecológico dos rios na Região do Minho, no norte de Portugal



Fonte: adaptado de Hughes *et al.* (2016)

O primeiro passo (Figura 16) no desenvolvimento do modelo – no ambiente de análise de estatística – foi a obtenção dos coeficientes e constantes por meio de “Multi Inference Models” (MMI). Estes coeficientes permitiram identificar os principais usos de solo nas bacias no local de estudo que provocam alterações na resposta das métricas calculadas para os elementos de qualidade biológicos e os parâmetros físico-químicos aplicados na classificação do estado ecológico.

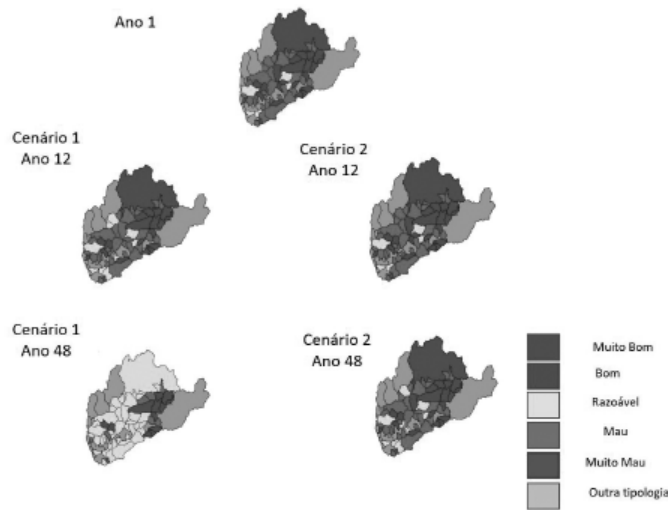
No próximo passo do desenvolvimento do modelo, os coeficientes e as constantes MMI das categorias de uso do solo selecionadas foram introduzidos em simulações StDM no ambiente STELLA. As simulações

basearam-se em 56 sistemas fluviais na área de estudo e dois cenários de alteração no uso do solo (i) intensificação e (ii) extensificação ou abandono; ambos incluíram a ocorrência de incêndios florestais, eventos estocásticos de que tipicamente ocorrem na região. Um total de 100 simulações foi executado por um período de 50 anos, um período que equivalha aproximadamente a oito ciclos de planeamento da DQA, para cada cenário.

Na fase final do desenvolvimento e avaliação do modelo, foram criadas projeções espacialmente dinâmicas da classificação do estado ecológico dos sistemas fluviais. As classificações obtidas basearam-se nos valores obtidos das métricas dos elementos biológicos (macroinvertebrados bentônicos e diatomáceas) e dos valores dos parâmetros de suporte físico-químicos a partir dos cenários.

Os resultados obtidos (Figura 17) dos cenários demonstraram uma descida na classificação do estado ecológico de “bom” para “moderado” para a maioria dos rios segundo o cenário de intensificação, mas a manutenção do “bom”, no caso do cenário de abandono ou extensificação (apenas alguns rios obtiveram o estado “moderado”). O segundo cenário descreve a situação atual na região do estudo, nomeadamente o abandono do meio rural e a emigração da população para o meio urbano, resultando na recuperação dos ecossistemas. Também implica uma maior ocorrência de incêndios florestais devida à falta de manutenção dos terrenos agrícolas, assegurada pela população rural antes do abandono do meio, agravada devido às alterações climáticas.

Figura 17 – Projeções espaciais das simulações dinâmicas no âmbito da demonstração do potencial preditivo StDM sobre o estado ecológico face aos efeitos de dois cenários de alterações na paisagem. Classificação ecológica das 56 tipologias de rios na região do Alto Minho para os dois cenários de mudança de uso/coberto do solo. As projeções espaciais demonstram o estado ecológico para os anos 1, 12 e 48



Fonte: adaptado de Hughes *et al.* (2016)

Com base no critério de classificação “one out all out” aplicada pela DQA, o incumprimento dos rios na classificação do seu estado ecológico, ou seja, a alteração de “bom” para “moderado”, foi devida às alterações nos elementos de suporte físico-químico, nomeadamente nos níveis de fósforo. Os valores das métricas dos Elementos de Qualidade Biológica utilizados na classificação do estado ecológico foram resilientes ao longo das simulações de cada cenário, levantando questões referentes à incerteza tais como o possível efeito de outras pressões não diretamente associadas com o uso do solo na escala da bacia, métodos de amostragem e o fenómeno de redundância de algumas métricas.

O caso de estudo apresentado, baseado nos rios do norte-oeste do Portugal, pretende demonstrar uma versão preliminar de uma ferramenta de modelação dinâmica, com o potencial de informar gestores sobre cenários que influenciam o estado dos recursos hídricos e avaliar alterações nos indicadores utilizados no cálculo do estado ecológico da DQA. O objetivo final do desenvolvimento deste modelo dinâmico é uma melhoria na capacidade existente de prever as respostas dos indicadores ecológicos face a alterações nos usos do solo, paradigmas de gestão e do clima.

4.13.2 CONCLUSÃO

Este capítulo procurou demonstrar algumas das possibilidades da aplicação, à ecologia da paisagem, dos métodos de modelação apresentados no capítulo 3.2. Os trabalhos apresentados, alguns dos quais estiveram na fundação das metodologias apresentadas, encontram-se em constante evolução, sendo importante a consulta de literatura científica atualizada para estar em sintonia com novos desenvolvimentos e aplicações específicas. Salienta-se, como resultados globais deste capítulo, a importância das previsões para, de uma forma operacional e quantificada, estimar as implicações de alterações socioecológicas sobre os padrões da paisagem e componentes que dela fazem parte. Os padrões dinâmicos e espaciodinâmicos de espécies, comunidades e ecossistemas são variáveis fundamentais, que encerrando complexidade crescente, devem apoiar a tomada de decisão sobre quais as melhores estratégias e opções para gestão adaptativa dos territórios.

REFERÊNCIAS

- AIZEN, M. A.; FEINSINGER, P. Habitat fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology*, v. 77, p. 1779-1791, 1994a.
- AIZEN, M. A.; FEINSINGER, P. Habitat fragmentation, native insect pollinators, and feral honeybees in Argentine "Chaco Serrano". *Ecological Applications*, v. 4, p. 378-392, 1994b.
- BASTOS, R.; D'AMEN, M.; VICENTE, J.; SANTOS, M.; YU, H.; EITELBERG, D.; GONÇALVES, J.; CIVANTOS, E.; HONRADO, J.; CABRAL, J. A. A multiscale looping approach to predict spatially dynamic patterns of functional species richness in changing landscapes. *Ecological Indicators*, v. 64, p. 92-104, 2016a.
- BASTOS, R.; PINHANÇOS, A.; SANTOS, M.; FERNANDES, R. F.; VICENTE, J. R.; MORINHA, F.; HONRADO, J.; TRAVASSOS, P.; BARROS, P.; CABRAL, J. A. Evaluating the regional cumulative impact of wind farms on birds: how can spatially explicit dynamic modelling improve impact assessments and monitoring? *Journal of Applied Ecology*, v. 5, p. 1330-1340, 2016b.
- CAJAIBA, R. L.; CABRAL, J. A.; SANTOS, M. A minimal invasive method to forecast the effects of anthropogenic disturbance on tropical cave beetle communities. *Neotropical Entomology*, v. 45, n. 2, p. 139-147, 2016.
- CRAWLEY, M. J. *The R book*. New York: John Wiley & Sons, 2007.
- FARIA, A. S.; PAIVA-CARDOSO, M. N.; NUNES, M.; CARREIRA, T.; VALE-GONÇALVES, H.; VELOSO, O.; COELHO, C.; CABRAL, J. A.; VIEIRA-PINTO, M.; VIEIRA, M. L. First detection of *Borrelia burgdorferi* sensu lato DNA in serum of the wild boar (*Sus scrofa*) in Northern Portugal by nested-PCR. *EcoHealth*, v. 12, n. 1, p. 183-187, 2015.
- FEINSINGER, P.; TIEBOUT, H. M.; YOUNG, B. E. Do tropical bird-pollinated plants exhibit density-dependent interactions? field experiments. *Ecology*, v. 72, n. 6, p. 1953-1963, 1991.

- FERREIRA, D.; FREIXO, C.; CABRAL, J. A.; SANTOS, R.; SANTOS, M. Do habitat characteristics determine mortality risk for bats at wind farms? Modelling susceptible species activity patterns and anticipating possible mortality events. *Ecological Informatics*, v. 28, p. 7-18, 2015.
- FORTUNA, M. A.; BASCOMPTE, J. Habitat loss and the structure of plant–animal mutualistic networks. *Ecology Letters*, 9, p. 281-286, 2006.
- HUGHES, S. J.; CABRAL, J. A.; BASTOS, R.; CORTES, R.; VICENTE, J.; EITELBERG, D.; HUIRONG, Y.; HONRADO, J.; SANTOS, M. A. stochastic dynamic model to assess land use change scenarios on the ecological status of fluvial water bodies under the Water Framework Directive. *Science of the Total Environment*, v. 565, p. 427-439, 2016.
- HULBERT, S. H. Pseudoreplication and the Design of Ecological Field Experiments. *Ecological Monographs*, v. 54, p. 187-211, 1984.
- KOTLIAR, N. B.; WIENS, J. A. Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos*, v. 59, p. 253-260, 1990.
- KUNIN, W. E. Population size and density effects in pollination: pollinator foraging and plant reproductive success in experimental arrays of *Brassica kaber*. *Journal of Ecology*, v. 85, p. 225-234, 1997.
- LOPES, L. E.; BUZATO, S. Variation in pollinator assemblages in a fragmented landscape and its effects on reproductive stages of a self-incompatible treelet, *Psychotria suterella* (Rubiaceae). *Oecologia*, v. 154, p. 305-14, 2007.
- MEMMOTT, J.; WASER, N. M.; PRICE, M. V. Tolerance of pollination networks to species extinctions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 271, p. 2605-2611, 2004.
- MORINHA, F.; DÁVILA, J. A.; BASTOS, E.; CABRAL, J. A.; FRÍAS, Ó.; GONZÁLEZ, J. L.; TRAVASSOS, P.; CARVALHO, D.; MILÁ, B.; BLANCO, G.; Extreme genetic structure in a social bird species despite high dispersal capacity. *Molecular Ecology*, v. 26, p. 2812-2825, 2017a.
- MORINHA, F.; BASTOS, R.; CARVALHO, D.; TRAVASSOS, P.; SANTOS, M.; BLANCO, G.; BASTOS, E.; CABRAL, J. A.; A spatially-explicit dynamic modelling framework to assess habitat suitability for endangered species: The case of Red-billed Chough (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*) under land use change scenarios in Portugal. *Biological Conservation*, v. 210, p. 96-106, 2017b.
- NAZARENO, A. G.; CARVALHO, D. What the reasons for no inbreeding and high genetic diversity of the neotropical fig tree *Ficus arpazusa*? *Conservation Genetics*, v. 10, p. 1789-1793, 2009.
- PAIVA-CARDOSO, M. N.; ARENT, Z.; GILMORE, C.; HARTSKEERL, R.; ELLIS, W. A. Altodouro, a new *Leptospira* serovar of the Pomona serogroup isolated from rodents in northern Portugal. *Infection, Genetics and Evolution*, v. 13, p. 211-217, 2013.
- SANTOS, M.; CABRAL, J. A.; Development of a stochastic dynamic model for ecological indicators' prediction in changed Mediterranean agroecosystems of north-eastern Portugal. *Ecological Indicators*, v. 3, p. 285-303, 2004.
- SANTOS, M.; SANTOS, R.; CABRAL, J. A.; PACHECO, F. A. L.; LEITÃO, D.; MOREIRA, F.; PINTO, M.; LECOQ, M.; SILVA, J. P. Impacts of land use and infrastructural changes on threatened Little Bustard *Tetrax tetrax* breeding populations: quantitative assessments using a recently developed spatially explicit dynamic modelling framework. *Bird Conservation International*, v. 26, n. 4, p. 418-435, 2016a.
- SANTOS, M.; FERREIRA, D.; BASTOS, R.; VICENTE, J. HONRADO, J.; KUEFFER, C.; KULL, C. A.; BERGER, U.; CABRAL, J. A. Linking landscape futures with biodiversity conservation strategies in northwest Iberia — A simulation study combining surrogates with a spatio-temporal modelling approach. *Ecological Informatics*, v. 33, p. 85-100, 2016b.

- STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Insect communities and biotic interactions on fragmented calcareous grasslands – a mini review. *Biological Conservation*, v. 104, p. 275-284, 2002.
- TSCHARNTKE, T. BRANDL, R. Plant-insect interactions in fragmented landscapes. *Annual Reviews in Entomology*, v. 49, n. 1, p. 405-430, 2004.
- VALE-GONÇALVES, H. M.; CABRAL, J. A.; FARIA, M. C.; NUNES-PEREIRA, M.; FARIA, A. S.; VELOSO, O.; VIEIRA, M. L.; PAIVA-CARDOSO, M. N. Prevalence of *Leptospira* antibodies in wild boars (*Sus scrofa*) from Northern Portugal: risk factor analysis. *Epidemiology & Infection*, v. 143, n. 10, p. 2126-2130, 2015.
- VALE-GONÇALVES, H. M. *Analysis and prediction of the occurrence of leptospirosis in wild boars (Sus scrofa Linnaeus, 1758) of the Trás-os-Montes region*. 2014. Dissertação (Mestrado em Biologia Clínica Laboratorial) – Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 2014.
- VIANA, B. F.; BOSCOLO, D.; NETO, E. M.; LOPES, L. E.; LOPES, A. V.; FERREIRA, P. A.; PIGOZZO, C. M.; PRIMO, L. M. How well do we understand landscape effects on pollinators and pollination services? *Journal of Pollination Ecology*, v. 7, n. 5, p. 31-41, 2012.
- VICENTE, J.; RANDIN, C. F.; GONÇALVES, J.; METZGER, M. J.; LOMBA, Â.; HONRADO, J.; GUIBAN, A. Where will conflicts between alien and rare species occur after climate and land-use change? A test with a novel combined modelling approach. *Biological Invasions*, v. 13, p. 1209-1227, 2011.
- VIEIRA, M. L.; GAMA-SIMÕES, M. J.; COLLARES-PEREIRA, M. Human leptospirosis in Portugal: a retrospective study of eighteen years. *International Journal of Infectious Diseases*, v. 10, p. 378-386, 2006.
- ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; WALKER, N. J.; SAVELIEV, A. A.; SMITH, G. M. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. New York: Springer, 2009.

ECOLOGIA DE ESTRADAS

*Sara M. Santos, Carmo Silva, Karen Giselle Rodríguez-Castro, Giordano Ciochetti,
Simone R. Freitas, Antônio Mira*

4.14.1 INTRODUÇÃO: EFEITO DAS ESTRADAS NA BIODIVERSIDADE

A rede de estradas é o único elemento espacial marcante comum a quase todas as paisagens modernas, sendo infraestruturas fundamentais para a Sociedade pois promovem ligações entre pessoas e bens. Ao longo dos últimos cinquenta anos, as distâncias foram reduzidas e o uso do automóvel próprio generalizou-se a todas as pessoas (FALCOCCHIO; LEVINSON, 2015). Nunca, como agora, estivemos tão conectados. Em 2011, estimava-se que circulavam 750 milhões de veículos motorizados em aproximadamente 50 milhões de quilômetros de estradas públicas em todo o mundo. Esta rede de estradas, assim como o volume de tráfego, continua a crescer particularmente na Europa de leste, China, Índia e América Latina (VAN DER REE *et al.*, 2011, 2015). Paradoxalmente, também nunca como agora os ecossistemas estiveram tão desconectados por estas infraestruturas, que são uma das principais causas de fragmentação dos habitats naturais (VAN DER REE *et al.*, 2015). Esta consiste na subdivisão de habitats originalmente extensos e contínuos em parcelas de menores dimensões e separados entre si por outros usos do solo, com condições muito diferentes das do habitat original (FORMAN, 1995; FISCHER; LINDENMAYER, 2006, 2007).

A fragmentação implica uma perda de área do habitat original e uma nova configuração espacial, constituindo uma das maiores ameaças à conservação da biodiversidade (FAHRIG, 2003; VAN DER REE *et al.*, 2011).

Forman (1998) chamou à rede de estradas mundial “o gigante que nos abraça” e salientou a necessidade de desenvolver um ramo da ciência dedicado especificamente ao estudo dos padrões e processos ecológicos decorrentes da presença desta infraestrutura: a ecologia de estradas. Em concreto, esta visa quantificar o efeito ecológico das estradas, tendo como objetivo evitar, minimizar e compensar os efeitos negativos destas nos indivíduos, populações,

espécies e ecossistemas (VAN DER REE *et al.*, 2011). Os primórdios desta disciplina remontam a 1925 quando Dayton Stoner documentou 225 atropelamentos de 29 espécies faunísticas em cerca de 1000 km de estradas no Iowa (EUA) (VAN DER REE *et al.*, 2011). Desde então demonstrou-se que as estradas promovem efeitos negativos em numerosas espécies de animais e plantas (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009; BENÍTEZ-LÓPEZ *et al.*, 2010; RYTWINSKI; FAHRIG, 2012). Para além dos efeitos no habitat previamente referidos, estes incluem a mortalidade de fauna por atropelamento, o efeito barreira ao movimento dos animais e fluxo genético, a contaminação ambiental (luminosa, sonora e química), a perturbação das áreas adjacentes e a promoção da dispersão de plantas exóticas/invasoras e animais ferais ao longo dos corredores rodoviários (FAHRIG, 2003; VAN DER REE *et al.*, 2015).

Muitos dos trabalhos em ecologia de estradas focam-se na quantificação das taxas de mortalidade por atropelamento e do efeito barreira. Estima-se que, só nos Estados Unidos, um milhão de vertebrados é morto nas estradas por atropelamento (FORMAN; ALEXANDER, 1998). No entanto a existência de elevadas taxas de mortalidade por atropelamento pode não ter consequências negativas para as populações se as espécies em causa tiverem elevadas abundâncias e taxas de reprodução. É o caso do pardal doméstico (*Passer domesticus*), uma das espécies mais frequentemente atropeladas em todo o mundo (FORMAN; ALEXANDER, 1998; ERRITZOE *et al.*, 2003; COFFIN, 2007), mas com abundâncias muito elevadas e uma grande plasticidade na ocupação de habitats. No entanto as estradas podem ser a principal causa de morte em espécies de maiores dimensões e com populações mais reduzidas. A pantera da Flórida (*Felis concolor coryi*), o urso preto (*Ursus americanus*), o lince-ibérico (*Lynx pardinus*), o crocodilo americano (*Crocodylus acutus*) ou a onça pintada (*Panthera onca*) são exemplos de espécies com maior vulnerabilidade aos atropelamentos (COFFIN, 2007; GARROTE *et al.*, 2018; GRILO *et al.*, 2018). Por outro lado, o efeito barreira das estradas é frequentemente apontado como um dos mais nefastos (FORMAN; ALEXANDER, 1998). A magnitude deste efeito é influenciada pelas características e comportamento das espécies em causa, pelas características da estrada, volume de tráfego e configuração espacial da estrada relativamente à paisagem envolvente (COFFIN, 2007; GONZÁLEZ-SUÁREZ *et al.*, 2018). Como consequência, a generalidade dos trabalhos em ecologia de estradas avalia a utilização e

eficiência de medidas de mitigação com o objetivo de reduzir taxas de atropelamento e/ou de aumentar a conectividade e fluxo genético para as espécies selvagens (FORMAN; ALEXANDER, 1998; VAN DER REE *et al.*, 2009). Contudo são ainda escassos os estudos que se têm debruçado sobre questões de fundo, nomeadamente, (i) se a mortalidade e o efeito barreira põem em causa a viabilidade populacional; (ii) quais as particularidades das espécies que as tornam mais vulneráveis a estes efeitos; (iii) se as bermas²⁷ são refúgios ou armadilhas para a fauna; (iv) qual a relevância das bermas como corredores ecológicos; (v) quais as características da paisagem mais importantes para definir pontos negros de mortalidade por atropelamento; e (vi) quais as características das passagens de fauna específicas (construídas de raiz) ou adaptadas que mais contribuem para a sua eficácia (ROEDENBECK *et al.*, 2007).

Em geral, desconhece-se também como os resultados de escalas locais podem ser extrapoláveis para escalas espaciais e temporais mais amplas (VAN DER REE *et al.*, 2009). Um próximo passo importante é avaliar como a densidade e a configuração de toda a rede de estradas afeta as relações funcionais nos e entre os ecossistemas, à escala da paisagem. Pretende-se que estas análises suportem o planeamento, desenho e gestão de estradas mais sustentáveis constituindo por isso um grande desafio para a ciência e para a sociedade (VAN DER REE *et al.*, 2011).

4.14.2 ESTUDOS DE CASO

4.14.2.1 Relação entre atropelamento de vertebrados e características da paisagem

Para avaliar a relação entre características da paisagem e os registros de atropelamentos de vertebrados, foram feitos *buffers* ao redor de cada registro onde foram quantificadas a proporção de cobertura de classes de uso e cobertura do solo, além disso, foi medida a distância do rio mais próximo do registro. Essa análise foi feita em duas áreas de estudo, uma no Cerrado (FREITAS *et al.*, 2015) e outra na Mata Atlântica (BUENO *et al.*, 2013, 2015). Modelos de regressão logística foram propostos usando como variável dependente, a presença/ausência de atropelamentos, e como variáveis independentes, as características da paisagem. Foram gerados pontos aleatórios ao longo da rodovia, onde não ocorreram atropelamentos, para

representar as ausências. Os melhores modelos foram selecionados usando o Critério de Informação de Akaike (BURNHAM; ANDERSON, 2002).

No Cerrado, foram estudadas três espécies – *Cerdocyon thous*, *Chrysocyon brachyurus* e *Lepus europaeus* – na rodovia SP-225, do Km 75 ao Km 235, entre os municípios de Itirapina (22°15'10" S e 47°49'22" W) e Jaú (22°17'47" S e 48°33'28" W), na região nordeste do estado de São Paulo, no sudeste do Brasil (FREITAS *et al.*, 2015). *Cerdocyon thous*, o cachorro do mato, é um canídeo generalista encontrado em diferentes fitofisionomias desde campos a florestas densas (TROVATI *et al.*, 2007), e é uma das espécies de mamífero mais atropeladas no Brasil (DORNAS *et al.*, 2012; GRILO *et al.*, 2018). *Chrysocyon brachyurus*, o lobo guará, é um canídeo onívoro típico de áreas abertas do Cerrado (DIETZ, 1985) que está na lista de espécies ameaçadas de extinção (IUCN, 2017). *Lepus europaeus*, a lebre, é um herbívoro generalista e uma espécie exótica na América do Sul, sendo em alguns lugares considerada invasora (KUFNER *et al.*, 2008). Nesse estudo, foram usados buffers de tamanhos diferentes (1, 5 e 10 km) para avaliar o efeito da escala associada a capacidade de deslocamento das espécies. Cada espécie teve diferentes características da paisagem que melhor explicaram a ocorrência de atropelamentos. Para *Chrysocyon brachyurus* foi encontrada uma associação positiva com áreas urbanas (buffer 10 km), enquanto para *Cerdocyon thous* (buffer 10 km) e para *Lepus europaeus* (buffer 5 km) foi encontrada uma associação positiva com silvicultura (FREITAS *et al.*, 2015). A matriz foi mais relevante para explicar os atropelamentos das três espécies relativamente ao habitat. A escala de análise, dada pelo tamanho do *buffer*, foi menor para *Lepus europaeus* do que para as outras duas espécies (FREITAS *et al.*, 2015).

Na Mata Atlântica foram estudadas todas as espécies de vertebrados registradas no monitoramento de animais silvestres atropelados na rodovia BR-040, em um trecho de 180,4 km a partir do km 125,2 no Estado do Rio de Janeiro (22° 48' 02" S e 43° 17' 26" W) até o km 773,5 no estado de Minas Gerais (21° 38' 34" S e 43° 26' 10" W), no sudeste do Brasil. BUENO *et al.* (2013) estudaram as características da paisagem associadas ao atropelamento de *Hydrochoerus hydrochaeris*, a capivara, um roedor herbívoro generalista de médio porte (VERDADE; FERRAZ, 2006), que vive em grupos na margem de rios cobertos por vegetação herbácea (HERRERA *et al.*, 2011). *Hydrochoerus hydrochaeris* é uma das espécies mais atropeladas no Brasil (DORNAS *et al.*,

2012), cujas colisões com veículos representam acidentes com muitos feridos e mortos (FREITAS; BARSZCZ, 2015), sendo necessária a aplicação de medidas mitigadoras, com alto custo-benefício, para reduzir esses acidentes (HUIJSER *et al.*, 2013). Os atropelamentos de *Hydrochoerus hydrochaeris* foram associados à proximidade de rios, indicando seu habitat. Bueno *et al.* (2015) avaliou a relação de características da paisagem com os seguintes grupos de vertebrados: todas as espécies, mamíferos, mamíferos de grande porte, mamíferos voadores (morcegos) e arborícolas, répteis, aves e corujas. Nesse estudo, foram usados *buffers* de tamanhos diferentes (1, 5 e 10 km) para avaliar o efeito da escala. Proximidade de rios e cobertura de vegetação herbácea, matriz para a maioria das espécies estudadas, foram associados com o atropelamento de grupos de vertebrados, tais como todas as espécies de vertebrados, espécies de mamíferos e espécies de mamíferos de grande porte (BUENO *et al.*, 2015). A escala representada pelo tamanho do *buffer* não foi relevante para explicar os atropelamentos. Assim como encontrado no estudo do Cerrado, a matriz foi mais relevante para explicar os atropelamentos de vertebrados do que o habitat (BUENO *et al.*, 2015).

Esses estudos demonstram que a análise de paisagem aplicada à Ecologia de Estradas é uma abordagem útil para gerar modelos preditivos multiescala de trechos de rodovias com maior risco de atropelamentos de animais silvestres; e para compreender o uso da paisagem (mancha, corredor, matriz) pelas espécies a partir de dados de animais atropelados nas rodovias.

4.14.2.2 Mortalidade de predadores por atropelamento e sua relação com a abundância de presas nas bermas de estradas

Os habitats associados às estradas nomeadamente as bermas podem ter efeitos positivos e negativos nos atropelamentos de fauna, dependendo das suas características e das espécies em questão. Num trabalho realizado no sul de Portugal (SILVA *et al.*, 2019), pretendeu-se determinar se o padrão de mortalidade por atropelamento de predadores é explicado pela abundância de presas nas bermas de estrada e qual a importância relativa desta variável face às características das bermas e da paisagem envolvente.

Foi selecionado um troço de estrada nacional com 10 km de extensão, que foi monitorizado de carro a 30-40 km/h diariamente ao longo de todo o ano 2007 para contagem de atropelamentos de mamíferos carnívoros, aves de

rapina noturnas e serpentes (SANTOS *et al.*, 2011). Para estimar a abundância de presas ao longo do trecho monitorizado, foram amostrados micromamíferos – rato-do-campo (*Apodemus sylvaticus*), rato-das-hortas (*Mus spretus*), musaranho-grande-de-dentes-brancos (*Crocidura russula*), rato-cego-mediterrânico (*Microtus duodecimcostatus*) e o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) –, grupos que fazem parte da dieta da maior parte dos predadores das regiões mediterrânicas (FEDRIANI *et al.*, 1999).

Os micromamíferos foram amostrados nas bermas por meio de armadilhagem e de observação de indícios de presença. A abundância de coelho foi estimada com base em observações diretas em transetos de carro ao longo do trecho da estrada. As variáveis referentes às bermas de estrada foram medidas diretamente no campo, enquanto a caracterização da paisagem foi feita com base em fotografias aéreas (2005) e trabalho de campo utilizando um *buffer* de 250 m em redor da estrada estudada. O trecho da estrada foi dividido em setores de 250 m para usar como unidade de análise. Em cada setor foi registrado o número de atropelamentos de cada uma das espécies de predadores estudadas. Cada setor foi também caracterizado para a abundância relativa de cada das cinco espécies de presa consideradas e informação relativa a 17 descritores ambientais (nove referentes às características das bermas e os restantes oito de caracterização da paisagem). Posteriormente foi aplicada uma análise multivariada de redundância (RDA) (HEIKKINEN *et al.*, 2004) e uma partição de variância para quantificar as diferentes contribuições de abundância de presas (Pr), características das bermas e da estrada (Rvc) e características da paisagem (La) (BORCARD *et al.*, 1992), para o atropelamento de predadores.

As espécies mais frequentemente atropeladas foram a coruja-do-mato (*Strix aluco*), a cobra-rateira (*Malpolon monspessulanus*), a cobra-de-escada (*Rhinechis scalaris*), a coruja-das-torres (*Tyto alba*), a fuinha (*Martes foina*) e o saca-rabos (*Herpestes ichneumon*). A análise de redundância revelou que as variáveis descritoras da abundância das presas explicaram uma parte significativa dos padrões de mortalidade dos predadores considerados. Foi registada maior mortalidade de *Martes foina*, *Strix aluco* e *Tyto alba* em setores de estrada com maior abundância de *Apodemus sylvaticus*, assim como em paisagens mais homogêneas e de floresta densa. A mortalidade de *Herpestes ichneumon* e *Malpolon monspessulanus* ocorreu em locais de maior abundância

de *Oryctolagus cuniculus*, assim como em áreas próximas de albufeiras. Embora globalmente as características da paisagem tivessem explicado a maior parte da variância observada nos atropelamentos (21%), a abundância de presas (Pr) foi o segundo grupo com maior poder explicativo puro (12%).

Este trabalho mostrou que o risco de mortalidade de predadores é mais elevado em sectores de estrada onde a abundância de presas é maior nas bermas adjacentes. De acordo com trabalhos anteriores na área de estudo, a abundância de micromamíferos e coelhos nas bermas de estrada é bastante superior ao encontrado nas áreas adjacentes estudadas (UBC, dados não publicados). Essa diferença sugere que as bermas podem oferecer melhores condições para o estabelecimento de presas quando o habitat nas áreas envolventes é escasso ou está degradado. Desse modo, uma elevada abundância de presas nas bermas de estrada parece atrair os predadores, aumentando assim o risco de serem atropelados.

4.14.2.3 A conectividade funcional como preditor dos locais de mortalidade – o caso da coruja-do-mato

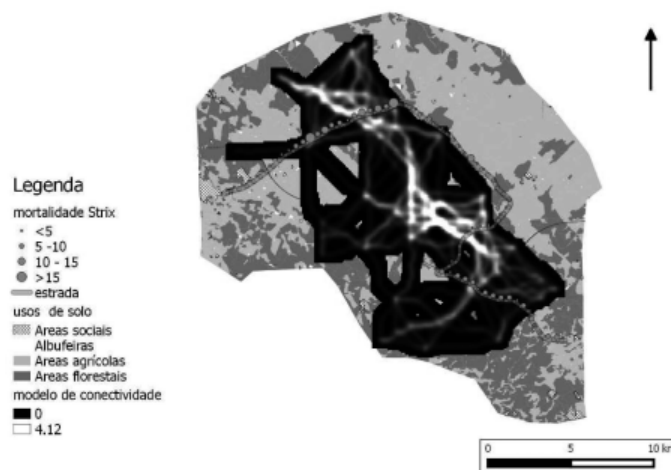
Um dos fatores mais determinantes para a ocorrência de atropelamentos de vertebrados é o habitat em redor das estradas. No entanto, se os padrões ou rotas de movimentos dos animais (e o seu cruzamento com as estradas) puderem ser previstos, poder-se-á avaliar com maior exatidão onde será mais provável ocorrer maior mortalidade (LESBARRÈRES; FAHRIG, 2012). Num trabalho realizado no sul de Portugal (SANTOS *et al.*, 2013), foi avaliada a importância relativa do risco geral de atropelamento, da adequabilidade de habitat e da conectividade funcional da paisagem na descrição dos padrões de atropelamento de coruja-do-mato (*Strix aluco*). Esta rapina noturna é comum nas áreas florestais da Europa, incluindo Portugal, sendo frequentemente atropelada nas estradas portuguesas (GOMES *et al.*, 2009).

Neste trabalho (SANTOS *et al.*, 2013) foi utilizada uma base de dados de mortalidade por atropelamento de vertebrados, que inclui a *Strix aluco*, referente a 7 anos de monitorizações ao longo de 37 km de estradas. Para responder aos objetivos propostos, foi desenvolvido um índice simplificado de risco de atropelamento, calculado a partir do número de outros vertebrados atropelados na estrada estudada (risco geral de atropelamento). Foram construídos modelos de adequabilidade de habitat, com recurso ao Maxent,

utilizando registos de presença de *Strix aluco* de três anos na área de estudo. Adicionalmente, foram obtidos vários modelos de conectividade funcional (cenários alternativos com diferentes limites de distâncias e padrões de movimentos) baseados em rotas de movimento potenciais entre os centróides de territórios das corujas (Unicor; Universal Corridor Network Simulator). Posteriormente, foram aplicados modelos de regressão Gaussianos com partição hierárquica de variâncias para quantificar a contribuição relativa de cada grupo de variáveis descritos anteriormente na explicação dos padrões de atropelamento observados em *Strix aluco*. Na comparação de modelos, foi utilizado o Critério de Informação de Akaike (AIC), e a autocorrelação espacial foi incluída nas análises.

O número de atropelamentos de *Strix aluco* foi mais elevado em áreas onde ocorreu também maior mortalidade de outras espécies e onde as estradas atravessam áreas de elevada conectividade funcional. O cenário de conectividade que explicou melhor o padrão de atropelamentos foi o padrão de movimentos entre territórios melhores (movimentos mais restritos espacialmente), com um limite de distância de 5 km (Figura 1). A conectividade funcional explicou uma parte significativa da variância dos dados: 26,2%. No entanto, o risco de atropelamento foi a variável que explicou a maior parte da variância (70,5%).

Figura 1 – Modelo de conectividade funcional para um cenário de movimentos entre territórios de elevada qualidade até 5 km de distância sobreposto com os valores de mortalidade (áreas mais claras indicam maior probabilidade de movimento)



Fonte: elaborado pelos autores

Os resultados deste trabalho sugerem que os fatores relacionados com a estrada (risco de atropelamento) são os que mais influenciam os padrões de mortalidade por atropelamento, sobretudo em áreas com habitats bem conservados e conectados. Ainda assim, a conectividade funcional deve ser incorporada nos modelos de “hotspots” de mortalidade sempre que possível, uma vez que aumenta o poder preditivo desses modelos. Os resultados parecem indicar que os movimentos de corujas ocorrem sobretudo entre territórios de elevada qualidade, que deverão produzir maior número de juvenis. Estes juvenis dispersam depois para ocupar territórios livres nas proximidades (< 5 km).

4.14.2.4 Identificação molecular de vertebrados atropelados e ecologia da paisagem

A maioria dos registos de atropelamentos representam grandes vertebrados, para os quais a identificação taxonômica e a coleta de dados são relativamente fáceis. Entretanto, o número de atropelamentos aumenta consideravelmente quando contemplados os animais pequenos. Dornas *et al.* (2012) calcularam que o número de atropelamentos no Brasil quando incluídos conjuntamente animais de grandes e pequenas dimensões poderia atingir 8,65 animais/km/ano. Em Portugal os registos são escassos, mas apontam para mortalidades de 60 a 120 animais/km/ano, consoante as estradas e as condições climáticas (UBC, dados não publicados). Considerando que a identificação taxonômica é um problema para os animais de pequenas dimensões cujos registos de atropelamentos correspondem frequentemente a animais esmagados ou restos de carcaças, o uso de metodologias moleculares é uma solução para estas identificações permitindo, assim, entender melhor o impacto das estradas sobre a fauna em geral.

Dentro das metodologias moleculares, uma ferramenta que tem mostrado bons resultados para a identificação das espécies é o DNA *barcoding* ou código de barras de DNA. Essa ferramenta utiliza marcadores moleculares específicos para identificação das espécies economizando assim tempo e a necessidade de especialistas de cada grupo taxonômico. Klippel *et al.* (2015) conseguiram sucesso na identificação de animais atropelados utilizando sequências do gene *citocromo oxidase 1* (COI). Em estradas localizadas em dois fragmentos de Mata Atlântica eles encontraram 222 vertebrados atropelados e conseguiram

identificar, com base no COI, 62,16% das amostras coletadas, confirmando a ocorrência de pelo menos 62 espécies. Contudo, o uso combinado de mais de um gene contribuiu para um aumento ainda maior na proporção de identificações específicas. Comparando o número de identificações de 123 vertebrados atropelados realizadas utilizando apenas as características morfológicas, com as identificações conseguidas pela utilização conjunta dos genes 16S e COI registou-se um aumento de 310% no número de identificações específicas (RODRÍGUEZ-CASTRO *et al.*, 2017). Do mesmo modo, num outro estudo numa área de Cerrado com 31 animais atropelados e utilizando os dois marcadores, 16S e COI, o sucesso de identificação chegou a 83.87% (SARANHOLI *et al.*, 2016).

O sucesso da identificação molecular das espécies depende de coleta de amostras biológicas dos animais atropelados, da qualidade da amostra, da quantidade de informação nas bases de dados moleculares e dos genes escolhidos para amplificação. Em estudos que analisam diferentes grupos taxonômicos, a utilização de *primers* universais é a melhor opção para a amplificação do DNA. No entanto, alguns genes têm mostrado melhor desempenho dependendo do grupo taxonômico. A identificação de espécies de aves e mamíferos foi mais bem-sucedido usando o COI do que o 16S, contudo, observou-se o contrário para anfíbios e répteis (VENCES *et al.*, 2005; RODRÍGUEZ-CASTRO *et al.*, 2017).

4.14.2.5 A influência da paisagem

Com as identificações corretas é possível classificar as espécies de acordo com a classe taxonômica e depois de acordo com seu grupo funcional. Avaliar o impacto das estradas por grupos funcionais permite avaliar, prever e mitigar os efeitos das estradas para um maior número de espécies (CIOCHETI, 2014).

Para avaliar a influência da paisagem sobre os grupos funcionais detetados inicialmente foi realizada uma classificação manual do uso do solo no mapa do Google Earth (escala 1: 10.000) no software Quantum GIS (www.qgis.org) (RODRÍGUEZ-CASTRO *et al.*, 2017). Usando o mapa de cobertura do uso da terra e da vegetação e o Arc Map 9.1 (ESRI 2007), foram calculados os valores percentuais de cada uso de terra e classe de vegetação para os pontos de atropelamento, considerando um raio de 100 m (para os grupos funcionais que apresentaram baixa capacidade diária de movimento) ou 200 m (para aqueles

que apresentaram uma capacidade intermediária; RODRÍGUEZ-CASTRO *et al.*, 2017). Também foram extraídos valores percentuais das classes de cobertura para pontos aleatórios ao longo da estrada (usados no modelo nulo; RODRÍGUEZ-CASTRO *et al.*, 2017).

A densidade de atropelamentos por grupo funcional para cada pixel de estrada foi calculada, usando a função Densidade de Kernel do Arc Map 9.1 (ESRI, 2007). Usando os pontos de atropelamento como referência, foi avaliado se a distribuição diferiu significativamente de uma distribuição espacial uniforme ($X^2 = 1,92$, $P = 0,572$) por pixels selecionados aleatoriamente (n =número total de atropelamentos). O teste do qui-quadrado foi utilizado para comparar o número de atropelamentos por segmento de 100 m ou 200 m (observado) em relação ao número de amostras aleatórias para o mesmo segmento (esperado) (RODRÍGUEZ-CASTRO *et al.*, 2017).

Uma abordagem de modelo concorrente (BURNHAM; ANDERSON, 2002) foi utilizada para estimar a porcentagem de contribuição relativa de cada variável. As seguintes variáveis explicativas foram utilizadas para compor modelos univariados: a) Agricultura e cana-de-açúcar; b) Floresta; c) Eucalipto; d) Pasto ou solo exposto; e) Áreas urbanas; e f) Corpos d'água (RODRÍGUEZ-CASTRO *et al.*, 2017). Para essas análises é incluído um modelo nulo entre os modelos concorrentes para simular a ausência da influência da paisagem na densidade de atropelamentos. O critério de informação de Akaike (AIC; AKAIKE, 1974) e o modelo mais parcimonioso foram utilizados (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Os valores da AIC foram corrigidos para pequenas amostras (AICc). Também estimamos o peso da evidência (wAICc) para comparar todos os modelos em cada grupo funcional e determinar quais modelos melhor explicaram a distribuição de atropelamentos em cada grupo funcional (RODRÍGUEZ-CASTRO *et al.*, 2017).

As espécies são diferentemente influenciadas pela paisagem, e conseqüentemente o número de atropelamentos muda em relação da quantidade de cada variável da paisagem, pois não houve uniformidade na distribuição de atropelamentos para os grupos funcionais, e houve diferenças entre os grupos analisados, que em alguns casos estavam relacionados ao contexto da paisagem (RODRÍGUEZ-CASTRO *et al.*, 2017). Assim, as aves com baixa capacidade de movimento experimentaram maior agregação de atropelamentos na estrada perto das florestas e menor mortalidade na estrada

em áreas com predominância de agricultura, monocultura de cana-de-açúcar, solo ou pastagem (RODRÍGUEZ-CASTRO *et al.*, 2017). Um alto número de répteis com pouca capacidade de movimento foi encontrado em áreas florestais, e répteis com capacidade de movimento intermediário foram mais frequentes em paisagens fortemente antropizadas (RODRÍGUEZ-CASTRO *et al.*, 2017). Glista *et al.* (2008) encontraram relação entre o número de atropelamentos de anfíbios e a presença de corpos d'água, no entanto, essa relação nem sempre pode ser detetada. Rodríguez-Castro *et al.* (2017) não encontraram essa relação e afirmam que isso pode ser devido a que não foi possível mapear todos os cursos e corpos d'água, possivelmente porque muitos deles estão escondidos em vegetação densa, embora estivessem utilizando alta resolução para o mapeamento.

A incorporação da análise genética nos estudos de atropelamentos e na avaliação do efeito barreira significa que muito mais dados estão disponíveis para a interpretação ecológica. Essa informação pode contribuir para a conservação da vida selvagem, informando as estratégias de mitigação da estrada para que visem às necessidades de grupos taxonômicos e funcionais específicos.

4.14.3 PERSPETIVAS EM ECOLOGIA DE ESTRADAS

Mensurar e monitorar o impacto das estradas sobre a fauna é indispensável para estabelecer pontos mais afetados e propor assim ações de mitigação, que funcionem eficientemente para as espécies ou para grupos de espécies. Do mesmo modo, avaliar o efeito da duplicação das estradas também é importante para um desenvolvimento urbano sem afetar a biodiversidade (CIOCHETI *et al.*, 2017).

A correta identificação das espécies mais afetadas pelos impactos das estradas vem como uma necessidade inicial para estudos de conservação. As análises moleculares são uma ferramenta alternativa que permite a identificação rápida e correta de todas as espécies, aumentando assim o número de animais contemplados nos estudos (KLIPPEL *et al.*, 2015; SARANHOLI *et al.*, 2016; RODRÍGUEZ-CASTRO *et al.*, 2017).

Entretanto, as ferramentas genéticas devem ser utilizadas de maneira mais ampla, pois elas brindam maiores informações sobre o estado das populações e sobre os efeitos das estradas nas espécies. Por exemplo, a conectividade

funcional da paisagem pode ser avaliada com base nas análises de fluxo genético que nos informa acerca do movimento dos indivíduos gênese do potencial efeito barreira que a estrada possa ter. Clark *et al.* (2010) demonstraram que as estradas interrompem o fluxo gênico entre as populações, e que quanto mais largas são as estradas, maior é o isolamento. Também foi demonstrado que a redução do fluxo gênico leva a menor diversidade genética que em paisagens contínuas (WATSON *et al.*, 2017) e a redução na diversidade diminui as respostas a mudanças ambientais, causando possíveis extinções locais. Assim, quando as populações estão totalmente isoladas, os efeitos deletérios das mudanças demográficas e genéticas aleatórias, junto com as variações ambientais, podem ser uma poderosa força para extinções locais (LAURANCE, 1991; GOOSEM, 1997).

O impacto das estradas na conectividade e abundância das populações é motivo de preocupação para os geneticistas da conservação, em grande medida porque se pensa que pode reduzir a diversidade genética. Entretanto Jackson e Fahrig (2011) demonstraram que embora o efeito de barreira das estradas seja importante, a redução do tamanho populacional por atropelamentos causa um impacto muito maior à diversidade genética, devido a que esse pode ser contínuo. A perda de indivíduos por atropelamentos é considerada, atualmente, uma das principais causas de redução nos tamanhos populacionais. Além da redução no tamanho, as populações são afetadas pela interrupção do fluxo gênico, e conseqüentemente maiores problemas genéticos resultantes em aumento do risco de extinção (FAHRIG *et al.*, 1995; HUIJSER; BERGERS, 2000; FORMAN *et al.*, 2003; COFFIN, 2007; MCGREGOR *et al.*, 2008). Entretanto, um ou poucos migrantes por geração são suficientes para prevenir a divisão das populações por efeito da deriva (SLATKIN, 1977) mostrando a importância de passagens de fauna em locais estratégicos e próprias para cada grupo funcional.

Avaliar os principais pontos de atropelamentos (*e.g.*, COELHO *et al.*, 2008; SARANHOLI *et al.*, 2016; ASCENSÃO *et al.*, 2017) permite estabelecer pontos onde podem ou devem ser implementadas medidas de mitigação para serem realmente eficientes. Entretanto, planejar ações de mitigação para indivíduos ou inclusive para espécies pode ser inviável economicamente. Planejar a construção de estradas, ou definir onde colocar estratégias de mitigação em estradas sem monitoramento, utilizando modelos para predizer os locais com

maior probabilidade de atropelamentos e aqueles com maior conectividade (CIOCHETI, 2014) também são estratégias que diminuem os custos e viabilizam o progresso sustentável.

A associação entre variáveis ambientais e a ocorrência de espécies vem sendo amplamente utilizada para prever adequabilidade espacial para a biodiversidade por meio de modelos de adequabilidade de habitat (GUISAN; ZIMMERMANN, 2000). De forma a gerar modelos, é necessário que as espécies respondam diferentemente às variáveis ambientais. A escolha da escala deve ser relacionada à espécie estudada, e a percepção da paisagem pela espécie alvo deve ser considerada para a modelagem (GUISAN; THUILLER, 2005; LYRA-JORGE *et al.*, 2010).

Se pudermos prever as posições ao longo da estrada onde as espécies são mais propensas a serem mortas, devido à estrutura da paisagem circundante dessas posições, podemos construir um modelo preditivo para estimar a probabilidade de atropelamento de uma espécie. Podemos então usar essas informações para identificar potenciais pontos críticos de atropelamento. Essa informação é importante não só para aqueles segmentos onde temos informações de atropelamentos, mas também para outros segmentos sem dados (CLEVENGER *et al.*, 2003; PACKER *et al.*, 2009; RYTWINSKI; FAHRIG, 2012).

Os estudos de ecologia de estradas deveriam ser considerados como obrigatórios para as concessionárias, tanto na hora de implementar como de monitorar uma estrada. Sabemos que a implementação das medidas mitigatórias é uma solução, mas é necessária a manutenção e monitoramento para um funcionamento efetivo dessas medidas (CIOCHETI *et al.*, 2017). Adicionalmente, é necessário destacar a importância de realizar estudos de ecologia e genética de estradas, a longo prazo para estabelecer o impacto do efeito de barreira sobre as populações. O uso de novas tecnologias genéticas como a genômica e metagenômica, do mesmo modo que novas tecnologias para o mapeamento, permitirão novas análises com as espécies afetadas pela construção de estradas, brindando assim novas informações para medir, entender e mitigar o efeito das estradas sobre a biodiversidade.

REFERÊNCIAS

AKAIKE, H. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, v. 19, n. 6, p. 716-23, 1974.

- ASCENSÃO, F.; DESBIEZ, A. L. J.; MEDICI, E. P.; BAGER, A. Spatial patterns of road mortality of medium–large mammals in Mato Grosso do Sul, Brazil. *Wildlife Research*, v. 44, n. 2, p. 135-146, 2017.
- BENÍTEZ-LÓPEZ, A.; ALKEMADE, R.; VERWEIJ, P. A. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. *Biological Conservation*, v. 143, p. 1307-1316, 2010.
- BORCARD, D.; LEGENDRE, P.; DRAPEU, P. Partialling out the spatial components of ecological variation. *Ecology*, v. 73, n. 3, p. 1045-1055, 1992.
- BUENO, C.; FAUSTINO, M. T.; FREITAS, S. R. Influence of landscape characteristics on capybara road-kill on highway BR-040, southeastern Brazil. *Oecologia Australis*, v. 17, n. 2, p. 130-137, 2013.
- BUENO, C.; SOUSA, C.O.M.; FREITAS, S.R. Habitat or matrix: which is more relevant to predict road-kill of vertebrates? *Brazilian Journal of Biology*, v. 75, n. 4, p. 228-238, 2015.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. *Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach*. New York: Springer, 2002.
- CIOCHETI, G. *Spatial and temporal influences of road duplication on wildlife road kill using habitat suitability models*. 2014. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2014.
- CIOCHETI, G.; ASSIS, J. C.; RIBEIRO, J. W.; RIBEIRO, M. C. Highway widening and underpass effects on vertebrate road mortality. *Biotropica*, v. 49, n. 6, p. 765-769, 2017.
- CLARK, R. W.; BROWN, W. S.; STECHERT, R.; ZAMUDIO, K. R. Roads, Interrupted dispersal, and genetic diversity in timber rattlesnakes. *Conservation Biology*, v. 24, n. 4, p. 1059-1069, 2010.
- CLEVENGER, A. P.; CHRUSZCZ, B.; GUNSON, K. E. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna roadkill aggregations. *Biological Conservation*, v. 109, n. 1, p. 15-26, 2003.
- COELHO, I. P.; KINDEL, A.; COELHO, A. V. P. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, Southern Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, v. 54, n. 4, p. 689-699, 2008.
- COFFIN, A. W. From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, v. 15, p. 396-406, 2007.
- DALE, M. R. T.; FORTIN, M.-J. *Spatial analysis: a guide for ecologists*. Cambridge: Cambridge University Press, 2014.
- DIETZ, J. M. Chrysocyon brachyurus. *Mammalian Species*, v. 234, p. 1-4, 1985.
- DORNAS, R. A. P.; KINDEL, A.; BAGER, A.; FREITAS, S. R. Avaliação da mortalidade de vertebrados em rodovias no Brasil. In: BAGER, A. (org.). *Ecologia de estradas: tendências e pesquisas*. Lavras: Ed. UFLA, 2012. p. 139-152.
- ERRITZOE, J.; MAZGAKSKI, T. D.; REJT, L. Bird casualties on European roads – a review. *Acta Ornithologica*, v. 38, p. 77-93, 2003.
- ESRI. *ArcGis, the Complete Geographical Information System*, 2007. Disponível em: <http://www.esri.com/software/arcgis/>. Acesso em: 19 set. 2019.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 34, p. 487-515, 2003.
- FAHRIG, L.; PEDLAR, J. H.; POPE, S. E.; TAYLOR, P. D.; WEGNER, J. F. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation*, v. 73, n. 3, p. 177-182, 1995.
- FAHRIG, L.; RYTWINSKI, T. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology & Society*, v. 14, p. 21, 2009.

- FALCOCCHIO J. C.; LEVINSON H. S. *Road traffic congestion: a concise guide*. Cham: Springer, 2015.
- FEDRIANI, J. M.; PALOMARES, F.; DELIBES, M. Niche relations among three sympatric Mediterranean carnivores. *Oecologia*, v. 121, p. 138-148, 1999.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. *Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis*. London: Island Press, 2006.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, v. 16, p. 265-280, 2007.
- FORMAN, R. T. T. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.
- FORMAN, R. T. T. Road ecology: a solution for the giant embracing us. *Landscape Ecology*, v. 13, p. iii-v, 1998.
- FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 29, p. 207-231, 1998.
- FORMAN, R. T. T.; SPERLING, D.; BISSONETTE, J. A.; CLEVINGER, A. P.; CUTSHALL, C. D.; DALE, V. H.; FAHRIG, L.; FRANCE, R. L.; HEANUE, K.; GOLDMAN, C. R.; JONES, J.; SWANSON, F.; TURRENTINE, T.; WINTER, T. C. *Road ecology: science and solutions*. Washington DC: Island Press, 2003.
- FREITAS, S. R.; OLIVEIRA, A. N.; CIOCHETI, G.; VIEIRA, M. V.; MATOS, D. M. S. How landscape features influence road-kill of three species of mammals in the Brazilian savanna. *Oecologia Australis*, v. 18, p. 35-45, 2015.
- FREITAS, S. R.; BARSZCZ, L. B. A perspectiva da mídia online sobre os acidentes entre veículos e animais em rodovias brasileiras: uma questão de segurança? *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 33, n. 4, p. 261-276, 2015.
- GARROTE, G.; FERNÁNDEZ-LÓPEZ, J.; LÓPEZ, G.; RUIZ, G.; SIMÓN, M. A. Prediction of Iberian lynx road-mortality in southern Spain: a new approach using the MaxEnt algorithm. *Animal Biodiversity and Conservation*, v. 41, p. 217-225, 2018.
- GLISTA, D. J.; DEVAULT, T. L.; DEWOODY, J. A. Vertebrate Road Mortality Predominantly Impacts Amphibians. *Herpetological Conservation and Biology*, v. 3, n. 1, p. 77-87, 2008.
- GOMES, L.; GRILO, C.; SILVA, C.; MIRA, A. Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. *Ecological Research*, v. 24, p. 355-370, 2009.
- GONZÁLEZ-SUÁREZ; FERREIRA, F. Z.; GRILO, C. Spatial and species-level predictions of road mortality risk using trait data. *Global Ecology and Biogeography*, v. 27, n. 9, p. 1093-1105, 2018.
- GOOSEM, M. Internal fragmentation: the effects of roads, highways, and powerline clearings on movements and mortality of rainforest vertebrates. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (org.). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 241-255.
- GRILO, C.; MICHELY, C. R.; CERQUEIRA, R. C.; BARBOSA, P.; DORNAS, R. A. P.; GONÇALVES, L. O.; TEIXEIRA, F. Z.; COELHO, I. P.; SCHMIDT, B. R.; PACHECO, D. L. K.; SCHUCK, G.; ESPERANDO, I. B.; ANZA, J. A.; BEDUSCHI, J.; OLIVEIRA, N. R.; *et al.* Brazil Road-kill: a dataset of wildlife terrestrial vertebrate road-kills. *Ecology*, v. 99, n. 11, p. 2625, 2018.
- GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, v. 8, n. 9, p. 993-1009, 2005.

- GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, v. 135, n. 2, p. 147-186, 2000.
- HEIKKINEN, R. K.; LUOTO, M.; VIRKKALA, R.; RAINIO, K. Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural-forest mosaic. *Journal Applied Ecology*, v. 41, p. 824-835, 2004.
- HERRERA, E. A.; SALAS, V.; CONGDON, E. R.; CORRIALE, M. J.; TANG-MARTÍNEZ, Z. Capybara social structure and dispersal patterns: variations on a theme. *Journal of Mammalogy*, v. 92, p. 12-20, 2011.
- HUIJSER, M. P.; BERGERS, P. J. M. The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. *Biological Conservation*, v. 95, n. 1, p. 111-116, 2000.
- HUIJSER, M. P.; ABRA, F. D.; DUFFIELD, J. W. Mammal road mortality and cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) in São Paulo state, Brazil. *Oecologia Australis*, v. 17, n. 1, p. 129-146, 2013.
- IUCN. 2017. IUCN Red List of Threatened Species (Version 2017.1). Disponível em: www.iucnredlist.org. Acesso em: 5 jul. 2017.
- JACKSON, N. D.; FAHRIG, L. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation*, v. 144, n. 12, p. 3143-3148, 2011.
- KLIPPEL, A. H.; OLIVEIRA, P. V.; BRITTO, K. B.; FREIRE, B. F.; MORENO, M. R.; SANTOS, A. R.; BANHOS, A.; PANETO, G. G. Using DNA barcodes to identify road-killed animals in two Atlantic forest nature reserves, Brazil. *PLoS ONE*, v. 10, n. 8, p. e0134877, 2015.
- KUFNER, M. B.; SEPÚLVEDA, L.; GAVIER, G.; MADOERY, L.; GIRAUDO, L. Is the native deer *Mazama gouazoubira* threatened by competition for food with the exotic hare *Lepus europaeus* in the degraded Chaco in Córdoba, Argentina? *Journal of Arid Environments*, v. 72, p. 2159-2167, 2008.
- LAURANCE, W. F. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rainforest mammals. *Conservation Biology*, v. 5, p. 79-89, 1991.
- LESBARRÈRES, D.; FAHRIG, L. Measures to reduce population fragmentation by roads: what has worked and how do we know? *Trends in Ecology and Evolution*, v. 1514, p. 1-7, 2012.
- LYRA-JORGE, M. C.; RIBEIRO, M. C.; CIOCHETI, G.; TAMBOSI, L. R.; PIVELLO, V. R. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, v. 56, n. 3, p. 359-368, 2010.
- MCGREGOR, R. L.; BENDER, D. J.; FAHRIG, L. Do small mammals avoid roads because of the traffic? *Journal of Applied Ecology*, v. 45, n. 1, p. 117-123, 2008.
- PACKER, L.; GIBBS, J.; SHEFFIELD, C.; HANNER, R. DNA barcoding and the mediocrity of morphology. *Molecular Ecology Resources*, v. 9, s. 1, p. 42-50, 2009.
- RODRÍGUEZ-CASTRO, K. G.; CIOCHETI, G.; RIBEIRO, J. W.; RIBEIRO, M. C.; GALETTI, P. Using DNA barcode to relate landscape attributes to small vertebrate roadkill. *Biodiversity and Conservation*, v. 26, n. 5, p. 1161-1178, 2017.
- ROEDENBECK, I. A.; FAHRIG, L.; FINDLAY, C. S.; HOULAHAN, J. E.; JAEGER, J. A. G.; KLAR, N.; KRAMER-SCHADT, S.; VAN DER GRIFT, E. The UNICORRauschholzhausen agenda for road ecology. *Ecology & Society*, v. 12, n. 1, p. 11, 2007.
- RYTWINSKI, T.; FAHRIG, L. Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. *Biological Conservation*, v. 147, p. 87-98, 2012.

- SANTOS, S. M.; CARVALHO, F.; MIRA, A. How long do the dead survive on the road? Carcass persistence probability and implications for road-kill monitoring surveys. *PLoS ONE*, v. 6, n. 9, p. e25383, 2011.
- SANTOS, S. M.; LOURENÇO, R.; MIRA, A.; BEJA, P. Relative effects of road risk, habitat suitability, and connectivity on wildlife roadkills: the case of tawny owls (*Strix aluco*). *PLoS ONE*, v. 8, n. 11, p. e79967, 2013.
- SARANHOLI, B. H.; BERGEL, M. M.; RUFFINO, P. H. P.; RODRÍGUEZ-CASTRO, K. G.; RAMAZZOTTO, L. A.; FREITAS, P. D.; GALETTI, P.M. Roadkill hotspots in a protected area of Cerrado in Brazil: planning actions to conservation. *Revista MVZ Córdoba*, v. 21, n. 2, p. 5441-5448, 2016.
- SILVA, C.; SIMÕES, M. P.; MIRA, A.; SANTOS, S. M. Factors influencing predator roadkills: the availability of prey in road verges. *Journal of Environmental Management*, p. 644-650, 2019. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.06.083.
- SLATKIN, M. Gene flow and genetic drift in a species subject to frequent local extinctions. *Theoretical Population Biology*, v. 12, n. 3, p. 253-262, 1977.
- STONER, D. The toll of the automobile. *Science*, v. 61, p. 56-57, 1925.
- TROVATI, R. G.; BRITO, B. A.; DUARTE, J. M. B. Área de uso e utilização de habitat de cachorro-domato (*Cerdocyon thous* Linnaeus, 1766) no Cerrado da região central do Tocantins, Brasil. *Mastozoología Neotropical*, v. 14, n. 1, p. 61-68, 2007.
- VAN DER REE, R.; HEINZE, D.; MCCARTHY, M.; MANSERGH, I. Wildlife tunnel enhances population viability. *Ecology and Society*, v. 14, n. 2, p. 7, 2009.
- VAN DER REE, R.; JAEGER, J.; VAN-DER-GRIFT, E.; CLEVINGER, A. Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: road ecology is moving toward larger scales. *Ecology & Society*, v. 16, n. 1, p. 48, 2011.
- VAN DER REE, R.; SMITH, D.J.; GRILO, C. *Handbook of road ecology*. Oxford: Wiley-Blackwell, 2015.
- VENCES, M.; THOMAS, M.; VAN DER MEIJDEN, A.; CHIARI, Y.; VIEITES, D.R. Comparative performance of the 16S rRNA gene in DNA barcoding of amphibians. *Frontiers in Zoology*, v. 2, n. 1, p. 5, 2005.
- VERDADE, L. M.; FERRAZ, K. M. P. M. B. Capybaras in an anthropogenic habitat in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, n. 1B, p. 371-378, 2006.
- WATSON, D. M.; DOERR, V. A.; BANKS, S. C.; DRISCOLL, D. A.; VAN DER REE, R.; DOERR, E. D.; SUNNUCKS, P. Monitoring ecological consequences of efforts to restore landscape-scale connectivity. *Biological Conservation*, v. 206, p. 201-209, 2017.

PARTE V.

ENSINO DE ECOLOGIA DA PAISAGEM

“À VOLTA DO PÁTIO DA MINHA ESCOLA EM 8 PASSOS”

PROJETO DE SENSIBILIZAÇÃO PARA O ESTUDO DA PAISAGEM DO MEIO LOCAL PARA CRIANÇAS

Ana Cristina Câmara, Emília Sande Lemos

5.1.1 INTRODUÇÃO

O projeto “À volta do pátio da minha escola em 8 passos” foi implementado em algumas escolas do país, tendo sido financiado pelo Ministério da Educação e Ciência, por meio do Programa “Ciência Viva”²⁸. O projeto “À volta do pátio da minha escola em 8 passos” concebeu um conjunto de fichas para a exploração do pátio da escola e/ou parque, que implica o manuseamento de um conjunto de instrumentos (fita métrica, balança de precisão, lupa, bússola, peneiras e pluviómetro), utilização de chaves dicotómicas, registos das observações em tabelas, construção de um arquivo fotográfico e, ainda, a comunicação das conclusões em cartolina ou papel de cenário.

Nas escolas onde foi implementado o projeto, a adesão dos alunos e professores foi grande, permitiu desenvolver competências por meio da promoção do conhecimento do meio local, além da espacialidade e do olhar geográfico, a necessidade de colocar problemas e investigar situações concretas. Este projeto permite, ainda, o desenvolvimento de competências espaciais, de representação gráfica associada à numeracia, de criatividade e de comunicação. O projeto foi implementado em várias escolas, mas foi na escola do EB1 Gil Vicente, Queijas (Agrupamento de Escolas de Linda-a-Velha e Queijas)²⁹ que a sua aplicação foi mais continuada, decorreu durante quatro anos letivos consecutivos, entre 2012 e 2015, com os alunos e apoio das Professoras Ana Cristina Fortunas e Isabel Lança Pimentel. Nesta escola o projeto faz parte do respetivo projeto educativo e a sua implementação foi coordenada pela Professora Ana Cristina Câmara. A descrição e os exemplos que iremos explorar ao longo do artigo resultam da aplicação do projeto nesta escola. Este capítulo tem como objetivo fazer uma apresentação/descrição do

projeto e respetiva implementação, não abordando, portanto, qualquer investigação decorrente da sua aplicação.

5.1.2 APLICAÇÃO DO PROJECTO

5.1.2.1 Objetivos

Com o intuito de ajudar os professores a seleccionar ou produzir os instrumentos que constituam abordagens simultaneamente rigorosas, simples e motivadoras de modo a que os alunos desenvolvam uma visão mais rigorosa da realidade, em oposição à sincrética resultante da percepção imediata, envolvendo-se numa aprendizagem significativa, flexível e simultaneamente rigorosa, mas sobretudo, aprendendo a pensar geograficamente a paisagem com a qual contactam diariamente.

5.1.2.2 Metodologias

As metodologias usadas neste projeto consistem fundamentalmente em permitir aos alunos uma descoberta guiada da paisagem do pátio da escola, começando por lhes solicitar o desenho de um mapa mental do deste, numa folha de papel branco. Na sala de aula, com a colaboração e supervisão das professoras, são analisados os mapas mentais desenhados pelos alunos da turma, por meio de um conjunto de procedimentos para sistematizar a informação desenhada, que inclui o registo numa tabela e representação gráfica dos elementos mais e menos comuns presentes nos desenhos. De volta ao pátio os alunos confrontam o mapa mental que desenharam com a planta da escola, entretanto fornecida pelo docente, com o intuito de apresentar a representação do pátio “visto de cima”, trabalhando assim as noções e percepções espaciais dos alunos e levantar hipóteses sobre as representações espaciais que eles têm do mundo que nos rodeia e a sua correspondência com a realidade. Feito este primeiro reconhecimento do pátio, sucedem-se as etapas de observar-recolher-medir-registar, em trabalho de grupo, as plantas (herbáceas, arbustos e árvores) existentes no pátio e respetiva localização na planta da escola, por meio de um guião de trabalho orientado. Na sala de aula, os alunos procedem com a elaboração do herbário, onde começam por classificar as plantas com auxílio de uma chave dicotómica, colam as amostras das plantas, registam as suas dimensões e desenham o respetivo contorno. Serve esta etapa para não só distinguir diferentes tipos de plantas (herbáceas,

arbustos e árvores) como também para iniciar as crianças na formulação de questões simples, mas cientificamente pertinentes, tais como: Serão as plantas do pátio todas iguais? Se são diferentes, como as podemos distinguir? Onde se localizam as árvores no pátio? Haverá alguma razão espacial para essa localização? (fazendo o mesmo para os arbustos e as herbáceas).

Num terceiro momento, de novo no pátio da escola, as crianças investigam os solos, utilizando as mesmas etapas, observar-recolher-pesar-registar, existentes no pátio e procedem à respetiva localização na planta da escola. Depois, em sala de aula, fazem a etiquetagem das amostras recolhidas para posterior análise: peneirar, mexer e remexer para identificar os diferentes elementos que compõem as amostras recolhidas, sempre com a ajuda de um guião de orientação e do educador (professor). À semelhança da etapa anterior, os alunos colocam questões pertinentes quanto à natureza e constituição dos solos do pátio, como, por exemplo: como é o solo do pátio da escola? Qual é a sua composição? Existe alguma relação entre os diferentes solos recolhidos e a localização das plantas? Todas estas etapas deverão ser sempre acompanhadas de um registo fotográfico.

O processo de investigação do pátio termina com um conhecimento sustentado do pátio que permite induzir nos alunos pequenos “passos” no campo da cidadania territorial, pois ao identificarem elementos que lhes desagradam e problemas (*e.g.*, lixo, necessidade de obras) apelam para a introdução de medidas que os minimizam e/ou para a sua resolução.

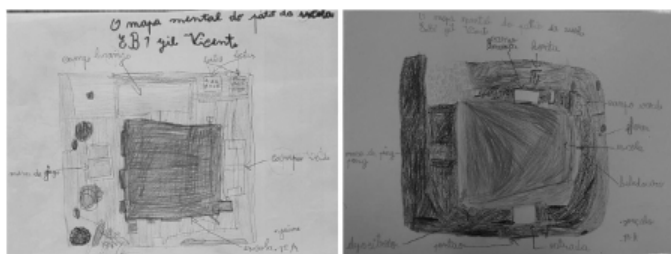
5.1.2.3 Guião das situações de aprendizagem

1ª Situação de Aprendizagem – Como eu vejo o Pátio da minha escola

Fases do trabalho:

1ª Tarefa – Desenho do mapa mental do pátio da escola com identificação e enumeração dos elementos desenhados no mapa.


Figura 1 – Exemplos dos mapas mentais realizados por alunos do 1º ano do 1º ciclo de Escola EB 1 Gil Vicente



Fonte: as autoras (abril de 2013)

2ª Tarefa – Preenchimento de uma ficha de registo dos elementos desenhados e identificados (legendados) pelos alunos para posteriormente se apurar os elementos mais e menos comuns presentes nos desenhos.

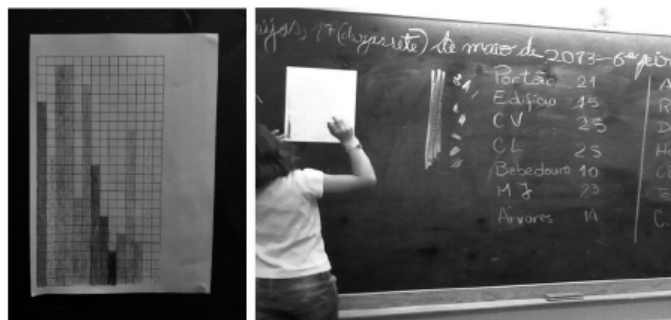
Figura 2 – Ficha de registo dos aspetos apontados nos mapas mentais (alunos do 1º ciclo)

2ª Tarefa - Mapa Mental		
 Fichas de Registo 1	Escola: _____ Nome: _____ Ano: 1º <input type="checkbox"/> 2º <input type="checkbox"/> 3º <input type="checkbox"/> 4º <input type="checkbox"/>	
	Elementos do pátio	desenhei
Portão		
Edifícios da escola		
Campo verde		
Campo laranja		
Bebedouro		
Mesa de jogos		
Árvores		
Arbusto		
Relva		

Fonte: as autoras (2013)

3ª Tarefa – Construção de um gráfico de pontos e/ou de barras para evidenciar as representações espaciais dos alunos por meio da identificação dos elementos mais e menos comuns presentes nos desenhos por todos, em plenário da turma.

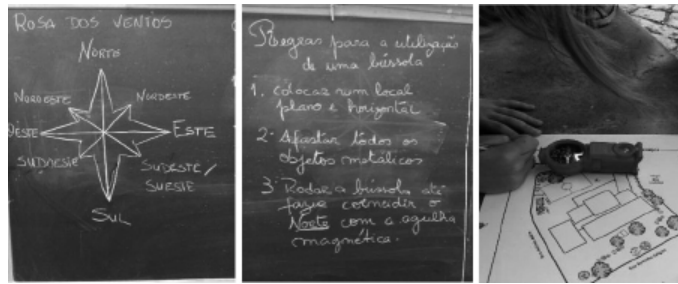
Figura 3 – Exemplo do processo de elaboração de um dos gráficos realizados por alunos do 1º ciclo da Escola EB 1 Gil Vicente



Fonte: as autoras (abril de 2013)

Ainda na 3ª tarefa, os alunos vão trabalhar com a planta do pátio da escola e com uma bússola (tantas quanto o número de pares/grupos de alunos). Os alunos deslocam-se livre e simultaneamente no pátio, com auxílio de uma planta (onde podem registar e assinalar elementos), olhando-o com outra sensibilidade.

Figura 4 – Planta do pátio e orientação desta antes da redescoberta do pátio



Fonte: as autoras (abril de 2013 e 2014)

2ª Situação de Aprendizagem – A Vegetação do Pátio da minha escola

Fases do trabalho:

1ª Tarefa – Observação e representação da distribuição da vegetação no pátio da escola. Os alunos orientam a planta da escola para o ponto cardeal norte com o auxílio da bússola. Assinalam na planta da escola a vegetação existente no pátio utilizando os símbolos da legenda escolhidos.

2ª Tarefa – Preenchimento da Ficha de Registo. Noutro momento, os alunos elaboram o preenchimento da Ficha de Registo (Figura 5) com ajuda da chave dicotómica (Figura 6).

Figura 5 – Ficha de registo da classificação das plantas

Ficha de Registo
Classificação de plantas – com utilização da chave dicotómica

Nome: _____ Ano: _____
 Nome: _____ Ano: _____

Local de recolha da amostra: _____

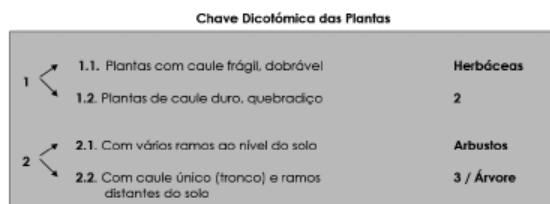
Exemplo /Amostra	Caste (parte)		Caste (dureza)		Ramos		Tipos de plantas		
	Alta	Gravura (petimela)	frágil e dobrável	Rígida e quebradiça	Próximo do solo	Longo do solo	Herbócea	Arbusto	Árvore
Nº 1									
Nº 2									
Nº 3									
Nº 4									
Nº 5									
Nº 6									
Nº 7									
Nº 8									
Nº 9									
Nº 10									

Observação: Se não for possível medir a altura do tronco usar termos comparativos, por exemplo, é mais alto do que o edifício da escola, do que os janelas da sala de aula ou do que o condão do páteo, ...

Fonte: as autoras (2013)

Todos nós temos uma ideia mental do conceito de “árvore”, mas a sua definição é complexa e deve ser apresentada aos alunos de forma simples, mas com rigor científico (como é, por exemplo, apresentado no sítio da internet das Árvores e Arbustos de Portugal³⁰). Sugerimos, ainda, que as plantas a estudar sejam fáceis de caracterizar e distinguir para que seja simples a aplicação dos critérios utilizados na Fichas de Registo e chaves dicotómicas.

Figura 6 – Chave dicotómica para classificação das plantas



Fonte: as autoras (abril de 2013)

3ª Tarefa – Recolha de amostras de plantas e registo fotográfico. Ao mesmo tempo que se procede à recolha e classificação das plantas do pátio³¹, deve-se ir fazendo o registo fotográfico das plantas do pátio.

Figura 7 – Fases da situação de aprendizagem de reconhecimento da vegetação do pátio da escola (observação, medição, registo, classificação)



Fonte: as autoras (maio de 2013)

As plantas devem ser fotografadas no seu ambiente natural:

- 1 fotografia de cada tipo/exemplar de árvore;
- 1 fotografia de cada tipo/exemplar de arbusto; e
- 1 fotografia de cada tipo/exemplar de espécie herbácea.

Só deve levar-se como amostra para a sala de aula pequenos restos de plantas, que se encontrem no chão do pátio ou dos jardins, e nunca exemplares sadios.

Em sala de aula, os alunos colocam as amostras das plantas em sacos diferentes, conforme o sítio onde foram apanhados, e preenchem e colam a etiqueta que se pode ver na Figura 8. Esta etiqueta pode ser colada na parte detrás das fotografias que ilustrem o tipo de planta, nas amostras de plantas recolhidas ou, ainda, na respetiva localização destas na planta do pátio da escola.

Figura 8 – Etiqueta para colar no saco em que se encontram as amostras dos restos de plantas do pátio

Amostra Nº _____
Conteúdo: Caules _____ Folhas _____ Raízes _____
Caules: Frágil e Dobrável; Rijo e Quebradiço
Folhas: Pequena/Grande; Contorno simples/Contorno irregular; Dobrável/Quebradiço; 2 faces idênticas/2 faces diferentes
Raízes: Destaca-se 1 raiz principal/Não se destaca 1 raiz principal
(Sublinhar as palavras que caracterizam a amostra)

Fonte: as autoras (abril de 2013)

4ª Tarefa – Representação da distribuição da vegetação no pátio da escola. Os alunos orientam a planta da escola para o ponto cardinal NORTE com o auxílio da bússola. Assinalam na planta da escola a vegetação existente no pátio utilizando os símbolos da legenda escolhidos.

5ª Tarefa – Sistematização da informação recolhida e sua apresentação em cartaz. Em sala de aula, com a informação recolhida, com os registos e as etiquetas efetuados, com os desenhos e fotografias e, ainda, com a planta do pátio, organizam um cartaz onde apresentam as conclusões do grupo, sobre a vegetação existente no pátio da escola.

Figura 9 – Comunicação da informação e das conclusões em cartazes.



Fonte: as autoras (maio de 2013 e abril de 2014)

3ª Situação de Aprendizagem – Os solos do Pátio da minha escola

Fases do trabalho:

1ª Tarefa – *Brainstorming* e levantar questões. O estudo do solo da escola tem início com a atividade *brainstorming* para enumerar várias hipóteses sobre o tipo e a constituição do solo do pátio da escola:

- Será que o solo do pátio da nossa escola é todo igual?

- Será que o solo do pátio da nossa escola tem diferentes componentes?
- Será que o solo do pátio da nossa escola tem toda a mesma cor?
- Como é que é o solo do pátio da nossa escola afinal?
- Como é que se relaciona o solo do pátio da nossa escola com a vegetação? E com a infiltração da água das chuvas?

2ª Tarefa – Observação, recolha de amostras e localização. Nesta tarefa os alunos são convidados a recolher amostras de solo, em diferentes lugares do pátio e, simultaneamente, assinalar na planta da escola a localização das amostras recolhidas, legendá-las e, sempre que possível, fotografar o sítio da recolha.

Figura 10 – Fases da situação de aprendizagem de reconhecimento dos solos do pátio da escola



Fonte: as autoras (abril de 2014)

Esta recolha é feita com a utilização de colheres, caixas, sacos de amostras. Os sacos de amostras são numerados e etiquetados (Figura 12).

Figura 11 – Fases da situação de aprendizagem de reconhecimento dos solos do pátio da escola.



Fonte: as autoras (abril de 2015)

Figura 12 – Etiqueta para colar no saco de recolha da amostra de solos

Amostra Nº 1	
Cor: <input type="checkbox"/> vermelho <input type="checkbox"/> preto	<input checked="" type="checkbox"/> castanho <input type="checkbox"/> castanho claro
Outra cor: _____	
Conteúdo: <input type="checkbox"/> partículas de solo	<input checked="" type="checkbox"/> pedrinhas
<input checked="" type="checkbox"/> restos de plantas	<input checked="" type="checkbox"/> restos de animais
Outros elementos: <u>Restos de ervas, sacos de plástico, uma carca...</u>	

Fonte: as autoras (2012)

3ª Tarefa – Análise/Estudo da amostra de solo. Em sala de aula, os alunos procedem à observação detalhada dos solos de cada amostra recolhida, identificando partes que o compõem (restos de animais, de plantas etc.), pesando-os, peneirando-os para verificar qual a sua gramagem, com ao auxílio dos seguintes recursos e instrumentos: etiquetas, fichas de registo, peneiras, balança de precisão, seguindo as seguintes etapas:

- atribuir um número à amostra, observá-la, preenchendo a etiqueta que deve depois ser colada no saco de plástico (Figura 11);
- verter o conteúdo de cada saco de plástico para uma folha de papel;

- observar a amostra com a lupa para identificar os diferentes elementos: seres vivos e seres não vivos;
- passar um bocado do solo entre o polegar e o indicador para sentir a textura, o grão e o cheiro;
- deitar uma parte da amostra num funil feito a partir de uma metade de uma garrafa de água (de plástico). Este funil deve estar forrado com papel de filtro. Colocar o funil dentro da outra metade da garrafa. Depois deitar uma quantidade de água (igual para todas as amostras recolhidas). Cronometrar o tempo que leva a água a passar em cada tipo de amostra diferente. O solo será tanto mais permeável quanto mais rápido deixar passar a água.

Figura 13 – Estudo das amostras



Fonte: as autoras (abril de 2015)

Ainda na etapa 4, os alunos elaboram o preenchimento da ficha de registo, com as informações das medições, pesagem dos elementos naturais (não vivos e vivos) e artificiais. A dimensão poderá ser avaliada com a utilização de fita métrica ou de peneiras (a que será atribuída uma escala, por exemplo 1, 2 e 3) conforme o tipo de material.

Figura 14 – Tabela auxiliar de caracterização dos solos

Características do solo	Palavra correspondente
Grão muito fino, compacto, cor escura, não permeável ou pouco permeável	argiloso
Grão tipo areia, solto, cor variável, muito permeável	arenoso
Grão grosseiro solto (presença de pedrinhas de vários tamanhos), cor variável, muito permeável	cascalho

Fonte: as autoras (2012)

Figura 15 – Ficha de registo das características da amostra do solo

Ficha de registo das Amostras de Solo

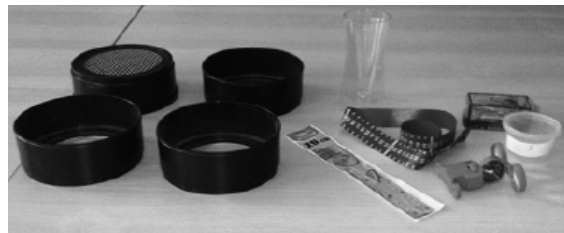
Nome: Vanessa Rodrigues Ano: 3ª
 Local de Recolha da amostra: Canteiro das árvores Código da Amostra: 1

	Constituição	Cor	Peso	Dimensão (Compimento)	
Amostra (no seu conjunto)	Brioco fino com restos de plantas e animais, pedras, papel de robaçada, carica e sacos plásticos	Escura	100grs	_____	
Elementos Naturais	Pelechas	Castanho claro	40grs	2 não passam pela peneira mais larga, 1 não passa pela peneira média e 3 não passam pela ficha mais fina	
	Sem vida	Partículas muito pequenas que se podem sentir entre os dedos	60grs	Muito fino, alguma passa mesmo através de papel de filtro, mas a outra parte fica presa nele	
	Restos de plantas	Óssecos de folhas, bocados de casca de árvores	Variada – castanhas, amareladas, verdes, manchados de castanho e verde	10grs	3,5 cm / 4,7cm / 1cm / 5,5cm / 2,5cm
	Restos de animais	Carca de caracol, minhoca, bicho de conta, abelha morta	Variada – castanho, cor de rosa, cinzento preto com manchas amarelas	45grs	1,5cm / 7,5cm / 1cm / 2cm
Elementos Artificiais	_____	Papel de robaçada	Branca com riscas azuis	5,5cm de comprimento por 4cm de largura	
	_____	Sacos de plástico	Branca	20 cm de comprimento por 10 cm de largura	
	_____	Carica	Cinzenta com letras vermelhas	3 cm de diâmetro	

Fonte: as autoras (2012)

Os instrumentos necessários para a realização deste projeto (desde as Fichas de Registo às peneiras, sacos para recolha de amostra, balança de precisão, fita métrica entre outros pertencem ao kit pedagógico da Associação de Professores de Geografia (10 exemplares para a maior parte dos materiais e dois para os mais caros – balança de precisão) que é emprestado às escolas que desenvolveram ou venham a realizar este projeto.

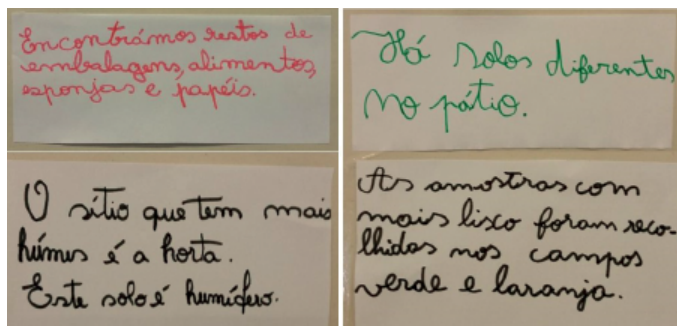
Figura 16 – Instrumentos utilizados no projeto que fazem parte do kit pedagógico



Fonte: as autoras (2012)

4º Tarefa – Elaboração das conclusões. Realizadas as etapas de descoberta dos solos do pátio da escola, os diferentes grupos registam as conclusões relativas às amostras de solos que recolheram e analisaram.

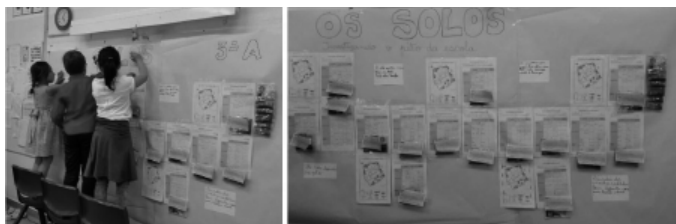
Figura 17 – Conclusões dos alunos sobre as amostras de solos do pátio da escola



Fonte: as autoras (abril de 2015)

6º Tarefa – Comunicação e apresentação dos resultados. Com a colaboração da professora, os alunos elaboram o poster com papel de cenário para apresentar à escola o trabalho de investigação sobre os solos do pátio da escola.

Figura 18 – Elaboração da comunicação dos resultados relativos aos solos do pátio da escola de alunos do 1º Ciclo



Fonte: as autoras (abril de 2015)

Figura 19 – Comunicação dos resultados relativos aos solos do pátio da escola de alunos do 1º Ciclo



Fonte: as autoras (abril de 2012)

5.1.3 CONCLUSÕES

Este projeto consiste num conjunto de atividades, desenvolvidas dentro e fora da sala de aula, que promovem a literacia espacial, a numeracia, o tratamento da informação e a capacidade de síntese, utilizando o método investigativo e o gosto pela descoberta do meio, tendo o pátio da escola como objeto de investigação e ação, com crianças do pré-escolar e do 1º Ciclo. No conjunto destas várias tarefas os alunos desenvolveram as seguintes aprendizagens:

- promoção da literacia espacial;
- utilizar os elementos do mapa;
- utilizar símbolos para representar diferentes elementos ou fenómenos geográficos;
- estabelecer relações entre fenómenos espaciais a diferentes escalas;
- contribuir para melhorar a imagem espacial do mundo (incluindo meio local e o pátio);
- manipulam e analisam amostras de elementos do pátio;
- aprendem a classificar fenómenos utilizando critérios científicos;
- desenvolver a numeracia e a organização e tratamento da informação a partir da informação desenhada;
- desenvolver a capacidade de síntese por meio do preenchimento de tabelas e da elaboração de gráfico de pontos e/ou de barras.
- Do ponto de vista do professor esta experiência de aprendizagem apresenta as seguintes vantagens:
- constitui uma forma diferente de pensar o espaço;
- ajuda a desmitificar a conceção de que o mapa tem uma leitura singular, fixa e padronizada da realidade;
- são instrumentos eficazes para compreender os valores que os alunos atribuem aos lugares;
- permite ter acesso a representações espaciais dos alunos;
- os alunos passam a ser mais críticos em relação aos mapas que veem nos *media*;
- a sua análise não é complexa desde que se tenha definido objetivos;

- os próprios alunos podem fazer a análise;
- a tarefa de confrontar os mapas é enriquecedora para os alunos;
- podem ser desenhados com os mesmos objetivos ou com objetivos diferentes.

É imprescindível a introdução da paisagem (local), como método e objeto de investigação e ação, desde o pré-escolar. Segundo Lana de Souza Cavalcanti (2004) cabe aos docentes trazerem a paisagem para o universo do aluno, para o lugar vivido por ele, o que quer dizer trazer a paisagem conceptualmente como instrumento que ajuda os alunos a compreenderem o mundo em que vivem.

O conjunto de situações de aprendizagem do projeto “À descoberta do Pátio da minha escola em 8 passos” permite que os alunos se sensibilizem para a paisagem que os envolve, as suas inter-relações, o método investigativo e o gosto pela descoberta por meio do desenvolvimento de competências académicas e sociais. O processo de investigação do pátio enquanto um bem comum, promove, ainda, a cidadania territorial dos alunos, pois uma maior identificação com este espaço de vivência cresce com a consciencialização da necessidade e dever de o proteger.

Face aos novos desafios que se colocam à Educação – formação flexível, alicerçada em competências de saber em ação – o trabalho em sala de aula requer, cada vez mais, uma conceção que se aproxima da do trabalho de projeto: definição da(s) ideia(s) iniciais até à avaliação da sua consecução, passando pelo delinear de objetivos, a divisão de etapas, a calendarização das ações, o inventário dos recursos disponíveis.

Os recursos são um aspeto importante na conceptualização e execução de projetos didáticos para a sala de aula, nomeadamente tendo em conta todo o horizonte extremamente vasto de pesquisa que é a Internet, conjugada com as TIC (neste projeto, além da planta da escola, poder-se-ia utilizar o Open Street ou o Google Earth para cartografar os diversos elementos da escola).

No dia a dia da sala de aula, o professor vê-se confrontado com a necessidade de pensar em recursos didáticos cientificamente rigorosos, mas ao mesmo tempo intrinsecamente motivadores, de forma a que os alunos possam envolver-se na aprendizagem de situações educativas com rigor, contudo com

flexibilidade suficiente para conhecer o Mundo, a diversas escalas de análise, mas também aprender a pensar geograficamente.

Tudo isto requer, por um lado, uma planificação cuidada e, por outro, um sábio aproveitamento dos recursos disponíveis, de uma forma voluntarista e suficientemente pensada para que o aluno atinja competências, de vários níveis de complexidade.

Este projeto “À descoberta do Pátio da minha escola em 8 passos”, tal como já foi sublinhado anteriormente, permitiu desenvolver nos alunos um conjunto de competências fundamentais para a sensibilização e estudo da paisagem que nos rodeia, saindo das quatro paredes da sala de aula, contribuindo para a construção de situações de aprendizagem de qualidade, em trabalho colaborativo, centradas nos alunos, o que é uma prática ainda emergente, no panorama educativo português, se bem que haja já experiências de muita qualidade neste campo mas ainda pouco divulgadas.

5.1.4 WEBGRAFIA

Tabela 1 – Exemplos de endereços eletrónicos que podem ser usados para aprofundamento das situações de aprendizagem descritas

Association for Science Education	Resources: https://www.ase.org.uk/resources/primary/
Association of the British Pharmaceutical Industry	Interactive resources for schools: https://www.abpischools.org.uk/
BBC	Bitesize, primary levels: https://www.bbc.co.uk/bitesize/primary
Brain pop Jr	Soil: https://jr.brainpop.com/science/land/soil/
Eco Friendly Kids.	Schools: http://www.ecofriendlykids.co.uk/SchoolCategory.html
edHelder. Community Maps	Theme Unit: https://www.edhelper.com/Community_Maps.htm
Geographical Association	Geography resources: http://www.geography.org.uk/resources
Kid Activities Blog.	Learning Map Skills: http://kidsactivitiesblog.com/27694/map-reading-2
National Geographic. Maps skills form elementary students	Spatial thinking in grades pre k-6:

	https://www.nationalgeographic.org/education/map-skills-elementary-students/
OXFAM Education	Cool planet: http://www.oxfam.org.uk/education/coolplanet
Soil Science American Society	Soils 4 Kids: http://www.soils4kids.org/home

Fonte: as autoras

TEACHING LANDSCAPE ECOLOGY THROUGH ACTIVATING STRATEGIES

THE CASE OF ARRÁBIDA NATURAL PARK (SETÚBAL, PT)

Anke Uhlenwinkel

5.2.1 INTRODUCTION

When the Decade for Education for Sustainable Development (Desd) was announced in December 2002, great hopes were associated with its expected results. Nothing less was on the agenda than changing the behaviour of mostly young people (BOEVE-DE PAUW *et al.*, 2015). The aim was to give students the competence to actively shape their futures in a sustainable way (DANNENBERG; GRAPENTIN, 2016). To achieve this, students were supposed to acquire knowledge, values and skills in an interdisciplinary setting. Empirical, but also experiential evaluations at the end of the decade show a diverse picture ranging from support of the effectiveness of the educational endeavours to disappointment in relation to students' knowledge, skills and behaviour (BOEVE-DE PAUW *et al.*, 2015, GROSS; NAKAYAMA, 2010). These differences are not only due to the respective student groups that each observer has in mind, but are also related to the educational perspective he or she takes.

This paper will first look at the most common perspectives from a purely educational point of view. This section will help academic scientists, but also activists understand why the supposedly common aim, may not be as uniform as the different parties imagine. In the second part, the paper will offer some examples of activating teaching strategies that can be used to more easily reconcile different foci on education for sustainable development.

5.2.2 EDUCATION FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT FROM AN EDUCATIONAL PERSPECTIVE

The idea of education for sustainable development did not develop in the school or even educational context. It developed in the context of the Brundtland Report of 1987 and the Earth Summit in Rio de Janeiro in 1992 that is in a political context. But these two contexts follow different logics: the one aims to produce responsible citizens and to consolidate and by this also improve the available collective knowledge, the other to promote one idea, that its proponents consider basic to become a responsible citizen. This section will explore the strengths and weaknesses of education for sustainable development in the light of some basic educational concepts.

5.2.2.1 The three basic components of curriculum planning

In an article on geography education Marsden (1997) discusses three components of curriculum planning that in his view are constitutive parts of any teaching. These are the subject content, the educational processes and the societal goals or 'good causes' (MARSDEN, 1997, p. 242). Ideally, all three components should be 'kept in a reasonable balance' (MARSDEN, 1997, p. 241) in curriculum planning, but as Marsden shows this has not always been the case. Sometimes there is an emphasis on just one component as for example on pure subject content often reduced to factual knowledge instead of conceptual understanding. At other times, components do not work well with each other. Marsden here refers to Geikie, an earth scientist of the late 19th century, who favoured at the same time child-centred educational processes and a highly instructional approach in relation to his conservationist societal goal.

Overall, Marsden draws a historically rather continuous line of overemphasis on societal goals that may be due to the fact, that school education is usually organised by the state. This imbalance involves two problems: first, there is a neglect of subject content leading to a break between the school subject and the academic discipline and second there is a 'high risk of politicisation of the curriculum' (MARSDEN, 1997, p. 242) and thus of 'inculcation and indoctrination rather than genuine education' (MARSDEN, 1997, p. 244). This may, as Möllers (2009) points out, be justified in relation to citizenship education for democracy, because schools are the only places

where the state may directly influence people. But going beyond that one goal would easily contradict the Beutelsbacher Consensus of 1977 that identifies the limits of citizenship education as prohibiting indoctrination of any kind combined with the imperative to treat controversial issue controversially and to help students to analytically understand their societal environment and to be able to change it according to their visions (SCHNEIDER, 1999).

In relation to education for sustainable development there is usually, almost as with Geikie, a strong emphasis on the societal goals combined with often student-centred educational processes (DANNENBERG; GRAPENTIN, 2016). The academic subjects, even if in their self-conception they support sustainable development, are frequently neglected. At the same time, a responsible education for citizenship is made harder rather than easier to achieve as students are often expected to take over one view instead of discussing several views with an open end.

5.2.2.2 The three educational futures

In their consideration of curriculum making, Young and Muller (2010) concentrated on the question of subject content. Their main assumption is that knowledge is at the same time objective and historical. As such, knowledge is produced in often specialized scientific communities, but neither do these communities act independently from societal developments nor are their findings confined to reception in the academic world alone. Knowledge is thus a part of society and young people are entitled to learn about it. In this context, Young and Muller identify three possible scenarios in relation to the 'role of boundaries and the social differentiation of knowledge' (YOUNG; MULLER, 2010, p. 16) in the future: the first scenario features an under-socialised concept of knowledge (F1), the second an over-socialised concept of knowledge (F2) and the third a more balanced and variable interaction between those who create and those who acquire knowledge (F3).

The F1-scenario is characterised by fixed and stable knowledge. It is produced within the boundaries of the different academic subjects and is often transmitted as factual knowledge in the school context. Its social function is to reproduce the elite through teaching the knowledge of the elite. It is thus called the 'knowledge of the powerful' (YOUNG; MULLER, 2010, p. 17).

The F2-scenario has developed as a more democratic reaction to this. There is a strong emphasis on topical knowledge linked to everyday experiences and to procedural knowledge linked to the educational concepts of skills and competences. This knowledge is often understood as interdisciplinary thus weakening the boundaries of academic disciplines and school subjects.

The F3-scenario understands knowledge as at the same time produced and objective: it is always just the best knowledge there is at a given time. This implies that knowledge is dynamic, which also holds true for the scientific communities in which knowledge is produced: they are rooted in their knowledge pasts but at the same time develop along different lines, some specialising, some diversifying and some developing new fields in between older fields. Interdisciplinary approaches are thus possible and welcome, but it is also assumed that they need disciplines as a foundation to work with.

In relation to these categories, education for sustainable development usually associates itself with an F2-scenario with strong emphasis on interdisciplinary and topical approaches. From the point of view of academic disciplines supporting education for sustainable development an F3-scenario would be much more beneficial as it stresses the importance of the teaching of powerful knowledge to enable students to make reasonable and responsible choices in the future – choices in relation to problems, we cannot imagine yet.

5.2.2.3 Conceptual thinking

The rediscovery of the importance of disciplinary knowledge in the F3-scenario conjures up the question how knowledge can be defined. In the sections above, it became clear that none the two approaches advertises a return to the factual knowledge of the past. Instead they are promoting a conceptual approach. Concepts are defined as acts of thinking. They are characterized by a number of inseparable components that are identified by classification rather than as constants or variables (DELEUZE; GUATTARI, 1991). To use an example from geography, the concept of place may be characterized by the components of location, locale and a sense of place (CRESSWELL, 2004). If one of these components is replaced the concept of place either changes or ceases to exist or there is a new concept of something

else besides the old concept of place. Concepts refer to a problem, that they are designed to explain or solve (DELEUZE; GUATTARI, 1991).

In most countries, landscape ecology is not a school subject. It has to be taught in the context of other subjects such as geography or biology. Each of these subjects can be characterized by a number of basic concepts. These concepts may vary by author and through time, but looking at one description for each subject (see Table 1) will help to understand what opportunities and challenges landscape ecology faces when involved in school education.

Table 1 – Key concepts in geography, biology, and landscape ecology (examples)

Geography	Biology	Landscape ecology
<ul style="list-style-type: none"> • place • space • scale • interaction • diversity • change • perception and representation 	<ul style="list-style-type: none"> • life processes • interaction • diversity • Evolution 	<ul style="list-style-type: none"> • heterogeneity • spatial patterns • ecological processes • scale • hierarchy

Source: Geography – Taylor (2008); Biology – <https://seniorsecondary.tki.org.nz/Science/Key-concepts/Key-concepts-Biology>; Landscape ecology – Wu (2013)

They arise from the similarities, but also the differences between the subjects. Thus, on the one hand, similar concepts as diversity in geography and biology and heterogeneity in landscape ecology may make it easier to discuss certain topics among each other, but at the same time, it makes it harder to make the students understand the subtle differences in the perspectives of the respective subjects. On the other hand, different concepts may make it easier to show the differences between subjects, but make it harder to find a common topic that is worth examining.

If education for sustainable development wants to be more than a societal goal prone to a tendency of indoctrination, it will have to consider conceptual approaches and how powerful knowledge can help students to understand the issues under debate at any given time in their future lives.

5.2.3 ACTIVATING STRATEGIES TO TEACH THE CASE OF ARRÁBIDA NATURAL PARK

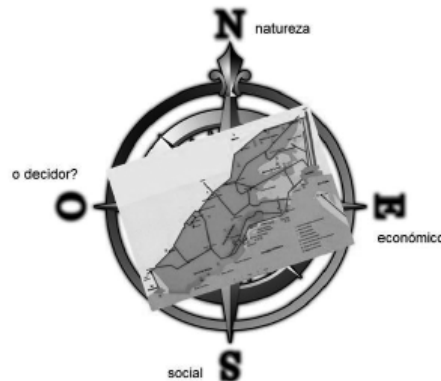
In this section, a number of activating teaching strategies will be introduced. If handled considerately, they have the power to combine educational processes and conceptual subject content to foster powerful knowledge in students. What they do not do and do not strive to do is try and transmit specific values related to sustainable landscape ecology. Instead they want to encourage students to form their own differentiated opinion and be able to argue for it.

5.2.3.1 Compass rose

The compass rose is a teaching strategy that has been developed in the context of education for sustainable development. It uses the four categories of sustainable development, the natural, the social, the economical and the political and relates them to the four main directions of a compass rose (TIDE~, 2003). The resulting sustainability compass rose (see Figure 1) can be used to either formulate questions in relation to a given topic or to categorize aspects of a phenomenon or solutions to a problem. Students are thus encouraged to look at the issue from different perspectives and find commonalities, differences (TIDE~, 2003) and even contradictions. They will thus become aware of the complexity of matters relating to sustainability.

Relating back to the educational models presented above, this strategy is a rather atypical strategy emerging from the context of education for sustainable development as it draws boundaries between different fields of knowledge instead of denying them. Nonetheless, this also makes it a strong strategy as it is aimed at knowing instead of instructing students to change their behaviour.

Figure 1 – Compass Rose



Source: author

The compass rose can best be used as starter to raise questions or collect first ideas, but it may also be used as a sorting exercise when issues become too complex and confusing.

5.2.3.2 Mystery

The idea of mysteries as a teaching strategy is based on the observation that in real live problems are seldom straight forward to identify and to solve.

Usually we only have unconnected pieces of discrete information, some of which is unimportant or useless in relation to the problem posed. We thus have to decide what is important and how the information can be connected to make up a convincing whole story in the end (LEAT, 1998).

Mysteries try to simulate this situation. Students are given a number of cards (frequently between 16 and 30), each of which offers a piece of information that may be useful or not. They have to decide for themselves which information they want to use and which they feel reasonable to ignore. Usually there is no single correct answer, thus students will have to find arguments to defend their point of view.

In relation to the educational models presented above the strategy has a strong bias towards the training of skills and competences as it asks students to find information, to interpret it, to make links between bits of information, to formulate hypotheses on the background of the available information, to explain their findings and reflect upon them (LEAT, 1998). Nonetheless, it can also be seen as a means to foster powerful knowledge as this strategy depends very much on the informational input on the cards.

In the example presented in Table 2 three sources of information have been used: the discourse on different environmental ethics (KORTETMÄKI, 2013), the list of criteria for world heritage sites (DEUTSCHE UNESCO-KOMMISSION, undated) and the evaluation of the nomination of Arrábida by the IUNC (2014). The last source offers a wide range of descriptions of the area from the perspective of the commission. They contain pure data, but also value statements, the latter of which can easily be related to specific views from environmental ethics. The questions students will have to answer thus is: “Why did the IUNC not except the nomination of Arrábida? Which underlying environmental ethics guided their decision?”

Table 2 – Mystery

<p>Physiocentric view I: biocentrism – each living being has a moral value.</p>	<p>The available literature reveals no indication of Arrábida being outstanding by broader regional or global standards. (p. 104)</p>	<p>The nomination lists more than 1,300 plant taxa with two local endemics, several Portuguese or Iberian Peninsula endemics and several rare species. (p. 104)</p>
<p>Arrábida clearly lacks the grandeur of many coastal protected areas and/or settings in terms of scale, remoteness, intactness and visual integrity. (p. 103)</p>	<p>Physiocentric view II: holism: Nature as a whole has a moral value. This includes rocks, but also processes.</p>	<p>The patchwork of the cultural landscape encompasses highly interesting succession dynamics, including stages of natural regeneration after a large-scale fire event in 2004. (p. 103)</p>
<p>Anthropocentric view I: nature is a source of aesthetic well-being for people.</p>	<p>Several beetle species are endemic to Portugal with one species being locally endemic. One land snail is also locally endemic to the site. (p. 103)</p>	<p>Anthropocentric view II: nature provides the means for man to fulfil his basic needs.</p>
<p>In terms of landscape beauty, Arrábida is duly recognized as significant at the local, national and in some regards regional level. No case has been made to consider the nominated area globally significant based on landscape beauty or aesthetic considerations. (p. 108)</p>	<p>Active limestone quarrying within Arrábida Natural Park is linked to valid concessions which predate the establishment of the natural park. While located in the buffer zones of the nominated area, the threat is visually not excluded and has compromised the visual integrity of the coastal cliffs. (p. 107)</p>	<p>Geologically speaking, the nominated area is noteworthy for a number of reasons, namely for (a) its scientific importance; (b) the occurrence of Arrábida Breccia, a rare and highly valued lithological (rock) type; (c) its karst phenomena, and (d) the small <i>Pedra da Mua</i> Natural Monument with its important fossil deposits and dinosaur footprints. (p. 102)</p>
<p>The landscape diversity also continues to be shaped by mostly small-scale agriculture resulting in many human-made ecotones and niches. (p. 102)</p>	<p>The occurrence of Arrábida Breccia is noted and has ornamental use in local religious architecture, which is a tangible local link between natural resources and culture/religion. (p. 103)</p>	<p>There are a range of more impressive dinosaur sites and dinosaur footprint sites globally. (p. 103)</p>
<p>Remnant stands of tree-sized Kermes Oak are remarkable, as the widespread species typically occurs as a shrub. (p. 104)</p>	<p>Criterion (vii): to contain superlative natural phenomena or areas of exceptional natural beauty and aesthetic importance.</p>	<p>In terms of terrestrial species, vertebrates are well represented with a reported total of 34 mammals, some 200 resident and migratory birds, 17 reptiles and 12 amphibians. (p. 102)</p>
<p>Though there are many interesting caves, including</p>	<p>Criterion (ix): to be outstanding examples representing</p>	<p>Criterion (viii): to be outstanding examples representing major stages of</p>

the notable *Gruta do Frade*, significant on-going ecological earth's history, including the record of even a superficial and biological processes in the life, significant on-going geological comparative analysis evolution and development of processes in the development of illustrates that several terrestrial, fresh water, coastal landforms, or significant geomorphic existing World Heritage and marine ecosystems and or physiographic features. properties harbour karst communities of plants and values of an entirely animals. different order of magnitude. (p. 103)

Criterion (x): to contain the most important and significant natural habitats for in-situ conservation of biological diversity, including those containing threatened species of outstanding universal value from the point of view of science or conservation. Adding to the landscape and habitat diversity is the Notwithstanding IUCN concludes that convergence of Mediterranean there is no indication of global and Atlantic climatic influences significance from the perspective of with very distinct microclimates ecological and biological processes. (p. according to exposure and 108) elevation. (p. 102)

Source: author

Mysteries are commonly used to analyse problems or ideas. Students often find them challenging as they demand critical thinking based on a sound theoretical understanding. It is hence not advisable to use mysteries without any preparation unless the students are already accustomed to the strategy. Preparation may include an introduction either to the different approaches of environmental ethics or to the area of Arrábida for example in the form of a pecha kucha (20 pictures commented in 20 seconds each, which makes a 6:40 minute presentation) (BENESCH, 2013).

5.2.3.3 Role play

Role plays have long been used in managerial training and political education alike (UHLENWINKEL; WIENECKE, 2013). They can take different forms depending on the setting provided: this can be a simple discussion at a round table or a planning committee deciding on the location of infrastructure. The main characteristic of all these role plays is, that different students take different roles and have to argue from the point of view described by this role.

Preparation of role plays includes the introduction to the situation and the description of the different characters involved in the form of role cards (Table

3). The descriptions on the cards should offer information to enable students to form an idea about the views of his or her character, but should at the same time be limited to leave enough room for students to use their knowledge and creativity to fill the role. In well-trained groups, the issue in question can also be further researched by the students themselves.

Table 3 – Role cards

<p>Representative of the IUNC</p> <ul style="list-style-type: none"> • stresses the beauty of the area • thinks Arrábida cannot compare with other sites globally 	<p>Manager of the limestone quarry</p> <ul style="list-style-type: none"> • stresses the regeneration efforts of his firm • thinks his firm can well be integrated in a timeline of development of the area from the Iron Age to today 	<p>Representative of the Natural Park</p> <ul style="list-style-type: none"> • stresses the large number of taxa and the endemic species • thinks that species have to be protected in no-go-areas
<p>A local cheese producer</p> <ul style="list-style-type: none"> • stresses the different herbs that his herd feeds on to produce the distinctive flavour of the local cheese • thinks that his forefathers have helped to shape the area through their land use 	<p>Representative of Natura 2000</p> <ul style="list-style-type: none"> • stresses the importance of Arrábida in the context of the European network of natural habitats • thinks that interaction promotes stability and change at the same time 	<p>A member of the tourist board</p> <ul style="list-style-type: none"> • stresses the recreational value of the area • thinks that people can only protect what they know

Source: author based on information from Castro Henriques (2005)

In the context of the educational models presented above role plays would be categorized similar to mysteries: they certainly have their roots in a skills and competence based curriculum, but as soon as they feature relevant content they can also promote powerful knowledge. Yet, role plays in practice are more prone than mysteries to a lack of powerful content.

The example of the role play offered here was triggered by a remark in the IUNC Evaluation report that said it was hoped that the nomination may have led to a new debate on Arrábida especially in relation to management responsibilities and decision-making-processes (IUNC, 2014). The problem of management is closely linked to overlapping designations (see Box 1) that make it hard to manage the area consistently.

Box 1 – Boundary problems

In recognition of the conservation values in the area, there are several overlapping designations on the Espichel Peninsula. The nomination proposes a new configuration, partially coinciding with the existing designations. Even though most of the nominated area is located within Arrábida Natural Park, it includes areas outside the natural park while other areas within the natural park have been excluded from the nominated area. The stated rationale is the exclusion of limestone quarries and other degraded area located within Arrábida Natural Park. While this seems plausible, it is not clear on what grounds some parts of the two overlapping Natura 2000 sites have been included in the nominated areas, whereas others have not. Furthermore, thematic maps provided by the State Party during the field mission displaying values by each criterion suggest key areas identified by the State Party itself are located in both the nominated area and its buffer zone. Overall, the many different boundaries are confusing, especially as the boundaries on the ground are poorly demarcated, and raise questions for management and enforcement purposes in terms of clarity, mandates and coordination.

Source: IUCN (2014, p. 105)

Maps can be used to show the boundaries of each territorial unit involved in the Arrábida area. Each of the main units is represented by their respective institutions in the role play: the IUNC at the global level, Natura 2000 at the regional level and the Natural Park at the national level. Besides there are local economic interests (a manager of the quarry, a local cheese producer and a member of the tourist board) that can be related to different environmental views and will hence tend to support the view that suits them best. The question the students will have to answer is: “How can we organise the Arrábida area in a way that it can be managed consistently and to the best of all interests?”

Role plays are usually used at the end of an analysis, when students already have an understanding of the situation they are supposed to discuss about. As there is again no single answer, but rather a best strategy it is advisable to leave time for an extensive reflection at the end. This can be prepared by some students, who do not play a role, but act as observers. They may observe the debate as a whole or single discussants and they should take notes of their observations.

5.2.4 CONCLUSION

Education is more complicated than most political activists, but also academic scientist expect. Very often there are contradicting demands that cannot easily be reconciled by the teacher. This may then lead to dissatisfaction on all sides. After a period of strong competence orientation that had the potential to frustrate the ideas of academic researchers there are now hints of a new move towards a strengthening of conceptual powerful knowledge. This is neither a move back to teaching factual knowledge nor does it discard teaching strategies that have in part been developed for promoting skills. But it supports what some educationists already favoured in the 1990s: the use of teaching strategies to promote powerful knowledge. Not all strategies are suitable for this purpose, but this paper introduced three strategies that definitely are. Using these strategies may not directly lead to reaching the societal goals some want to promote, but they provide the basis for students making their own informed choices. And if the case for sustainable development is a convincing one, it can also convince students instead of instructing them to follow it.

REFERENCES

- BENESCH, T. Pecha Kucha und die 3-Minuten-Präsentationsmethodik. In: MICHEUZ, P.; REITER, A.; BRANDHOFER, G.; EBNER, M.; SABITZER, B. (org.). *Digitale Schule Österreich. Eine analoge Standortbestimmung anlässlich der eEducation Sommertagung 2013*. Wien: Österreichische Computer Gesellschaft, 2013. p. 276-279.
- BOEVE-DE PAUW, J.; GERICKE, N.; OLSSON, D.; BERGLUND, T. The effectiveness of education for sustainable development. *Sustainability*, v. 7, p. 15693-15717, 2015.
- CASTRO HENRIQUES, P. *Os mais belos parques e reservas naturais de Portugal*. Volume II. Paço de Arcos: Edimpresa Editora, 2005.
- CRESSWELL, T. *Place*. A short introduction. Oxford: Blackwell, 2004.
- DANNENBERG, S.; GRAPENTIN, T. Education for sustainable development – Learning for transformation. The example of Germany. *Journal of Futures Studies*, v. 20, n. 3, p. 7-20, 2016.
- DELEUZE, G.; GUATTARI, F. *Qu'est-ce que la philosophie?* Paris: Les éditions de minuit, 1991.
- DEUTSCHE UNESCO-KOMMISSION *Kriterien für die Aufnahme in die UNESCO-Welterbeliste*, undated. Retrieved from: <http://unesco.de/fileadmin/pdf/348.en.pdf>. Access in 22nd October 2018
- GROSS, D.; NAKAYAMA, S. Drivers and barriers to implementing ESD with focus on UNESCO's action and strategy goals for the second half of the decade. *Global Environmental Research*, v. 14, p. 125-136, 2010.
- IUNC. *IUNC World Heritage Evaluations 2014*. IUNC Evaluations of Nominations of Natural and Mixed Properties to the World Heritage List, 2004. Retrieved from:

<http://whc.unesco.org/archive/2014/whc14-38com-inf8B2-en.pdf>

KORTETMÄKI, T. Anthropocentrism versus ecocentrism revisited: theoretical confusions and practical conclusions. *SATS – Northern European Journal of Philosophy*, v. 14, n. 1, p. 21-37, 2013.

LEAT, D. *Thinking through geography*. Cambridge: Chris Kington Publishing, 1998.

MARSDEN, B. On taking geography out of geographical education. Some historical pointers. *Geography*, v. 82, n. 3, p. 241-252, 1997.

MÖLLERS, C. *Demokratie – Zumutungen und Versprechen*. 2. Aufl. Berlin: Wagenbach, 2009.

SCHNEIDER, H. Der Beutelsbacher Konsens. In: MICKEL, W.W. (org.), *Handbuch zur politischen Bildung. Grundlagen, Methoden, Aktionsformen*. Schwalbach/Ts.: Wochenschau Verlag, 1999. p. 171-178.

TAYLOR, L. Key concepts and medium term planning. *Teaching Geography*, v. 33, n. 2, p. 50-54, 2008.

TIDE-. *What is development? Teaching about development issues at key stage 3*. Birmingham: Tide~, 2003.

UHLENWINKEL, A.; WIENECKE, M. Rollenspiele und Denkhüte. In: ROLFES, M.; UHLENWINKEL, A. (org.). *Essays zur Didaktik der Geographie: Potsdamer Geographische Praxis 6*, Potsdam: Universität Potsdam, pp. 41-47, 2013.

WU, J. Key concepts and research topics in landscape ecology revisited: 30 years after the Allerton Park workshop. *Landscape Ecology*, v. 28, p. 1-11, 2013.

YOUNG, M.; MULLER, J. Three educational scenarios for the future: lessons from the sociology of knowledge. *European Journal of Education*, v. 45, n. 1, p. 11-27, 2010.

SENSIBILIZAÇÃO INDIVIDUAL E COLETIVA PARA ENSINO ECOLOGIA DA PAISAGEM

MÉTODOS E TÉCNICAS DE EDUCAÇÃO PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

Ana Firmino

*Observe profundamente a Natureza
e então você entenderá tudo melhor.*

Albert Einstein

5.3.1 INTRODUÇÃO

A sensibilização individual e coletiva para as questões da paisagem é um desafio que se põe sobretudo às sociedades que se afastaram do contacto com a Natureza. Alexander von Humboldt escreveu que “por uma feliz conexão de causas e efeitos, por vezes mesmo sem que o Homem disso se aperceba, o verdadeiro, o belo, o bom encontram-se ligados ao útil” (*apud* DUVIOLS; MINGUET, 1994, p. 118). Contudo, nas sociedades que se apresentam como evoluídas, tem-se valorizado mais o lucro imediato do que os recursos naturais, as paisagens, a componente humana, que são parte integrante duma riqueza muitas vezes menosprezada. Os povos que dependem diretamente da envolvente física para a sua sobrevivência não precisam de ser sensibilizados para as questões da paisagem. A Natureza é um elemento intrínseco da sua existência, que respeitam e admiram. Bockemühl (1992) cita os aborígenes australianos, cuja cultura associa a sua verdadeira natureza não a eles próprios, mas à paisagem, que é também elo de ligação com o grupo ao qual pertencem e com os seus antepassados divinos.

O apelo estético e emocional presente na obra de Humboldt ilustra bem esta visão da Natureza e da paisagem por meio duma perspectiva de inseparabilidade dos humanos e do seu ambiente, que ganha atualidade à luz das preocupações atuais com as mudanças ambientais, crises induzidas pelo ser humano e conservação, como afirma Zimmerer (2006).

5.3.2 A INTELIGÊNCIA EMOCIONAL NA EDUCAÇÃO

Ao procurar entender onde radica o divórcio entre o Homem e a Natureza ocorre-me a reflexão de Odum, que o atribuía à predominância da noosfera, ou seja, o mundo dominado pela mente humana, que pretende substituir gradativamente a biosfera, o mundo da evolução natural que existe há mil milhões de anos (ODUM, 1986). Na verdade, um dos problemas com que nos debatemos nas escolas radica no vazio espiritual, na falta de sentido da vida e desconexão que muitos alunos sentem, como nos explica Rachael Kessler (2000) em *The Soul of Education – helping students find connection, compassion and character at school*. Segundo esta autora, a resposta não se encontra nos livros, investigação existente ou tratados metafísicos, mas antes nos corações dos próprios alunos, que frequentam as nossas aulas. Essa constatação nos remete para Steiner (2002) que, já em 1924, afirmava ser a vida e a atividade na Natureza duma essência tão subtil que passam através das malhas largas dos conceitos intelectuais, concluindo ter sido este o erro cometido pela ciência moderna ao pretender usar conceitos intelectuais de malhas largas para esclarecer algo que é na verdade duma textura muito fina.

A vida interior dos jovens está profundamente ligada a questões de significado, objetivo e conexão, com expressão criativa e momentos de alegria e transcendência, que nem sempre conseguem manifestar. Kessler (2000) considera estas qualidades essenciais para a inteligência emocional e identifica os sete aspetos seguintes para preencher, duma forma construtiva, o vazio espiritual na sala de aula:

1. desenvolvimento do Sentimento de Pertença, que se poderá direccionar a si próprio, aos outros, à Natureza ou a um Ser Supremo;
2. significado e Propósito das suas vidas, que os convida a refletir sobre quem são e qual a sua missão;
3. silêncio e Interioridade, contrapondo-se ao ruído e agitação, que se poderá alcançar por meio de práticas de yoga, meditação, retiro ou qualquer outra forma de introspeção;
4. alegria, que se satisfaz com exercícios que deem prazer perante situações de grande beleza, amor ou pelo facto de estarem vivos;

5. criatividade, fundamental para alimentar o espírito na escola, desenvolvendo novas ideias, exprimindo-se por meio da arte, descobrindo novos factos científicos;
6. transcendência, um desafio para ultrapassarmos os nossos limites, não apenas no aspeto místico, mas também nos estudos, na arte, no desporto, nas relações humanas;
7. iniciação, que poderá envolver cerimónias que ajudem os jovens a tomar consciência da sua passagem da adolescência ao estado adulto.

5.3.3 MÉTODOS E TÉCNICAS PARA O ENSINO DO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

A crise ambiental está intimamente ligada ao nosso afastamento da Natureza e à falta de compaixão pelo outro, denotando uma alteração do paradigma antropológico, que tem sido acompanhada por uma mudança no paradigma epistemológico. Magalhães (2001, p. 283) explica que

[...] a complexidade admite a imprecisão, a ambiguidade e a contradição, o que altera a epistemologia da ciência, ou seja, a posição do cientista que, ao contrário de ter a incumbência de retirar a imprecisão à descrição dos fenómenos, tem de admitir essa mesma imprecisão e remeter-se a uma posição mais humilde, de observador de uma realidade dinâmica, impossível de descrever integralmente e cuja evolução é impossível prever, com absoluta certeza.

Ribeiro Telles (1992, p. 9), por seu lado, reitera a necessidade duma visão integrada do território, a que chama “Paisagem Global”, que é dinâmica no espaço e no tempo.

A ética ambiental, definida por Beckert (2017, p. 99) como uma “disciplina que se ocupa da natureza, não só nem sobretudo, enquanto meio ou instrumento para a satisfação das necessidades humanas, mas no seu valor intrínseco, isto é, independentemente do homem [...]”, tem sido posta em causa pela visão antropocêntrica. A educação para o Desenvolvimento Sustentável (embora este conceito seja passível de contestação, nomeadamente por parte dos que o consideram um oxímoro) pode contribuir para combater a falta de ética ambiental, mas, preferencialmente, deverá ser transversal a todo o currículo escolar, e em todos os graus de ensino, formando cidadãos conscientes do seu papel como guardiões de Gaia, a deusa personificadora do

planeta Terra que, segundo James Lovelock (1989), pela sua capacidade de regeneração sobreviverá ao ser humano.

Day (1990, p. 181) interroga-se: “how long can we, as a society which hopes to remain civilized, survive if we give more value to use than beauty, to what we (privately and materially) can get out of things rather than what we (commonly and spiritually) can give through them?”. A resposta a essa questão implica uma alteração de paradigmas, que passa por uma mudança no “currículo convencional das escolas primárias e secundárias que foram concebidos para servir de suporte, promover e propagar o sistema de crença prevalecente da cultura dominante”, como afirma Murphy (1999, p. 123), e pela aquisição das competências descritas por Rachael Kessler. São “os valores do espírito, da ética e da moral, bem como o respeito pelas coisas e leis da natureza” que poderão contribuir para “o advento de uma nova era”, como defende Telles (1992, p. 9).

Fala-se hoje muito em Felicidade, e em como esta é importante para se transformarem os valores. Em fevereiro de 2016, os Emirados Árabes Unidos criaram o posto de Ministro de Estado para a Felicidade (UAE-MSH, s/ data), que foi entregue a uma mulher – H. E. Sheikha Ohood bint Khalfan Al Roumi. A sua principal responsabilidade consiste em harmonizar todos os planos do Governo, programas e políticas de forma a contribuírem para uma sociedade mais feliz. Segundo o site oficial do governo dos Emirados Árabes Unidos o programa cobre as três seguintes áreas³²:

1. “inclusion of happiness in the policies, programmes and services of all government bodies and at work;
2. promotion of positivity and happiness as a lifestyle in the community;
3. development of benchmarks and tools to measure happiness”.

Várias universidades, nomeadamente a de Buckingham, no Reino Unido, e a de Yale, nos Estados Unidos da América, oferecem cursos de Psicologia Positiva, que visam melhorar os níveis de estresse dos seus estudantes, ensinando-os a mudarem os seus comportamentos e a ser felizes. Em Yale, o curso criado pela Prof. Laurie Santos conta com 1.150 alunos (25% do total) e tornou-se o mais popular naquela universidade³³.

Ribeiro e Schwartz (2017, p. 62-63), no livro *Valores em Transformação por uma felicidade sustentável*, salientam que esta felicidade resulta da interdependência entre Indivíduo, Sociedade e Natureza, e propõem uma abordagem metodológica denominada “Modelo das 5 Fases”, que tem por objetivo alcançar o empoderamento e a motivação que conduzam a ações realmente transformadoras, como adiante se resume:

- contacto (para se poder amar algo ou alguém é preciso conhecer);
- admirar (se conhecermos algo ou alguém poderemos vir a admirá-lo);
- gostar (se admiramos poderemos sentir amor);
- respeitar (se amamos, iremos respeitar);
- conservar (se respeitamos estaremos mais predispostos a participar em ações de proteção ambiental).

Este modelo metodológico convida o indivíduo a ter um conhecimento de si próprio, a estar em contacto com o seu eu mais íntimo, e a permitir-se perguntar quem é e qual a sua missão nesta passagem terrena. Em simultâneo, terá de ser capaz de fazer um exercício de contacto com o Mundo exterior (utilizando todos os seus órgãos dos sentidos em simbiose com as energias do lugar e a observação da Natureza) e com o seu mundo interior (perscrutando a sua verdadeira natureza como ser humano).

Ciente da necessidade de captar a atenção dos jovens para problemas que são decisivos para o seu futuro, e de que por vezes parecem viver alheados, decidi, no 1º semestre de 2017/18, passar da teoria à prática e sugerir uma aula de introdução ao yoga, aos alunos da cadeira de Desenvolvimento Sustentável, de que sou responsável no curso de Geografia e Planeamento Regional, da Faculdade de Ciências Sociais e Humanas, da Universidade Nova de Lisboa.

Figura 1 – Alunos da cadeira de Desenvolvimento Sustentável, 2017/18, após uma aula introdutória de Yoga



Fonte: a autora

Essa iniciativa foi concretizada com a participação duma antiga aluna do curso, a dra. Maria João Correia, professora de Yoga, e foi antecedida por uma aula em que se explicou o objetivo daquela atividade, nomeadamente, catalisar a tomada de consciência de cada indivíduo para a sua missão como cocriador duma nova sociedade, em que se cultive a topofilia e a responsabilidade individual e coletiva, decidido a quebrar a hegemonia do círculo vicioso de nascer, consumir e morrer, sem se questionar quanto aos verdadeiros objetivos que nos deveriam nortear durante a nossa vida, como discutido em publicação anterior (FIRMINO, 2003).

Numa avaliação posterior, alguns alunos resumiram desta forma a sua experiência pessoal:

- “[...] com esta aula, a professora pôde captar a atenção dos alunos de forma diferente e dinâmica. Sendo o dinamismo a chave para o sucesso do professor em transmitir a ideia, e do aluno pois ouve melhor a mensagem”;
- “Com esta aula pretendeu-se criar um ambiente mais calmo, para que nós conseguíssemos pensar e criar uma ligação com a terra e a natureza. Foi bastante relaxante, o que me motivou bastante. É um pequeno passo para a alteração do ensino e também para passar de uma estrutura antropocêntrica para uma ecocêntrica”;
- “A proposta de yoga enquadra-se na temática de que o desenvolvimento sustentável parte de nós próprios. Só é possível uma verdadeira mudança se formos capazes de encarar com humildade a nossa vida e percebermos que, nós, estamos de “passagem” e

que o que fica é para as próximas gerações. Assim, o projeto de Yoga vem incentivar um espaço de reflexão e a promoção da ideia de que, por meio dos nossos pequenos gestos, somos capazes de alterar o mundo para um local mais sustentável”.

Esse exemplo ilustra um leque de atividades anímicas que se poderão desenvolver com os alunos (em qualquer nível de ensino, com as devidas adaptações) e que poderão ser trabalhadas com conteúdos afetivos e cognitivos. Ferreira e Schwartz (2017, p. 64-77) elencam um conjunto de atividades práticas, que se referem seguidamente em forma de lista, remetendo-se o leitor para a consulta da obra para mais detalhes:

1. Atividades Lúdicas
2. Arte-Educação
3. Exercícios de Exploração dos Sentidos
4. Massagens
5. Jogos Cooperativos
6. Práticas Cooperativas
7. Resumo em uma só palavra
8. Abraço-terapia
9. Dinâmicas e vivências grupais
10. Danças grupais ou circulares
11. Jardinagem e Horticultura
12. Educação Alimentar
13. Discussão/reflexão de conteúdo filosófico
14. Técnicas de expressão escrita
15. Feedback (resumo da experiência)
16. Role Playing Games (Jogo de interpretação de papéis)
17. “Contaçon” de histórias
18. Técnicas teatrais (laboratório)
19. Relaxamento
20. Clubes de gargalhada
21. Meditação

22. Filmes e Vídeos

23. Canto

24. Voluntariado e o exercício das boas ações

25. Mandalas

Como complemento a esta informação, para além do método de pensamento de Bono (Seis chapéus para pensar), que permite abordar uma determinada problemática com grupos de pessoas, que assumem rotativamente uma perspetiva diferente, consoante a cor do chapéu (SILVA, 1997) refiro algumas atividades que se podem desenvolver e apelam à expressão e criatividade artística dos participantes, podendo contribuir para o seu bem-estar. Estas poderão ser postas em prática por meio de:

- técnicas de meditação ou *mindfulness* e todas as formas de arte, que visem a libertação do ser humano, como se explica em Arte e Espiritualidade na Educação Ambiental (OCA *et al.*, 2018, p. 3-19), proporcionando-lhe momentos de introspeção. Christopher Day (1990, p. 148) explica como é importante o recolhimento em lugares silenciosos, que ele designa de silêncio curativo: “places where people can live in health, places where people gain rather than lose strength, grow rather than wither [...]”;
- participação em trilhos, para que os indivíduos se libertem da reflexão racional e se deixem envolver pelas emoções da descoberta do que os rodeia. Ao longo das caminhadas na Natureza os participantes são convidados a escutar os sons, inalar os aromas, admirar as cores, enfim, deixar-se envolver por sensações, para as quais em geral não estão despertos, como descrito por Ivana Ferreira *et al.* (2018), em “As Caminhadas na Natureza como Exercício de Autoconhecimento conduzindo à Felicidade Autêntica”, sendo este um patamar essencial para que os seres humanos partam à descoberta da observação do mundo que os rodeia, e se identifiquem como um elemento intrínseco desse mesmo mundo;
- exposições de Fotografia, organizadas com o objetivo de valorizar a paisagem e contribuir para a autoestima dos habitantes duma

determinada região, dando a conhecer o património cultural e a arquitetura vernacular local. Em 2014 organizou-se em Portugal “A Semana Europeia da Paisagem”, uma iniciativa da Academia Europeia para a Cultura da Paisagem – Petrarca³⁴, em colaboração com a Asta³⁵ e a Universidade Nova de Lisboa³⁶. O objectivo desta Semana da Paisagem foi aprender novos métodos para a observação e estudo da paisagem, baseados na fenomenologia de Goethe. Durante este evento foram exibidas fotografias de Luísa Ferreira, no Museu Histórico-Militar de Almeida, alusivas aos muros de pedra. Este foi igualmente o tema que levou esta fotógrafa profissional e Ana Firmino a publicarem uma coleção de postais, financiados pela Câmara Municipal de Almeida, que ofereceram à Associação Sócio-Terapêutica de Almeida (Asta). Este projeto permitiu promover os muros de pedra, que são um ex-libris da região, e sensibilizar as populações para a sua conservação (FIRMINO, 2017a). Infelizmente não tem havido uma valorização destas paisagens, que poderiam ser alvo duma maior procura turística, se fossem criadas infraestruturas como as propostas no artigo “Stones: Functionalities and Sustainable Landscapes” (FIRMINO, 2015), como sejam um centro de interpretação e um geoparque para crianças, tirando partido das formas peculiares que alguns barrocos apresentam, assemelhando-se a animais.

Os Observatórios da Paisagem, de tipologia ascendente (iniciativa privada) ou descendente (instituições públicas), são uma forma de comunicar com as comunidades locais, oferecendo atividades de índole cultural e social, que valorizam o património rural vernacular. Podem ser o ponto de partida de caminhadas na Natureza e expor os trabalhos realizados no âmbito de workshops de desenho e pintura, “*rural sketching*” ou fotografia, organizando residências artísticas e visitas de alunos de diferentes níveis de ensino; em suma, oferecendo condições para a fruição da paisagem e observação das suas metamorfoses em função das estações do ano e ao longo dos anos. Bockemühl (1992) apresenta-nos vários métodos para desenvolvermos uma nova relação com os elementos que estão à nossa volta, durante estas atividades na Natureza, numa obra profusamente ilustrada com imagens e textos, que estiveram patentes numa mostra itinerante.

Figura 2 – Barrocos e muros de pedra perto de Cabreira, Almeida, Portugal



Fonte: a autora

5.3.4 CONCLUSÃO

Ao longo da sua História, a Humanidade percorreu um longo caminho, tendo criado paisagens de grande beleza, entre as quais se contam as áreas rurais em Inglaterra descritas por Lovelock (1989, p. 207) como “uma obra de arte, tão sagradas como as catedrais, a música e a poesia”, mas que estão ameaçadas de desaparecimento. Apesar dos apelos de alerta que se intensificaram sobretudo desde os anos 60, de que a “Primavera Silenciosa” de Rachel Carson (1962) continua a ser uma referência obrigatória, a destruição das paisagens prossegue, perante a passividade de grande número de pessoas. É, pois, fundamental, desenvolver um trabalho, a começar nos mais jovens, para que tomem consciência das consequências perniciosas que o seu silêncio poderá trazer a este valioso património natural e cultural.

A Unesco criou uma rede, de que faz parte um número considerável de escolas portuguesas associadas, que se agregam em torno de quatro grandes temas de estudo: as preocupações mundiais e o papel das Nações Unidas; a paz e os Direitos Humanos; a aprendizagem intercultural; e a educação para o Desenvolvimento Sustentável. Apesar dos esforços que se vêm realizando, os estudantes universitários que nos chegam, em geral, evidenciam lacunas profundas do conhecimento das temáticas relacionadas com o desenvolvimento sustentável, não tendo nunca calculado a sua pegada ecológica, ao contrário dos alunos Erasmus, muito mais sensibilizados e informados sobre estas matérias. Perante a surpresa (e a incredulidade) com os resultados alcançados no cálculo da sua pegada, alguns alunos afirmam ser

necessário desenvolver este tipo de atividades em idades mais precoces, pois em adulto é muito mais difícil mudar de hábitos.

Nos últimos tempos muitos são os materiais que têm sido criados para as escolas, para trabalhar o tema do desenvolvimento sustentável. De notar o papel importante que é atribuído à Geografia, em alguns desses materiais (e.g., DCSF, 2009), se bem que, em minha opinião, este conceito deva ser trabalhado em todas as disciplinas.

O documento adotado na Cimeira da ONU, em setembro de 2015, para vigorar até 2030, designa-se de “Transformando o nosso Mundo: a Agenda para o Desenvolvimento Sustentável de 2030” e visa contribuir para a reflexão e ação no âmbito dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), envolvendo todas as crianças e jovens e promovendo uma cidadania global ativa e uma maior consciencialização do papel de cada um na construção de um mundo mais seguro, mais saudável e mais sustentável.

A referida Agenda, na Meta 4.7, propõe-se, até 2030,

[...] garantir que todos os alunos adquiram as habilidades necessárias para promover o desenvolvimento sustentável, inclusive, entre outros, por meio da educação para o desenvolvimento sustentável e estilos de vida sustentáveis, direitos humanos, igualdade de género, promoção de uma cultura de paz e não violência, cidadania global e valorização da diversidade cultural e da contribuição da cultura para o desenvolvimento sustentável (UNITED NATIONS, 2015, p. 21).

A importância destas temáticas justifica a existência de um grupo de estudo da didática da ecologia da paisagem no seio da Iale³⁷, onde se poderão encontrar materiais para as escolas, e que durante o Congresso Europeu da Iale, intitulado “From pattern and process to people and action”, que decorreu em Gante, na Bélgica, em 2017, se tivesse organizado um simpósio com o objetivo de despertar consciências e de preparar para a educação para a paisagem no século XXI, cujos resumos estão disponíveis no site do simpósio³⁸. A Apep – Associação Portuguesa de Ecologia da Paisagem³⁹ coorganizou este simpósio, tendo sido apresentada uma comunicação em que se apela à tomada de consciência para a importância da salvaguarda da paisagem, e se referem algumas formas de intervenção cívica (FIRMINO, 2017b).

Cabe-lhe a si, leitor(a), dar o próximo passo!

REFERÊNCIAS

- BECKERT, C. *Do animal à biosfera*, estudos sobre o estatuto moral da natureza. Lisboa: Centro de Filosofia da Universidade de Lisboa, 2017.
- BOCKEMÜHL, J. *Awakening to landscape*. Dornach, Switzerland: The Goetheanum, 1992.
- CARSON, R. *Primavera silenciosa*. Lisboa: Editorial Pórtico, 1962.
- DAY, C. *Places of the Soul*. London: Aquarian/Thorsons, HarperCollins Publishers, 1990.
- DCSF. *Sustainable schools teaching resource, secondary*. Nottingham: Department for Children, Schools and Families, 2009. Disponível em: <http://publications.teachernet.gov.uk/>. Acesso em: 15 maio 2017.
- DUVIOIS, J.-P.; MINGUET, C. *Humboldt savant-citoyen du monde*. Paris: Gallimard, 1994.
- UAE-MSH (United Emirate States – Minister of State for Happiness). *National programme for happiness and well-being*. Disponível em: <https://government.ae/en/about-the-uae/the-uae-government/government-of-future/happiness>. Acesso em: 12 out. 2017.
- FERREIRA, I.; SCHWARTZ, G. *Valores em transformação: por uma felicidade sustentável*. São Paulo: Garcia Edizioni, 2017.
- FERREIRA, I.; FIRMINO, A.; RAPOSO, M. A. A.; ILHÉU, M. A. P.; FRANCO, S. As caminhadas na natureza como exercício de autoconhecimento conduzindo à felicidade autêntica. *Revista Hipótese*, Itapetininga, v. 4, n. 2, p. 20-36, 2018.
- FIRMINO, A. Repensar a sustentabilidade da agricultura biológica. In: BICALHO, A.M.; HOEFLE, S. (org.). *A dimensão regional e os desafios à sustentabilidade rural*. Rio de Janeiro: Laboratório de Gestão do Território, Universidade Federal do Rio de Janeiro, CSRS/IGU, 2003, p. 327-339.
- FIRMINO, A. Stones: functionalities and sustainable landscapes. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, v. 10, n. 3, p. 189-196, 2015.
- FIRMINO, A.; BRITES, C. Associações sócio-terapêuticas e sociedade: diálogos solidários. *Actas Portuguesas de Horticultura*, v. 27, p. 103-111, 2017a.
- FIRMINO, A. Raise awareness among people, for landscape's sake. *Iale European Landscape Ecology Congress "From Pattern and Process to People and Action"*, Ghent, 12-15 September 2017b. Disponível em: <https://iale-europe.eu/iale2017/raise-awareness-among-people-landscape%E2%80%99s-sake>. Acesso em: 12 out. 2017.
- KESSLER, R. *The soul of education – helping students find connection, compassion and character at school*. ASCD, ISBN-10:0-87120-373-1, 2000.
- LOVELOCK, J. *As Eras de Gaia*. Mem Martins: Publicações Europa-América, Forum da Ciência, 1989.
- MAGALHÃES, M.R. *A arquitectura paisagista – Morfologia e Complexidade*. Lisboa: Editorial Estampa, 2001.
- MURPHY, B. *Transforming ourselves, transforming the world*. London: Zed Books, 1999.
- OCA, LABORATÓRIO DE EDUCAÇÃO E POLÍTICA AMBIENTAL, ESALQ-USP. Arte e espiritualidade na educação ambiental. *Revista Hipótese*, v. 4, n. 2, p. 3-19, 2018.
- ODUM, E. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1986.
- SILVA, M. G. *Métodos activos*. Lisboa: Companhia Nacional de Serviços, 1997.
- STEINER, R. *Agriculture – Fondements spirituels de la méthode bio-dynamique*. 6. ed. Genève: Éditions Anthroposophiques Romandes, 2002.
- TELLES, G. R. A paisagem global da região de Lisboa. *Agros*, Lisboa, v. 2, p. 5-9, 1992.

UNITED NATIONS. *Transforming our world: the 2030 agenda for sustainable development*. Report No. A/RES/70/1, United Nations, 2015. Disponível em: <https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/transformingourworld/publication>, Acesso em: 12 out. 2017.

UNIVERSITY OF AUCKLAND. Yale students flock to the pursuit of happiness – Class on ‘science of positive psychology’ becomes university’s most popular course. Disponível em: <https://www.timeshighereducation.com/news/yale-students-flock-pursuit-happiness>, Acesso em: 12 de out. 2017.

ZIMMERER, K. Humboldt and the History of Environmental Thought. *The Geographical Review*, v. 96, n. 3, p. 456-458, 2006.

SOBRE OS AUTORES

Adriano Paglia: doutor e mestre em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais e biólogo formado pela Universidade Federal de Viçosa, Trabalha com Ecologia Aplicada e Biologia da Conservação, avaliando como alterações na paisagem afetam padrões de biodiversidade, saúde ambiental e serviços ecossistêmicos.

É professor, pesquisador e orientador de mestrado e doutorado no departamento de Genética, Ecologia e Evolução do Instituto de Ciências Biológicas da UFMG. Orcid: 0000-0001-9957-5506.

Alexandre Uezu: doutor e mestre em Ecologia pela mesma universidade. Suas pesquisas focam em Ecologia da Paisagem, conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos e na priorização de áreas para conservação e restauração e biólogo formado pelo Instituto de Biociências/USP,. É professor e pesquisador permanente da Escas/IPÊ – Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade do Instituto de Pesquisas Ecológicas e já ministrou dezenas de cursos sobre Sistemas de Informações Geográficas, Análises Espaciais e Ecologia da Paisagem. Orcid: 0000-0002-3972-3340.

Aline Silva de Oliveira: pesquisadora associada do Centro de Sensoriamento Remoto da UFMG. Sua pesquisa obedece a linha da gestão da paisagem e economia ambiental, em específico na ecologia e economia do fogo em ambientes florestais, na modelagem e simulação espacial e numérica de mudanças do uso e cobertura do solo. Possui doutorado em Meteorologia Aplicada pelo Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa – MG, mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais pelo Departamento de Cartografia da Universidade Federal de Minas Gerias, e graduação em Geografia pela Universidade Federal de Minas Gerais. Orcid: 0000-0002-0586-214X.

Amanda Alves dos Santos: mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais (UFMG), especialista em Geoprocessamento (UFMG) e bacharel licenciada em Geografia pela PUC-Minas. Possui mais de 10 anos de atuação no setor de geotecnologia com experiência em empresas privadas, órgãos públicos e ONGs. Tem atuado na elaboração e gerenciamento de banco de dados geográficos, elaboração de análises espaciais, modelagem de dados,

produção de *webmaps*, análises estatísticas e sensoriamento remoto para projetos ambientais, socioeconômicos, de conservação de espécies, análises integradas, mineração, reassentamento e desastres ambientais.

Orcid: [0000-0003-3741-3469](https://orcid.org/0000-0003-3741-3469).

Ana Cláudia Mendes Malhado: doutora em Ecologia pela Universidade de Oxford (Inglaterra). Atualmente é professora na Universidade Federal de Alagoas atuando no Laboratório de Conservação no Século XXI (Lacos21). Atua principalmente nos seguintes temas: conservação da biodiversidade, Gestão de Unidades de Conservação, Serviços Ecossistêmicos Culturais, Cienciometria, Culturomica e divulgação científica.

Orcid: 0000-0003-3621-779X.

Ana Cristina Câmara: doutoranda em Geografia e Planeamento Territorial – Variante Ambiente e Recursos Naturais – Faculdade de Ciências Sociais e Humanas – Universidade Nova de Lisboa e licenciada em Geografia e Planeamento Regional (1994). Professora de Geografia do Ensino Básico e Secundário desde 1995. Professora assistente convidada de Didática da Geografia II da Naturais – Faculdade de Ciências Sociais e Humanas – Universidade NOVA de Lisboa. Formadora de professores nas temáticas da didática da Geografia, paisagem e do pátio da minha escola, TIC e TIG e da Agenda 20/30 para a Educação, desde 2001. Coautora do Referencial de Educação Ambiental para a Sustentabilidade. Orcid: 0000-0002-9375-7314.

Ana Picanço: bióloga e doutorada em Gestão Interdisciplinar da Paisagem pela Universidade dos Açores (Portugal). É investigadora do cE3c – Centro de Ecologia, Evolução Alterações Ambientais, e do GBA – Grupo de Biodiversidade dos Açores, estando sediada na Faculdade de Ciências Agrárias e do Ambiente da Universidade dos Açores. Desenvolve o seu trabalho de investigação em várias áreas, nomeadamente: educação ambiental; biologia e conservação em ilhas; e redes ecológicas de polinização.

Orcid: 0000-0002-1188-6519.

Ana Sofia Faria: aluna do doutoramento em Ciências Veterinárias na UTAD, mestre em Biotecnologia para as Ciências da Saúde (Utad) e licenciada em Microbiologia (FM/UL). Colaboradora dos centros de I&D CITAB/Utad e GHTM (IHMT/UNL). É membro da equipa do Laboratório de Ecologia Aplicada (LEA, Citab), tem vindo a trabalhar como bolsista de investigação em

vários projetos de I&D e programas de monitorização ambiental. Autora e coautora em cinco artigos *peer-reviewed* internacionais e em várias outras comunicações científicas nas áreas de epidemiologia e diagnóstico laboratorial de doenças zoonóticas, com ênfase na doença de Lyme e leptospirose. Orcid: 0000-0002-7339-1036.

André Botequilha-Leitão: possui pós-doutorado em Ordenamento do Território e Ecologia da Paisagem pela UL e pela Universidade de Massachusetts-Amherst, doutorado em Engenharia do Ambiente pela Universidade de Lisboa (UL), mestrado em Geossistemas e licenciatura em Engenharia Biofísica pela Universidade de Évora. É professor do DCTMA-FCT da Universidade do Algarve. A sua atividade de investigação nos últimos 30 anos originou uma produção de mais de 80 publicações e intervenções, em livros, capítulos de livros, artigos em revistas indexadas e em congressos, e apresentações orais na área da sua especialização: ordenamento do território e ecologia da paisagem. Orcid: 0000-0002-5292-2416.

Andreia Gonçalves de Sousa: é investigadora desde 2012 na Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa e atualmente lidera o caso de estudo “Whale watching and climate change” (<https://sites.google.com/view/whales-climate/home>) no projecto europeu SOCLIMPACT (H2020 2017-2020 | <http://soclimpact.org/>). A sua investigação foca-se no tema das alterações climáticas no meio marinho em especial nas espécies de cetáceos e na atividade de *whale watching* na Macaronesia. Orcid: 0000-0002-2037-7433.

Anke Uhlenwinkel: is professor according to Brandenburg law (§ 48 Abs. 2 S. 3 Alt. 2 BbgHG). She has worked in several universities in Germany (Bremen, Potsdam, Giessen, Berlin) and Austria (Klagenfurt) and is currently visiting professor at the University of Salzburg. She is also member of the Austrian INSERT-project. Her work and research focusses on GeoCapabilities, powerful disciplinary knowledge, socio-economic education in the context of Austrian GW-Education, argumentation, progression and learning styles. Orcid: 0000-0002-1356-5858.

António Mira: é professor auxiliar com agregação na Universidade de Évora. É responsável por diversas disciplinas, como Biologia da Conservação, Biologia e Conservação de Mamíferos, ou Fauna Ibérica. A sua área de trabalho tem se centrado na Ecologia aplicada às populações e comunidades,

mas também na ecologia da paisagem. Dentro dessas áreas, o seu foco tem sido na ecologia de estradas (o estudo dos efeitos das infraestruturas lineares sobre a fauna selvagem), mas também os efeitos das alterações da paisagem e aumento da fragmentação dos habitats na conectividade funcional das populações animais. É membro do Instituto Mediterrâneo para a Agricultura, Ambiente e Desenvolvimento (MED). Orcid: 0000-0001-6152-0454.

Artur Gil: doutor em Ciências Ambientais pela Universidade dos Açores (Portugal), mestre em Ordenamento do Território e Planeamento Ambiental, pós-graduado em Gestão de Sistemas de Informação Geográfica pela Universidade de Girona (Espanha) e engenheiro biofísico pela Universidade de Évora (Portugal). É investigador no cE3c & Grupo da Biodiversidade dos Açores, estando sediado na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade dos Açores. A sua principal linha de investigação centra-se no desenvolvimento de aplicações de tecnologias geoespaciais para apoio à decisão no planeamento, gestão e monitorização de territórios insulares, com especial ênfase para as ilhas da Macaronésia. Orcid: 0000-0003-4450-8167.

Britaldo Silveira Soares Filho: professor titular do Departamento de Cartografia, Instituto de Geociências da UFMG. É coordenador do Centro de Sensoriamento Remoto e da pós-graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da UFMG, e orienta na pós-graduação em Meteorologia Agrícola na Universidade Federal de Viçosa. Sua pesquisa consiste em modelagem ambiental, em especial, o desenvolvimento de modelos de simulação de mudanças no uso e cobertura do solo, rentabilidade agrícola e florestal, dinâmica urbana, fogo florestal e balanço de carbono. Um produto importante de sua pesquisa consiste no software DINAMICA EGO, uma plataforma para modelagem ambiental (www.csr.ufmg.br/dinamica). Orcid: 0000-0002-7703-946X.

Camila Palhares Teixeira: doutora em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, mestre em Zoologia dos Vertebrados, graduada em Ciências Biológicas e docente do curso de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Minas Gerais (UEMG) e do Programa de Pós-graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da Universidade Federal de Minas Gerais. Orcid: [0000-0002-1824-8894](https://orcid.org/0000-0002-1824-8894).

Carlos Godinho: doutor em Biologia pela Universidade de Évora (2016), mestre em Biologia da Conservação (2007) e licenciado em Biologia pela mesma universidade. Trabalha desde 1999 em Ornitologia e conservação da natureza. Os seus principais interesses são as comunidades de aves florestais, principalmente as associadas ao montado, os métodos de monitorização de aves, tendências populacionais, anilhagem e *citizen science*. Representa a Universidade de Évora e a Spea no projecto EuroBirdPortal. Desde março de 2018, desempenha funções no Gabinete de Apoio à Inovação, Transferência, Empreendedorismo e Cooperação da Universidade de Évora (Gaitec). Orcid: 0000-0001-8892-6315.

Cezar Neubert Gonçalves: doutor em Botânica pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (2005) e licenciado em Biologia pela Universidade Luterana do Brasil (1998). É analista ambiental do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, atuando na gestão do Parque Nacional da Chapada Diamantina. Orcid: 0000-0002-8547-084X.

Chiara Bragagnolo: é bolsista de pós-doutorado no Laboratório de Conservação no Século 21 (Lacos21) da Universidade Federal de Alagoas (Ufal). Seu principal interesse de pesquisa lato sensu é investigar a interação entre sistemas naturais e seres humanos com o objetivo de apoiar a tomada de decisões no âmbito da gestão ambiental e da governança das Áreas Protegidas. Orcid: 0000-0002-9571-0026.

Claudio Benedito Valladares Padua: administrador de empresas e biólogo. Possui mestrado e doutorado pela Universidade da Flórida em Gainesville, EUA. É professor aposentado do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade de Brasília. Atualmente exerce a função de professor da Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade do IPÊ Instituto de Pesquisas Ecológicas. Em 2003, junto com sua esposa, Suzana Pádua, foi considerado pela revista Time Herói do Planeta por sua atuação na conservação da biodiversidade. Publicou três livros e mais de 40 trabalhos em revistas científicas e de divulgação nacionais e internacionais. Orcid: 0000-0002-3683-4512.

Daniel Machado Ferreira: mestre em Engenharia do Ambiente pela Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro e licenciado em Biologia e Geologia (ensino de) pela Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.

Faz parte da equipa pedagógica do Centro Ciência Viva de Guimarães, atuando principalmente na área da comunicação de ciência. É também colaborador do Centro de Investigação e Tecnologias Agroambientais e Biológicas participando em estudos de ecologia, nomeadamente no desenvolvimento e aplicação de modelos baseados em agentes. Orcid: 0000-0002-5463-0126.

Edna Cabecinha: é professora auxiliar na Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, onde lecciona Ecologia da Paisagem, Serviços de Ecossistemas, Ecotecnologia, ou Planeamento e Gestão. A sua área de investigação tem-se centrado na integridade ecológica de ecossistemas, na ligação entre os serviços de ecossistemas e soluções baseadas na natureza. e nos efeitos de alteração na paisagem na oferta de serviços de ecossistema e na biodiversidade. É Membro do Centro de Investigação e Tecnologias Agroambientais e Biológicas, do Conselho Internacional para a Exploração do Mar, e da Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços dos Ecossistemas. Orcid: 0000-0001-7308-5840.

Emília Sande Lemos: mestre em Psicologia e Metodologias da Educação e licenciada em Geografia. Sócia número um e vice-presidente da Associação de Professores de Geografia. Foi durante mais de uma dezena de anos formadora de professores de Geografia, quer na escola secundária quer como docente na Faculdade de Ciências Sociais e Humanas da Universidade Nova de Lisboa. Suas pesquisas giram em torno de questões da didática da Geografia e da Agenda 20/30 para a Educação. Orcid: 0000-0003-3785-0001.

Estela Bastos: nasceu em Oliveira de Azeméis, Portugal, em 1972. Doutorada em Genética pela Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal, mestre em Tecnologia da Produção Animal e licenciada em Engenharia Zootécnica. É professora auxiliar no Departamento de Genética e Biotecnologia, investigador integrado no Laboratório em Ecologia Aplicada do Centro de Investigação em Tecnologias Agroambientais e Biológicas (Portugal). A sua investigação está focada na área da Genética Molecular e Funcional, aplicada a diversas áreas, nomeadamente ao estudo da diversidade animal e suas consequências, ao impacto da regulação da expressão génica em contextos de homeostasia e de condição patológica, em espécies animais, incluindo o Homem. Orcid: 0000-0002-4490-6715.

Evandro Lima da Silveira Batista: pesquisador associado no Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (CSR/UFMG), atuando nas áreas de geoprocessamento e modelagem ambiental e assistência agrônoma. Tem experiência em extensão rural, modelagem de uso do solo, interação solo-planta-atmosfera, geoprocessamento, modelagem de crescimento de plantas, modelagem de sistemas de produção de bovinos de corte com ênfase na dinâmica da rentabilidade e das emissões de gases de efeito estufa e em gestão de pequenas propriedades rurais. Doutorado em Meteorologia Agrícola (UFV), mestrado em Meteorologia Agrícola (UFV) e graduação em Engenharia Agrônoma pela (UFRRJ). Orcid: 0000-0002-0094-3821.

Felipe Alexandre Santos Vieira: doutorando do PPG de Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos pela Universidade Federal de Alagoas (UFAL). Possui mestrado em Biodiversidade (2019) e graduação em Ciências Biológicas (2017). Tem interesse de pesquisa em espécies ameaçadas, serviços ecossistêmicos culturais, áreas protegidas e *conservation culturomics*. Orcid: 0000-0001-5517-8955.

Fernando Lima: possui mestrado em Zoologia de Vertebrados pela PUC-Minas, especialização em Manejo de Espécies Ameaçadas pelo Universidade de Kent, na Inglaterra, e graduação em Biologia pela Universidade do Estado de Minas Gerais. É pesquisador do IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas –, desde 2003, atuando em pesquisa e manejo de felinos e outros predadores em paisagens fragmentadas. Tem expertise em ecologia de paisagens, *data science* e é doutorando em Ecologia e Biodiversidade pela Unesp – Rio Claro. É associado ao Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação – Leec, além de criador e apresentador do podcast de divulgação científica DesAbraçando Árvores. Orcid: 0000-0002-8644-9647.

Fernando Pérez-Rodríguez: doutor em Engenharia Florestal, com 10 anos de experiência em investigação operacional, desenvolvimento de software de gestão florestal e sistemas de apoio à decisão. Atualmente é gestor de TI na föra forest technologies SLL, Espanha, com o apoio do programa competitivo Torres Quevedo do Ministério da Economia (Espanha). Possui 20 Registos de Propriedade Intelectual de software, mais de 15 publicações JCR e mais de 40 contribuições em conferências nacionais e internacionais. Participou

ativamente em vários projetos nacionais e internacionais, destacando-se o Projeto Estratégico Singular (PSS-310000-2009-23, restauração e manejo florestal, Espanha) e o SimWood (Projeto colaborativo FP7-KBBE-613762, UE). Orcid: 0000-0001-7825-7824.

Francisco Morinha: possui mestrado e doutoramento em Genética Molecular Comparativa e Tecnológica (2010 e 2017) e licenciatura em Genética e Biotecnologia (2008). Fundador e CEO da empresa Morinha Lab – Laboratório de Biodiversidade e Genética Molecular, Unipessoal, Lda. Desenvolve investigação principalmente na área de Biologia da Conservação e Ecologia Evolutiva, integrando abordagens multidisciplinares que incluem a ecologia molecular, genética de populações, modelação ecológica, doenças da vida selvagem entre outros. O seu percurso como investigador integra também algumas colaborações em estudos genéticos associados a modelos animais em ciências veterinárias. Desde 2011, publicou 25 artigos científicos em revistas internacionais indexadas. Orcid: 0000-0003-0621-9591.

Geraldo Wilson Fernandes: Possui Pós-doutoramento na Stanford University (2015/2016), doutorado em Ecologia Evolutiva - Northern Arizona University (1992), mestrado em Ecologia - Northern Arizona University (1987) e graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Minas Gerais (1983). Tem experiência na área de Ecologia, com ênfase em Ecologia Evolutiva de Herbívoros Tropicais, atuando principalmente nos seguintes temas: herbivoria, insetos galhadores, resistência de plantas, gradientes altitudinais, mudanças climáticas e ecologia de comunidades. Orcid: 0000-0003-1559-6049.

Gilberto Mendes da Silva: técnico superior do Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, I. P. (ICNF, I. P.), Portugal. Mestre em Ecologia da Paisagem e Conservação da Natureza, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Portugal, licenciado em Engenharia Florestal – ramo de Gestão de Recursos Florestais, Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança, Portugal, bacharel em Gestão de Recursos Florestais, Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança. Atualmente desempenha funções de técnico superior na Divisão de Gestão de Áreas Públicas Florestais/Departamento Regional de Gestão e Valorização da

Floresta/Direção Regional da Conservação da Natureza e Florestas do Centro/Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, I. P.

Hélia Marisa do Vale Gonçalves: mestre em Biologia Clínica Laboratorial pela Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (Utad) e licenciada em Ecologia Aplicada. Técnica do Laboratório de Ecologia Aplicada (LEA) e colaboradora do Centro de Investigação e Tecnologias Agroambientais e Biológicas (Citab) da Utad. As suas publicações científicas, em revistas internacionais indexadas e não indexadas, estão relacionadas com a epidemiologia, ecologia e distribuição de mamíferos, aves de rapina noturnas e anfíbios e répteis. Orcid: 0000-0003-4171-212X.

Hugo Pires Costa: engenheiro do ambiente e doutorando em Território, Risco e Políticas Públicas pela Universidade de Lisboa – Igot. Seu principal interesse de investigação é a adaptação às alterações climáticas, com foco na política de adaptação e nos riscos. É investigador da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa desde 2009, tendo integrado vários projetos nacionais e europeus, relacionados a políticas e impactos, vulnerabilidade e adaptação das alterações climáticas. Recentemente, coordena um Work Package no Projeto europeu Soclimpact (H2020 2017-2020 | <http://soclimpact.org/>). Orcid: 0000-0002-1676-1838.

Isabel Alexandra Joaquina Ramos: professora auxiliar no Departamento de Paisagem, Ambiente e Ordenamento da Universidade de Évora. Membro integrado do CICS.NOVA.UÉvora e membro colaborador do MED-UÉvora. Doutora e mestre em Planeamento Regional e Urbano, pela Universidade Técnica de Lisboa e licenciada em Engenharia Biofísica, pela Universidade de Évora. Docente na Universidade de Évora desde 1993, leciona matérias relacionadas com ordenamento do território e da paisagem. Na investigação centra-se no ordenamento e gestão do território e da paisagem; estruturas ecológicas; desenvolvimento regional; processos de participação pública e metodologias de apoio à decisão na definição de estratégias de sustentabilidade territorial. Orcid: 0000-0002-8089-9372.

Jacinto Moreira de Lana: é engenheiro florestal formado pela Universidade Federal de Viçosa. Possui MBA em gestão empresarial, pela Fundação Getúlio Vargas; mestrado em Botânica, na área de concentração em ecologia funcional e ecossistêmica, pela Universidade Federal de Viçosa; e pós-graduação em

gestão e manejo ambiental em sistemas florestais, pela Universidade Federal de Lavras. Atualmente trabalha como coordenador de Meio Ambiente na empresa Celulose Nipo-Brasileira S. A. – Cenibra, tendo como responsabilidades principais gerir licenciamentos ambientais, certificações florestais e equipe que presta assessorias ambientais para os processos da empresa. Orcid: 0000-0003-3088-7602.

Joana Raquel Silva Vicente: doutoramento em Biologia, mestrado em Ecologia da Paisagem e Conservação da Natureza e licenciatura em Biologia, pela Universidade do Porto (Faculdade de Ciências). É investigadora contratada no CIBIO na Universidade do Porto. Publicou 46 artigos em revistas especializadas, nove capítulos de livros e dois livros. Recebeu sete prêmios e/ou homenagens. Participa(ou) como bolsista de investigação em um projeto, investigadora em seis projetos, orientadora em um projeto, colaboradora em quatro projetos e pós-doutoranda em quatro projetos. Atua nas áreas das Ciências Naturais e Ciências Biológicas, especificamente em Ecologia e Biologia com ênfase em Invasões Biológicas. Orcid: 0000-0003-0382-0189.

João Alexandre Cabral: professor associado com agregação no Departamento de Biologia e Ambiente da UtaD, Investigador integrado do Centro de Investigação e Tecnologias Agroambientais e Biológicas com mais de 100 publicações científicas, sobretudo em revistas internacionais indexadas, com enfoque na modelação de tendências de indicadores ecológicos em contextos de alteração dos usos do solo, invasões biológicas e/ou alterações climáticas. Coordenou mais de 75 projetos financiados de prestação de serviços especializados à comunidade, envolvendo mais de 30 entidades diferentes, no domínio da monitorização ecológica face a alterações infraestruturais com especial destaque para o estudo das componentes Vertebrados e Habitats terrestres. Orcid: 0000-0002-3333-8898.

João Carlos Azevedo: professor coordenador na Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança (IPB) e investigador do Centro de Investigação de Montanha (Cimo), Portugal. Doutor e mestre em *Forestry* pela Texas A&M University, EUA, licenciado em Engenharia Florestal pela UtaD, Portugal. Membro do Observatório Técnico Independente para análise, acompanhamento e avaliação dos incêndios florestais, Assembleia da

República, presidente do Conselho Fiscal da Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais. Coordena o Grupo em Ecologia da Paisagem da Iufro (8.01.02) desde 2017. Foi Presidente da Apep entre 2011 e 2014. Investiga os efeitos das alterações da paisagem em processos socioecológicos. Orcid: 0000-0002-3061-8261.

João P. Honrado: doutoramento (2003) e licenciatura (1997) em Biologia pela Universidade do Porto – Faculdade de Ciências. Coordena o grupo de investigação ECOCHANGE no Cibio/InBIO – Universidade do Porto, e é professor auxiliar na Universidade do Porto – Faculdade de Ciências. Publicou até ao momento 96 artigos em revistas especializadas. Orientou, até ao momento, oito teses de doutoramento e mais de 60 dissertações de mestrado. Coordenou ou participou, até ao momento, em cerca de 20 projectos de investigação nacionais e internacionais. Investiga em Ciências Biológicas (Ecologia), Ecoinformática (Modelação Ecológica) e Ciências do Ambiente. Orcid: 0000-0001-8443-4276.

Jorge Luis da Costa Pinto: é mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais, graduado em Geografia e Análise Ambiental, docente da prefeitura de Belo Horizonte, Sócio Fundador da ONG Nação, onde desenvolve projetos sociais em Sabará-MG. Orcid: 0000-0003-4324-6847.

Julia Bentz: é investigadora de pós-doutoramento no Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais, na Universidade de Lisboa, colaborando ainda no projeto AdaptationCONNECTS, com a Universidade de Oslo.

A sua formação em ciências sociais interdisciplinares (MPhil. Development Studies, Univ. Vienna; PhD Economia, Univ. Azores, Portugal), e os seus interesses pessoais direcionaram a sua investigação para as interações entre sistemas sociais e ecológicos em diferentes domínios do conhecimento. No seu mais recente projeto, ART FOR ADAPTATION, procura perceber em que medida a arte pode contribuir para aprofundar as perspectivas em torno das alterações climáticas. Orcid: 0000-0001-5120-9371.

Juliana Leroy Davis: pesquisadora associada do Centro de Sensoriamento Remoto da UFMG. Doutoranda em Engenharia de Produção (UFMG), mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais (UFMG) e graduada em Ciências Biológicas (UFMG). Colaborou em projetos focados em modelagem ambiental, planeamento territorial, cálculo de emissões de gases de efeito

estufa e opções de mitigação. Sua pesquisa se concentra na modelagem ambiental para apoiar a tomada de decisões visando a conservação de florestas, o manejo de terras agrícolas e o desenvolvimento de ferramentas para calcular as emissões de gases de efeito estufa para o setor de agricultura e florestas. Orcid: 0000-0002-0910-3001.

Karen Giselle Rodríguez-Castro: doutora em Ciências pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) Brasil, mestre em Genética e Evolução e graduada em Biologia pela Pontificia Universidad Javeriana da Colômbia. Trabalha na área de genética da conservação e genética de populações, desenvolvendo projetos de pesquisa com vertebrados e principalmente com mamíferos. Orcid: 0000-0002-0333-6402.

Laura Kyoko Honda: doutoranda pelo programa de Ecologia e Biodiversidade da Unesp, mestra em Psicobiologia pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte, bacharel e licenciada pela Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho – Unesp. Atua principalmente nas áreas Acústica Passiva, Ecologia de Paisagens Acústicas, Ecologia do Movimento, Mysticeti, Estudos Sísmicos, Comunicação Acústica e Ecologia Comportamental. Orcid: 0000-0002-0208-0804.

Laury Cullen Junior: engenheiro florestal pela Universidade de São Paulo. Pós-doutorado pela Universidade de Columbia, USA e pela Universidade da Florida, Gainesville, USA, doutorado pela Universidade de Kent na Inglaterra e mestrado em Biologia da Conservação pela Universidade da Florida (USA). Professor da Escas – Escola Superior de Conservação e Sustentabilidade, pesquisador do Instituto de Pesquisas Ecológicas. Tem experiência na área de ecologia, com ênfase em restauração de paisagens fragmentadas, atuando principalmente nos seguintes temas: biologia da conservação, conservação de espécies ameaçadas, restauração de paisagens, envolvimento de comunidades locais, agrofloresta e serviços ecossistêmicos. Tem dois livros publicados e mais de 50 artigos em periódicos nacionais e internacionais. Orcid: 0000-0001-5484-9470.

Luciano Elsinor Lopes: professor da Universidade Federal de São Carlos, Brasil. Possui mestrado e doutorado em Ecologia sobre a interação planta-polinizador na perspectiva da ecologia de paisagens e graduação em Ciências Biológicas. É orientador no Programa de Pós-Graduação em Ciências

Ambientais da Universidade Federal de São Carlos, UFSCar, Brasil. Atua em uma rede de educadores e pesquisadores Latino-americanos com a proposta de Ensino de Ecologia no Pátio da Escola (Eepe). Tem experiência em gerenciamento de projetos ambientais.

Orcid: 0000-0001-5869-8972.

Luís Dias: doutorado em Urbanismo pela Faculdade de Arquitetura da Universidade de Lisboa. Realiza investigação em alterações climáticas desde 2011, pertencendo ao centro de investigação Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa e dedica-se ao tema das alterações climáticas aplicado aos recursos hídricos e secas, extremos de precipitação, avaliação de risco, urbanismo e resiliência socioecológica. Orcid: 0000-0001-7899-8075.

Marcela de Marins: possui graduação em Ecologia pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (2003). É servidora pública do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Atua na gestão do Parque Nacional da Chapada Diamantina com foco nas áreas de uso público e gestão participativa. Orcid: 0000-0001-6674-9661.

Margarida da Silva Nunes Pereira: mestre em Medicina Veterinária, assistente convidada do Departamento de Zootecnia da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Bolseira de investigação do Centro de Investigação e Tecnologias Agroambientais e Biológicas. Desenvolve investigação e presta apoio técnico no domínio do diagnóstico da leptospirose animal. Orcid: 0000-0002-6936-8335.

Maria Carmo Silva: é mestre em Biologia da Conservação pela Universidade de Évora. Parte do seu trabalho de investigação debruçou-se nas relações ecológicas entre carnívoros e suas presas no contexto da ecologia de estradas. Nos últimos anos, o seu trabalho tem focado o restauro ecológico em pedreiras e áreas degradadas. Orcid: 0000-0003-0557-8218.

Maria da Conceição Freire: doutorada em Artes e Técnicas da Paisagem, mestre em Património Arquitectónico e Paisagístico e licenciada em Arquitetura Paisagista. Professora auxiliar na Universidade de Évora desde 1996, onde leciona aos cursos de Arquitetura Paisagista e Arquitetura, e é investigadora nos centros de investigação Chaia|UÉ e MED|UÉ. É diretora do

mestrado em Arquitetura Paisagista. As áreas de investigação científica incluem o ensino da arquitetura paisagista e do projeto e o desenho da paisagem. Orcid: 0000-0001-5853-7220.

Maria das Neves Paiva-Cardoso: professora auxiliar do Departamento de Ciências Veterinárias (DCV), da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (Utad), responsável técnico-científica da Unidade de Ecologia Médica do Laboratório de Ecologia Aplicada (LEA – Citab/Utad) e da Unidade de Leptospirose e Borreliose (DCV/Citab/Utad). Médica Veterinária com doutoramento em Ciências Veterinárias. Desenvolve investigação nas áreas da epidemiologia das zoonoses na vertente “One Health”, designadamente leptospirose animal (domésticos e selvagens), brucelose, borreliose de Lyme e no estudo do microbioma cutâneo de morcegos, nomeadamente a Síndrome do Nariz Branco (“White-Nose Syndrome”). Trabalha em Vila Real, norte de Portugal. Orcid: 0000-0002-0009-9093.

Maria Inês Cabral: realizou pós-doutoramento em Ecologia Urbana no Instituto para a Pesquisa em Biodiversidade (Alemanha), doutora em Tecnologias da Arquitetura pela Faculdade de Arquitetura da Universidade de Lisboa (FAUL), MSc em *Desert Architecture* pela Universidade de Arizona e licenciada em Arquitetura pela FAUL. Desenvolveu atividade docente na Universidade Lusófona de Humanidades. Publicou vários artigos em jornais e conferências estrangeiras e portuguesas na área de arquitetura, sustentabilidade, ecologia urbana e repovoamento rural. Especialista em certificação ambiental de edifícios, reabilitação sustentável da arquitetura vernácula, materiais sustentáveis e bioconstrução. Orcid: 0000-0002-7710-2684.

Maria Luísa Vieira: investigadora auxiliar de Microbiologia Médica do IHMT/UNL. É doutora em Ciências Biomédicas (UNL), mestre em Parasitologia Médica (IHMT/UNL) e licenciada em Biologia (FC/UL) e em Anatomia Patológica, Citológica e Tanatológica (ETSSL e FCM/UNL). Investigadora em doenças bacterianas de caráter zoonótico e docente destas áreas no IHMT/UNL. É responsável do Laboratório de Leptospirose de acordo com as diretrizes da OMS. Foi diretora da UEI de Microbiologia Médica de 2013 a 2015. É autora/coautora de 73 publicações com revisão por

pares, 4 capítulos de livros e de uma centena de comunicações em encontros científicos nacionais e internacionais. Orcid: 0000-0002-8586-5534.

Maria Márcia Magela Machado: professora associada do Departamento de Cartografia e do Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais do Instituto de Geociências da Universidade Federal de Minas Gerais – IGC/UFMG. Doutora em Geologia (UFMG), mestre em Geografia (UFMG), especialista em Percepção Ambiental (UFMG) e em Geoprocessamento (UFMG) e graduada em Engenharia Civil (PUC-MG). Atua principalmente nos seguintes temas nas áreas de ensino e pesquisa: geotecnologias com ênfase em análises espaciais e modelagem de dados, e ainda história da geologia e da mineração em Minas Gerais. Diretora do Instituto de Geociências da UFMG 2014-2018. Orcid: 0000-0003-1214-6990.

Marina Drummond de Almeida Scarpelli: é doutoranda em Ciência da Computação na Queensland University of Technology no grupo de pesquisa Ecosounds. Mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais (IGC) pela Universidade Federal de Minas Gerais e bióloga formada pela mesma universidade. Durante a graduação, fez intercâmbio pelo programa Ciências sem Fronteiras para a Inglaterra (University of Leeds). Atua principalmente na área de Ecologia Acústica, Ecologia da Paisagem e Comunicação Acústica. Orcid: 0000-0001-7315-1406.

Mário Rui Pinho: Investigador do Departamento de Oceanografia e Pescas (DOP) da Universidade dos Açores. Doutor em Ciências do Mar, especialista em Dinâmica de Populações de recursos vivos marinhos. É membro dos grupos de trabalho WGDEEP, WGEF e WGIAZOR do Comité Internacional para a Exploração do Mar (ICES). Coordenador e/ou parceiro de vários projectos regionais, nacionais e internacionais cobrindo áreas de estudo da ecologia/biologia pesqueira e modelação dos efeitos antropogénicos para apoio à gestão. É presidente do Instituto do Mar (IMAR) e Coordenador do DOP. [Orcid: 0000-0002-8045-2546](https://orcid.org/0000-0002-8045-2546).

Mário Santos: nasceu em Lisboa, Portugal, em 1973. doutor em Ciências do Ambiente pela Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal, mestre em Fitotecnia e licenciado em Engenharia Agrícola. É professor auxiliar no Departamento de Biologia e Ambiente, investigador integrado no Laboratório em Ecologia Aplicada do Centro de Investigação em Tecnologias

Agroambientais e Biológicas (Portugal) e colabora com o Laboratório de Ecologia e Conservação do Instituto de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão (Brasil). A sua investigação está focada em temáticas como Indicadores ecológicos, Funcionamento dos Ecossistemas, Ecologia da Paisagem, Modelação Ecológica, Dinâmica de Sistemas, Ornitologia, Entomologia e Agroecossistemas. Orcid: 0000-0002-4447-7113.

Marise Barreiros Horta: é doutora em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, na Universidade Federal de Minas Gerais, mestre em Ecologia Rural pelo International Institute for Geo Information Science and Earth Observation, ITC, Holanda, e graduada em Ciências Biológicas, PUC-MG. Tem trabalhado com a conservação e manejo da vegetação e flora tropicais, em projetos de pesquisa, no setor privado e em agências governamentais. Apresenta interesses de atuação em temas investigativos das alterações e impactos provenientes do uso do solo sobre os ecossistemas naturais e as suas implicações para a conservação dos recursos botânicos. Tem desenvolvido trabalhos no âmbito da ecologia da paisagem, ecologia urbana, florística e fitossociologia. Orcid: 0000-0002-6829-5832.

Mauro Gomes: mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais e especialista em Geoprocessamento pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Atua como analista ambiental no Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), mais especificamente no Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas (Cecav), onde participa do desenvolvimento de pesquisas científicas voltadas para a conservação dos ambientes cavernícolas e das espécies associadas, bem como a ações de manejo para conservação e uso sustentável do patrimônio espeleológico. Orcid: 0000-0003-0829-7104.

Miguel Moreira: engenheiro do ambiente pela Universidade Nova de Lisboa (Portugal) e investigador na Universidade de Lisboa (Portugal), na área da gestão e conservação de recursos naturais. Conta com a participação em vários projetos de investigação centrados na análise e desenvolvimento de estratégias de mitigação de impactes antropogénicos sobre a biodiversidade, particularmente em ecossistemas insulares, costeiros, estuarinos e fluviais. Tem desenvolvido a sua atividade de investigação principalmente por meio da utilização de ferramentas de análise integrada, como Modelação Ecológica,

Sistemas de Informação Geográfica e Estatística Analítica.

Orcid: 0000-0002-9804-9384.

Milton Cezar Ribeiro: é formado em Ciência da Computação e doutor em Ecologia. Coordena o Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (Leec) do Departamento de Biodiversidade da Unesp de Rio Claro. Seu maior interesse é no desenvolvimento de métodos para priorização de áreas para Conservação da Biodiversidade e Restauração Ecológica, apoiando o desenvolvimento de políticas públicas amparados pela Ecologia Espacial e a Ecologia de Paisagens. Tem se dedicado ao fortalecimento da disseminação de informações sobre a biodiversidade, tanto para a Mata Atlântica como para as regiões Neotropicais por meio de *Data Papers* e artigos científicos. Orcid: 0000-0002-4312-202X.

Patricia Alves Ferreira: é doutora e mestre em Ecologia pela Universidade Federal da Bahia e bacharel em Ciências Biológicas. Desenvolveu tese sobre os efeitos da perda de habitat nas redes de interação planta-polinizador em paisagens de Floresta Atlântica na Bahia, Brasil. É colaboradora junto ao Laboratório de Biologia e Ecologia de Abelhas da UFBA. É pós-doutoranda junto ao Programa de Pós-Graduação em Entomologia do Departamento de Biologia da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, da Universidade de São Paulo. Coordena o Projeto Redes de interação planta-polinizador em paisagens heterogêneas de Mata Atlântica, financiado pelo CNPq. Orcid: 0000-0003-4677-5314.

Paulo A. V. Borges: professor da Faculdade de Ciências Agrárias e do Ambiente da Universidade dos Açores. Director e investigador do Grupo da Biodiversidade dos Açores – Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais da Universidade dos Açores (GBA-cE3c). Investigador responsável da infraestrutura de biodiversidade on-line mais antiga de Portugal, o AZORESBIOPORTAL, desde 2006 (<http://azoresbioportal.uac.pt/>). Tem desenvolvido a sua atividade de investigação na área da macroecologia e conservação de artrópodes em sistemas insulares, com um foco particular nos mecanismos ecológicos que potenciam a conservação da biodiversidade em ilhas. Orcid: 0000-0002-8448-7623.

Pedro A. Salgueiro: estudante de doutoramento em Biologia, onde se tem dedicado à análise da conectividade da paisagem aplicada à persistência das

comunidades de aves em áreas florestais fragmentadas. Tem exercido o doutoramento na Unidade de Biologia da Conservação e no Laboratório de Ornitologia da Universidade de Évora. As áreas de desenvolvimento da investigação centram-se sobretudo na Biologia da Conservação, Ecologia da Paisagem e das Comunidades, e Restauro Ecológico. O interesse corrente baseia-se principalmente em determinar os padrões de distribuição de espécies e comunidades em paisagens modificadas ou vulneráveis a efeitos de degradação, perda de habitat ou fragmentação da paisagem. Orcid: 0000-0001-5055-2805.

Raoni Rajão: professor de Estudos Sociais da Ciência e Tecnologia no departamento de Engenharia de Produção da UFMG e membro do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção. Colabora noutros programas de pós-graduação na Australia National University e na Radboud Universiteit nos Países Baixos. Doutor e mestre em Organização, Trabalho e Tecnologia pela Universidade de Lancaster (Inglaterra) e graduado em Ciência da Computação pela Universidade de Milão-Bicocca (Itália). Dedicar-se ao estudo da relação entre tecnologia, ciência e políticas públicas, com ênfase na avaliação de políticas de controle do desmatamento e de pagamento por serviços ambientais. Orcid: 0000-0002-1133-4837.

Regina Santos: aluna de doutoramento de Ciências Químicas e Biológicas da Utad. Licenciada em Ecologia Aplicada e mestre em Sistemas de Informação Geográfica. Membro do Centro de Investigação e Tecnologias Agroambientais e Biológicas com 14 publicações científicas, em revistas internacionais indexadas, com destaque na modelação das alterações do uso e ocupação do solo, das alterações climáticas e dos fogos florestais na biodiversidade, no regime hidrológico e na qualidade da água. Participou em projetos de monitorização dos descritores fauna e flora em estudos de impacte ambiental e em projetos de conservação de espécies. Orcid: 0000-0001-8454-5400.

Reinaldo Lucas Cajaiba: é doutor em Ciências Ambientais com linha de pesquisa em Ecologia. É professor efetivo de Biologia do Instituto Federal do Maranhão, onde coordena o Laboratório de Ecologia e Conservação. Também é professor permanente no Programa de Pós-Graduação em Agroecologia da Uema (Universidade Estadual do Maranhão). É pesquisador colaborador do Laboratório de Ecologia Aplicada, da Universidade de Trás-os-Montes e Alto

Douro, Portugal. Tem experiência na área de Ecologia, com ênfase em Entomologia, atuando principalmente nos seguintes temas: Ecologia de insetos com ênfase em coleópteros como bioindicadores da qualidade ambiental em diferentes usos do solo. Orcid: 0000-0003-0176-9201.

Ricardo Aleixo Correia: doutor em Ciências Ambientais pela Universidade de East Anglia (Reino Unido) e pela Universidade de Lisboa (Portugal).

É atualmente investigador de pós-doutoramento no Helsinki Lab of Interdisciplinary Conservation Science (Helics), Departamento de Geociências e Geografia da Universidade de Helsínquia (Finlândia). A sua investigação se foca no estudo das relações entre o Homem e a Natureza utilizando novas tecnologias e dados digitais para objetivos de sustentabilidade e conservação da biodiversidade. Orcid: 0000-0001-7359-9091.

Richard James Ladle: é um cientista interdisciplinar da conservação. Possui doutorado em Ecologia na University of Oxford (1993) e graduação em Zoologia pela Newcastle University (1990). Trabalha com conservação, biogeografia, teoria evolutiva, ecologia, compreensão pública da ciência ambiental, *cultoronmics* e desenvolvimento e turismo sustentável. Atualmente é professor titular na Universidade Federal de Alagoas. Orcid: 0000-0003-3200-3946.

Rita Coelho Bastos: licenciada em Biologia e mestre em Ecologia Aplicada, é investigadora no Laboratório de Ecologia Aplicada, Centro de Investigação e Tecnologias Agroambientais e Biológicas da Uta, onde desenvolve trabalhos no âmbito da monitorização ecológica, avaliação de impacte ambiental e conservação da biodiversidade. Os principais domínios de investigação são a modelação ecológica direcionada à dinâmica de populações e sistemas ameaçados, com aplicação à gestão e conservação de ecossistemas e recursos faunísticos em contextos de perturbações por infraestruturas antropogénicas, alteração dos usos do solo, e/ou alterações climáticas. Orcid: 0000-0003-3483-6781.

Rodrigo Affonso de Albuquerque Nóbrega: é Doutor e mestre em Engenharia de Transportes, graduado em Engenharia Cartográfica e professor pesquisador pelo Departamento de Cartografia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Coordena o Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da UFMG e é docente do Programa de

Pós-Graduação em Geotecnia e Transportes pela mesma instituição. Atua em pesquisas na interface entre meio ambiente e transportes, sendo idealizador e coordenador do laboratório Transportation Research & Environmental Modeling (TREM/UFMG). Orcid: [0000-0001-7058-5903](https://orcid.org/0000-0001-7058-5903).

Rozely Ferreira dos Santos: possui pós-doutorado pela Faculdade de Engenharia Civil da Unicamp, doutorado em Ciências Biológicas pela Universidade de São Paulo, graduação em Ciências Biológicas pela Universidade de São Paulo e livre-docência em Recursos Hídricos, Energéticos e Ambientais, na área de Planejamento Ambiental. Foi professora plena junto à Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp. Atualmente é professora colaboradora (especialista aposentada, professora plena) pelo Programa de Pós-graduação em Ecologia do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Tem experiência na área de Ecologia, com ênfase em Planejamento Ambiental, Ecologia da Paisagem e Serviços Ecossistêmicos. Orcid: 0000-0002-1171-6659.

Rui Fazenda Lourenço: doutor em Biologia e mestre em Biologia da Conservação pela Universidade de Évora, e licenciado em Biologia Aplicada aos Recursos Animais Terrestres pela FCUL. É investigador no Instituto Mediterrânico para a Agricultura, Ambiente e Desenvolvimento (MED) da Universidade de Évora. Os seus estudos estão focados nas relações entre os predadores de topo, como a competição e predação, mas também nas relações entre os predadores de topo e as atividades humanas, nomeadamente nos efeitos das práticas agrícolas, estrutura da paisagem, infraestruturas (ex. estradas) e contaminação ambiental. Orcid: 0000-0001-7694-0478.

Samantha Jane Hughes: doutorada em Ciências Naturais. É investigadora na ecologia dos sistemas ribeirinhas. Possui uma carreira longa na monitorização e restauro dos ecossistemas aquáticos, trabalhando em sistemas insulares e continentais. Depois de uma carreira no meio académico optou para trabalhar numa associação ambiental no Reino Unido, no restauro dos rios e na recuperação das bacias hidrográficas. Orcid: 0000-0001-6340-2646.

Sara Maria Santos: doutorada em Ecologia pela Universidade de Lisboa. É investigadora da Universidade de Évora, realizando suas pesquisas na área de ecologia de estradas há 10 anos. Tem abordado questões relativas aos métodos de amostragem em ecologia de estradas, e ao efeito destas no efeito barreira e

nos movimentos animais (sobretudo mamíferos e aves).

É membro do Instituto Mediterrâneo para a Agricultura, Ambiente e Desenvolvimento (MED) na mesma universidade. Orcid: 0000-0003-4931-1080.

Sílvia Faria: licenciada em Engenharia de Ordenamento dos Recursos Naturais pelo Instituto Politécnico de Castelo Branco, tem 18 anos de experiência profissional tendo desenvolvido a sua atividade profissional em diferentes domínios da caracterização, planeamento e gestão dos espaços rurais. Foi gestora de Núcleo no Instituto Nacional de Estatística no âmbito do Recenseamento Agrícola 2009 e, entre 2012 e 2018, participou em vários projectos desenvolvidos no Departamento de Paisagem, Ambiente e Ordenamento da Universidade de Évora, salientando-se o projeto de investigação ECOMED – Specialisation process for the soil and water bioengineering sector in the Mediterranean environment financiado pelo Programa ERASMUS+. Orcid: 0000-0002-6906-1579.

Simone Rodrigues Freitas: doutora em Geografia pela UFRJ, mestre em Zoologia pela UFRJ (Museu Nacional) e graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ, Brasil). É professora associada da Universidade Federal do ABC (UFABC), no Campus Santo André (São Paulo, Brasil), desenvolvendo projetos na linha de Ecologia de Estradas, Ecologia de Paisagens, Ecologia Urbana e Biologia da Conservação. Orcid: 0000-0002-5864-4816.

Susana Marreiros: mestre em Ecologia e Gestão Ambiental pela Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa e licenciada em Engenharia Biofísica pela Universidade de Évora. É investigadora, desde 2015, no grupo Climate Change Impacts, Adaptation and Modelling (CCIAM), pertencendo ao centro de investigação Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Tem focado o seu trabalho na adaptação às alterações climáticas a nível local, bem como na integração entre adaptação e gestão de risco de desastre. Orcid: 0000-0002-7300-493X.

Úrsula Ruchkys: doutora em Geologia pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) e mestre em Geografia pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (PUC-MG). Professora do Departamento de Cartografia da UFMG e dos Programas de Pós-Graduação em Geografia e em Análise e

Modelagem de Sistemas Ambientais da UFMG. Bolsista de produtividade em pesquisa do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Atua em ensino e pesquisa nas seguintes áreas: Geodiversidade; Geopatrimônio; Geoconservação; Modelagem Ambiental e Geoprocessamento. Orcid: 0000-0002-4708-2897.

¹O plano Emerald Necklace (“Colar de Esmeraldas”) apresentava 10 km de extensão e era formado por parques (existentes e propostos) interligados por vias largas densamente arborizadas e incluía áreas do sistema húmido (rio e canais).

²O conceito corresponde à delimitação de áreas, constituindo-se como uma área barreira à expansão da cidade, que apresenta características naturais e/ou rurais. Nestas áreas planeadas, envolvidas à grande cidade, respondem-se às funções recreativas e agrícolas.

³Este conceito foi formulado por Cannon (1929), na segunda década do século XX dentro do domínio disciplinar da biologia. Corresponde-lhe ideia de um estado de equilíbrio dinâmico, controlado por mecanismos de regulação inter-relacionados.

⁴Na antiga Lei de Bases do Ambiente portuguesa (alterada pela Lei n.º 13/2002, de 19 de fevereiro, e posteriormente revogada pela Lei n.º 19/2014, de 14 de abril), o conceito de *continuum naturale* é identificado como “o sistema de ocorrências naturais que constituem o suporte de vida silvestre e da manutenção do potencial genético e que contribui para o equilíbrio e estabilidade do território” (Lei n.º 11/87 de 7 de abril, art.º 5, 2-c).

⁵Entre um território interior e um litoral e entre um território mais a norte com características e influências mais atlânticas e mais a sul mediterrânicas.

⁶Onde dominam as árvores e os arbustos e as espécies de folha persistente e com adaptações à secura.

⁷Que pode ser exemplificada, com grande expressão no aumento do encabeçamento na perda do montado ou sua fragmentação (ALMEIDA *et al.*, 2016; GODINHO *et al.*, 2016) ou no aumento dos pomares intensivos e de culturas de regadio por exemplo na região do Alentejo, decorrente das novas áreas regadas pela Barragem do Alqueva.

⁸Como já largamente estudado, essas situações são basicamente consequência do fenómeno de passagem de uma sociedade agrária para uma sociedade industrial e urbana, assente num modelo de desenvolvimento económico.

⁹No início da década de 60 do século passado, foi elaborado na DGSU o relatório “Defesa da Paisagem”, por Faco Vianna Barreto, juntamente com os arquitetos Manuel Lajinha e Reis Pires, com o objetivo de “*estudar as normas adequadas à protecção do nosso país dos seus valores paisagísticos, com o objetivo de se promover a publicação de legislação especial que efetivamente garanta a sua defesa*” (BARRETO *et al.*, 1962, p. 14).

¹⁰A paisagem é regulada pela noção de sistema, a que corresponde um espaço que é contínuo, onde se estabelecem múltiplas continuidades – de natureza biológica, física, cultural e estética.

¹¹Os únicos de carácter facultativo.

¹²Resolução do Conselho de Ministros n.º 53/2010, de 2 de agosto.

¹³Cf. <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/plano-safra>.

¹⁴Para mais informações, acesse: www.csr.ufmg.br.

¹⁵Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia, Projeto de Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite – PMDBBS (IBAMA; MMA, 2012), TerraClass (INPE, 2014) e SOS Mata Atlântica (SOS, 2014)

¹⁶De acordo com os distritos censitários do IBGE.

¹⁷Baseada nas estimativas municipais de área plantada do IBGE (2012) e de área de floresta plantada por estado (ABRAF, 2012).

¹⁸Mapeamentos do Prodes, SOS Mata Atlântica e PMDBBS – Projeto de Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite.

¹⁹Cf. https://www.socioambiental.org/sites/blog.socioambiental.org/files/nsa/arquivos/artigo-codigo-florestal_britaldo_soares_sae_2013pdf.pdf. Acesso em: 1 set. 2020.

²⁰Cf. http://csr.ufmg.br/cra/Rajao_Soares_15_CRA%20no%20Brasil_hires.pdf. Acesso em: 1 set. 2020.

²¹Cf. <http://csr.ufmg.br/pecuaria/>. Acesso em: 28 abr. 2020.

²²Cf. <https://csr.ufmg.br/brasilpec/>. Acesso em: 28 abr. 2020.

²³

https://www.mctic.gov.br/mctic/opencms/ciencia/SEPED/clima/opcoes_mitigacao/Opcoes_de_Mitigacao_de_Emissoes_de_Gases_de_Efeito_Estufa_GEE_em_SetoresChave_do_Brasil.html. Acesso em: 28 abr. 2020. Cf.

²⁴Cf. <https://csr.ufmg.br/amazones/>. Acesso em: 28 abr. 2020.

²⁵Foram consideradas espécies espontâneas, as espécies não comestíveis e nativas na Alemanha. Este grupo de espécies é semelhante ao grupo de espécies conhecidas como «daninhas», de acordo com o regulamento das hortas urbanas de Leipzig.

²⁶O polígono considerado como vale do Pati incluiu: o polígono da zona de ocupação temporária delimitada pelo zoneamento do parque, os polígonos das trilhas localizadas dentro do vale delimitadas como zonas de uso extensivo e a área da cachoeira do Calixto, que embora seja delimitada como zona primitiva, constitui um atrativo turístico importante dentro do vale.

²⁷Berma é um termo usado em Portugal para nomear a vegetação das margens da rodovia.

²⁸O Programa Ciência Viva, criado em 1996, tem como um dos seus principais objetivos o apoio ao ensino experimental das ciências e à promoção da educação científica nas escolas. Na primeira fase do projeto “À volta do pátio da minha escola em 8 passos” participaram também neste projeto os professores Maria Vitória Albuquerque (na elaboração das fichas de trabalho) e Miguel Inez Soares (na construção da página eletrónica <http://www.patiodaminhaescola.com/>).

²⁹Escola localizada no município de Oeiras da Área Metropolitana de Lisboa.

³⁰Disponível em: <http://arvoresdeportugal.free.fr/IndexArboretum/index0arboretum.htm>. Acesso em: 10 dez. 2017.

³¹Aos alunos devem ser dadas instruções para não recolher amostras de plantas vivas.

³²Disponível em: <https://government.ae/en/about-the-uae/the-uae-government/government-of-future/happiness>. Acesso em: 22 fev. 2018.

³³Disponível em: <https://www.timeshighereducation.com/news/yale-students-flock-pursuit-happiness>. Acesso em 22: fev. 2018.

³⁴Disponível em: <http://www.petrarca.info/>. Acesso em: 12 out. 2017.

³⁵Disponível em: www.assterapeutica.com/. Acesso em: 12 out. 2017.

³⁶Disponível em: www.unl.pt. Acesso em: 12 out. 2017.

³⁷Disponível em: <http://www.landscape-ecology.org/working-groups/landscape-ecology-in-schools.html>. Acesso em: 22 fev. 2018.

³⁸Disponível em: <http://www.iale-europe.eu/iale2017/landscape-education-and-awareness-raising-in-the-21st-century>. Acesso em: 22 fev. 2018.

³⁹Disponível em: www.apep.pt. Acesso em: 22 fev. 2018.