# BIODIVERSIDADE 2030

## NOVA AGENDA PARA A CONSERVAÇÃO EM CONTEXTO DE ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS

COORDENAÇÃO **MIGUEL BASTOS ARAÚJO**



***DISCLAIMER***
As opiniões expressas são da responsabilidade dos autores e não vinculam a Universidade de Évora, nem o Fundo Ambiental ou o Ministério do Ambiente e da Ação Climática.

**ISBN:**
978-972-778-227-7 (suporte impresso)
978-972-778-228-4 (suporte eletrónico)

***COPYRIGHT***
© 2022. Este trabalho usa licença CC BY-NC-ND




**SUGESTÃO DE CITAÇÃO:**
Araújo, M.B. (Coordenação), Antunes, S., Gonçalves, E.J., Oliveira, R., Santos, S. & Sousa Pinto, I. 2022. *Biodiversidade 2030: Nova agenda para a conservação em contexto de alterações climáticas*. Universidade de Évora & Fundo Ambiental, Ministério do Ambiente e da Ação Climática, Lisboa.

**IMAGEM DE CAPA:**
Riqueza modelada das espécies selecionadas com indicação da janela geográfica (Atlântico Norte e Península Ibérica) utilizada para estudar o efeito das alterações climáticas no território português.

**REVISAO DE TEXTO:**
Carla Castelo

**DESIGN GRÁFICO**
For Yesterday Projects

# BIODIVERSIDADE 2030

NOVA AGENDA PARA A CONSERVAÇÃO
EM CONTEXTO DE ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS

FUNDO AMBIENTAL



## COORDENADOR



**Miguel Bastos Araújo**: Licenciado em Geografia e Planeamento Regional pela Universidade Nova de Lisboa (1994), realizou Mestrado em Conservação (1995) e Doutoramento em Geografia na *University College* de Londres (2000). Detém a Cátedra de Biodiversidade da Universidade de Évora e é investigador coordenador no *Museo Nacional de Ciencias Naturales* de Madrid (CSIC), onde foi vice-diretor, sendo ainda Editor-Chefe da revista científica internacional *Ecography*. Anteriormente, foi investigador no *Natural History Museum* de Londres, no *Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive* (CNRS), em Montpellier, na Universidade de Oxford e Professor Catedrático nas Universidades de Copenhaga e *Imperial College* de Londres. Participou na preparação de diversos documentos de aconselhamento científico no âmbito da política de ambiente, designadamente do IPCC, DIVERSITAS e Conselho da Europa. É membro do Conselho Nacional do Ambiente e do Desenvolvimento Sustentável e assessor científico do Programa da NATO para a Ciência, Paz e Segurança.

Dedica-se ao estudo da distribuição espácio-temporal dos organismos vivos e sua relação com o clima, tendo desenvolvido trabalho pioneiro no tratamento da incerteza em modelos biogeográficos. No domínio das aplicações, está particularmente interessado no desenho de instrumentos de decisão que permitam soluções otimizadas para a biodiversidade e sociedade. Nestes domínios publicou >250 artigos em revistas científicas internacionais, tendo, em 2021, sido identificado pela *Thomson Reuters* no topo da *hot list* dos investigadores climáticos mais influentes do mundo. Desde 2014, tem vindo a ser nomeado anualmente investigador *Highly Cited*. O seu trabalho recebeu diversos galardões internacionais, designadamente os prémios Ernst Haeckel, atribuído pela *European Ecological Federation* (2019), Rey Jaume I, entregue pelos Reis de Espanha (2016), Wolfson Research, pela *Royal Society* de Londres (2014), Ebbe Nielsen, pelo *Global Biodiversity Information Facility* (2013), e MacArthur and Wilson, pela *International Biogeography Society* (2013). Em Portugal recebeu o Prémio Pessoa (2018) e o Prémio Nacional de Ambiente Fernando Pereira (2020).

## COORDENADORES SECTORIAIS



**Sara Cristina Ferreira Marques Antunes (Águas interiores)**: Doutorada em Biologia, Mestrado em Ciências das Zonas Costeiras e Licenciatura em Biologia pela Universidade de Aveiro. Professora Auxiliar Convidada no Departamento de Biologia da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto e Investigadora Auxiliar do Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (CIIMAR). A principal área de investigação que tem desenvolvido nos últimos 20 anos foca-se em ecologia e ecotoxicologia aquática e monitorização de qualidade ambiental de ecossistemas aquáticos.



**Emanuel Gonçalves** (**Mar)**: Doutorado em Ecologia e Biossistemática e Licenciado em Biologia (ramo Biologia Marinha) pela Universidade de Lisboa. Investigador no MARE e professor associado no ISPA. É responsável científico e administrador na Fundação Oceano Azul. Trabalha em conservação marinha, em particular na criação, monitorização e implementação de áreas marinhas protegidas. Foi adjunto da Estrutura de Missão para os Assuntos do Mar que desenvolveu a Estratégia Nacional para o Mar (2006). É membro do Conselho Nacional do Ambiente e do Desenvolvimento Sustentável.



**Rosário Oliveira (Território)**: Doutorada em Artes e Técnicas da Paisagem pela Universidade de Évora, realizou Mestrado em Turismo, Ambiente e Identidades Locais pelo ISCTE, e a Licenciatura em Arquitetura Paisagista pela Universidade de Évora. É investigadora do Instituto de Ciências Sociais da Universidade de Lisboa, desde 2015, no Grupo de Investigação SHIFT - Ambiente, Território e Sociedade, e docente no Doutoramento em Ciências da Sustentabilidade da Universidade de Lisboa. A sua investigação procura responder aos desafios societais, como a emergência climática, o planeamento alimentar, a perda de biodiversidade, através de processos transformativos e soluções de base natural que integrem a ciência, as políticas públicas e a ação, com impacto positivo no bem-estar humano, economia, qualidade ambiental e paisagem.



**Sofia Santos (Financiamento)**: Doutorada em Gestão pela *Middlesex University* com tese sobre a contribuição dos bancos para o desenvolvimento sustentável, Mestrado em Economia pela Universidade de Londres, e Licenciatura em Economia pelo Instituto Superior de Economia e Gestão. É *Sustainability Champion in Chief* na Systemic, com 24 anos de experiência profissional. Trabalhou com empresas, municípios, bancos e outras instituições internacionais. Foi técnica especialista no Gabinete do Ministro do Ambiente. Atualmente, é docente na pós-graduação Gestão da Sustentabilidade (Instituto Superior de Economia e Gestão) e co-coordenadora do curso de Finanças Sustentáveis (IDEFE).



**Isabel Sousa Pinto (Regiões costeiras)**: Doutorada em Biologia Marinha pela Universidade da Califórnia, Santa Bárbara, e Licenciada em Biologia pela Universidade do Porto. Professora Associada do Departamento de Biologia da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto e Investigadora do Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (Ciimar). Co-coordenadora do *Marine Biodiversity Observation Network* do GEO BON e do *European Marine Research Network*, sendo da Direção do *European Ocean Observation System*. Foi representante de Portugal na IPBES estando, atualmente, na coordenação científica do *Multidisciplinary Expert Panel*. A sua investigação foca-se em algas e seus ecossistemas e, nos últimos 20 anos, tem trabalhado na interface entre ciência e política da biodiversidade.

## CONTRIBUTOS



**David Abecasis**, licenciado em Biologia Aplicada aos Recursos Animais variante Animais Marinhos (Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa), mestre em Estudos Marinhos e Costeiros (Universidade do Algarve), doutorado em Ciências do Mar, especialidade em Ecologia Marinha (Universidade do Algarve); atualmente investigador Centro de Ciências do Mar (CCMAR) da Universidade do Algarve.



**Diogo Alagador**, licenciado em Biologia Aplicada aos Recursos Animais (Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa), mestre em Matemática Aplicada às Ciências Biológicas (Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa), doutorado em Biologia de Conservação e Alterações Climáticas (Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa e *Museo Nacional de Ciencias Naturales* de Madrid); atualmente investigador na Cátedra de Biodiversidade da Universidade de Évora.



**Jorge Assis**, licenciado em Biologia Marinha e Pescas e doutorado em Processos e ecossistemas marinhos na Universidade do Algarve; atualmente é investigador pós-doutorado no Centro de Ciências do Mar, Universidade do Algarve.



**Joana Boavida-Portugal**, licenciada em Biologia Ambiental (variante Recursos Marinhos) e mestre em Pescas e Aquacultura (Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa); doutorada em Biologia (Universidade de Évora); atualmente é investigadora pós doutorada no MARE (Universidade de Évora).



**Silvia Chemello**, licenciada em Biologia marinha (Universidade de Palermo, Itália), mestre em Biologia marinha (Universidade de Pisa, Itália), doutorada em Ciências da Terra e do Mar (Universidade de Palermo, Itália); atualmente é investigadora no CIIMAR.



**Francisco Leitão**, licenciado em Biologia Marinha e Pesca (Universidade do Algarve), mestre em Ecologia (Universidade Coimbra), doutorado em Ciências e Tecnologias das Pescas, Dinâmica de Populações (Universidade do Algarve); atualmente investigador do Centro de Ciências do Mar, Universidade do Algarve.



**Inês Garcia Martins**, licenciada em Biologia (Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa), mestre em Ecologia e Gestão Ambiental (Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa); atualmente é *Accomplished Sustainability Athlete* na *Systemic*.



**Telmo Morato**, licenciado em Biologia Marinha e Pescas pela Universidade do Algarve, mestre em Ecologia dos Organismos Aquáticos pela Universidade de Coimbra e doutorado em Gestão dos Recursos Naturais pela Universidade de *British Columbia*, Canadá; atualmente é investigador principal do centro OKEANOS, Universidade dos Açores.



**João Morais Mourato**, licenciado em Arquitetura/Gestão Urbanística (Faculdade de Arquitetura da Universidade Técnica de Lisboa ), doutorado em Ordenamento do Território *(Bartlett School of Planning* da *University College* de Londres); atualmente é investigador auxiliar no Instituto de Ciências Sociais - Universidade de Lisboa.



**Babak Naimi**, licenciado em Recursos Naturais – Gestão de Territórios Naturais e Bacias Hidrográficas (Universidade de Recursos Naturais de Gorgen, Irão), mestre em Deteção Remota e Sistemas de Informação Geográfica (Universidade de Tarbiat Modarres, Irão), doutorado em Ciência da Geo-informação e Observação da Terra (Universidade TV de Twente, Países Baixos); atualmente investigador na Cátedra de Biodiversidade da Universidade de Évora.



**Dora Neto**, licenciada em Engenharia Zootécnica (Universidade dos Açores) e Psicologia (Universidade de Évora), mestre em Gestão e Conservação da Natureza (Universidade dos Açores), especialista em Sistemas de Informação Geográfica (Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa); atualmente é investigadora técnica na Cátedra de Biodiversidade da Universidade de Évora.



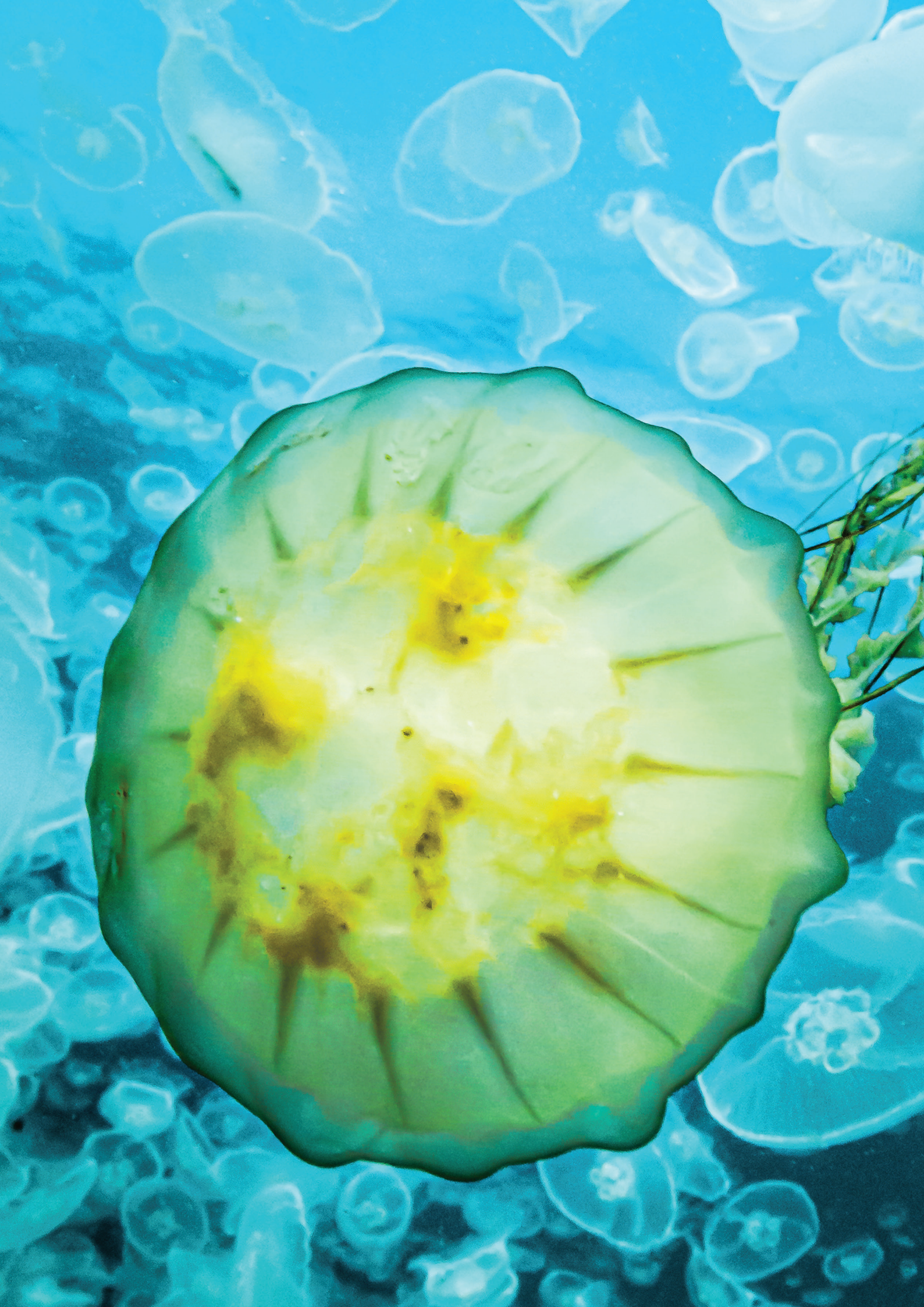
**Sandra Nogueira**, licenciada em Biologia (Faculdade de Ciências da Universidade do Porto), mestre em Ecologia e Ambiente (Faculdade de Ciências da Universidade do Porto); atualmente é colaboradora no CIIMAR.



**Alejandro Rozenfeld**, licenciado e doutorado em Física (*Universidad Nacional*, La Plata, Argentina), especialização em Redes Complexas (*Bar Illan University*, Israel); atualmente é investigador associado do CONICET, professor associado da *Universidad del Centro*, e investigador convidado na Cátedra de Biodiversidade da Universidade de Évora.



**Sofia Fialho Sabino**, licenciada em Biologia (Universidade de Évora), aluna finalista de mestrado em Biologia Aplicada (Universidade de Aveiro).



# ÍNDICE


Abreviações e acrónimos 27
Agradecimentos 31
Prefácio 33
Sumário executivo 39
Biodiversidade no horizonte 2030 43
Reforçar a coerência das áreas protegidas 43
Reforma 1 - Criação da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade, ajudando a concretizar o objetivo de conservação de 30% do território 48
Reforma 2 - Reforço do nível de proteção das áreas classificadas com vista a uma cobertura total de 10% 51
Gerir com eficácia a biodiversidade protegida 51
Reforma 3 - Definição de planos de gestão ativa e adaptativa 53
Reforma 4 - Aprofundamento da cogestão das áreas classificadas 54
Restaurar populações e ecossistemas naturais degradados 57
Reforma 5 - Restauro dos ecossistemas de águas interiores 57
Reforma 6 - Restauro dos ecossistemas marinhos 59
Financiamento para a biodiversidade 60
Reforma 7 - Implementação do princípio do utilizador-pagador nas áreas protegidas portuguesas 62
Reforma 8 - Criação de mercados de créditos de biodiversidade 63
Reforma 9 - Introdução de mecanismos de fiscalidade verde 65
Síntese de ideias-chave 66
Síntese dos capítulos 68
1. Contexto global, europeu e nacional 68
2. Alterações Climáticas e Biodiversidade 70
3. Rede de Áreas de Conservação no Horizonte 2030 71
4. Ordenamento, gestão e governança das áreas classificadas 76
5. Financiamento da Biodiversidade 79

1. Contexto global, europeu e nacional 83
1.1. Porquê preservar a biodiversidade? 84
1.2. O desafio global 85
1.2.1. Gestão de fracassos 87
1.2.2. A COP 15 90
1.3. O desafio europeu 92
1.3.1. Reforço da coerência do sistema de áreas protegidas 94
1.3.2. Restauro de ecossistemas 94
1.3.3. Promover mudanças transformadoras 99
1.3.3.1. Novo sistema de governança para a biodiversidade 100
1.3.3.2. Aprofundamento e implementação da legislação ambiental 100
1.3.3.3. Envolvimento da sociedade na implementação das metas 100
1.4. O desafio nacional 101
1.4.1. Dinâmicas territoriais 109
1.4.2. Ordenamento, gestão e governança das áreas classificadas 114

## 2. Alterações climáticas e biodiversidade 121

### 2.1. Contexto 122
### 2.2. Efeito das alterações climáticas na biodiversidade 123
### 2.3. Efeito da biodiversidade nas alterações climáticas 131

## 3. Rede de áreas de conservação para 2030 141

### 3.1. Contexto 142
### 3.2. Território continental 146
3.2.1. Desafios climáticos para a expansão das áreas classificadas 149
3.2.2. Desafios associados às dinâmicas de ocupação do solo 172
3.2.2.1. Uso e ocupação em Portugal Continental entre 1980 e 2010 173
3.2.2.2. Uso e ocupação do solo no SNAC entre 1995 e 2018 174
3.2.2.3. Hotspots de transformação da ocupação do solo no SNAC 179
### 3.3. Águas interiores e costeiras 183
3.3.1. Estado ecológico dos ecossistemas aquáticos 184
3.3.1.1. Qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos 185
3.3.1.2. Biodiversidade nos ecossistemas aquáticos 192
3.3.2. Restauro de ecossistemas aquáticos 201
### 3.4. Mar 204
3.4.1. Mar Profundo 206
3.4.2. Desafios climáticos para a expansão das áreas classificadas 211
3.4.2.1. Modelação do nicho ecológico de espécies pelágicas e bentónicas 211
3.4.2.2. Prioridades de conservação da biodiversidade marinha 216
3.4.2.2.1. Prioridades na Zona Económica Exclusiva 218
3.4.2.2.2. Prioridades nas 12 milhas da linha de costa 220
3.4.3. Gestão do mar e mitigação das alterações climáticas 223
3.4.3.1. Carbono azul de habitats costeiros 223
3.4.3.1.1. Pradarias de ervas marinhas 223
3.4.3.1.2. Sapais 225
3.4.3.1.3. Florestas de algas marinhas 226
3.4.3.2. Sequestro de carbono pelos ecossistemas costeiros 228
3.4.3.3. Carbono azul no oceano aberto 232
3.4.3.4. Carbono azul no fundo do mar 233
3.4.3.5. Efeito da pesca no sequestro de carbono 234
3.4.4. Restauro de ecossistemas de carbono azul 235
3.4.4.1. Pradarias de ervas marinhas 235
3.4.4.2. Sapais 236
3.4.4.3. Florestas de algas marinhas 237
3.4.5. Recursos pesqueiros 241
3.4.5.1. Biodiversidade e estado dos recursos pesqueiros 241
3.4.5.2. A pesca em Portugal 242
3.4.5.3. Desembarques da pesca – longo termo 244
3.4.5.4. Desembarques históricos da pesca e biodiversidade 249
3.4.5.5. Vulnerabilidade das espécies de pescado ao efeito do clima 253
3.4.5.6. Análise resumo das tendências 255

4. Ordenamento, gestão e governança das áreas classificadas 259

4.1. Contexto 260
4.2. Meio Terrestre 263
4.2.1. Avaliação das políticas públicas e de gestão 265
4.3. Meio aquático 267
4.3.1. Avaliação das políticas públicas e de gestão 267
4.4. Propostas de ordenamento, gestão e governança 271
4.4.1. Ordenamento do território 273
4.4.2. Gestão da biodiversidade 278
4.4.3. Governança das áreas classificadas 282

5. Financiamento para a biodiversidade 291

5.1. Contexto 292
5.2. Corrigindo falhas de mercado 295
5.3. Aplicação do princípio do utilizador-pagador 297
5.3.1. Contexto 297
5.3.2. Benefícios e custos de gestão das áreas protegidas 303
5.3.3. Experiência internacional no âmbito do princípio do utilizador-pagador 304
5.3.4. Princípio do utilizador-pagador nas áreas protegidas portuguesas 307
5.3.5. Equidade e aplicação do princípio do utilizador-pagador 311
5.4. Aplicação do princípio do poluidor-pagador 314
5.4.1. Contexto 314
5.4.2. Mecanismos para aplicação punitiva - taxas e impostos 314
5.4.3. Mecanismos para aplicação de mercado - Regulação 317
5.4.4. Mecanismos para aplicação de mercado - mercados voluntários 320
5.4.4.1. Créditos de biodiversidade 321
5.4.4.2. Exemplos de mercados biodiversidade 322
5.4.4.2.1. Créditos de Biodiversidade em New South Wales, Austrália 323
5.4.4.2.2. Créditos de Biodiversidade no Reino Unido 323
5.4.4.2.3. Créditos de Biodiversidade em Portugal 325
5.5.1. Instrumentos de Financiamento Público 326
5.5.2. Mercados de Créditos de Biodiversidade 326
5.5.3. Instrumentos de Financiamento Privado 328

6. Referências bibliográficas 332

Figuras suplementares 335

ANEXOS 369

Anexo A. 385
Objetivos do caderno de encargos do estudo 385
Anexo B. 385
Proposta de roteiro para uma nova agenda de biodiversidade 2030 389
Anexo C. 389
Créditos 395

# ÍNDICE DE FIGURAS, CAIXAS, TABELAS E FIGURAS SUPLEMENTARES

## FIGURAS


**Figura de Sumário Executivo 1.** Resumo do contexto europeu e nacional que está na base do estudo, das componentes do caderno de encargos e dos problemas a que pretende responder e as principais propostas realizadas. 42

**Figura de Sumário Executivo 2.** Riqueza de vertebrados apresentando padrões climáticos de retenção e de confluência de deslocação, sobreposta à RNAP e Rede Natura 2000. 45

**Figura de Sumário Executivo 3.** Direção e magnitude dos fluxos de biodiversidade com origem no SNAC. 46

**Figura de Sumário Executivo 4.** Riqueza de espécies marinhas pelágicas e bentónicas, apresentando padrões climáticos de retenção e de confluência de deslocação. 47

**Figura de Sumário Executivo 5.** Enquadramento da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade no regime jurídico português. 50

**Figura de Sumário Executivo 6.** Componentes a considerar na proposta de marco regulatório no contexto da cogestão 2.0. 56

**Figura de Sumário Executivo 7.** Prioridades de restauro dos sistemas aquáticos de águas interiores localizados nas áreas do SNAC e refúgios climáticos. 59

**Figura de Sumário Executivo 8.** Sistema de Funcionamento do Mercado de Créditos de Biodiversidade: as Regras. 65

**Figura de Sumário Executivo 9.** Sistema de Funcionamento do Mercado de Créditos de Biodiversidade: ideias iniciais de fiscalidade verde. 66

**Figura 1.2.1. a.** Distribuição geográfica dos países classificados como egadiversos. 86

**Figura 1.2.1. b.** Marcos principais da CBD. 88

**Figura 1.2.1. c.** As áreas temáticas abrangidas pelas 20 metas de Aichi. 88

**Figura 1.2.2. a.** Cenários de perda de biodiversidade em função do portfólio de ações adotadas. 91

**Figura 1.3. a.** Principais áreas de política europeia cuja interação é fundamental para assegurar uma implementação efetiva da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030. 94

**Figura 1.3.1. a.** Distribuição dos espaços naturais protegidos terrestres da Europa Continental e de Portugal Continental. 96

**Figura 1.4. a.** Estatuto de conservação dos habitats dos Estados-membros da UE (2013-2018). 103

**Figura 1.4.1. a.** Trecho do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV) e área de aproveitamento hidroagrícola do Mira, estufas e Reserva Agrícola Nacional. 113

**Figura 1.4.2. a.** Distribuição do rácio de propriedade florestal privada e pública na Europa (38). 115

**Figura 2.2. a.** (a) Evolução temporal das concentrações de CO2 e do forçamento radiativo. 125

**Figura 2.2. b.** Contraste entre temperatura ambiente nas vertentes expostas a norte e sul. 129

**Figura 2.2. c.** Caraterização da orientação de vertentes em Portugal. 130

**Figura 2.3. a.** Ciclo do carbono com estimativas de reservas e fluxos de carbono entre subsistemas terrestres. 132

**Figura 2.3. b.** Quantidade de carbono acumulado nos ecossistemas terrestres. 136

**Figura 2.3. c.** Retenção de carbono à superfície do solo na Europa. 137

**Figura 3.2. a.** Distribuição atual das áreas do SNAC em Portugal Continental (RNAC, ZEC, ZPE, Zonas Ramsar, Reservas da Biosfera). 148

**Figura 3.2. b.** Relação entre tamanho das áreas naturais de conservação e intensidade da gestão humana. 149

**Figura 3.2.1. a.** Riqueza de espécies de vertebrados da Península Ibérica. 151

**Figura 3.2.1. b.** Velocidade das alterações climáticas na Península Ibérica. 152

**Figura 3.2.1. c.** Representação esquemática da distribuição de uma espécie numa única dimensão. 153

**Figura 3.2.1. d.** Riqueza de espécies de vertebrados (anfíbios, répteis, mamíferos e aves) apresentando padrões climáticos de retenção e de deslocação no decurso do Século XXI (RCP 6.0). 154

**Figura 3.2.1. e.** Impactes das alterações climáticas sobre as espécies analisadas sob os dois RCP. 155

**Figura 3.2.1. f.** Riqueza de espécies de vertebrados apresentando padrões climáticos de retenção e de deslocação, calculados para o decurso do Século XXI, sobreposta à RNAP; ZEC e ZPE (RCP 6.0). 156

**Figura 3.2.1. g.** Refúgios de retenção e cadeias de deslocação que coincidem com a RNAP, ZEC e ZPE (RCP 6.0). 159

**Figura 3.2.1. h.** Direção e magnitude dos fluxos de biodiversidade (cadeias de deslocação de vertebrados com origem no SNAC) como resposta às alterações climáticas (RCP 6.0). 160

**Figura 3.2.1. i.** Refúgios climáticos de retenção e de deslocação, não otimizados, em Portugal continental adicionais à RNAP, ZEC e ZPE (RCP 6.0). 161

**Figura 3.2.1. j.** Superfície de custo de conectividade climática numa resolução de 25 m. 162

**Figura 3.2.1. k.** Propostas alternativas de Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB): tendo como meta 100 km$^2$ de segurança climática por espécie no cenário RCP 6.0. 164

**Figura 3.2.1. l.** Propostas alternativas de Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB): tendo como meta 500 km$^2$ de segurança climática por espécie no cenário RCP 6.0. 165

**Figura 3.2.1. m.** Propostas alternativas de Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB): tendo como meta 1000 km$^2$ de segurança climática assegurada por espécie no cenário RCP 6.0. 166

**Figura 3.2.1. n.** Pormenor da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB), com base na meta 500 km$^2$ de segurança climática por espécie, cenário RCP 6.0, centrado no nordeste. 168

**Figura 3.2.1. o.** Pormenor da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB), com base na meta 500 km² de segurança climática por espécie, cenário RCP 6.0, centrado no oeste. 169

**Figura 3.2.1. p.** Pormenor da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB), com base na meta 500 km² de segurança climática por espécie, cenário RCP 6.0, centrado no alto Alentejo. 170

**Figura 3.2.1. q.** Pormenor da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB), com base na meta 500 km² de segurança climática por espécie, cenário RCP 6.0, centrado no sudeste Alentejano e sotavento Algarvio. 171

**Figura 3.2.2.2. a.** As megaclasses da COS 2018 no SNAC (RNAP, ZEC, ZPE). 175

**Figura 3.2.2.2. b.** Valores comparativos entre a COS 1995 e 2015 para as áreas do SNAC. 176

**Figura 3.2.2.2. c.** Ritmos de evolução das megaclasses em 1995, 2007, 2010 ... e 2015 no SNAC. 177

**Figura 3.2.2.2. d.** Ritmos de evolução das megaclasses no continente em 1995, 2007, 2010, 2015 e 2018. 178

**Figura 3.2.2.2. e.** Proporção de megaclasses de ocupação do solo no SNAC. 178

**Figura 3.2.2.3. a.** Localização dos hotspots de mudança de ocupação do solo entre 1995 e 2015 no SNAC (RNAP, ZEC e ZPE). 181

**Figura 3.3.1.1. a.** Classificação do estado global das massas de água de cada Região Hidrográfica no 1.º ciclo e no 2.º ciclo dos PGRH e tendências (%) observadas entre os resultados obtidos no 1º e 2.º ciclo de planeamento, para cada RH. 186

**Figura 3.3.1.1. b.** Mapas com a classificação do estado/potencial ecológico das massas de água interiores, de transição e costeiras no 1.º ciclo e no 2.º ciclo dos PGRH, por Região Hidrográfica. 188

**Figura 3.3.1.1. c.** Identificação da localização de infraestruturas hidráulicas transversais nas regiões hidrográficas, de acordo com os dados dos PGRH do 2º ciclo. 191

**Figura 3.3.1.2. a.** Mapas de distribuição da riqueza específica da flora ripícola por Região Hidrográfica. 193

**Figura 3.3.1.2. b.** Mapas de distribuição da riqueza específica da fauna piscícola por Região Hidrográfica. 194

**Figura 3.3.1.2. c.** Mapas de distribuição da riqueza específica da fauna piscícola de acordo com 3 categorias de ameaça do Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal por Região Hidrográfica. 195

**Figura 3.3.1.2. d.** Mapa de distribuição da riqueza específica de anfíbios e répteis (nativos/total) por Região Hidrográfica. 196

**Figura 3.3.1.2. e.** Mapa de distribuição da riqueza específica total da flora ripícola, sobreposta com os resultados do 2.º ciclo de avaliação do estado/potencial ecológico da água e áreas de conservação, por Região Hidrográfica. 197

**Figura 3.3.1.2. f.** Mapa de distribuição da riqueza específica total da ictiofauna, sobreposta com os resultados do 2.º ciclo de avaliação do estado/potencial ecológico da água e áreas de conservação, por Região Hidrográfica. 199

**Figura 3.3.1.2. g.** Mapa de distribuição da riqueza específica total de anfíbios e répteis, sobreposta com os resultados do 2.º ciclo de avaliação do estado/potencial ecológico da água e áreas de conservação, por Região Hidrográfica. 200

**Figura 3.3.1.3. a.** Prioridades de restauro dos sistemas aquáticos de águas interiores localizados nas áreas do SNAC e refúgios climáticos (RCP 6.0 e meta de 500 km2 de segurança climática para cada uma das espécies de vertebrados consideradas). 203

**Figura 3.4.1. a.** a) Mar profundo dos Açores, que inclui a Zona Económica Exclusiva adjacente ao território do arquipélago dos Açores, com a localização das estruturas geomorfológicas. b) ROV LUSO da EMEPC. c) Câmaras de arrastos do NIOZ. d) Sistema de reboque de baixo custo Azor Drift-Cam da Universidade dos Açores. e) Navio da República Portuguesa Gago Coutinho. f) Navio de Investigação Pelagia do NIOZ. g) Navio de Investigação Arquipélago do Governo dos Açores. h) Embarcação de pesca Gotimar de Arlindo Pereira. 207

**Figura 3.4.1.a 1.** Exemplos de comunidades bentónicas e de Campos hidrotermais do mar profundo dos Açores. 208

**Figura 3.4.1.a 2.** Agregação das soluções de priorização condicionados pelo custo da área e pelo custo da pesca. 210

**Figura 3.4.2.1. a.** Riqueza modelada de espécies marinhas bentónicas no mar continental português (dentro das 12 milhas da linha de costa). 212

**Figura 3.4.2.1. b.** Riqueza modelada de espécies marinhas pelágicas no Atlântico Norte. 213

**Figura 3.4.2.1. c.** Riqueza de espécies apresentando padrões climáticos de retenção e deslocação na zona bentónica nas 12 milhas da linha de costa, no decurso do Século XXI. 214

**Figura 3.4.2.1. d.** Riqueza de espécies apresentando padrões climáticos de retenção e deslocação na zona pelágica das 12 milhas da linha de costa e zona económica exclusiva no decurso do Século XXI. 215

**Figura 3.4.2.2.1. a.** Frequência de seleção de cada unidade de planeamento após 100 modelos estimados com recurso ao prioritizR. 218

**Figura 3.4.2.2.1. b.**Frequência de seleção de cada unidade de planeamento, assumindo o SNAC como parte obrigatória da solução. 219

**Figura 3.4.2.2.2. a.**Frequência de seleção de cada unidade de planeamento tendo em conta as zonas de refúgio para o cenário SSP585 e conectividade. 221

**Figura 3.4.2.2.2. b.** Solução ótima para área até às 12 milhas da costa, tendo em conta as zonas de refúgio para o cenário climático SSP585 e conectividade, considerando o SNAC como parte obrigatória da solução. 222

**Figura 3.4.3.2. a.** Etapas do fluxo de carbono desde a produção primária global de macroalgas (NPP) até ao sequestro de carbono. 232

**Figura 3.4.4.3. a.** Mapa de distribuição das principais pradarias de ervas marinhas e sapais de Portugal continental. 240

**Figura 3.4.5.3. a.** A) Desembarques totais da pesca entre 1938-2020 e respetiva variação do esforço de pesca; B) Tonelagem de Arqueação Bruta e Motorização (KW) da frota continental Portuguesa. 245

**Figura 3.4.5.3. b.** A) Desembarques da pesca; B) Reconstrução das capturas da pesca em toneladas por artes de pesca: arrasto, cerco e pesca polivalente-artesanal. 246

**Figura 3.4.5.3. c.** A) Desembarques da pesca; B) Reconstrução dos desembarques da pesca das principais espécies desembarcadas. 248

**Figura 3.4.5.4. a.** Correlação dos diferentes grupos funcionais com as diferentes tendências 1-3 dos desembarques. 250

**Figura 3.4.5.4. b.** Índices ecológicos mostrando as tendências evolutivas da diversidade marinha entre 1989 e 2020. 252

**Figura 3.4.5.4. c.** Índices ecológicos (Índice Trófico Marinho), mostrando as tendências evolutivas da biodiversidade marinha entre 1989 e 2020. 253

**Figura 3.4.5.5. a.** A) Vulnerabilidade Ecológica das principais espécies de interesse comercial da costa portuguesa e B) por grupos comerciais para os cenários RCP4.5 e RCP8.5. 254

**Figura 3.4.5.5. b.** Espécies com vulnerabilidade alta e muito alta aos efeitos do clima, para o período próximo de 2041-2059 considerando os cenários RCP4.5 e RCP8.5. 255

**TABELAS**

**Tabela de Sumário Executivo 1.** Análise comparada do modelo de cogestão em vigor e do modelo de cogestão 2.0 proposto. 55

**Tabela 3.2.1. a.** Riqueza de espécies de vertebrados em condições de refúgio de retenção e de deslocação na RNAP, ZEC, ZPE, combinação das três categorias (SNAC), e território não classificado. 157

**Tabela 3.2.2.2. a.** Matriz de transição entre megaclasses de ocupação do solo (%) no SNAC, entre 1995 e 2015, segundo a COS. 177

**Tabela 3.3.1.1. a.** Número de infraestruturas hidráulicas transversais por região hidrográfica, de acordo com os dados dos PGRH do 2º ciclo (2016-2021). 192

**Tabela 3.3.1.3. a.** Estado ecológico das massas de água em Portugal Continental, no SNAC e nos Refúgios Climáticos. 202

**Tabela 3.3.1.3. b.** Estado químico das massas de água em Portugal Continental, no SNAC e nos Refúgios Climáticos. 202

**Tabela 3.3.1.3. c.** Identificação da localização das infraestruturas hidráulicas obsoletas dentro das áreas SNAC e refúgios climáticos. 204

**Tabela 3.4.2.2.1. a.** Área total selecionada, em km2 e %, para cada um dos cenários simulados. 220

**Tabela 3.4.3.2. a.** Área total ocupada por sapais em Portugal e stock local de carbono por ano. 229

**Tabela 3.4.3.4. b.** Área total ocupada pelos prados de ervas marinhas em Portugal, com referência às espécies e à localização e stock local de carbono por ano. 230

**Tabela 3.4.4.3. a.** Proposta de ações de gestão de ecossistemas marinhos de interesse em Portugal de acordo com o tipo de ameaça local. 239

**Tabela 3.4.5.4. a.** Principais espécies que explicam as diferenças entre os grupos 1 (período 1989-2011) e 2 (período 2012-2020). 251

**Tabela 4.4.2. a.** Superfície ocupada pelas áreas protegidas portuguesas em função da sua tipologia, nível de proteção, e abrangência das áreas de intervenção específica. 279

**Tabela 4.4.3. a.** Análise comparada do modelo de cogestão em vigor e do modelo de cogestão 2.0 proposto. 286

**Figura 4.4.1. a.** Enquadramento da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade no regime jurídico português. 277

**Figura 4.4.2. a.** A gestão adaptativa em cinco fases. 281

**Figura 4.4.3. a.** Sistema de classificação do estatuto das áreas protegidas e dos sistemas de governança associados (UICN). 283

**Figura 4.4.3. b.** Componentes a considerar na proposta de marco regulatório no contexto da cogestão 2.0. 287

**Figura 5.1. a.** Subsídios perversos e fluxos globais destinados à conservação da biodiversidade. 293

**Figura 5.1. b.** Financiamento atual, financiamento necessário no âmbito das metas de biodiversidade 2030 e estimativas de fontes de financiamento possíveis. 294

**Figura 5.3.1. a.** Balanço entre capacidade de regeneração de um recurso e o impacte sobre o mesmo. 300

**Figura 5.3.3. a.** Custo médio do acesso a áreas protegidas por turistas internacionais desagregado por país. 306

**Figura 5.5.2. a.** Mercado de Créditos de Biodiversidade: agentes e fluxos. 328

**Figura 5.5.2. b.** Mecanismo de funcionamento do Mercado de Créditos de Biodiversidade. 330

**Figura 5.5.2. c.** As funções da Entidade Gestora do Mercado de Créditos. 331

**Figura 5.5.2. d.** Sistema de Funcionamento do Mercado de Créditos de Biodiversidade: a Plataforma Digital. 331

**Tabela 5.3.1. a.** Características dos bens produzidos nas áreas protegidas. 298

**Tabela 5.3.4. a.** Custos de acesso a estruturas de visitação em áreas integradas no SNAC da titularidade do ICNF ou sob sua gestão. 308

**Tabela 5.4.4. a.** Exemplos de projetos relacionados com Soluções Baseadas na Natureza que possibilitam a promoção da biodiversidade. 320

## CAIXAS

**Caixa 1.3.1. a.** Compromissos da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 no âmbito do reforço da coerência do sistema de áreas protegidas. 95

**Caixa 1.3.2. a.** Compromissos da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 no âmbito do restauro de ecossistemas. 98

**Caixa 2.1. a.** Resolução do Conselho Europeu sobre a COP 26 sobre necessidade de articulação entre política climática e de biodiversidade. 123

**Caixa 3.1. a.** Definição do nível de proteção total no âmbito da classificação de regimes de proteção na legislação nacional (DL n.º 142/2008). 144

**Caixa 3.1. b.** Definição de conservação estrita nas "notas sobre critérios e orientações para a designação de áreas protegidas" da Comissão Europeia. 144

**Caixa 3.1. c.** Complemento à definição de conservação estrita nas "notas sobre critérios e orientações para a designação de áreas protegidas" da CE. 145

**Caixa 3.2.1. a.** Metodologia para identificação e otimização de refúgios climáticos e estabelecimento de corredores climáticos entre eles. 157

**Caixa 3.4.1. a.** O caso de estudo do mar profundo dos Açores. 208

**Caixa 3.4.2.2. a.** Resumo da metodologia de seleção das Áreas Marinhas Protegidas. 217

**Caixa 4.1. a.** Recomendações para mitigar os principais problemas identificados no ordenamento e gestão do território. 262

**Caixa 4.3.1. a.** Síntese de políticas a implementar de modo a maximizar a qualidade ecológica e biodiversidade dos ecossistemas aquáticos interiores e costeiros. 269

**Caixa 4.3.1. b.** Recomendações para mitigar os problemas identificados no ordenamento e gestão da água e dos ecossistemas aquáticos. 270

**Caixa 5.3.1. a.** Frases selecionadas do conservacionista norte-americano, Aldo Leopold, sobre o valor intangível das áreas de wilderness. 299

**FIGURAS SUPLEMENTARES**

**Figura Suplementar 2.1. a.** Cenários de forçamento radiativo com base nas concentrações de CO2 equivalente medidos em partes por milhão (ppm) propostos pelo V Relatório do IPCC. 369

**Figura Suplementar 3.2.1. a.** Riqueza potencial modelada de espécies de vertebrados da Península Ibérica. 369

**Figura Suplementar 3.2.1. b.** Riqueza de espécies de vertebrados (anfíbios, répteis, mamíferos e aves) apresentando padrões climáticos de retenção e de deslocação no decurso do Século XXI (RCP 8.5). 370

**Figura Suplementar 3.2.1. c.** Riqueza de espécies de vertebrados apresentando padrões climáticos de retenção e de deslocação, calculados para o decurso do Século XXI, sobreposta à RNAP; ZEC e ZPE (RCP 8.5). 370

**Figura Suplementar 3.2.1. d.** Pegada humana (Human footprint) no território. 371

**Figura Suplementar 3.2.1. e.** Refúgios climáticos de retenção e cadeias de deslocação em Portugal continental (RCP 8.5). 372

**Figura Suplementar 3.2.1. f.** Refúgios climáticos de retenção e de deslocação, não otimizados, em Portugal continental adicionais à RNAP, ZEC e ZPE (RCP 8.5). 373

**Figura Suplementar 3.2.1. g.** Propostas alternativas de Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB): tendo como meta 100 km2 de segurança climática por espécie no cenário RCP 8.5. 374

**Figura Suplementar 3.2.1. h.** Propostas alternativas de Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB): tendo como meta 500 km2 de segurança climática por espécie no cenário RCP 8.5. 375

**Figura Suplementar 3.2.1. i.** Propostas alternativas de Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB): tendo como meta 1000 km2 de segurança climática por espécie no cenário RCP 8.5. 376

**Figura suplementar 3.3.1. a.** Identificação das Regiões Hidrográficas (RH) em Portugal Continental. 377

**Figura Suplementar 3.4.2.1. a.** Riqueza estimada de espécies marinhas bentónicas no mar continental português (dentro das 12 milhas da linha de costa). 378

**Figura Suplementar 3.4.2.1. b.** Riqueza estimada de espécies marinhas pelágicas no Atlântico Norte. 379

**Figura Suplementar 3.4.2.1. c.** Riqueza de espécies apresentando padrões climáticos de retenção e deslocação na zona bentónica nas 12 milhas da linha de costa no decurso do Século XXI (Cenário de forçamento radiativo SSP119). 380

**Figura Suplementar 3.4.2.1. d.** Riqueza de espécies apresentando padrões climáticos de retenção e deslocação na zona bentónica nas 12 milhas da linha de costa no decurso do Século XXI (Cenário de forçamento radiativo SSP460). 381

**Figura Suplementar 3.4.2.1. e.** Riqueza de espécies apresentando padrões climáticos de retenção e deslocação na zona pelágica das 12 milhas da linha de costa e zona económica exclusiva no decurso do Século XXI (Cenário de forçamento radiativo SSP119). 382

**Figura Suplementar 3.4.2.1. f.** Riqueza de espécies apresentando padrões climáticos de retenção e deslocação na zona pelágica nas 12 milhas da linha de costa e zona económica exclusiva no decurso do Século XXI (Cenário de forçamento radiativo SSP460). 383

# ABREVIAÇÕES E ACRÓNIMOS

| | |
|---|---|
| **AIA** | Avaliação de Impacte Ambiental |
| **AGRF** | Áreas Agrícolas e Agroflorestais |
| **AIGP** | Áreas Integradas de Gestão da Paisagem |
| **AOGCM** | *Atmosphere-Ocean General Climate Models* |
| **AMP** | Área Marinha Protegida |
| **APA** | Agência Portuguesa do Ambiente, I.P |
| **AR** | Assembleia da República |
| **CBD** | *Convention for Biological Diversity* |
| **CCMAR** | Centro de Ciências Marinhas da Universidade do Algarve |
| **CEE** | Comunidade Económica Europeia |
| **CH4** | Gás metano |
| **CHN** | Carbono, Hidrogénio, Azoto |
| **CMIP** | *Coupled Model Intercomparison Project* |
| **CNA** | Conselho Nacional da Água |
| **CNADS** | Conselho Nacional de Ambiente e Desenvolvimento Sustentável |
| **CNRS** | *Centre National pour la Recherche Scientifique* |
| **$CO_2$** | Dióxido de Carbono |
| **CONICET** | *Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas* |
| **COP** | *Conference of the Parties* |
| **$C_{org}$** | Carbono orgânico |
| **COS** | Classes de Ocupação do Solo |
| **CSIC** | *Consejo Superior de Investigaciones Científicas* |
| **DA** | Diretiva Aves |
| **DDT** | Diclorodifeniltricloroetano |
| **DGRM** | Direção-Geral de Recursos Marinhos |
| **DGT** | Direção-Geral do Território |
| **DH** | Domínio Hídrico |
| **DQA** | Diretiva Quadro da Água |
| **DPH** | Domínio Público Hídrico |
| **DPLF** | Domínio Público Lacustre e Fluvial |
| **DPM** | Domínio Público Marítimo |
| **DPP** | Duração do Propágulo Planctónico |
| **EACB** | Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade |
| **EEA** | *European Environmental Agency* |
| **EEM** | Estrutura Ecológica Municipal |
| **EIA** | Estudos de Impacte Ambiental |
| **EMODnet** | *European Marine Observation and Data Network* |
| **EN** | Estrada Nacional |
| **ENAAC** | Estratégia Nacional de Adaptação às Alterações Climáticas |
| **ENCNB** | Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e da Biodiversidade |

| | |
|---|---|
| **ERPVA** | Estrutura Regional de Proteção e Valorização Ambiental |
| **EUA** | Estados Unidos da América |
| **EXPO'98** | Exposição Mundial de 1998 |
| **FSC** | *Forest Stewardship Council* |
| **GBIF** | *Global Biodiversity Information Facility* |
| **GEE** | Gases com Efeito de Estufa |
| **GenBank** | *Genetic Sequence Database* |
| **GBO** | *Global Biodiversity Outlook* |
| **GMAAC** | Gabinete do Ministro do Ambiente e da Ação Climática |
| **GMM** | Gabinete do Ministro do Mar |
| **GSECNFOT** | Gabinete do Secretário de Estado da Conservação da Natureza, das Florestas e do Ordenamento do Território |
| **GSEAMB** | Gabinete da Secretária de Estado do Ambiente |
| **GtC** | Gigatonelada de Carbono |
| **$H_2O_2$** | Peróxido de Hidrogénio |
| **HYCOM** | *Hybrid Coordinate Ocean Model* |
| **ICN** | Instituto da Conservação da Natureza |
| **ICNB** | Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade |
| **ICNF** | Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, I.P |
| **IEP** | Índice de Equilíbrio da Pesca |
| **IFREMER** | *L'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer* |
| **INE** | Instituto Nacional de Estatística |
| **IPCC** | *Intergovernmental Panel on Climate Change* |
| **IPBES** | *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* |
| **IPIMAR** | Instituto Nacional das Pescas |
| **IPMA** | Instituto Português do Mar e da Atmosfera |
| **IRC** | Imposto sobre o Rendimento de Pessoas Coletivas |
| **IRS** | Imposto sobre o Rendimento de Pessoas Singulares |
| **ISPA** | Instituto Superior de Psicologia Aplicada; agora Instituto Universitário de Ciências Psicológicas, Sociais e da Vida |
| **ITM** | Índice Trófico Marinho |
| **IUCN** | *International Union for Conservation of Nature* |
| **IVA** | Imposto Sobre o Valor Acrescentado |
| **JRC** | *Joint Research Centre* |
| **LA** | Lei da Água |
| **LANDYN** | *Changes of Land Use and Occupation in Mainland Portugal* |
| **LBOGEM** | Lei de Bases da Política de Ordenamento e de Gestão do Espaço Marítimo |
| **LOI** | *Loss on Ignition* |
| **MA** | Massa de Água |
| **MARE** | Centro de Ciências do Mar e do Ambiente |
| **Mg** | Miligrama |
| **Mmol** | Milimol = a milésima parte de um mol |
| **MPA** | *Marine Protected Area* |
| **NOOA** | *National Oceanic Atmospheric Administration* |

| | |
|---|---|
| **NUTS** | *Nomenclature of Territorial Units for Statistics* |
| **OECM** | *Other Effective Area-Based Conservation Measures* |
| **OCDE** | Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico |
| **OIGP** | Operação Integrada de Gestão da Paisagem |
| **ONG** | Organizações Não Governamentais |
| **ONGA** | Organizações Não Governamentais de Ambiente |
| **P3AC** | Programa de Ação de Adaptação às Alterações Climáticas |
| **PAC** | Política Agrícola Comum |
| **PE** | Programas Especiais |
| **PCP** | Política Comum de Pescas |
| **PDM** | Plano Diretor Municipal |
| **PEFC** | *Programme for the Endorsement of Forest Certification* |
| **PEOT** | Programas Especiais de Ordenamento do Território |
| **PEPAC** | Plano Estratégico da PAC |
| **PGRH** | Planos de Gestão de Região Hidrográfica |
| **PIB** | Produto Interno Bruto |
| **POAP** | Plano de Ordenamento das Áreas Protegidas |
| **POC** | Programa da Orla Costeira |
| **POOC** | Plano de Ordenamento da Orla Costeira |
| **PME** | Pequenas e Médias Empresas |
| **PMOT** | Planos Municipais de Ordenamento do Território |
| **PNEC** | Plano Nacional Energia e Clima |
| **PNPOT** | Programa Nacional da Política do Ordenamento do Território |
| **PNSACV** | Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina |
| **PNUA** | Programa das Nações Unidas para o Ambiente |
| **PRGP** | Programa de Reordenamento e Gestão da Paisagem |
| **PTP** | Programa de Transformação da Paisagem |
| **RAN** | Reserva Agrícola Nacional |
| **RCP** | *Representative Concentration Pathways* |
| **REN** | Reserva Ecológica Nacional |
| **RFCN** | Rede Fundamental de Conservação da Natureza |
| **RH** | Região Hidrográfica |
| **RJCNB** | Regime Jurídico da Conservação da Natureza e da Biodiversidade |
| **RJIGT** | Regime Jurídico dos Instrumentos de Gestão Territorial |
| **RJRP** | Regime Jurídico da Reconversão da Paisagem |
| **RNAP** | Rede Nacional de Áreas Protegidas |
| **RNAMP** | Rede Nacional de Áreas Marinhas Protegidas |
| **RNC** | Roteiro para a Neutralidade Carbónica |
| **ROV** | *Remotely Operated underwater Vehicle* |
| **SAB** | *Seaweed Aquaculture Beds* |
| **SCUT** | Sem Cobrança aos UTilizadores (portagem) |
| **SECIL** | Companhia Geral de Cal e Cimento, S.A |
| **SEAHMA** | *Seafloor and Sub-seafloor Hydrothermal Modelling in the Azores Sea* |
| **SIC** | Sítios de Interesse Comunitário |

| | |
|---|---|
| **SIFIDE** | Sistema de Incentivos Fiscais à I&D Empresarial |
| **SIG** | Sistemas de Informação Geográfica |
| **SNAC** | Sistema Nacional de Áreas Classificadas |
| **SNPRCN** | Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza |
| **SNPRPP** | Serviço Nacional de Parques, Reservas e Património Paisagístico |
| **SSP** | *Shared Socioeconomic Pathways* |
| **TGC** | Teragrama de carbono |
| **TSU** | Taxa Social Única |
| **UE** | União Europeia |
| **UICN** | União Internacional para a Conservação da Natureza |
| **UNEP** | *United Nations Environmental Programme* |
| **UNESCO** | *United Nations for Education, Science and Culture Organization* |
| **VME** | *Vulnerable Marine Ecosystems* |
| **WCMC** | *World Conservation Monitoring Centre* |
| **WWF** | *World Wide Fund for Nature* |
| **ZEE** | Zona Económica Exclusiva |
| **ZEC** | Zonas Especiais de Conservação |
| **ZH** | Zonas Húmidas |
| **ZPE** | Zonas de Proteção Especial |
| **ZIF** | Zona de Intervenção Florestal |

# AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Senhor Ministro do Ambiente e da Ação Climática, João Pedro Matos Fernandes, pelo repto lançado para nos debruçarmos sobre os desafios nacionais em matéria de biodiversidade no horizonte 2030 e ao Fundo Ambiental por viabilizar a empreitada; à Marisa Silva, do GMAAC, pela diligente intermediação entre a equipa de redação e os diferentes departamentos da administração pública com os quais dialogámos e aos quais fomos solicitando informação.

Agradecemos igualmente às seguintes individualidades, pela leitura e comentários ao conteúdo deste documento (listados por ordem alfabética do último apelido): Sara Abade (APA); António Abreu (CNADS); Teresa Álvares (APA); Teresa Andresen (CNADS); Pedro Ivo Arriegas (ICNF); Jorge Lobo Arteaga (IPA); Fátima Bacharel (DGT); Cátia Bartilotti (IPMA); Isabel Beja (GSECNFOT); Filomena Boavida (APA); Maria João Botelho (IPMA); Ana Rita Branco (APA); Miguel Caetano (IPMA); Gonçalo Calado (Univ. Lusófona); Eduardo Carqueijeiro (GSECNFOT); Ana Cerdeira (GSECNFOT); Ana Daam (APA); Vanda Dores (DGPM); Ivone Figueiredo (IPMA); Miguel Henriques (ICNF); Rui Figueiredo (GSEAMB); Cristina Garrett (DGT); Susana Garrido (IPMA); Ana Luísa Gomes (DGT); Teresa Leonardo (ICNF); Márcia Marques (GMM); Maria Ana Martins (IPMA); Joana Otero Matias (DGRM); José Manuel Marques (DGRM); João Joanaz de Melo (CNADS); Teresa Moura (IPMA); Marta Nogueira (IPMA); Paulo Oliveira (IPMA); Bárbara Pereira (IPMA); Felisbina Quadrado (APA); Mário Reis (ICNF); Carla Santos (ICNF); Elsa Santos (ICNF); Henrique Pereira dos Santos (ICNF); Ana Seixas (DGT); Marisa Silva (GMAAC); Mário Silva (ICNF); Joana Vieira da Silva (APA); Yorgos Stratoudakis (IPMA); Maria Inês Trigo (DGPM); Rita Vasconcelos (IPMA); Helena Vieira (DGPM); Daniel Vilão (APA). Quaisquer erros, omissões, ou imprecisões são, não obstante, da exclusiva responsabilidade dos autores do estudo.

Os autores agradecem, ainda, aos seus familiares pela paciência e apoio, especialmente nos últimos momentos de redação deste documento.





# PREFÁCIO

# PREFÁCIO

Tenho vindo a acompanhar as matérias relacionadas com o ambiente e a conservação da natureza desde meados dos anos 80 do século passado. Recordo com entusiasmo a publicação, em 1987, do relatório "O Nosso Futuro Comum". Encomendado, em 1983, pelo então Secretário-geral da Organização das Nações Unidas (ONU), Javier Perez de Cuellar (1920-2020), a um grupo autónomo de personalidades, que constituíam a então denominada Comissão Mundial para o Ambiente e o Desenvolvimento Sustentável, chefiada pela primeira-ministra da Noruega, Gro Harlem Brundtland. Este relatório foi a primeira tentativa de formular uma agenda de mudanças globais na área do ambiente com a meta expressa de atingir "o desenvolvimento sustentável no ano 2000".

Estávamos a viver um momento histórico: aquele em que a humanidade reconhecia, pela primeira vez, que o somatório das decisões individuais locais pode ter consequências ambientais globais. Visto numa perspetiva contemporânea, tal reconhecimento é uma trivialidade. Contudo, quando o meu avô Edmundo Bastos (1918-1982), em meados do século XX, pulveriza com DDT, em voo rasante a partir de uma avioneta por ele pilotada, extensos territórios na região da Beira, em Moçambique, sem qualquer proteção individual, não tinha noção das consequências deste ato para a sua saúde, ou dos efeitos de longo prazo nas cadeias tróficas dos ecossistemas afetados, muito menos dos efeitos que várias ações similares poderiam ter sobre a biodiversidade global. Apesar de alguns dos conceitos necessários para a compreensão dos efeitos da ação humana no meio ambiente (nomeadamente os que decorrem das alterações climáticas) já terem sido introduzidos por Alexandre von Humboldt (1769-1859), foi em meados do Século XX que Rachel Carson (1907-1964) alertou para os efeitos da poluição química na saúde humana e dos ecossistemas. Não obstante, a construção de uma consciência coletiva, sobre o efeito cumulativo da ação humana no ecossistema planetário, teve um impulso determinante com a primeira Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, no Rio de Janeiro, em junho de 1992.

Em Portugal, no advento da preparação da Conferência do Rio de Janeiro foi publicado, em 1991, o Livro Branco sobre o Estado do Ambiente, coordenado pelo Prof. Filipe Duarte Santos e publicado pelo Ministério do Ambiente e Recursos Naturais. Era eu, então, estudante de Licenciatura na Universidade Nova de Lisboa e encontrava-me a dar os primeiros passos no sentido de estruturar uma reflexão abrangente sobre a problemática ambiental. O Livro Branco sobre o Estado do Ambiente foi o primeiro de uma série de documentos de diagnóstico ambiental produzidos, em Portugal, sob a chancela do ministério que tutela a área do ambiente, na altura dirigido pelo Prof. Carlos Borrego, com o intuito de suportar as bases científicas e técnicas das políticas no sector.

Não descurando o seu caráter pioneiro, o Livro Branco sobre o Ambiente e os estudos de diagnóstico ambiental que se seguiram não desenvolveram a componente de biodiversidade com profundidade. Em grande parte, porque i) foram necessárias vá-

rias décadas para que a ciência que suporta os estudos integrados de biodiversidade amadurecesse o suficiente, ii) para que fossem realizados inventários de biodiversidade relativos a vários grupos taxonómicos e disponibilizada a correspondente informação geográfica; iii) e para que se começassem a estruturar esses dados de modo a permitir algum tipo de análise espaço-temporal das tendências observadas.

A compreensão da ecologia, tal como da economia, requer a análise de dados, nomeadamente de séries estatísticas. Sem elas, o diagnóstico dos problemas não poderá ir mais além do que o esboçar de opiniões empíricas, mais ou menos alinhadas com o pensamento teórico que estrutura essas disciplinas. Este estudo pretende dar um contributo para o virar de uma página em matéria de diagnóstico de padrões e tendências sobre a biodiversidade. É a primeira vez que, em Portugal, num documento de diagnóstico e prescrição política se mobilizam e integram grandes bases de dados geográficos de biodiversidade em terra, águas interiores e mar, por forma a gerar cenários que possam informar o processo de decisão. Também é a primeira vez que se procura integrar a reflexão sobre padrões e tendências de biodiversidade, em todo o território nacional, nomeadamente quando sujeitas ao forçamento das alterações climáticas, com processos regulatórios que subjazem o ordenamento do território, a gestão do território e a governança das áreas classificadas, acrescentando a essa reflexão uma outra reflexão, igualmente premente, sobre mecanismos de financiamento que possam ajudar a abordar os desafios deste século em matéria de biodiversidade.

Este estudo responde a um repto lançado pelo Senhor Ministro do Ambiente e Ação Climática, Eng. João Pedro Matos Fernandes, para refletir "fora da caixa" sobre a política de biodiversidade em Portugal no âmbito da discussão em curso sobre as metas pós-2020. Se a trajetória de biodiversidade tem sido consistentemente negativa, é legítimo questionar se, perante tal evidência, devemos insistir nas mesmas soluções que nos conduziram a esta situação. É neste contexto que pensar "fora da caixa" é importante e a razão pela qual fomos convidados a refletir sobre um caderno de encargos estruturado em torno de cinco eixos (biodiversidade-clima, -território, -águas interiores e costeiras, -oceano, e -pessoas), alguns dos quais com elementos inovadores (ver objetivos do caderno de encargos no Anexo A).

Três dos eixos de reflexão considerados neste estudo foram originalmente concebidos como tendo um caráter geográfico (território, águas interiores e mar) sendo os restantes eixos, sobre "clima" e "pessoas", transversais. Costumamos associar o conceito de território apenas a meio terrestre. Porém, ele é bem mais amplo. Segundo o geógrafo Friedrich Ratzel (1844-1904), uma das primeiras personalidades a debruçar-se sobre o conceito de território, este é uma entidade geográfica sobre a qual é exercido o domínio Estatal. Portanto, o território não se refere exclusivamente ao território terrestre, abarcando igualmente outras geografias onde é exercido poder público de regulação, como sejam os domínios marítimos e hídricos. Desta forma, de modo a considerar o território na sua aceção mais abrangente, incluímos um capítulo de natureza transversal, "Marco regulatório do ordenamento, gestão e governança das áreas classificadas",

que abrange a componente normativa do território e a sua relação com as pessoas.

Central na visão deste estudo é que os desafios inerentes à conservação da biodiversidade, no horizonte 2030, implicam, por um lado, um reforço de convergência entre políticas públicas e, por outro, uma maior harmonização entre o interesse comum na preservação dos bens públicos associados à biodiversidade e a gestão privada desses mesmos bens. Para abordar esta visão propomos que será necessário melhorar a eficácia dos organismos públicos que tutelam o capital natural, nomeadamente por via do reforço da qualidade dos mecanismos de decisão (que terão de ser alicerçados em dados e informações progressivamente mais completos e adequados) e da sofisticação do processo deliberativo (com uma separação mais clara entre funções reguladoras e executivas da gestão), sem esquecer a necessária reforma do sistema de financiamento da política de conservação e restauro da biodiversidade por via da alavancagem de novos financiamentos públicos e privados. Num país onde a grande maioria dos territórios terrestres, classificados e por classificar, se encontram em propriedade privada, alcançar as metas europeias para 2030, nomeadamente a conservação de 30% do território, um terço do qual em regime de conservação estrita, não será possível sem forte envolvimento da sociedade civil, nomeadamente dos proprietários dos terrenos onde a conservação da biodiversidade assume proeminência. Esse envolvimento será tão maior, quanto maior for a quota parte da atividade de conservação da biodiversidade que estiver integrada na atividade económica.

Dado que o binómio biodiversidade e alterações climáticas não se traduziu ainda em políticas especificamente orientadas para favorecer a adaptação da biodiversidade às alterações do clima, nem para mitigar as alterações climáticas com soluções de base natural, optámos por desenvolver um capítulo de natureza teórica onde se desenvolve o argumento e se apresentam os factos que justificam a consideração deste binómio nas políticas públicas de conservação. No capítulo sobre áreas de conservação, a discussão teórica do capítulo sobre clima dá lugar a diagnósticos detalhados sobre o efeito das alterações climáticas, em componentes específicos da biodiversidade em meio terrestre (em Portugal continental) e marinho, sob jurisdição portuguesa, e desenvolvem-se propostas com vista à consideração destas vulnerabilidades no Sistema Nacional de Áreas Classificadas (SNAC). Em terra, em particular e dando seguimento às recomendações europeias, desenvolvemos uma proposta detalhada para a criação de uma inovadora Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade, incluindo a identificação de áreas prioritárias para adaptação climática, adicionais ao SNAC, e corredores climáticos que facilitem a mobilidade das espécies, entre áreas nucleares de conservação, em contexto de aquecimento global.

Uma análise detalhada do efeito das alterações climáticas nos ecossistemas aquáticos de água doce extravasa o âmbito deste estudo. Não obstante, analisados os desafios relacionados com o restauro da qualidade ecológica dos cursos de água nacionais, identificámos prioridades para implementação de um programa de restauro ecológico, nomeadamente no que respeita à qualidade da água e reposição da conectividade, coincidente com as Áreas Protegidas, Rede Natura 2000 e refúgios climáticos para a biodiversidade de vertebrados (tanto terrestres como aquáticos, mas excluindo peixes).

Creio que não será exagero afirmar que este estudo aborda um dos mais difíceis desafios da década 2021-2030: estancar a perda de biodiversidade, num mundo assolado por alterações climáticas, por um contínuo aumento demográfico, e por um crescente consumo *per capita* de bens e serviços dependentes de capital natural. A resposta a estes desafios implicará coragem e determinação políticas, mas o sucesso dessa resposta dependerá, igualmente, parafraseando Luís Vaz de Camões, no canto X dos Lusíadas, de "honesto estudo, com longa experiência misturado", pois a margem para o erro é cada vez mais limitada.

Por outro lado, não será possível mobilizar os recursos e as vontades requeridas para empreender as necessárias transformações económicas, financeiras e sociais apenas considerando soluções informadas pela melhor ciência. Será necessário conduzir o processo em articulação com as pessoas, pois, sem elas, será difícil levar a bom porto soluções com ambição suficiente para travar a perda de biodiversidade. Como diria o famoso antropólogo francês, Claude Lévi-Strauss, "*L'objectif demeure le même: détruire le préjugé, mais pour l'atteindre il ne s'agit pas d'ouvrir les autres à la raison, il faut s'ouvrir soi-même à la raison des autres*". A operacionalização das recomendações deste relatório deverá, assim, implicar um diálogo com as instituições da administração pública responsáveis pelas dimensões regionais e sectoriais abordadas, mas também com os atores privados, os agentes económicos, os proprietários, os utilizadores do capital natural e as organizações da sociedade civil, ou seja, quem, efetivamente, terá nas suas mãos a custódia de grande parte da biodiversidade que, como país, nos cabe gerir e salvaguardar para as gerações futuras.

Miguel Bastos Araújo

**Este estudo é dedicado a:**

Edward Osborne Wilson (1929-2021) e Thomas Lovejoy (1941-2021) que faleceram no final de 2021, com escassas horas de diferença um do outro. Ambos são conhecidos por terem popularizado, se não inventado, o termo biodiversidade. Thomas Lovejoy, influente biólogo da conservação, foi pioneiro no desenvolvimento de estudos de conservação da biodiversidade em contextos de alterações climáticas e um propulsor da agenda de conservação, em particular nos trópicos, junto da administração norte-americana e de organizações multilaterais internacionais. E.O. Wilson foi um dos mais influentes investigadores das ciências biológicas da sua geração, fundador da sociobiologia, codescobridor da teoria da biogeografia insular, essencial para compreender as extinções contemporâneas, e um dos principais impulsionadores das metas de conservação atuais. Se hoje nos debruçamos sobre a melhor forma de alcançar a meta de 30% de área protegida a nível global é porque adiámos a meta de 50% por que ele pugnou até ao final dos seus dias.



# SUMÁRIO EXECUTIVO

# SUMÁRIO EXECUTIVO

Este estudo responde ao desafio de refletir sobre política de biodiversidade no horizonte 2030, ponderando, em particular, aspetos relacionados com os binómios biodiversidade-clima, -território, -águas interiores e costeiras, -oceano, e -pessoas (Figura de Sumário Executivo 1). Estes cinco binómios representam, na realidade, uma teia de interações. A par das dimensões territoriais (terra, rios, albufeiras, mar), confluem dimensões temporais (alterações do clima e de dinâmicas socioeconómicas), componentes jurídicas e administrativas da política de conservação, em articulação com outras políticas sectoriais, e o financiamento público e privado que possa ser mobilizado no presente e no futuro. A partir de uma análise multidisciplinar faz-se um diagnóstico de tendências e vulnerabilidades e propõe-se uma agenda para alavancar técnica, administrativa e financeiramente a política de conservação e restauro da biodiversidade em Portugal continental e em território marinho sob jurisdição portuguesa, num contexto particularmente desafiante de alterações climáticas.

Pela primeira vez, em Portugal, e provavelmente noutros Estados congéneres, mobilizam-se e integram-se, num único exercício de diagnóstico, uma grande quantidade de dados geográficos de biodiversidade em terra, águas interiores e no mar, com vista a gerar cenários que possam suportar o processo de decisão política, proporcionando-se, ainda, uma análise dos padrões e tendências da biodiversidade terrestre e marinha, tendo em conta as mudanças climáticas projetadas para o país. Concomitantemente, analisam-se documentos de política pública e procede-se a uma revisão seletiva de legislação.

O diagnóstico e reflexão que o acompanhou aponta para o que consideramos serem os principais pontos fracos que condicionam a capacidade de o país alcançar as metas da Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e Biodiversidade 2030, à luz da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, designadamente:

- **A dificuldade de acesso a dados centralizados e a limitada disponibilidade de dados essenciais para a caracterização das tendências e vulnerabilidades da biodiversidade, designadamente, no mar, no solo, em plantas e invertebrados;**

- **A ausência de consideração das ameaças decorrentes das alterações climáticas e da perda de biodiversidade na planificação da conservação no território português e nas políticas económicas e fiscais;**

- **A prevalência de uma gestão passiva face à gestão ativa da biodiversidade, que limita a capacidade de empreender medidas de manutenção e restauro de populações e ecossistemas;**

- **A fraca articulação intersectorial e interministerial, tanto em terra como no mar, que resulta numa ineficiente e ineficaz (quando não perversa) utilização de fundos públicos;**

- **A escassa capacitação e empoderamento dos atores locais na gestão ativa do capital natural, que limita a capacidade efetiva de intervenção no território**;

- **O subfinanciamento crónico das políticas públicas de conservação e o limitado envolvimento do sector privado no financiamento da biodiversidade.**

Neste contexto, indicam-se oportunidades para que o país possa aproveitar, consistentemente, a biodiversidade e os serviços dos ecossistemas a ela associados, como aliados na mitigação das alterações climáticas e propõe-se um pacote de medidas e políticas para reverter a tendência de degradação e perda do capital natural (ver proposta esquematizada de roteiro no Anexo B).




**Figura de Sumário Executivo 1.** Resumo do contexto europeu e nacional que está na base do estudo, das componentes do caderno de encargos (ver Anexo A) e dos problemas a que pretende responder e as principais propostas realizadas.

## Biodiversidade no horizonte 2030

É hoje consensual que a designação de áreas de conservação ao abrigo da legislação nacional e europeia é insuficiente para reverter a perda de biodiversidade e assegurar uma eficaz fixação de carbono por parte dos ecossistemas naturais, sendo necessário apostar, para além da ampliação da rede de áreas protegidas, numa gestão ativa e adaptativa, assim como no restauro ecológico de populações e ecossistemas, o que exige um reforço do financiamento, uma melhoria da qualidade dos procedimentos de gestão e governança e uma forte convergência intersectorial no sentido da sustentabilidade ambiental das atividades produtivas, como proposto no âmbito do Pacto Ecológico Europeu.

Da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, em particular, emanam quatro objetivos que deverão nortear os instrumentos de conservação da natureza e da biodiversidade dos diferentes Estados-membros:

1. **Reforçar a coerência das áreas protegidas**, protegendo legalmente 30% da superfície terrestre e marinha e, de forma estrita, um terço das áreas protegidas (10% em terra e 10% no mar), acautelando, simultaneamente, as necessidades de adaptação da biodiversidade às alterações climáticas;

2. **Gerir com eficácia a biodiversidade protegida** pela legislação nacional e comunitária, designadamente nas áreas classificadas;

3. **Restaurar populações e ecossistemas naturais degradados**, incluindo os que desempenham um papel proeminente na captura e armazenamento de carbono, assim como na prevenção ou minimização de riscos naturais ou de origem humana;

4. **Financiar adequadamente a conservação e restauro da biodiversidade**, mobilizando investimentos na ordem dos €20 mil milhões/ano que, calibrados para o tamanho da economia portuguesa (1.3% do PIB da UE), significam um financiamento anual não inferior a €260 milhões.

Para cada um destes objetivos apresentam-se nove Reformas consideradas fundamentais e nove Ideias chave.

## Reforçar a coerência das áreas protegidas

Em Portugal, no horizonte 2030, a Rede Fundamental de Conservação da Natureza (RFCN) deverá contemplar mecanismos inovadores de adaptação da biodiversidade às alterações climáticas, além de consignar um aumento das zonas nucleares do sistema Nacional de Áreas Classificadas (SNAC), até 30% do território, e incluir uma maior proporção de área de conservação estrita, de pelo menos 10% do território.

Dependendo de como se fazem as contas às áreas classificadas, Portugal continental tem 22% ou 29% do território classificado. No cenário mais generoso incluem-se as Reservas da Biosfera. No cenário mais rigoroso, restringe-se a contabilidade às Áreas Protegidas (RNAP) e à Rede Natura 2000, o que inclui as Zonas Especiais de Conservação (ZEC) no âmbito da Diretiva Habitats e as Zonas de Proteção Especial (ZPE) no âmbito da Diretiva Aves. Existem áreas protegidas de âmbito local/regional que ainda não foram integradas na RNAP, mas que têm regulamentos e/ou planos de gestão e que poderiam ser, futuramente, incluídas na RNAP. Qualquer que seja a opção do Estado português, as áreas a incluir na contabilidade europeia deverão garantir:

- Governança capacitada;
- Objetivos de conservação estabelecidos;
- Medidas de gestão orientadas para a conservação da biodiversidade;
- Gestão efetiva;
- Monitorização da eficiência da gestão;
- Fiscalização e vigilância.

Dada a área extensa que o SNAC ocupa em Portugal continental, a expansão da superfície terrestre protegida deverá ser feita de forma cirúrgica e otimizada de acordo com objetivos de conservação explícitos. Propomos que, para dar resposta adequada à Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, seja dada particular atenção, na planificação da expansão das áreas de conservação, aos desafios decorrentes das alterações climáticas. Isto porque, usando dados disponíveis de distribuição de vertebrados e considerando cenários moderados e acentuados de alteração climática (cenários RCP 6.0 e RCP 8.5 do IPCC, respetivamente), projeta-se que, em Portugal Continental, 73-81% das espécies venham a ter uma redução da área favorável do ponto de vista climático até ao final do século.

Ainda para Portugal Continental, de acordo com as análises realizadas para grande parte da RNAP e uma proporção mais reduzida da ZEC, que não se sobrepõe à RNAP, poderão vir a constituir-se como refúgios climáticos para a biodiversidade (Figura de Sumário Executivo 2). No entanto, a efetiva conservação da biodiversidade, num contexto de alterações climáticas, implicará a proteção de refúgios climáticos adicionais, atualmente não coincidentes com a RNAP e Rede Natura 2000, e a operacionalização da figura de corredor climático para facilitar a mobilidade de espécies entre áreas nucleares de conservação.

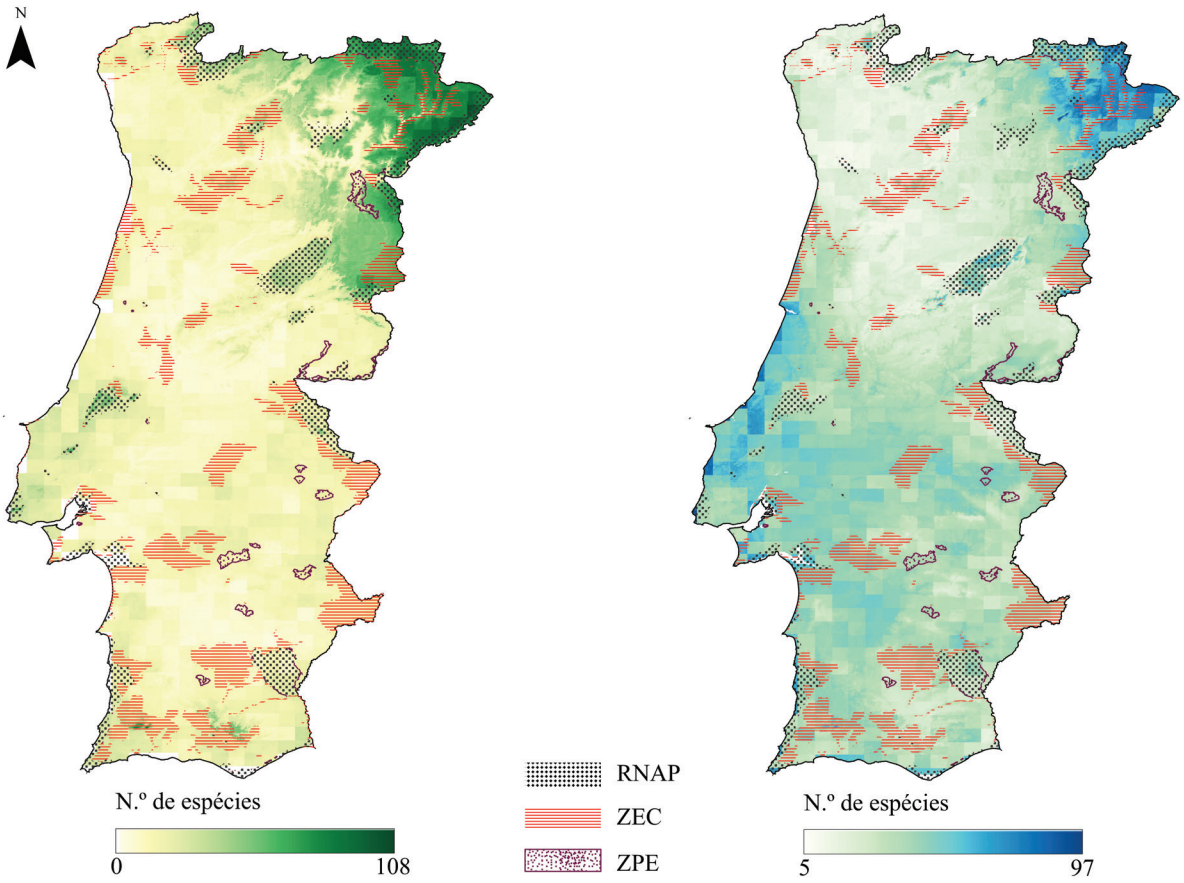



**Figura de Sumário Executivo 2.** Riqueza de vertebrados apresentando padrões climáticos de retenção (esquerda) e de confluência de deslocação (direita), sobreposta à RNAP e Rede Natura 2000. Projeções com cenário RCP 6.0.

Para acomodar as necessidades de adaptação das espécies às alterações climáticas, designadamente por via das necessidades de mobilidade (Figura de Sumário Executivo 3), estimamos que será necessário aumentar a área conservada entre 0.38% e 8.94% do território continental. Especificamente, para assegurar uma cobertura de 100 km$^2$ por espécie em condições de segurança climática, o limiar abaixo do qual as espécies se consideram criticamente ameaçadas de acordo com a UICN, será necessário proteger 0.44-0.38% (RCP 6.0-RCP 8.5) de território adicional ao SNAC. Se considerarmos metas mais realistas para garantir a conservação das espécies, p.ex., de 500 km$^2$ e 1000 km$^2$ por espécie, então seria necessário um aumento de área de 3.08-3.86% e 8.94-8.86% (RCP 6.0-RCP 8.5).

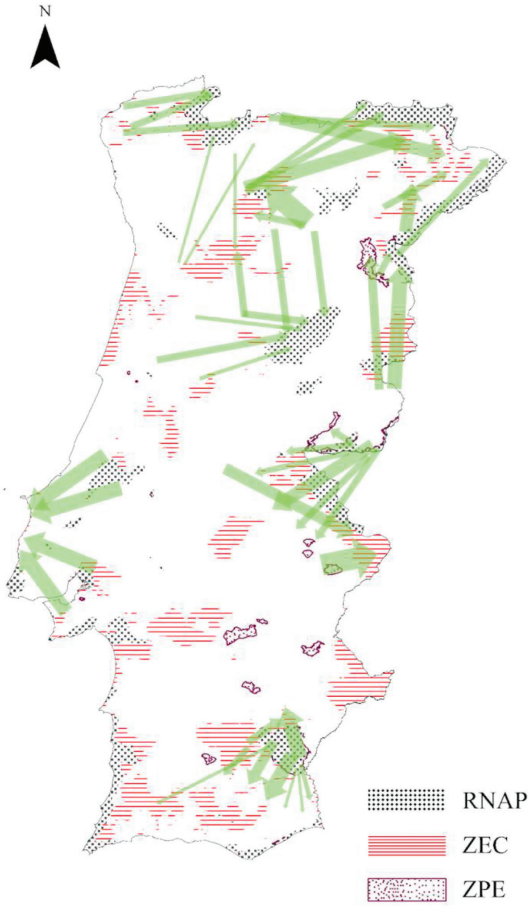



**Figura de Sumário Executivo 3.** Direção e magnitude dos fluxos de biodiversidade com origem no SNAC, como resposta ao cenário de alteração climática RCP 6.0. Estimado com base na meta de 500 km² de segurança climática para cada espécie.

No caso do mar, pese embora a incerteza dos modelos, inerente ao uso de dados ainda bastante fragmentados e incompletos, emergem extensas áreas com interesse potencial para a adaptação climática de espécies que se encontram fora do SNAC (Figura do Sumário Executivo 4). Portanto, tal como em terra, será necessário contemplar a expansão da Rede Nacional de Áreas Marinhas Protegidas (RNAMP), considerando a necessidade de adaptação da biodiversidade às alterações do clima, mas também a sua contribuição para a captação e retenção de carbono azul.

Consideramos, no entanto, que para avançar substancialmente na qualidade das priorizações de áreas para a conservação da biodiversidade e gestão dos recursos marinhos, será necessário envidar esforços adicionais de amostragem para obtenção de novos dados, nomeadamente no mar profundo e nos arquipélagos da Madeira, assim como consolidar e reforçar a compilação de dados existentes. A otimização destes esforços é matéria de interesse nacional, pelo que se recomenda a criação de um programa de centralização de dados nacionais de biodiversidade (não só no mar como em terra), numa plataforma única, interoperacionalizada com as plataformas internacionais de que Portugal faz parte, como é o caso do GBIF (*Global Biodiversity Information Facility*).

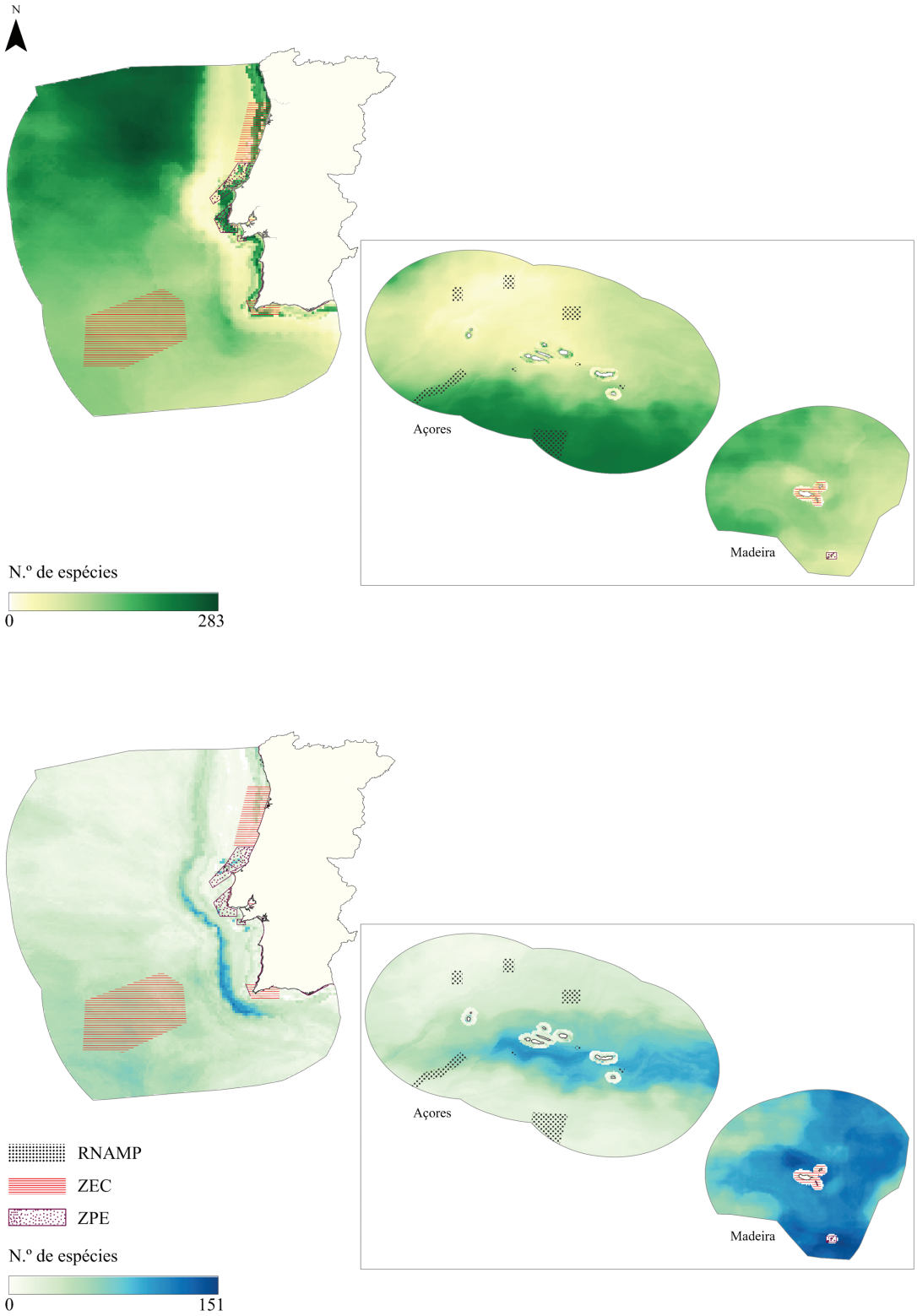



**Figura de Sumário Executivo 4.** Riqueza de espécies marinhas pelágicas (offshore e zona costeira de Portugal continental) e bentónicas (zona costeira de Portugal continental), apresentando padrões climáticos de retenção (em cima) e de confluência de deslocação (em baixo), sobreposta à RNAMP e Rede Natura 2000. Projeções são feitas com base no cenário SSP585.

A consolidação de uma infraestrutura azul, que cumpra, simultaneamente, os objetivos de biodiversidade e clima, implica abordar as seguintes lacunas e prioridades:

- Criar a Rede Nacional de Áreas Marinhas Protegidas (RNAMP), seguindo as recomendações do Relatório do Grupo de Trabalho sobre Áreas Marinhas Protegidas (RCM 143/2019), no que respeita aos seus propósitos e objetivos estratégicos, e um conjunto de princípios orientadores, incorporando os objetivos da Estratégia Europeia da Biodiversidade 2030 e as recomendações do presente estudo;

- As atuais áreas marinhas protegidas, apesar de ocuparem já uma área com alguma expressão, não se encontram devidamente regulamentadas e implementadas, pelo que é urgente definir os seus planos de gestão, garantir a adequada governança e financiamento, e rever os seus objetivos;

- Definir um plano de recuperação do capital natural marinho que inclua, para além das espécies e *habitats* prioritários para a conservação, os *habitats* com benefícios para a mitigação das alterações climáticas e a recuperação da biomassa das espécies com interesse comercial;

- Definir um plano de adaptação às alterações climáticas na estratégia de conservação marinha para a biodiversidade.

Por outro lado, a concretização do objetivo de 10% de proteção estrita implicará uma mobilização significativa de esforços no âmbito da esfera pública e privada, já que são poucas as áreas que, atualmente, se configuram como tal. No ordenamento jurídico português, Artigo 23.º-A do Decreto-Lei n.º142/2008, de 24 de Julho na sua atual redação, as áreas de conservação estrita poderiam ser consideradas áreas de proteção total. No entanto, a designação de área de proteção total é pouco clara quanto ao âmbito das atividades económicas permitidas nestes territórios, pelo que se propõe a sua redefinição de modo a garantir o seu alinhamento com os critérios da Comissão Europeia em matéria de áreas de proteção estrita:

"*Territórios terrestres ou marinhos de elevado valor para a biodiversidade, cujo uso e ocupação está subordinado a objetivos de conservação da biodiversidade, com exclusão de atividades extrativas excetuando-se, eventualmente em terra, atividades tradicionais de muito baixo impacte na biodiversidade.*"

### Reforma 1 | Criação da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade, ajudando a concretizar o objetivo de conservação de 30% do território

A Estrutura de Adaptação Climática para a Biodiversidade (EACB) resulta da identificação de refúgios climáticos de retenção e deslocação, ou seja, áreas onde as espécies se mantêm, apesar das alterações climáticas, e áreas onde as espécies confluem na

sequência das mesmas. Uma vez identificadas estas áreas de retenção e deslocação, é otimizada a seleção de áreas de conservação de modo a garantir que as metas de persistência previamente definidas (100 km$^2$, 500 km$^2$, e 1000 km$^2$) sejam alcançadas para cada espécie numa área mínima. São ainda otimizadas áreas de conectividade climática, interligando áreas nucleares do Sistema Nacional de Áreas Classificadas (SNAC) e refúgios climáticos, por forma a facilitar a mobilidade das espécies.

A operacionalização da EACB cria oportunidades de expansão do SNAC, ajudando a cumprir o objetivo de conservação de 30% do território terrestre e proporcionando, simultaneamente, soluções que respondem ao desafio climático para a biodiversidade. A sua implementação implica uma articulação entre o RJCNB (Regime Jurídico de Conservação da Natureza e da Biodiversidade), o RJIGT (Regime Jurídico dos Instrumentos de Gestão Territorial), o RJRP (Regime Jurídico de Reconversão da Paisagem), a Política da Água (PA) e a consolidação de mecanismos de contratualização da gestão, ao abrigo do conceito de OECM (*Other Effective Area-Based Conservation Measures*), a que correspondem iniciativas piloto, como é o caso das Operações Integradas de Gestão da Paisagem (OIGP), financiadas pelo Fundo Ambiental, e outros possíveis instrumentos de financiamento no âmbito da remuneração dos serviços de ecossistema. Com o devido enquadramento jurídico, os OECM poderiam complementar o SNAC, sem necessidade de recorrer a classificações permanentes, ajudando a cumprir os compromissos europeus num contexto de gestão contratualizada para a conservação e restauro da natureza.

| | A EACB poderá, ou não, ser acompanhada de um enquadramento jurídico próprio, mas deverá, sem qualquer ambiguidade, resultar em orientações concretas ao nível do quadro regulatório da conservação da natureza e da biodiversidade, do ordenamento do território, da paisagem e da política da água, além de ser acompanhada por mecanismos de gestão ativa e adaptativa da biodiversidade e de uma governança participada, aprofundada, das áreas com estatuto de conservação (Figura de Sumário Executivo 5). Registe-se que, no território continental, a eficácia de uma estrutura de adaptação climática da biodiversidade estará condicionada a dinâmicas territoriais que transcendem o território nacional. Por esse motivo será desejável uma forte articulação futura com Espanha, nomeadamente ao longo dos territórios transfronteiriços. No mar a implementação de uma EACB será potencialmente mais simples, em virtude de não existir propriedade privada. Não obstante, a informação necessária para a sua definição rigorosa é escassa e encontra-se dispersa pelo que será necessário envidar esforços adicionais para a sua concretização objetiva.

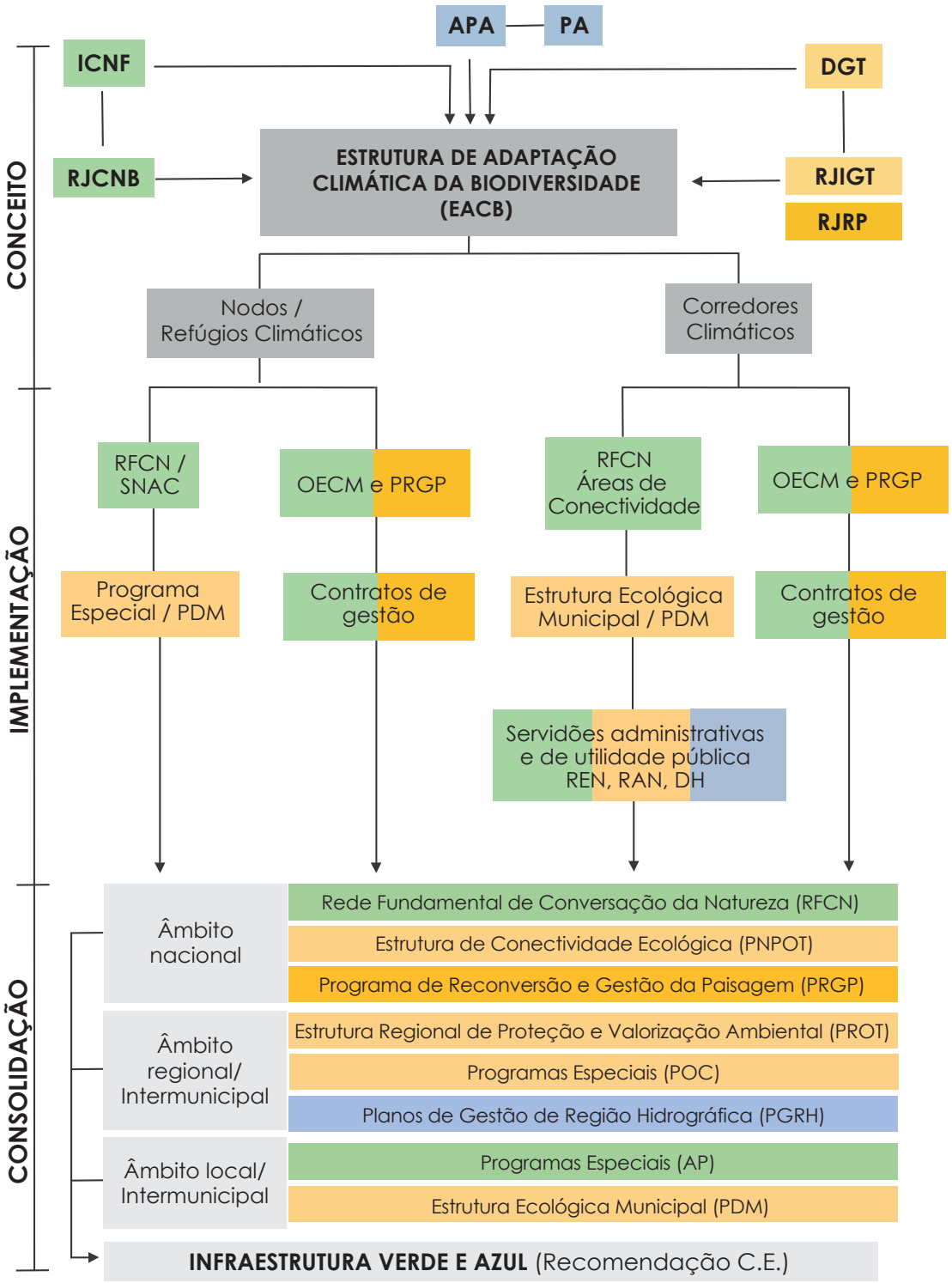



**Figura de Sumário Executivo 5.** Enquadramento da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB) no regime jurídico português. Regime Jurídico da Conservação da Natureza e da Biodiversidade (RJCNB); Regime Jurídico dos Instrumentos de Gestão Territorial (RJIGT); Regime Jurídico da Reconversão da Paisagem (RJRP); Política da Água (PA). Prevêem-se ainda soluções contratualizadas de gestão. As cores representam a jurisdição. Múltiplas cores na mesma caixa denotam a necessidade de coordenação entre jurisdições (Verde=ICNB; Azul=APA; Laranja=DGT).

### Reforma 2 | Reforço do nível de proteção das áreas classificadas com vista a uma cobertura total de 10%

De acordo com dados fornecidos pelo ICNF, as áreas de proteção total representam 0.17% do território continental (0.92% da RNAP) e, de acordo com o WWF, apenas 0.02% do mar territorial e 0.001% da ZEE são providas de normas de gestão que inibem a atividade extrativa. A concretização da meta dos 10% de conservação estrita implicará, pois, um esforço considerável. Em terra, será necessário considerar diversos mecanismos inovadores para a expansão das áreas de conservação. Em território marinho, dado ser todo ele público, a classificação das áreas de proteção estrita deverá ser feita em função da contribuição de diferentes ecossistemas para manutenção da biodiversidade e dos serviços de retenção de carbono, ainda que envolvendo processos de decisão participada com os utilizadores habituais dos recursos biológicos marinhos.

| | A concretização da meta de 10% do território em regime de conservação estrita implicará um *mix* de soluções que poderá passar pela: i) classificação (no mar) ou reclassificação (em terra) de território público em áreas de proteção total; ii) aquisição, pelo Estado, a um valor justo, de propriedades com valor estratégico para a conservação da biodiversidade; iii) contratualização da gestão de propriedades privadas para conservação e restauro da natureza ao abrigo do conceito de OECM; iv) desenvolvimento de incentivos financeiros e fiscais para classificação de áreas protegidas privadas de proteção total. A concretização destes objetivos implicará o desenvolvimento de um programa detalhado, calendarizado no horizonte de 2030, dotado de recursos financeiros públicos e de instrumentos que permitam a alavancagem de financiamentos privados, como o estabelecimento de um regime fiscal verde que incentive empresários e financiadores a desenvolver atividades que promovam a biodiversidade, bem como um sistema de garantias que promova a minimização do risco financeiro destes projetos para investidores.

## GERIR COM EFICÁCIA A BIODIVERSIDADE PROTEGIDA

Apesar de, nas últimas décadas, a política de expansão das áreas protegidas ter tido um sucesso assinalável, em Portugal, tal como noutras regiões do mundo, continuou a verificar-se uma trajetória de perda de biodiversidade e de degradação dos serviços de ecossistemas, com inúmeras espécies e *habitats* prioritários a manterem-se em estados de conservação desfavoráveis. Estas tendências reforçam a necessidade de aumentar a eficácia das medidas de conservação de espécies e *habitats* e dos territórios classificados onde elas ocorrem.

Porém, contrariamente ao que acontece em muitos países, em Portugal a conservação da natureza e da biodiversidade em ambiente terrestre faz-se, primordialmente, em propriedade privada, o que limita a capacidade de intervenção do Estado nesses territórios. Acresce que surgem conflitos, dificilmente evitáveis, entre o direito ao uso pri-

vado do território e o dever de conservação do bem público. Historicamente, a solução encontrada tem sido o estabelecimento de normas e restrições ao uso e ocupação do território na expectativa de se conseguirem regular atividades económicas com incidência territorial e, desta forma, minimizar os impactes adversos sobre os valores de conservação. Mas se, por um lado, medidas restritivas permitem regular a atividade económica em territórios dinâmicos, nos territórios deprimidos, por vezes abandonados e fustigados por incêndios de caráter cíclico, a eficácia regulatória é discutível, se não for acompanhada de medidas de promoção ativa da gestão. Por outro lado, as normas e restrições, ao uso, que conformam os planos de ordenamento, não garantem que sejam empreendidas as ações de gestão ativa para manter ou requalificar o capital natural.

Sem prejuízo de que o Estado possa vir a adquirir propriedades para a conservação estrita da biodiversidade (uma possibilidade que consideramos dever ser ponderada, pois seria a única forma de garantir a conservação, em perpetuidade, de valores de conservação de interesse nacional), o reforço da gestão ativa da biodiversidade, em território privado, implicará um maior envolvimento dos gestores destes territórios. Para que tal seja viabilizado, será necessária uma mobilização de financiamentos adequados. Porém, além do financiamento, a transição entre o modelo atual, desproporcionalmente focado na dimensão regulatória do território, e um modelo de promoção da gestão ativa da biodiversidade, em colaboração com os atores locais, beneficiará também de uma clarificação entre três conceitos complementares, englobados no conceito lato de "gestão", que têm sido usados frequentes vezes de forma indiscriminada:

- **Enquadramento regulatório do ordenamento do território,** que regulamenta a ocupação e uso do solo e, no caso dos recursos hídricos, o uso da água, e do mar, o ordenamento do espaço marinho, em função de condicionantes biofísicas e socioeconómicas;

- **Gestão da biodiversidade,** que determina objetivos específicos à escala de populações, espécies, comunidades, ou ecossistemas, e adota medidas concretas para manutenção e/ou restauro do capital natural, assim como mecanismos de monitorização para aferir se as medidas de gestão implementadas estão a obter os resultados esperados;

- **Governança das áreas classificadas,** que determina o âmbito das jurisdições, a competência das entidades com responsabilidade sobre a regulamentação e gestão dos territórios protegidos, e o envolvimento dos diferentes atores nessa gestão: "quem é quem", "quem faz o quê", e "quem financia o quê", em matéria de ordenamento do território, gestão da biodiversidade, monitorização, avaliação e fiscalização.

Em relação ao enquadramento regulatório do ordenamento do território em Portugal Continental, consideramos que este é, genericamente, adequado. Há, no entanto, margem para reformas no sentido de simplificar procedimentos e harmonizar instrumentos

nos domínios da conservação da natureza e gestão territorial (Figura de Sumário Executivo 5). Deverá, igualmente, ser reforçada a coordenação intersectorial de instrumentos de conservação da natureza e de política climática, da água, florestal, agrícola, e das pescas, de modo a assegurar a convergência de políticas e a otimização da eficácia do investimento público. O Plano Estratégico da Política Agrícola Comum (PEPAC) é uma oportunidade para demonstrar capacidade de articulação intersetorial, já que 40% do seu orçamento deverá convergir com objetivos de política climática e de biodiversidade. Todavia, é ao nível da gestão ativa da biodiversidade e da governança das áreas classificadas que antevemos a necessidade de empreender reformas mais profundas.

### Reforma 3 | Definição de planos de gestão ativa e adaptativa

O atual Regime Jurídico da Conservação da Natureza e da Biodiversidade (RJCNB; ponto 2, artigo 23.º-A) prevê categorias de intervenção denominadas de "áreas de intervenção específica", no âmbito dos Planos de Ordenamento de Áreas Protegidas (POAP): "... áreas de intervenção específica, para as quais, (...), é previsto o desenvolvimento de (...) projetos de intervenção específica". O articulado legal é circular e ambíguo e permite a definição de planos de gestão ativa, mas também tem sido usado para regulamentar (em certos casos legitimar) intervenções urbanísticas, extrativas e de produção intensiva de elevado impacte nas áreas protegidas. Atualmente, 10.25% do território continental da RNAP contempla áreas de intervenção específica. Estas intervenções poderiam ir no bom sentido, se estivessem associadas a objetivos de conservação claros e a uma descrição detalhada de ações a desenvolver. Adicionalmente, a sua eficácia pode ser limitada por não incluírem componentes essenciais para a gestão ativa, como terem cronograma de realização das ações, uma previsão de orçamentos e meios disponíveis, mecanismos de acompanhamento (monitorização) para aferição dos resultados e, no caso da gestão ser financiada com recursos externos (incluindo os financiamentos públicos e privados, quando o promotor não é o financiador), de mecanismos de avaliação dos resultados. Existe, portanto, margem para melhorar o articulado da Lei, definindo com maior rigor o escopo das "intervenções específicas" e completando a sua descrição com elementos críticos para uma eficaz implementação da gestão ativa.

Acresce que, num contexto acelerado de alteração climática, a gestão ativa implica um processo de aprendizagem por tentativa-erro, pois a complexidade dos sistemas naturais, associada a dinâmicas diferenciadas das espécies, comunidades e ecossistemas em territórios diversos, limita a capacidade de aplicação de soluções previamente tipificadas. O procedimento formal correto para lidar com o nível de complexidade e incerteza, nomeadamente da que decorre das alterações climáticas e outras dinâmicas socioeconómicas de difícil previsão, é a gestão adaptativa, definida como o processo iterativo de gestão que inclui o teste de hipóteses e a revisão regular das medidas de gestão, em função dos conhecimentos e resultados obtidos no decurso da implementação do plano de gestão. Este modelo de gestão implica, ainda, uma planificação com horizontes temporais dilatados, p.ex., 10 anos, ou mesmo 30 anos, quando se integram

dinâmicas climáticas. A operacionalização da gestão adaptativa requer níveis de flexibilidade que são difíceis de materializar no quadro jurídico atual. Para viabilizar esta conceção de gestão, uma revisão estrutural da cultura institucional de governança deverá ser considerada (ver Reforma 4).

| | A implementação das metas de gestão de áreas protegidas e restauro da natureza que constam da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 implicam a adoção generalizada de medidas de gestão ativa, orientadas para a conservação da biodiversidade. A incerteza associada às alterações climáticas e a outras dinâmicas territoriais de difícil antecipação, convidam ainda à introdução do conceito de gestão adaptativa nas práticas de gestão dos espaços classificados portugueses. As áreas classificadas do SNAC (nomeadamente Rede Natura 2000) e os OECM deveriam, assim, ser acompanhados de planos de gestão ativa e adaptativa que contemplem as fases necessárias à sua correta implementação, designadamente: i) definição clara de objetivos de conservação a alcançar; ii) descrição de medidas a adotar para cumprimento dos objetivos; iii) identificação de indicadores para avaliação dos resultados da gestão; iv) monitorização do cumprimento das medidas de gestão e respetivos indicadores de sucesso; v) fiscalização e vigilância. A implementação destas medidas permitiria garantir a gestão efetiva da biodiversidade nos espaços classificados, como condição necessária para inclusão dos mesmos na Rede Transeuropeia de Natureza. Esta reforma requer a revisão do RJCNB (ponto 2, Artigo 23A, Decreto-Lei n.º 142/2008 de 24 de Julho, na sua atual redação, referente às intervenções específicas.

### Reforma 4 | Aprofundamento da cogestão das áreas classificadas

O modelo atual de cogestão (governança) das áreas protegidas enferma de fragilidades que dificultam o cumprimento integral dos "objetivos de conservação", "medidas de gestão orientadas para a biodiversidade", e de "gestão efetiva", estabelecidas na Estratégia Europeia da Biodiversidade 2030 (Tabela de Sumário Executivo 1). Em primeiro lugar, o modelo está restringido à promoção de atividades de promoção, sensibilização e comunicação, ainda que as comissões de cogestão não estejam impedidas, se assim entenderem, de colaborar na gestão efetiva da biodiversidade que, por defeito, se encontra sob alçada da autoridade nacional de conservação e da biodiversidade, a quem cabe igualmente avaliar e fiscalizar essas ações. Em segundo lugar, as comissões de cogestão, definidas como "órgão de administração e gestão (...), que é o primeiro responsável perante a comunidade pelo desempenho da sua gestão" (Decreto-Lei n.º 116/2019, de 21 de Agosto), não possuem personalidade jurídica, pelo que não lhes é permitido realizar, na qualidade de comissão de cogestão, atos de gestão elementares, como emitir faturas, cobrar taxas e licenças e realizar pagamentos. Em terceiro lugar, as comissões de cogestão carecem de orçamento próprio, estando previstos financiamentos de montante indefinido por parte do Fundo Ambiental e porventura do Fundo Florestal Permanente e Fundo Azul. Em quarto lugar, por não terem personalidade jurídica

e orçamento próprio, as verbas eventualmente arrecadadas são geridas por entidades constituintes da comissão de cogestão (p.ex., municípios), cujas missões respondem a múltiplos objetivos, frequentemente diversos da conservação, não existindo equipas técnicas exclusivamente afetas à unidade de cogestão. Acresce que, no nosso entender, a composição das comissões de cogestão obedece a um modelo excessivamente rígido, ao ser estabelecida de forma centralizada, por decreto, impedindo-se, assim, a emergência de geometrias de colaboração variáveis, adaptáveis a realidades diferenciadas.

**Tabela de Sumário Executivo 1.** Análise comparada do modelo de cogestão em vigor e do modelo de cogestão 2.0 proposto.

| Critérios de Cogestão | Cogestão (DL 116/2019) | Cogestão 2.0 |
|---|---|---|
| Composição do consórcio | Definida por decreto. | Decidida por iniciativa das entidades concorrentes, ainda que com critérios definidos pela entidade reguladora. |
| Personalidade jurídica | Não tem. | Tem. |
| Orçamento | Não tem. Verbas indefinidas do Fundo Ambiental e porventura do Fundo Florestal Permanente e Fundo Azul. | Tem. Estabelecido em contrato programa. Capacidade de autofinanciamento através da implementação, por exemplo, do princípio utilizador-pagador, ou de fundos originados por licenças, taxas ou donativos. |
| Objetivos de conservação | Não tem. | Tem. Definido em caderno de encargos pela entidade reguladora. |
| Gestão ativa da biodiversidade | Não tem. | Tem. Após um tempo determinado contratualmente, deverá apresentar plano de gestão ativa da biodiversidade para aprovação por parte da entidade reguladora. |
| Equipas profissionalizadas | Não tem. | Tem. Incluindo equipas técnicas e diretor executivo que responde perante a Direção do consórcio de cogestão. |

Não obstante as fragilidades do modelo atual de cogestão, considera-se que o conceito de cogestão, em si, é adequado à realidade das áreas protegidas do país, nomeadamente pelo facto de, em terra, englobarem territórios maioritariamente privados, com frequência densamente povoados, com paisagens mantidas, usadas, quando não decorrentes de atividades económicas, envolvendo uma complexa teia de agentes territoriais e níveis de intervenção administrativa. No caso do mar, nomeadamente nas zonas costeiras, são inúmeras as entidades públicas e privadas que podem colaborar numa gestão integrada. A cogestão, no sentido da necessária cogovernança entre agentes territoriais e entidades, é inevitável.

A resolução das fragilidades apontadas implica, porém, um aprofundamento do modelo vigente, dando origem ao que denominaremos de cogestão 2.0 (Tabela de Sumário Executivo 1). Este modelo aprofundado tem como objetivos gerais a ampliação do alcance da cogestão, de modo a aproximar decisão de decisores, garantir a saudável separação de poderes reguladores e executivos, viabilizar a implementação de mecanismos de gestão adaptativa, e, de modo geral, aumentar a transparência e eficácia da gestão, decorrente de uma simplificação de procedimentos e de uma clarificação de direitos e deveres em sede de contratualização da cogestão com a autoridade nacional de conservação da natureza e da biodiversidade (Figura de Sumário Executivo 6).

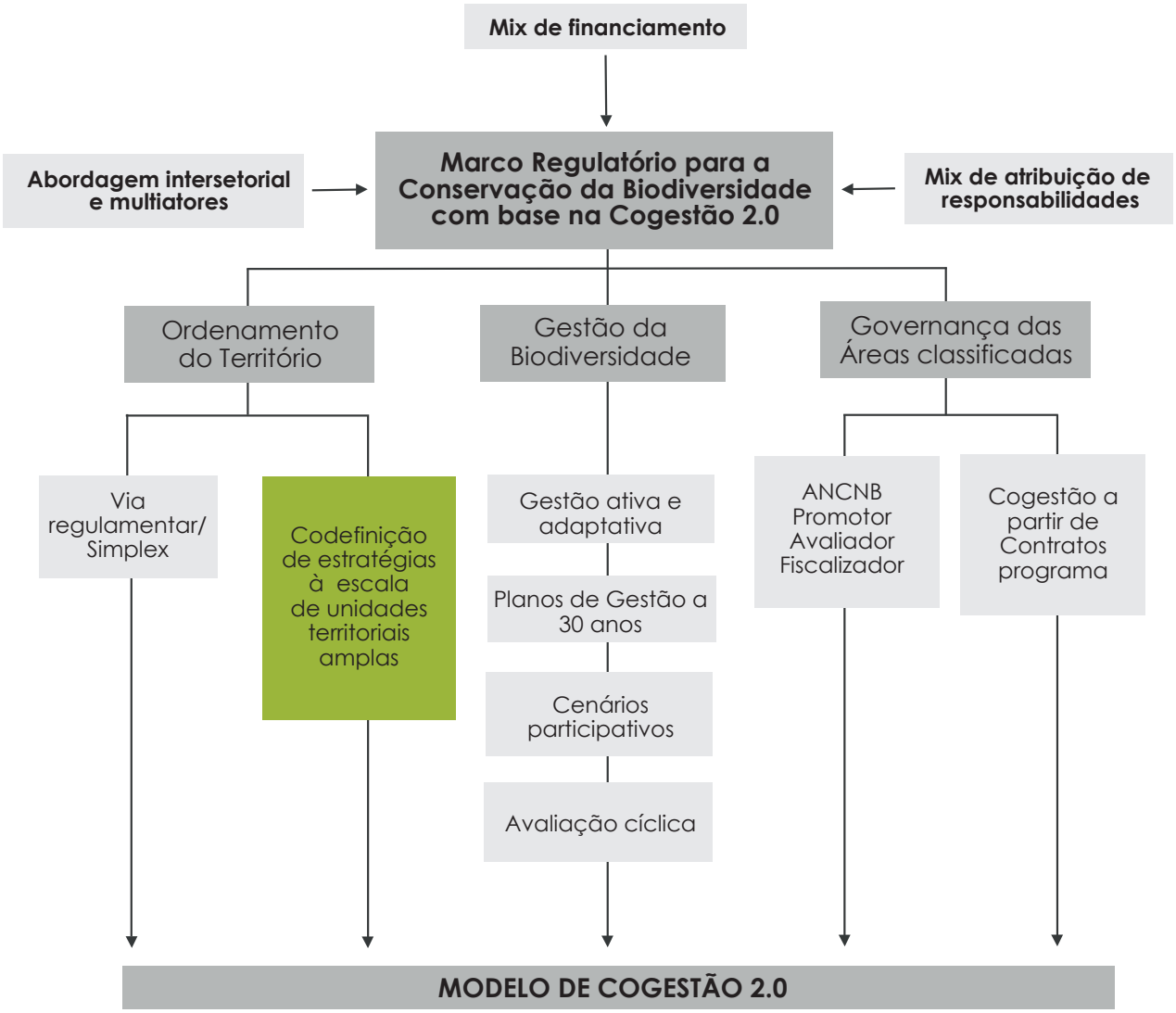



**Figura de Sumário Executivo 6.** Componentes a considerar na proposta de marco regulatório no contexto da cogestão 2.0. A caixa a verde indica componentes que poderão, ou não, ser incluídas consoante a complexidade e escala dos contextos de cogestão.

Contrariamente ao modelo atual, o modelo aprofundado de cogestão deverá ser contratualizado pela Autoridade Nacional para a Conservação da Natureza e da Biodiversidade (ANCNB) a entidades com personalidade jurídica, preferencialmente constituídas em consórcio, que tenham capacidade para efetuar os atos de gestão pertinentes e serem por eles responsabilizados em sede de avaliação da execução de planos de gestão. Às comissões de cogestão deverá, assim, caber, além das funções atuais, a responsabilidade de execução da gestão ativa da biodiversidade. À ANCNB deverá caber a função de promoção da gestão (nomeadamente a definição dos cadernos de encargos), de avaliação

dos programas de gestão acordados, e de fiscalização, no terreno, do cumprimento da legislação nacional em matéria de conservação. O conceito de cogestão deverá ser, na medida do possível, ampliado à Rede Natura 2000, já que a sua inclusão do âmbito da Rede Transeuropeia de Natureza poderá vir a estar condicionada à instauração de mecanismos de governança capacitada. A reforma proposta requer uma revisão profunda do Decreto-Lei n.º 116/2019, que define o modelo de cogestão das áreas protegidas.

## RESTAURAR POPULAÇÕES E ECOSSISTEMAS NATURAIS DEGRADADOS

A Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 propõe um programa de restauro de ecossistemas naturais, coincidente com a década dedicada ao restauro dos ecossistemas (2021-2030), promovida pelas Nações Unidas, e, com o Desafio de Bona e Declaração de Nova Iorque. Pretende-se contribuir para melhorar a saúde dos ecossistemas naturais protegidos, mas também devolver biodiversidade e resiliência ao território não protegido, quer seja localizado em áreas rurais, quer seja em áreas urbanas, em bacias hidrográficas, zonas costeiras ou no oceano. Para o efeito serão publicadas medidas tanto de cumprimento obrigatório como facultativo, por parte dos Estados-membros da UE. Sem prejuízo de uma expansão considerável de âmbitos e metas de restauro a implementar em Portugal, na sequência dos compromissos assumidos, propomos a execução de programas ambiciosos de restauro, especialmente no âmbito dos ecossistemas de águas interiores e marinhos.

### Reforma 5 | Restauro dos ecossistemas de águas interiores

Os ecossistemas aquáticos encontram-se entre os mais ameaçados do mundo. Na Europa, 60% das superfícies de águas interiores e costeiras encontram-se abaixo dos níveis de qualidade definidos pela Diretiva Quadro da Água, estando os rios em particular mau estado. A fragmentação de fluxos de conectividade é um dos problemas centrais para a persistência e capacidade de adaptação climática das espécies. Longe de diminuir, as pressões continuam a exacerbar-se, tendo em conta que 9000 centrais hidroelétricas estão atualmente a ser planeadas ou construídas no território europeu, muitas delas em áreas protegidas. O restauro ecológico dos rios é, assim, uma prioridade de primeira ordem no domínio da interface entre as políticas da água, da biodiversidade e da ação climática.

Os rios são alvo de diversas pressões decorrentes de atividades antrópicas (p. ex., agricultura, produção de energia, indústria, armazenamento de água para uso e consumo humano). Por outro lado, estão entre os ecossistemas mais suscetíveis aos efeitos das alterações climáticas (p.ex., o aumento da aridez reduz a disponibilidade e qualidade da água, num contexto em que os caudais ecológicos já se encontram comprometidos pela excessiva utilização humana). Neste sentido, dando seguimento aos objetivos de

restauro da Diretiva Quadro da Água e da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, é necessário identificar prioridades que permitam uma reversão rápida da tendência de degradação a que muitos ecossistemas estão expostos, particularmente nas áreas de maior valor de conservação da biodiversidade do país.

- Nas águas interiores, propomos o lançamento de um programa nacional de restauro ecológico abrangendo linhas de água em estado mau, medíocre, ou razoável, dando prioridade às que se encontram dentro do SNAC (2416 km) e em áreas identificadas como refúgio climático (408 km no cenário RCP 6.0 meta 500 $km^2$ por espécie) (Figura de Sumário Executivo 7). Deverão, igualmente, ser diagnosticadas vulnerabilidades e ameaças, e tomadas as medidas de gestão ativa necessárias para evitar a degradação de linhas de água em estado bom ou excelente, devendo dar-se prioridade aos 2839 km e 309 km, respetivamente, que ocorrem no SNAC e nos refúgios climáticos identificados.

- De igual modo e dando seguimento à meta de restauro de conectividade de 25.000 km de rios europeus, propõe-se priorizar o desmantelamento de barreiras obsoletas em cursos de água que sejam coincidentes com o SNAC (nenhuma é coincidente com os refúgios climáticos). Tal corresponde a cerca de 50% das barreiras obsoletas que foram identificadas no território português pelo Conselho Nacional da Água (CNA) (Figura de Sumário Executivo 7).

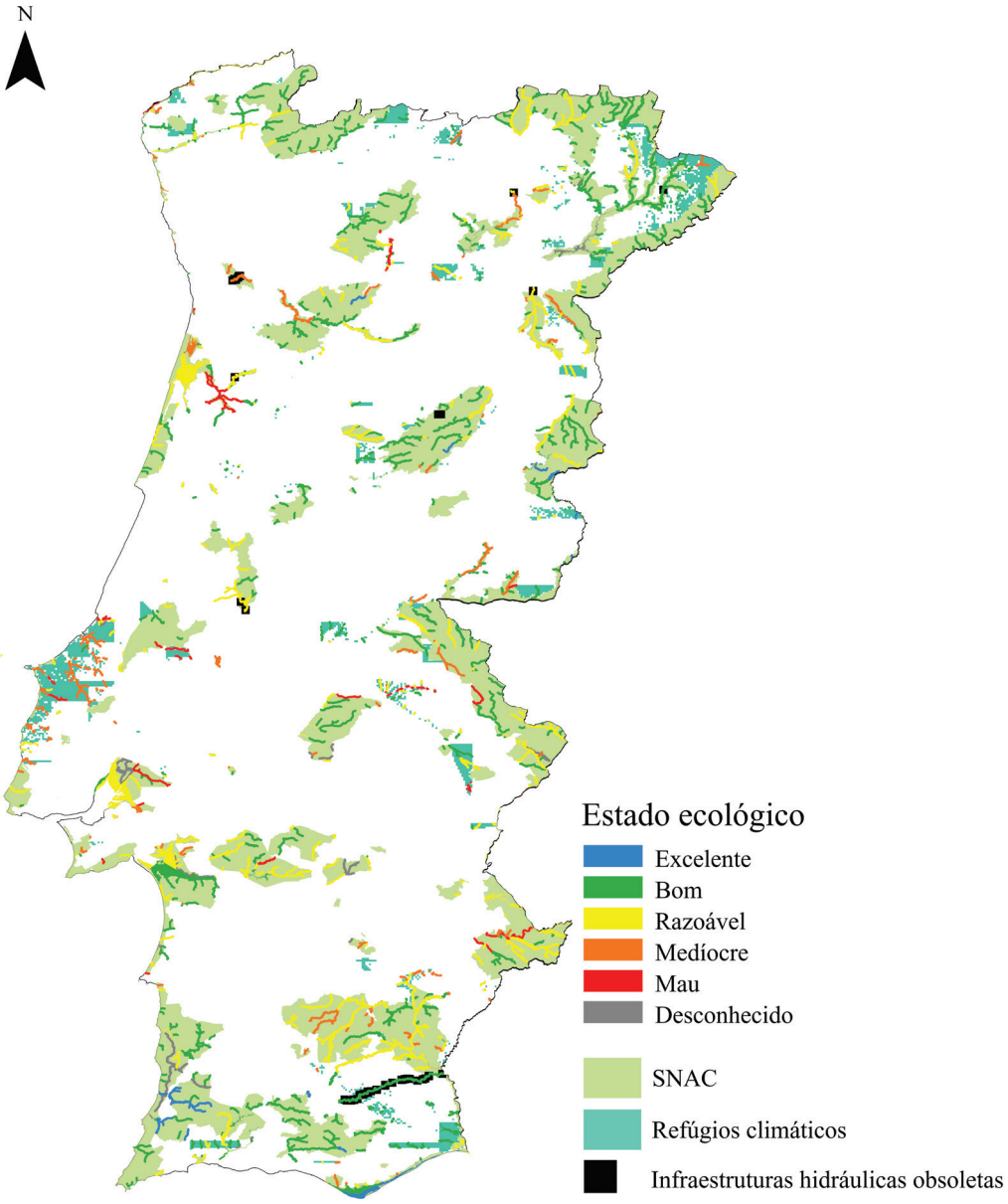



**Figura de Sumário Executivo 7.** Prioridades de restauro dos sistemas aquáticos de águas interiores localizados nas áreas do SNAC e refúgios climáticos (cenário RCP 6.0 e meta de 500 km2 de segurança climática para cada espécie de vertebrado). Inclui a localização das infraestruturas hidráulicas (IH) obsoletas a desmantelar e estado ecológico das massas de águas a recuperar (com estado razoável, medíocre e mau; de acordo com o 2º ciclo dos PGRH, 2016-2021).

## Reforma 6 | Restauro dos ecossistemas marinhos

O diagnóstico de necessidades e metodologias de restauro da maioria dos ecossistemas marinhos é ainda objeto de investigação. A experiência de restauro de ecossistemas marinhos é muito escassa em Portugal, exceto para ecossistemas costeiros, como sapais, e pradarias de ervas marinhas. Tendo estes ecossistemas um alto valor para a conservação

do capital natural marinho, nomeadamente para mitigação e adaptação às alterações climáticas, e estando estes em risco devido a uma redução significativa da sua área nas últimas décadas, deverão ser considerados como prioridade absoluta para restauro ecológico. Além dos sapais e pradarias de ervas marinhas, as florestas de *kelp* também desempenham um papel crítico na regulação do ciclo de carbono, estando em risco elevado de desaparecer. Havendo muita investigação sobre o seu restauro a decorrer em Portugal, esse conhecimento deve ser usado para avançar com identificação de áreas de intervenção prioritária e desenvolvimento de projetos de restauro.

- Para os ecossistemas marinhos, em sintonia com os compromissos da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, propomos um programa de restauro ecológico focado, numa primeira fase, no restauro dos sapais, das pradarias de ervas marinhas, e florestas de *kelp*, em áreas da RNAMP que já possuem estes ecossistemas, com vista à expansão da sua área atual. Propomos também a identificação de novas áreas protegidas, incluindo florestas de *kelp* e outras florestas de macroalgas, de modo a permitir a gestão ativa destes ecossistemas com vista à sua conservação e restauro.

- Particularmente relevante no caso marinho é o restauro da biomassa das espécies com interesse comercial. É fundamental definir planos de recuperação dos *stocks*, tendo como referência a biomassa histórica das espécies, e considerando os impactos das alterações climáticas, uma vez que a recuperação desses *stocks* não só promove uma maior sustentabilidade da atividade pesqueira, como contribui também para a retenção de significativas quantidades de carbono que se fixam nessa biomassa e acabam por alimentar os ciclos de carbono naturais, incluindo o depósito de longo-termo nos sedimentos.

## FINANCIAMENTO PARA A BIODIVERSIDADE

A concretização dos objetivos globais de biodiversidade no horizonte pós-2020 requer investimentos anuais na ordem de 1% do PIB mundial para manter um capital natural responsável por 50% do PIB. A Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, com um âmbito de intervenção mais restrito, determina que a manutenção e restauro do capital natural irá requerer investimentos na ordem dos €20 mil milhões/ano. Considerando o tamanho da economia portuguesa (1.3% do PIB da UE), o volume de investimento nacional em conservação da biodiversidade deveria situar-se acima dos €260 milhões por ano, mas se considerássemos a importância relativa da biodiversidade portuguesa no contexto europeu, caberia um volume de investimento ordens de magnitude superior ao que se calcula com base no PIB. É fundamental a mobilização de financiamento público e privado para promover a alteração da trajetória de perda de biodiversidade. Ao nível das políticas públicas, é imprescindível garantir a convergência política dos investimentos e erradicar os chamados "subsídios perversos" que financiam atividades económicas (agricultura, produção florestal, pesca) geradoras de externalidades negativas sobre

os bens públicos, como é a biodiversidade. De igual modo, é imprescindível identificar novos incentivos e estímulos que possam levar os agentes económicos a desenvolver atividades empresariais que, além de gerar riqueza, trabalho e bem-estar, valorizem e protejam a biodiversidade e os seus serviços.

Neste estudo, reconhece-se o potencial de mobilização de financiamentos para a biodiversidade, no âmbito do Pacto Ecológico Europeu, mas aborda-se, sobretudo, o financiamento por via de mecanismos fiscais e de mercado, que permitam internalizar os custos da gestão e do restauro do capital natural na estrutura de preços de bens e serviços que deles dependem. Um mercado ambientalmente funcional implica a existência desses mecanismos de internalização dos custos ambientais, ou seja, a afetação de responsabilidade decorrente dos impactes ambientais das escolhas realizadas pelos agentes económicos.

A abordagem fiscal que defendemos assenta na defesa da neutralidade da carga fiscal, ou seja, na assunção de que o aumento fiscal que propomos será compensado ao cidadão e às empresas com uma diminuição fiscal noutros impostos, como por exemplo os impostos sobre o trabalho (IRS, TSU), escalas de IRC diferenciadas por serviços mais alinhados com as políticas públicas ambientais, nacionais, europeias e internacionais, entre outros critérios adequados no enquadramento europeu.

A própria Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 preconiza a aplicação dos princípios do utilizador-pagador e do poluidor-pagador, como elementos coadjuvantes do financiamento da política de conservação da biodiversidade.

A aplicação do princípio do utilizador-pagador na gestão das áreas protegidas poderá traduzir-se na cobrança da utilização dos serviços dos ecossistemas, ou usufruto do capital natural, destes territórios. A modalidade de cobrança deste serviço deverá ser ajustada às condições específicas de cada área protegida e definida em articulação com os residentes locais e entidades responsáveis pela cogestão destes territórios, podendo incluir taxas de acesso e circulação, taxas turísticas sobre serviços de visitação, restauração e/ou hotelaria, entre outras soluções. A aceitação política e social destas taxas dependerá, em grande medida, da utilização que for feita das verbas arrecadadas e da transparência de todo o processo. Assim, é fundamental que a receita seja objeto de redistribuição na comunidade, ou de canalização para projetos e ações de conservação, garantindo a execução ou remuneração das ações diretas de gestão do território com incidência positiva sobre o capital natural valorizado. A justa aplicação deste princípio transforma os proprietários e/ou gestores do território em "protetores-recebedores".

A aplicação do princípio do poluidor-pagador, por outro lado, implica a internalização, nos processos produtivos, dos impactes negativos sobre a biodiversidade, nomeadamente os custos das externalidades negativas sobre a biodiversidade. Alguns desses custos poderão ter origem na taxação das atividades negativas, devendo também os custos incluir a compensação da biodiversidade destruída, decorrente da atividade económica numa localização específica, através da criação de mecanismos formais

de compensação, como o mercado de créditos de biodiversidade. Assim, onera-se a degradação do capital natural e usa-se uma parte desse capital no financiamento da conservação e regeneração da biodiversidade.

Para Portugal conseguir contribuir efetivamente para inverter a trajetória de colapso da biodiversidade, precisará de políticas públicas coerentes e de afirmar a biodiversidade e a gestão do capital natural como desígnio nacional e de justiça intergeracional, com expressão na política fiscal. É um desafio que requer convergência entre políticas sectoriais, soluções de governança, e a abertura a diferentes modelos de financiamento que devem passar por incluir agentes do mercado privado e não apenas os investimentos e subsídios públicos. É um desafio que implica também uma nova abordagem à fiscalidade e políticas empresariais.

### Reforma 7 | Implementação do princípio do utilizador-pagador nas áreas protegidas portuguesas

O princípio do utilizador-pagador determina que os beneficiários de um determinado serviço de ecossistema deverão contribuir para a manutenção desse serviço. A Europa não possui tradição de aplicação do princípio do utilizador-pagador nas áreas protegidas. Dadas as recomendações expressas na Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, para mobilizar financiamento para a conservação através da implementação do princípio do utilizador-pagador, esta realidade deverá ser revista. Nos restantes continentes, o acesso às áreas protegidas é acompanhado do pagamento de taxas. Os países com rendimento baixo praticam preços mais elevados ($19.71) do que os países de rendimento médio ($9.35) e elevado ($4.91). Em Portugal a utilização deste princípio nas áreas protegidas é ainda incipiente, sendo restrito a um par de experiências envolvendo taxas de acesso e algumas experiências de cobrança de serviços de visitação.

Contrariamente às áreas protegidas tradicionais, que constituem ilhas de natureza mais ou menos individualizadas de matriz rural ou urbana, as áreas protegidas nacionais são, elas próprias, um mosaico de paisagens urbanas, rurais e seminaturais complexas onde coexistem espaços urbanos e rurais sujeitos a uma multiplicidade de usos e funções. Portanto, a implementação do princípio do utilizador-pagador nas áreas protegidas deverá ser objeto de soluções criativas que considerem as particularidades de cada área.

Fundamental para o êxito da introdução do princípio do utilizador-pagador nas áreas protegidas é que este reforce a equidade social ao instituir mecanismos de redistribuição da riqueza entre as regiões mais produtivas (p.ex., grandes cidades no litoral), e regiões menos produtivas (p.ex., território rural). Se executado incorretamente (p.ex., verbas canalizadas para o orçamento de Estado sem retorno direto, claro e transparente para a região que os gerou; como acontece atualmente), poderá gerar conflitos sociais desnecessários e dificultar a implementação deste mecanismo importante para alavancar a gestão efetiva da biodiversidade nas áreas protegidas. Para funcionar, consideramos que a aplicação do princípio do utilizador-pagador deve seguir quatro regras de ouro:

1. Os residentes, incluindo os que detêm propriedades de segunda residência, devem estar isentos de pagamento de taxas de acesso e/ou circulação, pois já pagam outro tipo de imposições fiscais sobre a propriedade;

2. As verbas arrecadadas devem ser utilizadas na manutenção e/ou requalificação do capital natural das áreas classificadas e não utilizadas para financiar gestão corrente (salvo, eventualmente, uma taxa fixa ≤10% para cobrir custos indiretos da comissão local de cogestão);

3. Uma parte significativa das verbas deve ser redistribuída pelos agentes responsáveis pela gestão da biodiversidade, devendo ser criados mecanismos claros e transparentes para acesso a esses fundos;

4. Deve existir total transparência na utilização destas verbas, devendo o destino das mesmas ser anualmente publicitado através de uma plataforma *online* simples, clara e de acesso universal.

| | A aceitação generalizada da implementação do princípio do utilizador-pagador nas áreas protegidas portuguesas beneficiará da adesão às quatro regras de ouro descritas. Por outro lado, as soluções locais a implementar serão mais eficazes se forem definidas e geridas através das comissões de cogestão, com forte implantação local, em vez de, como feito atualmente, pela autoridade nacional de conservação da natureza e da biodiversidade. Em determinadas modalidades de implementação (p.ex., taxas de acesso ou circulação), é possível conceber um sistema em que uma parte da receita seja canalizada para o Fundo Ambiental (p.ex., 20%) numa ótica de subsidiação cruzada, i.e., transferências utilizadas no restauro de áreas protegidas com menos capacidade de autofinanciamento, ou no desenvolvimento de estudos e monitorizações de biodiversidade, de índole regional ou nacional. Os mecanismos de autofinanciamento por via da implementação do mecanismo de utilizador-pagador devem ser contemplados nos contratos de cogestão que, propomos, seriam celebrados entre a autoridade nacional de conservação da natureza e da biodiversidade e as entidades contratualizadas.

### Reforma 8 | Criação de mercados de créditos de biodiversidade

Os mercados são mecanismos de regulação de comportamentos sociais e económicos. Para que o mercado funcione é necessária informação, conhecimento, capacidade de produção e vontade de comprar a um determinado preço. Quando existem falhas de mercado, normalmente não existe informação e conhecimento para que um bem ou serviço possa ser alvo de um plano de negócio, que origine um preço de transação de cada unidade vendida. No caso dos serviços de ecossistema prestados pela biodiversidade, existem várias falhas de mercado, uma vez que não existe um preço

de mercado para este serviço. Considerando que as externalidades negativas sobre a biodiversidade não têm ainda um valor, elas não são incorporadas nos custos diretos das organizações. O Mercado de Créditos de Biodiversidade aborda as falhas de mercado criando um mecanismo de internalização do custo das atividades económicas, em termos de degradação da biodiversidade, e desenvolvendo mecanismos de remuneração dos que assentam a sua atividade na manutenção e/ou regeneração da biodiversidade.

Especificamente, o Mercado de Créditos de Biodiversidade permite a transação de créditos de biodiversidade por um valor monetário acordado entre compradores e vendedores, numa plataforma virtual onde todas as transações são realizadas, pagas e registadas. Este Mercado, gerido por uma Entidade Gestora do Mercado de Créditos de Biodiversidade, inclui um conjunto de agentes como: compradores e vendedores de créditos; a plataforma de registo e transação, e uma entidade reguladora, que define um conjunto de regras simples de funcionamento. A Entidade Gestora tem como funções: i) promover ações de manutenção e restauro da biodiversidade; ii) dinamizar o *Public Biobank*, que investe em restauros para a geração de créditos em propriedades públicas e privadas detentores de  acordos estabelecidos com o Estado para o desenvolvimento de melhores práticas de gestão da biodiversidade; iii) gerir e manter a Plataforma digital de transação de créditos de biodiversidade; e iv) gerir a Entidade Reguladora que irá, de forma contínua, dar recomendações ao mercado sobre as melhores práticas de gestão de biodiversidade a seguir, bem como regular algumas componentes do mercado de forma a garantir a qualidade da informação comunicada ao mercado de potenciais compradores de créditos.

| | Reconhecimento da importância dos mercados de créditos de biodiversidade e da iniciativa privada para reforçar o financiamento necessário à biodiversidade, criando um mercado em Portugal com regras simples, bem definidas e capazes de dar flexibilidade ao mercado para criar projetos inovadores (Figura de Sumário Executivo 8). Estes fundos poderão ser geridos por sociedades gestoras de fundos, *private equities*, e outras entidades consideradas apropriadas. O Banco Português de Fomento poderia dinamizar um projeto de fundo-piloto, recorrendo a peritos com conhecimento técnico adequado, que pudessem consubstanciar uma parceria público-privada, com algum cofinanciamento europeu e com a participação remanescente no fundo por parte de investidores privados.

**ENTIDADE REGULADORA DAS ENTIDADES EMITENTES DE CRÉDITOS**

Regula os critérios mínimos que as empresas que vendem créditos devem cumprir (metodologias usadas, alinhamento com a política pública, informação obrigatória a reportar, etc.).

**Geração de créditos de biodiversidade**

**1)** Restauros que têm sido realizados ao longo dos anos, que permitem o reconhecimento de créditos no início do estabelecimento legal deste mercado.

**2)** Restauros que serão realizados, após o estabelecimento legal deste mercado, e que virão a originar créditos de biodiversidade.

**Tipologia de créditos e respetiva valoração hierárquica**

**1)** Os créditos de biodiversidade podem incluir várias tipologias, cada uma com valoração distinta. Existirão assim créditos classificados de: prata; ouro; platina. Esta tipologia e valoração hierárquica é definida pelo Estado.

**2)** O mercado deve assumir uma valorização hierárquica por hectare de acordo com a tipologia.

**3)** A valorização por hectare será resultado de dinâmica de mercado, podendo existir valores indicativos teóricos que sirvam de ajuda a colmatar a falha de mercado associada ao preço destes créditos.

**Transparência: Metodologias e informação**

**1)** São identificadas metodologias que os vendedores de créditos podem utilizar para quantificar e atribuir uma qualidade aos créditos.

**2)** É identificada a informação obrigatória (Biodiversity fact sheet) de cada projeto que origina o crédito vendido.

**Sobre as empresas vendedoras de créditos**

**1)** As empresas vendedoras de créditos podem ser: empresas privadas; empresas sociais; entidades público-privadas (como o Biobank).

**2)** O regime jurídico de empresas sociais ainda não está definido em Portugal (mas já existe em Inglaterra, França, EUA, entre outros), sendo recomendável a criação do mesmo.

**Figura de Sumário Executivo 8.** Sistema de Funcionamento do Mercado de Créditos de Biodiversidade: as Regras.

### Reforma 9 | Introdução de mecanismos de fiscalidade verde

Para dinamizar o Mercado de Créditos de biodiversidade e a existência de fundos de investimento, é fundamental a concretização de uma reforma da fiscalidade verde que incentive e remunere os agentes económicos que atuam de forma a promover os valores da biodiversidade e do capital natural. Assim, é necessário desenvolver incentivos/deduções fiscais que, em primeiro lugar, incentivem os potenciais vendedores de créditos de biodiversidade a investirem nas atividades geradoras de créditos, o que poderá passar por reduções de IVA, de IRC, da componente de IRS mensal do colaborador, dos custos associados à criação das empresas desta cadeia de valor, isenção de imposto de derrama, entre outros. Em segundo lugar, que incentivem os potenciais compradores de créditos de biodiversidade a realizarem estas aquisições, o que poderá passar por deduções à coleta, inclusão deste investimento no âmbito do SIFIDE - Sistema de Incentivos Fiscais à I&D Empresarial, majoração do custo em sede de IRS, à semelhança do que acontece com o mecenato, entre outros. Em terceiro lugar, que incentivem os fundos de investimento e a banca a investir e atribuir crédito a empresas que promovam a criação de créditos de biodiversidade, o que poderá passar por uma redução do

imposto de selo, e outras medidas que contribuam para diminuir o risco percecionado pelo sector financeiro da viabilidade económica deste tipo de empresas.

| | Desenvolvimento de uma ambiciosa reforma da fiscalidade verde que permita condicionar comportamentos perversos sobre o ambiente e alavancar os compromissos ambientais (Figura de Sumário Executivo 9). Esta reforma deve ir além de uma abordagem exclusivamente punitiva (mais taxas e impostos), devendo oferecer também deduções, isenções e reduções de impostos às organizações e cidadãos que tomem decisões convergentes com o Pacto Ecológico Europeu, nomeadamente com a promoção da conservação e restauro da biodiversidade, quer ao nível dos fluxos associados ao Mercado de Créditos de biodiversidade, quer ao nível do alinhamento da atividade principal da empresa com os objetivos ambientais nacionais e europeus.

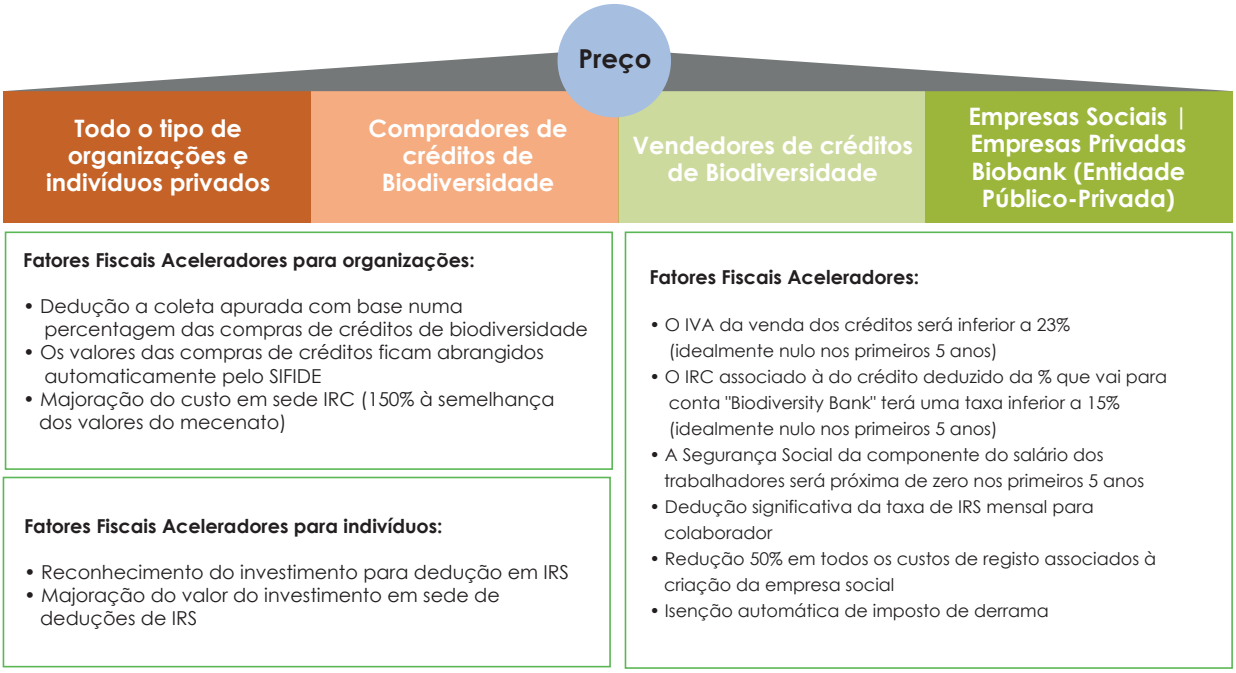



**Figura de Sumário Executivo 9.** Sistema de Funcionamento do Mercado de Créditos de Biodiversidade: ideias iniciais de fiscalidade verde.

## SÍNTESE DE IDEIAS-CHAVE

| As políticas públicas na área do ambiente, nomeadamente da biodiversidade, devem estar baseadas nos melhores dados e ciência disponíveis, sendo necessário colmatar lacunas de informação e centralizar os dados nacionais de biodiversidade numa plataforma única, de acesso livre, interoperacionalizada com as plataformas internacionais de que Portugal faz parte.

- Travar a perda de biodiversidade exige um nível de articulação intersectorial muito superior ao atual, mormente nas áreas de interação entre a agricultura, floresta, pesca, gestão territorial e conservação da natureza.

- As alterações climáticas introduzem desafios acrescidos à conservação e regeneração da biodiversidade que, se não forem tidos em conta no planeamento territorial para a biodiversidade, nomeadamente através de estruturas de adaptação climática, podem anular os efeitos da gestão local dos ativos de biodiversidade, assim como eventuais benefícios da convergência com outras políticas sectoriais. Dado que as espécies não têm nacionalidade, haveria vantagem de articular as estruturas de adaptação climática com Espanha, designadamente ao longo do território continental transfronteiriço.

- As oportunidades de mitigação climática através de soluções baseadas na natureza não podem ser desperdiçadas e exigem um planeamento estratégico para identificação de ecossistemas prioritários e implementação de medidas de gestão adequadas para maximização do seu potencial como sumidouros de carbono.

- A conservação da biodiversidade tem sido feita, primordialmente, por via da gestão passiva do território, articulada através de normativas sobre o ordenamento do território. Uma gestão eficaz da biodiversidade, nomeadamente visando o restauro de ecossistemas degradados, implicará a gestão ativa e adaptativa, orientada por objetivos verificáveis e cujo cumprimento deve ser monitorizado e avaliado.

- A governança partilhada das áreas classificadas e da sua biodiversidade deve ser aprofundada sendo, porém, necessária uma separação entre funções de promoção, avaliação e fiscalização, que deverão caber à autoridade nacional de conservação da natureza e da biodiversidade, e funções de execução da gestão ativa da biodiversidade que deverá ser implementada por consórcios de cogovernança contratualizados pela referida autoridade.

- Sem prejuízo do Conselho Europeu poder vir a aprovar metas de cumprimento obrigatório mais amplas do que as recomendações deste estudo, consideramos prioritários investimentos em restauro de ecossistemas aquáticos de águas interiores, costeiras e marinhas. Os primeiros e os segundos estão entre os ecossistemas mais ameaçados do mundo e todos eles desempenham um papel preponderante na regulação do ciclo do carbono.

- O financiamento da política de biodiversidade deve ter origem no valor adicional que os agentes económicos terão de pagar para usar o capital natural (quer como utilizadores-pagadores, quer como poluidores-pagadores, e que pode ser expresso através de taxas de utilização e/ou impostos sobre os impactes negativos gerados), bem como da receita proveniente dos mercados de créditos de

biodiversidade, que pode ser consubstanciada através da criação de fundos de investimento públicos, privados e público-privados.

| As políticas públicas na área da biodiversidade devem ser acompanhadas por políticas fiscais e económicas que acelerem a sua efetiva consideração pela economia de mercado.

## SÍNTESE DOS CAPÍTULOS

### 1. Contexto global, europeu e nacional

| A biodiversidade, ou diversidade biológica, representa a diversidade de vida em todas as suas formas e manifestações, incluindo a diversidade genética, de espécies, de comunidades e de ecossistemas. Ela pode ser descrita pela sua composição, recorrendo à quantificação do número e diferença dos organismos vivos em cada território, ou através de processos de ecossistema que resultam das interações entre organismos vivos com o ambiente físico e químico. Além do valor intrínseco da vida, a biodiversidade presta serviços essenciais aos seres humanos (os chamados serviços de ecossistema), nomeadamente, contribuindo para a purificação da água e do ar e para a criação de solo orgânico essencial para a produção de alimentos e fibras. O desaparecimento de um só elo, aparentemente insignificante, nesta complexa teia de vida, pode ter efeitos alargados muito negativos.

| Desde finais dos anos 60 do século passado, a trajetória de perda de biodiversidade tem sido consistente, acentuada e fortemente relacionada com o aumento demográfico e o aumento do consumo, agravado pela predominância de sistemas de produção lineares, que requerem um constante fornecimento de matérias primas, muitas das quais provenientes da biodiversidade ou produzidas à custa dela, e que geram um conjunto de "externalidades negativas", como sejam, a conversão de território natural em artificializado, com decorrente destruição de *habitats* para múltiplas espécies, poluição, sobre-exploração de recursos naturais pondo em risco a sua capacidade de regeneração, propagação de espécies invasoras com a decorrente homogeneização das faunas e floras, e alterações climáticas.

| Os serviços proporcionados pela biodiversidade estão avaliados pela OCDE e pelo *World Economic Forum* em USD $125-140 biliões (*trillion*) por ano, o que representa mais de metade do produto interno bruto (PIB) mundial. Só em 2020, a crise da COVID-19, que não é independente da crise de biodiversidade, terá representado uma perda global de 6.5% do PIB mundial.

| A resolução da crise global de biodiversidade não será possível sem o envolvimento dos dezassete Estados considerados megadiversos. Conjuntamente, estes

Estados representam 70% da biodiversidade terrestre planetária. No oceano, a situação é ainda mais complexa dada a natureza do alto mar, que se encontra fora da jurisdição dos Estados, e os elevados níveis de conectividade (logo interdependência) dos sistemas marinhos.

Existe consenso de que a inversão da trajetória de perda de biodiversidade deverá ir muito além das abordagens de proteção de espaços naturais, não deixando de reconhecer que estas assumem grande importância e têm margem para melhoria em termos de eficácia. Para o efeito será necessário reforçar a sustentabilidade das atividades produtivas, nomeadamente da agricultura e floresta, e dos padrões de utilização e consumo de recursos, aprofundar a integração da biodiversidade nos distintos sectores da economia e nas políticas climática e digital, desenvolver instrumentos de remuneração dos serviços dos ecossistemas orientados e assegurar a sustentabilidade do financiamento público e privado dos investimentos na economia e no mercado.

A União Europeia investe capital político nas plataformas multilaterais de concertação de políticas ambientais. Em matérias relacionadas com a biodiversidade e clima, assume a ambição de liderar pelo exemplo fixando, ainda que unilateralmente, objetivos ambiciosos de política para a biodiversidade a serem implementados pelos Estados-membros da União.

A Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 assume dois objetivos centrais: reforçar a coerência do sistema de áreas protegidas da Europa; e implementar um plano de restauro de ecossistemas. Além disso, a União Europeia integrará a biodiversidade como variável central do processo de decisão política e económica, e desenvolverá nova legislação e mecanismos que fomentem o envolvimento de atores sociais e económicos no financiamento e cumprimento das metas delineadas.

No âmbito do reforço de eficácia das áreas protegidas, a UE assume três compromissos: i) proteger legalmente pelo menos 30% da superfície terrestre e marinha da União Europeia, incluindo a integração de corredores ecológicos que contribuam para a construção de uma rede transeuropeia de áreas de conservação; ii) proteger de forma estrita pelo menos um terço das áreas protegidas da União Europeia; iii) gerir de forma efetiva todas as áreas protegidas da União Europeia, definindo objetivos e medidas de conservação claras e implementando mecanismos de monitorização adequados.

Em Portugal, a concretização das metas da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 é dificultada pelo facto de grande parte do território terrestre ser propriedade de privados, para quem a preservação do bem público não é, frequentemente, a principal prioridade. A solução adotada pelo Estado tem consistido, primordialmente, na imposição de normas e restrições ao uso e ocupação do território. Não obstante, em territórios expostos a uma reduzida dinâmica económica, por vezes abandono, a imposição de normas e regulamentos condicionantes do uso

do território têm um efeito diminuto na conservação da natureza. Em contraste, em territórios sujeitos a maior dinamismo económico, o conflito que decorre da imposição de limitações ao uso do território e a limitada eficácia destes instrumentos para a salvaguarda da biodiversidade, expõem as limitações do modelo e recomendam o aprofundamento de um quadro de financiamento para conservação da biodiversidade que remunere os atores com efetiva responsabilidade pela sua manutenção e restauro.

- Os ecossistemas de água doce estão entre os mais ameaçados do mundo. A sua conservação depende do ordenamento e gestão do território envolvente mas também da gestão da água. Dada a enorme dependência humana face aos recursos hídricos, a gestão de ecossistemas de água doce requer um esforço de compatibilização entre o consumo e a manutenção do caudal indispensável para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos. A Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 preconiza medidas específicas de restauro de cursos de água, incluindo a remoção de barreiras (p. ex., açudes, barragens) à circulação das espécies, especialmente as que já não têm uma função social relevante, e coloca restrições à construção de novas barreiras.

- No mar, além de importantes lacunas de conhecimento, especialmente no mar profundo, existem desafios para a implementação da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, nomeadamente, por um lado, a necessidade de enquadramento estratégico da biodiversidade nas estratégias sectoriais e de clarificação do enquadramento institucional, com instrumentos eficazes e processos capacitados, e, por outro, a resistência do sector das pescas em adotar e apoiar medidas de conservação da natureza e dos recursos. A primeira barreira tem implicações diretas na segunda, dado que apenas com o envolvimento direto das comunidades costeiras, incluindo a atividade piscatória, e com o estabelecimento de instrumentos de gestão, incluindo financeiros e compensatórios, será possível avançar com uma rápida e eficaz estratégia de conservação marinha.

## 2. Alterações Climáticas e Biodiversidade

- O clima é um dos fatores que condiciona a distribuição da biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas. Alterando-se o clima, altera-se a distribuição das espécies e o funcionamento das teias de interação que se estabelecem entre elas e que são o elo de conexão com o funcionamento e serviços dos ecossistemas. No entanto, a biodiversidade também condiciona o clima, mormente ao constituir-se como ator principal do ciclo do carbono tanto ao nível dos fluxos como dos *stocks*. Uma alteração na direção dos fluxos, convertendo sumidouros líquidos de carbono em emissores líquidos, ou destruindo *stocks*, transferindo o carbono para a atmosfera, pode alterar por completo os cálculos no âmbito das políticas de mitigação das alterações climáticas, criando disrupções no ecossiste-

ma planetário com consequências imprevisíveis. Em contrapartida, um aumento de *stocks* por meio do restauro e expansão de alguns ecossistemas pode ajudar a retirar e armazenar o excesso de carbono presentemente na atmosfera.

| Portugal encontra-se entre os países europeus com maior vulnerabilidade às alterações climáticas. Apesar de se saber que as alterações climáticas terão consequências profundas sobre a biodiversidade, com a tropicalização de algumas regiões em terra e no mar, e o incremento de aridez de outras regiões em terra, até à data não foram adotadas medidas específicas de adaptação climática para minimizar os riscos de perda de biodiversidade e dos serviços de ecossistema a ela associados. Tem-se assumido, na prática, que as condições que regem o funcionamento dos ecossistemas, e limitam a distribuição das espécies, se mantêm inalteradas.

| Existe, porém, uma crescente consciência da necessidade de convergência entre os objetivos de política climática e de biodiversidade. Tal é explicitamente referido na Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 e num recente relatório conjunto do Painel Intergovernamental para as Alterações Climáticas (IPCC) e da Plataforma Intergovernamental de Políticas Científicas sobre a Biodiversidade e Serviços dos Ecossistemas (IPBES) sobre biodiversidade e clima. Nestes documentos, reforça-se a necessidade de, por um lado, fomentar a adaptação da biodiversidade às alterações climáticas, por via do desenho de redes de áreas protegidas interconectadas e resilientes às alterações do clima e, por outro, promover a gestão de fluxos e *stocks* de carbono armazenados na biosfera, recorrendo a soluções baseadas na natureza que maximizem a captação e retenção de carbono por organismos vivos.

## 3. Rede de Áreas de Conservação no Horizonte 2030

| A concretização das metas da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, em Portugal, no que diz respeito à expansão e consolidação da rede transeuropeia de áreas de conservação da natureza, exigirá um esforço significativo. Em Portugal continental, a área atualmente contabilizável como protegida à luz dos critérios da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 (que implica uma gestão efetiva dos valores de conservação e adoção de mecanismos de monitorização dos mesmos) situa-se nos 22% (29% se considerarmos Reservas da Biosfera e Zonas Ramsar não coincidentes com RNAP e Rede Natura 2000). No mar territorial (dentro das 12 milhas náuticas da linha de costa) do continente, a área protegida é de 11% (8% em Rede Natura 2000 e 3% em áreas protegidas de âmbito nacional), mas apenas 4% da Zona Económica Exclusiva (ZEE), que corresponde à zona marítima que vai até 200 milhas da costa (medidas a partir das linhas de base), está coberta por alguma figura de proteção.

| Em contrapartida, o cumprimento da meta de 10% de território dedicado à "conservação estrita" implicará um esforço significativo, tanto em terra como no mar.

Estas áreas, poderão ser definidas como "territórios terrestres ou marinhos de elevado valor para a biodiversidade, cujo uso e ocupação estão subordinados a objetivos de conservação da biodiversidade, com exclusão de atividades extrativas excetuando-se, eventualmente em terra, atividades tradicionais de muito baixo impacte na biodiversidade". Em Portugal continental, apenas 0.17% do território encontra-se classificado com o nível de proteção total (comparável a conservação estrita). Ainda que se venham a afetar parcelas públicas de território, por exemplo matas públicas, ao uso de conservação estrita, não será suficiente para cumprir a meta de 10%. Será imprescindível incluir territórios privados, por via da sua classificação e/ou conservação voluntária por parte de proprietários, da sua aquisição pelo Estado para fins de conservação, ou por iniciativas envolvendo, p.ex., contratualização de medidas de gestão com os proprietários, ou do reforço de restrições à utilização destas propriedades. A opção será, fundamentalmente, política. No oceano, apenas 0.02% do mar territorial e 0.001% da ZEE são providos de normas de gestão que inibem a atividade extrativa, e são escassas as áreas de reservas marinhas com interdição de atividades humanas, pelo que o esforço será igualmente significativo, ainda que sem os constrangimentos e conflitos associados à imposição de normas e regulamentos em propriedade privada.

| A expansão do Sistema Nacional de Áreas Classificadas (SNAC) para 30% do território traduz-se em desafios de eficácia e eficiência. Eficácia porque a proporção adicional de área a classificar tem de contribuir para manter e incrementar o capital natural do país, num contexto de mudanças climáticas sem precedente histórico, ao que se junta, em terra, um acentuar de trajetórias sociodemográficas e socioeconómicas (de intensificação nuns casos e abandono noutros), com impacte na biodiversidade. Eficiência porque esta eficácia tem de ser maximizada face a restrições orçamentais e competição com outros usos produtivos. A competente prossecução destes objetivos, no quadro das restrições existentes, obriga ao reforço de processos de decisão baseados em evidência (*evidence-based decision making*), o que implica, entre outros fatores: i) o reforço da inventariação e monitorização de tendências de biodiversidade incluindo de grupos (p. ex., invertebrados) e ecossistemas (p.ex., costeiros e oceano) sub-representados; ii) a profissionalização da centralização, gestão e disponibilização de dados biológicos em Portugal, seguindo as melhores práticas internacionais (p. ex., *Global Biodiversity Information Facility* [GBIF], *Genetic Sequence Database* [GenBank]); iii) a internalização de metodologias de modelação e cenarização estratégica nos processos de decisão, em diferentes níveis da administração pública com responsabilidade sobre gestão da biodiversidade, em sintonia com práticas correntes em organismos multilaterais que gerem problemáticas social, política e ambientalmente complexas (p.ex., no IPBES e IPCC).

| Tendo em conta as necessidades de adaptação da biodiversidade às alterações climáticas e usando metodologias avançadas de modelação e cenarização, demonstramos existir potencialidade para expandir a atual rede de áreas classificadas

de modo a incluir refúgios climáticos necessários para a sobrevivência das espécies. Ainda que as áreas prioritárias variem entre grupos taxonómicos, as áreas localizadas no litoral da Estremadura e Ribatejo, em Trás-os-Montes, Alto Douro e Beira Interior, configuram-se como territórios suscetíveis de se converterem em refúgios climáticos (de retenção e deslocação) para um número desproporcionalmente elevado de espécies. Outros refúgios climáticos situam-se no Alto Alentejo e no sotavento algarvio.

| Uma análise fina de necessidades de adaptação para 292 espécies de vertebrados terrestres revela que a Rede Nacional de Áreas Protegidas e as Zonas Especiais de Conservação, classificadas ao abrigo da Diretiva Habitats, se sobrepõem com as áreas identificadas como refúgio climático, mais vezes do que as Zonas de Proteção Especial, classificadas ao abrigo da Diretiva Aves, e o território não protegido. Para assegurar uma cobertura de pelo menos 100 km$^2$ por espécie em condições de segurança climática, será necessário proteger 0.44-0.38% (RCP 6.0-RCP 8.5) de território adicional ao que já está coberto pelo Sistema Nacional de Áreas Classificadas (SNAC). A meta dos 100 km$^2$ representa o limite de raridade a partir do qual se considera, ao abrigo dos critérios da UICN, uma espécie como estando criticamente ameaçada. Se considerarmos metas mais seguras, de 500 km$^2$ e 1000 km$^2$ por espécie, então seria necessário um aumento de área de conservação de 3.08-3.86% e 8.94-8.86%, nos cenários RCP 6.0 e RCP 8.5, o que, a concretizar-se, nos aproximaria do cumprimento da meta de 30% de território protegido.

| Entre 1995 e 2015, o grosso das transformações da ocupação do solo, no SNAC do continente, foram de expansão da área florestal e de redução da área agrícola; tendência idêntica à verificada no restante território. O efeito destas trajetórias na biodiversidade deverá ser convenientemente analisado em sede de Planos Especiais (PE) e contempladas propostas de promoção do restauro ecológico e adaptação climática da biodiversidade, tal como preconizado na Estratégia Europeia da Biodiversidade 2030.

| Tal como para o uso e ocupação do solo, não se encontram indícios de que a gestão da água nos ecossistemas aquáticos e terrestres limítrofes esteja a ser feita de forma diferente dentro e fora do SNAC. De igual modo, a qualidade ecológica das massas de água interiores e costeiras não mostra sinais de melhoria significativa entre o primeiro e o segundo ciclos de avaliação no âmbito da Lei da Água, sendo semelhante dentro e fora do SNAC. Em convergência com os compromissos da Diretiva Quadro da Água e da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, propomos o lançamento de um programa de restauro ecológico abrangendo linhas de água em estado mau, medíocre, ou razoável e dando prioridade às que se encontram dentro do SNAC (2416 km) e em áreas identificadas como refúgio climático (408 km no cenário RCP 6.0 meta 500 km$^2$ por espécie). Deverão, igualmente, ser tomadas medidas de gestão ativa apropriadas, para evitar a degradação de linhas de água em estado bom ou excelente, devendo dar-se prioridade aos 2839 km e 309 km, respetivamente, que ocorrem no SNAC e nos refúgios climáticos identificados.

O restabelecimento da conectividade em cursos de água é uma das abordagens de restauro da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 que define, como meta, que 25.000 km de rios europeus estejam livres de barragens e ecologicamente restaurados. Na Europa existem alguns exemplos de sucesso na demolição de barreiras físicas (p. ex., rio Loire, em França, onde duas pequenas centrais hidroelétricas foram demolidas em 1998 por bloquearem a entrada do salmão atlântico). Em Portugal existem exemplos de demolição após análise do custo-benefício ambiental destas infraestruturas (p.ex., pequeno açude no rio Mondego - Ronqueira; antiga barragem do Alto Ceira, no rio Ceira na bacia hidrográfica do rio Mondego; barragem de aterro da Sardinha na bacia hidrográfica do rio Guadiana; barragem do Peneireiro no concelho do Alvito, afluente do Barranco da Casa Branca). Apesar de existir um levantamento de barreiras obsoletas, realizado pela CNA, não existe um calendário e um exercício de priorização para o seu desmantelamento. Neste estudo propomos priorizar o desmantelamento de barreiras obsoletas em cursos de água coincidentes com áreas SNAC, ou seja, cerca de 50% das barreiras obsoletas identificadas no território português.

De acordo com o Diagnóstico das Áreas Marinhas Protegidas elaborado pelo WWF, as áreas marinhas protegidas (AMP) nacionais cobrem apenas 2.1% do mar territorial e ZEE, mas a área sem atividades extrativas é de apenas 0.001%. A maioria é apenas moderadamente protegida (1.8% em 2.1%), permitindo uma variedade de artes de pesca e atividades com impacte negativo nos ecossistemas, sendo que várias AMP não conferem, através dos seus regulamentos, maior proteção que as zonas circundantes. A execução das recomendações da Estratégia Europeia da Biodiversidade 2030 implica uma substancial ampliação da Rede Nacional de Áreas Marinhas Protegidas, mas também um reforço dos mecanismos de regulação e fiscalização que garantam a necessária autoridade para garantir a salvaguarda da biodiversidade marinha. É ainda necessário definir um plano de recuperação do capital natural marinho que inclua, para além das espécies e *habitats* prioritários para a conservação, os *habitats* com benefícios para a mitigação das alterações climáticas e a recuperação da biomassa das espécies com interesse comercial. Concomitantemente, será necessário definir um plano de adaptação às alterações climáticas na estratégia de conservação da biodiversidade marinha.

O conhecimento sobre o mar profundo está limitado a um número reduzido de áreas, não sendo possível proceder à análise detalhada das prioridades de conservação para este território. A exceção é o mar profundo dos Açores. Deste modo, para 1500 espécies de ambientes bentónicos e pelágicos do mar continental e do ambiente pelágico da plataforma continental estendida, identificaram-se potenciais refúgios climáticos. Apesar do seu carácter preliminar, desta análise sobressai, p. ex., que o *offshore* da Madeira parece ter um papel relativamente modesto como refúgio climático de retenção, destacando-se, porém, pelo elevado número de espécies, exteriores ao arquipélago, que aí poderão encontrar condições propícias à ocorrência. Em contrapartida, a região sul do *offshore* dos

Açores emerge como um potencial refúgio de retenção para inúmeras espécies pelágicas. A priorização das zonas de conservação mostra zonas de maior interesse concentradas no quadrante ocidental norte da ZEE de Portugal Continental e na zona oeste do arquipélago da Madeira. Para o arquipélago dos Açores, as zonas com maior interesse para conservação do ambiente pelágico parecem encontrar-se principalmente a sul da ZEE.

| A análise de prioridades de conservação em meio marinho permitiu detetar áreas potencialmente importantes para a biodiversidade que não se encontram abrangidas pelas atuais AMP. As abordagens desenvolvidas, nomeadamente no sentido de considerar o desafio climático no desenho de prioridades de conservação, poderão constituir-se como base metodológica para a identificação de AMP adicionais às existentes. No entanto, dada a qualidade limitada dos dados, é de esperar que as soluções otimizadas sejam instáveis e que a inclusão de mais e melhores dados venha a alterar, de forma substancial, as prioridades de conservação estimadas.

| Em relação aos ecossistemas marinhos costeiros dominados por vegetação, nomeadamente as pradarias de ervas marinhas, os sapais e as florestas de macroalgas, houve um declínio acentuado nas últimas décadas. O declínio das pradarias de ervas marinhas tem causado perdas de biodiversidade, nomeadamente de espécies com valor comercial, além de uma redução da qualidade das águas e um aumento da erosão costeira, sendo a *Zostera marina* a espécie mais necessitada de medidas para assegurar a proteção das suas populações. Em relação aos sapais, entre 1985-2006, Portugal Continental perdeu cerca de 6% da sua superfície devido à conversão de terrenos para o desenvolvimento de infraestruturas, indústrias e explorações salinas, mas a sua área tem-se mantido estável nos últimos anos. As grandes macroalgas castanhas, que formavam vastas florestas ao longo da costa de Portugal Continental, são agora abundantes apenas no norte do país. Apesar das alterações climáticas poderem ser um dos fatores principais a provocar este declínio, outros fatores como a sedimentação e a herbivoria são também importantes.

| Além da importância para a biodiversidade, a vegetação marinha costeira desempenha um papel fundamental no armazenamento do carbono atmosférico e oceânico. Cobrindo cerca de 0.2% do solo oceânico, estes ecossistemas podem reter carbono no sedimento equivalente a mais de metade do carbono verde global (carbono armazenado nos ecossistemas terrestres) e até 33% da captação total de $CO_2$ oceânico. O carbono azul pode ser armazenado como biomassa viva acima do solo (folhas, ramos, caules, lâminas), biomassa viva subterrânea (raízes) e biomassa não viva nos sedimentos. É, portanto, imperativo estancar a degradação de todos estes ecossistemas e proceder ao seu restauro. Outras medidas, como o cultivo de macroalgas, poderão aumentar o potencial de descarbonização das áreas marinhas costeiras.

| As alterações climáticas, o desenvolvimento costeiro, e os avanços na tecnologia de pesca (p.ex., a pesca de fundo), a exploração mineira, e a exploração e perfuração de petróleo e gás no oceano representam uma ameaça à estabilização dos *stocks* de carbono marinho, que poderia levar à sua remineralização e perda significativa. Por exemplo, o arrasto de fundo pode ter um impacte equivalente às emissões de carbono de toda a aviação à escala global. Limitar ou prevenir a extração de carbono azul, concomitantemente com a correta gestão das atividades piscatórias, com vista à sua sustentabilidade de longo prazo e a correta implementação da rede global de áreas marinhas protegidas, permitiria simultaneamente reconstituir a biomassa de peixe e beneficiar o armazenamento de carbono.

| Os desembarques da pesca têm diminuído desde a década de 60, e estão correlacionados com o esforço de pesca. Apesar do esforço de pesca ter decrescido nas últimas décadas, tal não se traduziu num aumento das capturas o que demonstra a necessidade de recuperar os mananciais pesqueiros através de medidas adicionais de gestão e proteção marinha já que as ferramentas tradicionais da pesca, como o ajuste da seletividade das artes, os tamanhos mínimos de captura, as paragens da pesca, parecem ter tido pouco efeito nos últimos anos, face às tendências observadas nos desembarques.

## 4. Ordenamento, gestão e governança das áreas classificadas

| A Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 preconiza o reforço da eficácia da gestão destas áreas. No entanto, englobados no conceito de "gestão", coexistem três conceitos que se complementam, mas que se confundem demasiadas vezes: definição do quadro regulatório sobre o uso e ocupação do território - a que se chama regularmente ordenamento; a gestão ativa da biodiversidade; e a governança das áreas classificadas. Em Portugal, os esforços de conservação têm sido desproporcionalmente focados no ordenamento do território em detrimento da gestão ativa da biodiversidade.

| Da análise das políticas públicas vinculadas ao meio terrestre, conclui-se que as principais lacunas para implementação da ENCNB 2030 se encontram na prevalência de uma gestão passiva, por oposição a uma gestão ativa, e numa fraca articulação intersectorial. A política climática oferece renovadas oportunidades de articulação com a gestão das áreas de conservação e a adaptação climática da biodiversidade. Em todas as políticas analisadas, é no domínio da conectividade ecológica que se encontram as maiores fragilidades. Ainda que estejam previstos mecanismos jurídicos para a definição de estruturas de âmbito regional, no caso do ordenamento do território, a Estrutura Regional de Proteção e Valorização Ambiental (ERPVA) nos Planos Regionais de Ordenamento do Território (PROT), no caso da Floresta os corredores ecológicos, previstos nos Planos Regionais de Ordenamento Florestal (PROF), estes não têm tido uma aplicação prática, nem

articulação concreta com a conservação de espécies e habitats ou com a adaptação climática.

No âmbito do ordenamento do território, admite-se que a Reserva Ecológica Nacional (REN) se possa constituir como a servidão administrativa e restrição de utilidade pública que mais facilmente poderá incorporar valências de conservação da biodiversidade, designadamente os corredores de conectividade climática entre áreas do SNAC e Refúgios Climáticos. A Estrutura Ecológica Municipal (EEM), por sua vez, oferece um enquadramento adequado para operacionalização, a nível local, do zonamento e regulamentação de usos e ocupação de solo em territórios consentâneos com a conectividade climática. A inclusão de novas valências de conectividade climática para a biodiversidade nas servidões administrativas e restrições de utilidade pública deverá ser articulada com mecanismos de financiamento de gestão ativa da biodiversidade.

Embora seja amplamente reconhecida a necessidade de manter o caudal ecológico dos cursos de água para assegurar o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, tal nem sempre é garantido. A promoção da continuidade fluvial é uma medida urgente para garantir a conservação e restauro da biodiversidade aquática (p.ex., através da remoção de barreiras transversais obsoletas). Por outro lado, estas barreiras transversais impedem o transporte e a reposição de sedimentos nos ecossistemas de transição e costeiros levando à perda de biodiversidade associada à alteração da estrutura e dinâmica dos ecossistemas. Mais ainda, identifica-se nas últimas décadas o aumento da necessidade de utilização da água doce para a agricultura, rega, consumo humano e outras atividades. É, pois, premente a implementação de uma gestão adaptativa nestes ecossistemas. Esta deve ser baseada em dados empíricos de modo a ajustar as medidas mais adequadas aos cenários de impacte das alterações climáticas na quantidade e qualidade da água e na biodiversidade dos organismos aquáticos.

No mar, a situação não é muito diferente no que respeita à fragilidade da articulação intersectorial e interministerial, não existindo grande articulação entre as políticas de conservação da natureza e a política de pescas a nível nacional, apesar da articulação entre os vários sectores estar consagrada nos instrumentos de ordenamento do espaço marítimo e da existência de uma Estratégia Nacional para o Mar e respetivo plano de ação. A conectividade ecológica e a resiliência climática não se encontram, por exemplo, adequadamente reconhecidas nas políticas de conservação marinha, que são ainda incipientes no que respeita aos seus princípios, objetivos, metas e integração nas políticas do mar em geral. No âmbito da implementação da Estratégia Europeia da Biodiversidade 2030 e do Pacto Ecológico, existe assim a oportunidade de identificar as boas práticas internacionais em matéria de conservação marinha e integração climática nas políticas de conservação e desenvolver os instrumentos estratégicos, programáticos e institucionais que permitam a Portugal assumir a liderança nestas matérias a nível Europeu.

| O regime jurídico de governança das áreas do SNAC tem sido sujeito a modificações frequentes, mas persistem fragilidades estruturais que nunca foram resolvidas. Subjacente à criação, em 1975, do Serviço Nacional de Parques, Reservas e Património Paisagístico (SNPRPP), convertido, em 1983, no Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza (SNPRCN), antecessor do Instituto da Conservação da Natureza (ICN), depois da Biodiversidade (ICNB) e agora das Florestas (ICNF), estava uma conceção centralizada da gestão das áreas protegidas. Reformas sucessivas culminaram no modelo atual de cogestão que pretende envolver as autarquias e outros agentes sociais na gestão das áreas protegidas. Porém, o modelo não resolve o problema de subfinanciamento e que se traduz, entre outras limitações, numa insuficiente massa crítica a nível das unidades de cogestão, faltando, por exemplo, a figura do Diretor Executivo, de perfil técnico, que responda perante a comissão de cogestão das áreas protegidas e de equipas técnicas capacitadas para responder às inúmeras solicitações a que uma gestão ativa do território implica. A comissão de cogestão, por sua vez, tem funções muito limitadas, fundamentalmente associadas à promoção, sensibilização e comunicação, e o ICNF continua a acumular, sem demasiados êxitos, funções de gestão, avaliação e fiscalização da gestão da biodiversidade num território cuja propriedade é, regra geral, privada.

| A consolidação de um sistema coerente e eficaz de governança das áreas protegidas beneficiará de uma clarificação de responsabilidades ao nível do modelo de governança. É crítica a separação de funções de promoção, avaliação e fiscalização (que deveriam coexistir com responsabilidade de diagnóstico e monitorização) e de execução dos programas de gestão das áreas protegidas. A promoção, avaliação e fiscalização da gestão deverá caber à autoridade nacional de conservação e da biodiversidade, atualmente o ICNF (excetuando o *offshore* marítimo e territórios dos Açores e da Madeira), e a gestão da biodiversidade, caberia a consórcios com personalidade jurídica (envolvendo, p.ex., associações de cidadãos ou municípios, cooperativas de residentes e proprietários locais, empresas de gestão do território), com as quais a autoridade de conservação contratualizaria a execução de um caderno de encargos, posteriormente traduzido num plano de gestão ativa e adaptativa (atualmente inexistentes) a desenvolver, p.ex., num horizonte de 10-30 anos, e cujo cumprimento seria sujeito a um acompanhamento e avaliação intercalar regular por parte da autoridade de conservação da natureza e da biodiversidade.

## 5. Financiamento da Biodiversidade

| A OCDE estima que a concretização dos objetivos de Biodiversidade 2030 requer investimentos de cerca de 1% do PIB mundial. A implementação da Estratégia europeia de Biodiversidade 2030, com um âmbito de intervenção mais restrito, implicará a mobilização de mais de €20 mil milhões de euros/ ano de fundos públicos e

privados para a conservação e restauro da biodiversidade na Europa, o que, em Portugal, equivale a €260 milhões/ ano. O volume de financiamento necessário contrasta com o subfinanciamento crónico sector em Portugal, que se materializa a três níveis: i) fragilidades nas estrutura e funcionamento das instituições responsáveis pela execução da política de conservação, fiscalização das atividades com incidência negativa sobre a biodiversidade, compilação de dados biológicos e monitorização de tendências biológicas; ii) insuficiências na execução ou remuneração de ações de gestão ativa do território e da biodiversidade; e iii) desconhecimento por parte das entidades financiadoras (públicas e privadas) dos riscos que Portugal enfrenta, ao nível da potencial perda de PIB a curto e médio prazo, associados às perdas de biodiversidade.

| O Orçamento do Estado dificilmente cobrirá a totalidade das necessidades de financiamento da biodiversidade nas áreas classificadas e não classificadas. Contudo, Portugal poderá beneficiar de reforço de financiamentos europeus para redução do impacte de atividades produtivas na biodiversidade. Destaca-se, pelos montantes envolvidos, a nova Política Agrícola Comum (PAC) no horizonte 2023-2027, que ambiciona um maior alinhamento com as metas de política ambiental e climática e com a Taxonomia da UE referente a atividades ambientalmente sustentáveis, reservando 40% do orçamento para apoiar objetivos climáticos e de biodiversidade. Cada país desenvolve o seu plano estratégico da PAC (i.e., PEPAC) e está obrigado a reforçar a sua ambição em matéria de ambiente face ao período de programação anterior. Portugal deverá aumentar os níveis de ambição do PEPAC, garantindo uma forte articulação intersectorial entre os Ministérios da Agricultura e do Ambiente, sem a qual será difícil assegurar a efetiva convergência de políticas europeias e a execução eficaz dos fundos da PAC. A implementação da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade proposta afigura-se uma oportunidade para convergência de políticas sectoriais, dado que implica o reforço da conectividade entre territórios classificados e não classificados.

| A concretização do objetivo de conservação estrita de 10% do território terrestre configura-se como um desafio importante, pois não existem terrenos públicos em número suficiente e/ou com dimensão suficiente que possam ser afetos a este uso, em meio terrestre. A progressiva aquisição, por parte do Estado, e/ou estabelecimento de protocolos com proprietários privados (e respetivo acesso a capital) de terrenos com elevado valor de biodiversidade em áreas protegidas, ou a proteger, não sendo prática corrente em Portugal, seria desejável. O sector privado pode, igualmente, contribuir para a consecução da meta dos 10%, promovendo a aquisição, classificação e gestão de áreas protegidas estritas, p.ex., áreas de *rewilding* com fins de exploração turística e/ou de comercialização de potenciais créditos de biodiversidade. Existem exemplos de financiamento coletivo (*crowdfunding*), para aquisição e gestão de pequenas áreas, mas existe, igualmente, potencial para o envolvimento de empresas que pretendam fazer compensação (*offsetting*) da sua pegada ambiental, constituindo os mercados de crédito de biodiversidade uma ferramenta essencial para esse fim.

| No mar a situação poderia ser vista como potencialmente mais simples dado tratar-se de um território público, mas será fundamental integrar as políticas de conservação com as políticas sectoriais, nomeadamente da pesca (quer a nível nacional quer europeu), assim como da gestão do risco costeiro e salvaguarda de pessoas e bens, e prever mecanismos compensatórios para perdas que possam ocorrer com a implementação de áreas estritamente protegidas. Esses mecanismos podem derivar de instrumentos públicos (como, por exemplo, o fundo europeu das pescas e taxas de usos) e privados (p. ex., filantropia, ou mesmo novos instrumentos de mercado, como sejam as *blue bonds* apesar de, numa primeira fase, existir sempre a necessidade do envolvimento público para a mitigação do risco financeiro e de imparidade percecionado).

| A Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 preconiza a aplicação dos princípios do utilizador-pagador e do poluidor-pagador, como elementos coadjuvantes do financiamento da política de conservação da biodiversidade. A aplicação do princípio do utilizador-pagador nas áreas protegidas poderá traduzir-se na cobrança pela utilização dos serviços dos ecossistemas, ou usufruto do capital natural, destes territórios. A modalidade de cobrança deste serviço deverá ser ajustada às condições específicas de cada área protegida e definida em articulação com os residentes locais e entidades responsáveis pela cogestão destes territórios, podendo incluir portagens de acesso, taxas turísticas sobre serviços de restauração e/ou hotelaria. A aceitação política e social desta tributação adicional dependerá, em grande medida, da utilização que for feita das verbas arrecadadas e da transparência associada a esta utilização. Preconizamos que estas sejam usadas para execução ou remuneração das ações diretas de gestão do território com incidência positiva sobre o capital natural valorizado.

| A aplicação do princípio do poluidor-pagador implica a internalização do custo, nos processos produtivos, das externalidades negativas sobre a biodiversidade. Preconiza-se a criação de um mecanismo de avaliação e valoração de impactes das atividades económicas sujeitas a Avaliação de Impacte Ambiental (AIA) em todo o território nacional e a criação de um mecanismo formal de compensações (*offsetting*) que seria utilizado para remunerar a manutenção, criação e restauro da biodiversidade e ecossistemas associados no Sistema Nacional de Áreas Classificadas. Este mecanismo consiste na criação de um mercado de créditos de biodiversidade sendo necessário contabilizar os potenciais créditos que se podem gerar por regiões, bem como os valores mínimos de biodiversidade que não podem ser deteriorados. Cada AIA deveria passar a incluir uma seção sobre como o projeto irá compensar os impactes na biodiversidade que não consegue evitar, utilizando o mercado de créditos de biodiversidade existente no país.

| Para que alguns dos instrumentos financeiros para a biodiversidade sejam desenvolvidos em Portugal, é necessário que, a nível governamental, os Ministérios das Finanças e da Economia avaliem e reconheçam o grau de dependência da eco-

nomia portuguesa da biodiversidade e dos serviços dos ecossistemas. Deste modo será possível elaborar cenários sobre evolução da economia portuguesa (em concreto sobre a evolução do PIB) em função das perdas de biodiversidade provenientes do aumento da temperatura e de sobreconsumos, assim como de eventuais ganhos decorrentes de um reforço do investimento em atividades de manutenção e restauro da biodiversidade. Este estudo iria consubstanciar propostas para uma política fiscal e económica que acompanhe e faça implementar uma economia de mercado que promova a biodiversidade e o ambiente em geral.

| Uma possibilidade para alavancar financiamento adicional para a biodiversidade seria criar, como projeto demonstrador piloto, um *Blended Finance Fund* que juntasse entidades financiadoras como o Banco Português de Fomento, Fundações privadas, como a Fundação Calouste Gulbenkian ou a Fundação Oceano Azul, *Private Equities*, grandes empresas e bancos, para financiar um fundo fechado que investisse num *mix* de atividades capazes de gerar riqueza e trabalho, e em simultâneo, permitissem a remuneração do capital natural, promovessem a manutenção e restauro da biodiversidade e dos serviços de ecossistemas. Este fundo poderia ser gerido por uma parceria público-privada para assegurar a agilidade do seu funcionamento, com a participação do Banco Português de Fomento para que este consiga compreender e aperfeiçoar as suas competências nesta área. Na fase de projeto-piloto, comprovar-se-ia a viabilidade desta abordagem, promovendo, assim, um incentivo ao desenvolvimento de outros fundos criados por atores privados. Os projetos financiados teriam de cumprir com um conjunto de critérios previamente identificados, nomeadamente a adesão à Taxonomia da UE sobre atividades ambientalmente sustentáveis. Para que cada projeto pudesse ser elaborado para apresentar a forma como cumpre com estes requisitos seria necessário que os promotores empresariais tivessem cofinanciamento para a elaboração destes documentos (p.ex., pelo COMPETE), para um período inicial de 5 anos, até as empresas ganharem o conhecimento para serem autossuficientes nestas competências

# 1



# CONTEXTO GLOBAL, EUROPEU E NACIONAL

**Nos últimos 50 anos, fomos testemunhas de um acelerar da trajetória de perda de biodiversidade. Não há região do planeta, marinha ou terrestre, que escape à tendência global de simplificação da diversidade da vida planetária. À cabeça das causas de perda de biodiversidade, estão a destruição de habitats naturais e seminaturais, por conversão deste tipo de territórios em agricultura e floresta intensivas de produção, a sobre-exploração de recursos biológicos, designadamente a caça e pesca, as invasões biológicas, causadoras de uma homogeneização global das faunas e floras, a poluição química, designadamente das águas interiores, e as alterações climáticas, cujos impactes se farão sentir com maior acuidade à medida que nos aproximamos do meridiano deste século. Neste capítulo, explicamos porque é importante contrariar esta trajetória de perda de biodiversidade e porque tem sido difícil concretizá-la. Detalhamos os planos da União Europeia para a biodiversidade no horizonte 2030 e proporcionamos uma introdução sucinta sobre alguns dos desafios e oportunidades que se apresentam a Portugal para abordar eficazmente a salvaguarda do capital natural, que lhe coube cuidar e legar para as próximas gerações.**

## 1.1. PORQUÊ PRESERVAR A BIODIVERSIDADE?

A biodiversidade, entendida como a variabilidade de organismos vivos e as relações destes entre si e com o meio que os rodeia, está na base dos processos essenciais à vida no nosso planeta. Sem biodiversidade, a atmosfera teria uma composição química inapropriada para a vida humana. Não teríamos solo fértil, nem disponibilidade de água doce purificada em quantidade suficiente, ou recursos alimentares para sustentar a humanidade. Sem biodiversidade, não teríamos serviços ecossistémicos de polinização, de regulação do ciclo da água e de proteção contra cheias, nem de sequestro de carbono. O clima seria desfavorável para a vida, tal e qual a conhecemos. Sem a biodiversidade, a emergência da civilização não teria sido sequer possível, pois a energia consumida por nós e pelas nossas atividades teve origem, historicamente, em espécies animais e vegetais. Ainda hoje, a maior parte da energia consumida é de base orgânica. Isto é, energia solar metabolizada pela biodiversidade vegetal em tempos geológicos, no caso dos combustíveis fósseis, ou em tempos ecológicos, no caso da biomassa. A perda de biodiversidade altera, assim, o funcionamento dos ecossistemas com a decorrente redução da capacidade de fornecimento de serviços de produção, proteção e regulação essenciais à manutenção, não só das nossas atividades sociais e económicas básicas, como também, em situação extrema, da própria vida humana.

Há outras disfunções mais subtis que a perda de biodiversidade acarreta. É o caso do aumento do risco de zoonoses, como a que emergiu com a transferência para os seres humanos do vírus SARS-CoV-2, responsável pela doença COVID-19, e que, admite-se, terá sido proveniente de, pelo menos, duas espécies ainda não identificadas de animais. A probabilidade de ocorrência deste tipo de zoonoses aumenta proporcionalmente com a redução do efeito de diluição da biodiversidade. A maior parte dos microrganismos que estão na origem destas patologias são generalistas. Quer isto dizer que podem atuar em diversos hospedeiros, ainda que a transmissibilidade e capacidade infecciosa varie entre hospedeiros. Um sistema biodiverso (com muitas espécies e com populações saudáveis dessas espécies) proporciona um efeito de diluição e de tampão ao disponibilizar uma diversidade de hospedeiros, que reduz a probabilidade de transmissão para cada um dos hospedeiros considerados individualmente. Quanto mais dominante for a biomassa humana nos ecossistemas, maior a probabilidade dessas zoonoses se fazerem por transferência para humanos, em detrimento de outras espécies menos abundantes (*1*). Os efeitos sobre a saúde pública e a economia, decorrentes da paulatina degradação biológica dos ecossistemas, com consequente aumento de risco de emergência de zoonoses, podem ser catastróficos, como se pode verificar na sequência da crise da COVID-19.

Não é, pois, de estranhar que a perda de biodiversidade e o concomitante processo de alteração climática global sejam considerados os maiores desafios de política de ambiente do século XXI.

## 1.2. **O DESAFIO GLOBAL**

A crise da biodiversidade representa o maior desafio à nossa capacidade de gerir bens comuns à humanidade. Por comparação com a política climática, a política de biodiversidade é significativamente mais complexa. Basta referir que, ainda que se procurem consensos tão alargados quanto possível, a chave do problema climático reside nos cinco maiores emissores de $CO_2$ (66% das emissões são da responsabilidade da China, EUA, UE, Índia, Federação Russa). Acresce que no *mix* de soluções para abrandar a crise climática está também o desenvolvimento e adoção de novas tecnologias que, por si, são impulsionadoras de nova economia e motor de crescimento económico.

Porém, não será por falta de valor da biodiversidade que a política de biodiversidade tem tido dificuldade em afirmar-se. Os serviços proporcionados pela biodiversidade estão avaliados em USD $125-140 biliões (*trillion*) por ano, o que representa mais de metade do produto interno bruto (PIB) mundial (2). Por exemplo, entre 1997 e 2011, estima-se que se perderam $4-20 biliões por ano em serviços de ecossistemas associados a mudanças de uso do solo e $6-11 biliões associados à degradação do solo. Em 2020, a crise da COVID-19, que, tal como se refere acima, não é independente da crise da biodiversidade, terá representado uma perda global de 6.5% do PIB mundial (3), ou seja, *ca.* $5.5 biliões. Apesar de ser evidente que os serviços de regulação e suporte da vida são mais valiosos do que o próprio valor agregado da economia (sem vida não há economia), muitos destes serviços não são monetizados, entrando na categoria de bens públicos. Logo, não são facilmente integráveis na dinâmica dos mercados (4).

A resolução da crise de biodiversidade não será possível sem o envolvimento de, pelo menos, dezassete Estados considerados megadiversos. Conjuntamente, estes Estados representam 70% da biodiversidade terrestre planetária (Figura 1.2.a). No oceano, a situação é ainda mais complexa dada a natureza do alto mar, que se encontra fora da jurisdição dos Estados e os elevados níveis de conectividade (logo interdependência) dos sistemas marinhos. Ao nível dos impactes, as principais frotas, que estão a causar a perda de biodiversidade à escala global, são controladas por cerca de uma dezena de países. A responsabilidade pela resolução do problema da perda de biodiversidade encontra-se, assim, dispersa por inúmeros países, contrariamente à crise climática que poderia ser resolvida com o envolvimento ativo de apenas cinco blocos políticos industrializados.

A equação é ainda complexa pelo facto de muitos dos países considerados megadiversos se encontrarem em vias de desenvolvimento ou terem apenas recentemente entrado no grupo de países industrializados (p.ex., China e Índia). Regra geral, são países onde as opiniões públicas são pouco exigentes em matéria de biodiversidade, já que a preocupação central é a melhoria imediata das condições materiais, mesmo que alcançada à custa de um acelerar da perda de biodiversidade e de opções insustentáveis para as futuras gerações. O debate centra-se, assim, por um lado, nos custos de oportunidade ("o que perdemos por não acelerar a perda de biodiversidade?") associados à implementação de compromissos internacionais sobre biodiversidade e,

por outro, sobre a responsabilidade partilhada da implementação das políticas de conservação nos ditos "pontos quentes" de biodiversidade, de onde emerge a questão inerente aos custos ("sendo os benefícios partilhados, como se repartem os custos?").

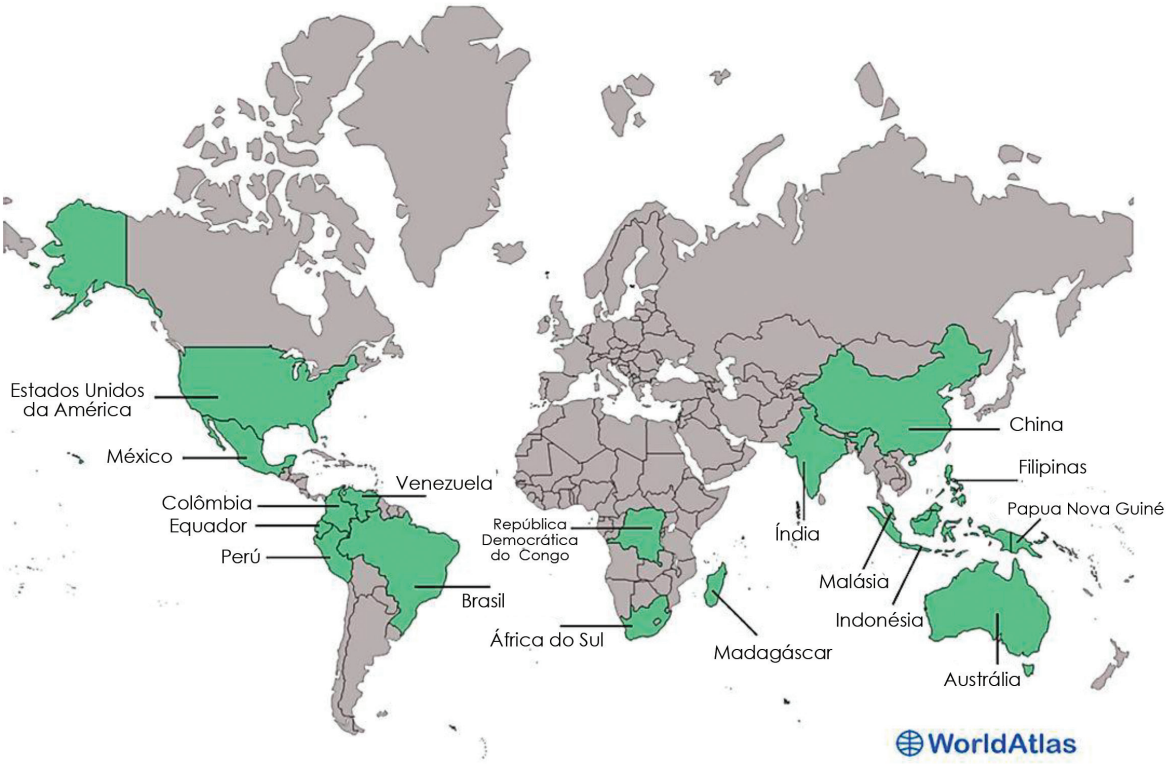



**Figura 1.2.1. a.** Distribuição geográfica dos países classificados como megadiversos por, conjuntamente, representarem 70% da biodiversidade terrestre estimada do planeta.

Na prática, está em causa um debate não resolvido sobre mecanismos que permitam transferências financeiras avultadas, maioritariamente dos países desenvolvidos para os países em desenvolvimento, e que sejam, simultaneamente, detentores de um valor de biodiversidade desproporcionado face à sua capacidade de gestão e aos amplos benefícios que produzem em larga escala; um debate dificultado pelos incipientes mecanismos globais de articulação política nestas matérias, e pelas ainda mais incipientes práticas de governação e elevada insegurança jurídica que predominam em vários dos países determinantes para uma efetiva preservação da biodiversidade global (*5*).

### 1.2.1. Gestão de fracassos

A política internacional de biodiversidade encontra-se, assim, numa encruzilhada. Avaliações recentes revelam que, desde finais dos anos 60 do século passado, a trajetória de perda de biodiversidade tem sido consistente, acentuada e fortemente relacionada com o aumento demográfico (*6*, *7*), que tem acrescentado cerca de mil milhões de humanos ao planeta por década. Inevitavelmente, um maior número de pessoas tem implicado um maior consumo de recursos naturais e, por sua vez, um maior consumo tem implicado uma maior afetação da produtividade primária líquida (ou seja, biomassa vegetal) produzida pelos ecossistemas. Este aumento de pressão sobre os sistemas naturais é agravado pela predominância de sistemas de produção industrial lineares que requerem um constante fornecimento de matérias-primas, muitas das quais provenientes da biodiversidade ou produzidas à custa dela. A consequência deste processo contínuo de crescimento da produção primária líquida, que é apropriada pelas atividades humanas, é a simplificação paulatina das redes de interação ecológica (em particular as redes tróficas) (*8*), com a consequente perda de biodiversidade e dos serviços dos ecossistemas por ela prestados.

As primeiras metas de biodiversidade estabelecidas pela Convenção sobre Diversidade Biológica (CBD na sua sigla em inglês) foram definidas em 2001, com o horizonte de 2010 (Figura 1.2.1.a). Não foi coincidência que as metas para a biodiversidade se seguiram à Avaliação dos Ecossistemas no Milénio, solicitada pela ONU, onde pela primeira vez, de forma institucional, se considerou o bom funcionamento dos ecossistemas como garante do bem-estar humano. Em termos comunicacionais, as metas de biodiversidade foram sintetizadas num único grande objetivo: "reduzir substancialmente a taxa de perda de biodiversidade", ainda que associadas estivessem 7 áreas de foco e 21 metas específicas (*9*). À semelhança do Acordo de Paris, que estabelece como meta genérica "prevenir alterações climáticas perigosas", sendo que para esse objetivo se considera necessário limitar o aumento de temperaturas a 2º C (*10*), idealmente a 1.5º C, assumiu-se que, focar atenções numa meta unificada para a biodiversidade, providenciaria um *proxy* para outras metas conexas (*11*).

**JUNE 1992**
Convenção da Diversidade Biológica (CBD) adotada na Earth Summit

**DEC. 1993**
Entrada em vigor da CBD

**NOV. 1994**
Primeira reunião da Conferência das Partes da CDB

**NOV. 2001**
A CDB publica o primeiro Panorama Global da Biodiversidade

**OCT. 2010**
Plano Estratégico para a Biodiversidade, incluindo as metas de Aichi adotadas para a Biodiversidade

**OCT. 2020**
Plano Pós-2020 para a Biodiversidade

**Figura 1.2.1. b.** Marcos principais da CBD. O último marco foi adiado para finais de 2021 e meio de 2022 (a 1ª reunião realizou-se a 11-15 outubro de 2021 e está prevista a próxima a 25 de abril e 8 de maio 2022 em Kunming, China). O Plano para o período pós-2020 deverá ser acordado em 2022.

A grande meta de biodiversidade para 2010 foi classificada como um rotundo fracasso - a taxa de perda não só não se reduziu como se acentuou. Assim, na 10ª Conferência das Partes da Convenção da Diversidade Biológica (COP 10), em Nagoia, no Japão, em 2010, optou-se por abandonar o foco numa meta única e referir, em igualdade de circunstâncias, 20 metas - denominadas Metas de Aichi - para o horizonte de 2020. A expectativa foi que, dado o caráter multidimensional da biodiversidade, dada a multiplicidade de domínios de intervenção para abordar a crise, e dada a necessidade de acompanhar progressos intercalares face ao grande objetivo unificador de reduzir a taxa de perda de biodiversidade, seria mais adequado focar a comunicação dos objetivos de biodiversidade em torno de 5 objetivos estratégicos acompanhados de 20 metas específicas (ver elenco das metas na Figura 1.2.1.c).




**Figura 1.2.1. c.** As áreas temáticas abrangidas pelas 20 metas de Aichi.

Não obstante as melhores intenções, a avaliação proporcionada pelo 5º relatório GBO 5 (*Global Biodiversity Outlook 5*) (*12*), que tinha como objetivo aferir o nível de execução das metas de Aichi, concluiu que nenhuma das 20 metas para a biodiversidade foi totalmente alcançada. Entre os êxitos parciais, o relatório destaca 10 áreas onde se verificou algum progresso:

**Objetivo estratégico A - Abordar as causas subjacentes da perda de biodiversidade, incorporando preocupações sobre biodiversidade em diferentes escalas de governação.**

- Cerca de 100 países incorporaram algum tipo de valoração da biodiversidade nos seus sistemas de contabilidade nacional (meta 2);

**Objetivo estratégico B - Reduzir as pressões diretas sobre a biodiversidade e promover o seu uso sustentável.**

- A taxa de desflorestação reduziu-se em um terço quando comparada com a década anterior (meta 5);

- Nos locais onde foram implementadas políticas eficazes de gestão da pesca, a abundância de mananciais de peixes marinhos foi mantida ou reforçada (meta 6);

- Há um crescente número de casos de sucesso de erradicação de espécies invasoras em ilhas e de implementação de mecanismos que previnam a introdução de novas espécies exóticas com potencial invasor (meta 9);

**Objetivo estratégico C - Melhorar a situação da biodiversidade protegendo ecossistemas, espécies e diversidade genética.**

- Tem havido um aumento progressivo de território coberto por áreas protegidas que, no horizonte 2000-2020, aumentou de cerca de 10% para cerca de 15% em meio terrestre, e de cerca de 3% para cerca de 7% em meio marinho, sendo que a extensão da cobertura de proteção das chamadas áreas-chave para a biodiversidade (key biodiversity areas) aumentou de 29% para 44% em meio terrestre (meta 11);

- Ações de conservação aplicada, como sejam a gestão de áreas protegidas, restrições à caça, controlo de espécies invasoras, ações de controlo contra o tráfico ilegal de espécies, conservação ex situ e reintroduções, contribuíram para evitar um número elevado de extinções de espécies. Estima-se que, sem estas ações, a taxa de extinção de aves e mamíferos teria sido quatro vezes maior do que a observada na última década (meta 12);

**Objetivo estratégico E - Melhorar a eficácia da implementação de políticas de biodiversidade por via do incremento do planeamento participativo, melhor gestão do conhecimento e reforço da capacitação.**

- O Protocolo de Nagoia foi aprovado e está em vigor em 87 países (meta 16);
- As estratégias nacionais de biodiversidade e respetivos planos de implementação foram atualizados de acordo com o Plano Estratégico para a Biodiversidade 2011-2020 por 170 países, que representa, 85% das partes da CBD (meta 17);
- Houve um aumento substancial de dados e informação disponíveis sobre biodiversidade, designadamente na sequência de iniciativas de ciência cidadã (citizen science) (meta 19);
- Os recursos financeiros para a biodiversidade disponíveis, através de mecanismos internacionais, duplicaram face ao período de referência (meta 20).

Em contrapartida, nenhuma das metas específicas do objetivo estratégico D (aumentar os benefícios sociais da biodiversidade e dos serviços dos ecossistemas por eles proporcionados) foi objeto de progresso.

## 1.2.2. A COP 15

A pressão internacional para reforçar a ambição e mecanismos de controlo das metas pós-2020 tem vindo a intensificar-se, dado que existe a consciência de que as taxas de degradação da biodiversidade se medem em décadas, enquanto as taxas de reposição de espécies extintas se medem em milhões de anos. Sem uma inversão de tendências, isto é, mantendo-se o cenário *business as usual*, a trajetória de perda de biodiversidade continuará o curso atual, para além do horizonte de 2050 (Figura 1.2.2.a), sendo difícil prever a magnitude dos impactes de longo prazo decorrentes do colapso dos serviços proporcionados pelos ecossistemas.

Segundo o atual consenso científico, as tradicionais medidas de conservação (p. ex., gestão de áreas protegidas, proteção de espécies ameaçadas, controlo de espécies invasoras), sendo necessárias e insubstituíveis, são insuficientes para travar a perda de biodiversidade nos horizontes de 2030, 2050 e 2100 (Figura 1.2.2.a). Apenas a convergência entre políticas sectoriais, com vista a reforçar os padrões de sustentabilidade do sector produtivo e a redução do consumo e da pegada ecológica *per capita*, aliada a uma maior ambição e eficácia de implementação das políticas de conservação, poderá inverter a trajetória atual de colapso da biodiversidade.

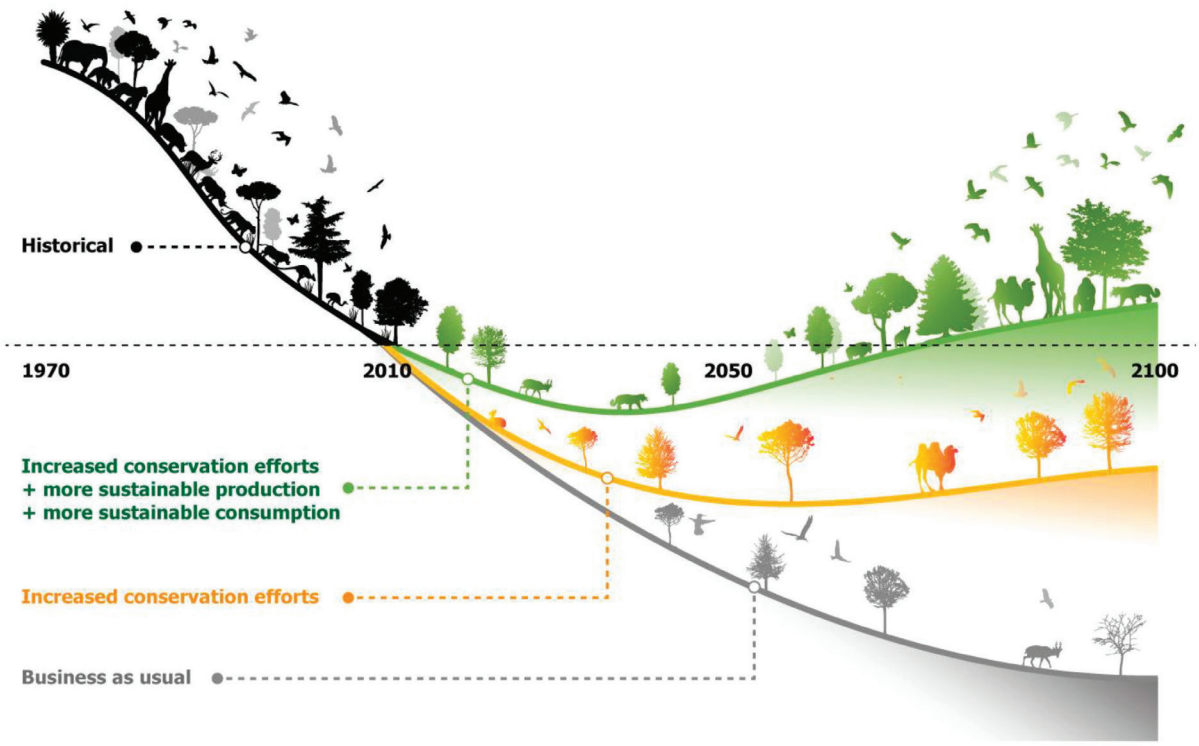



**Figura 1.2.2. a.** Cenários de perda de biodiversidade em função do portfólio de ações adotadas. Fonte: (13)

Especificamente, o Programa das Nações Unidas para o Ambiente (PNUA), no seu GBO 5, defende ser necessária a atuação convergente nos seguintes domínios:

1. Estabelecer sinergias com a política de ação climática, designadamente reforçando soluções de base natural para promover a mitigação das alterações climáticas (uma forma indireta de trazer para o mercado a conservação da natureza);

2. Reduzir outras fontes de pressão sobre sistemas naturais, como sejam a destruição de *habitats* prístinos (p. ex., para expansão agrícola e de floresta de produção), a proliferação de espécies invasoras, a sobre-exploração de mananciais pesqueiros e outras populações, e a redução da poluição. Parte da abordagem terá de ser regulatória, mas o sucesso destas medidas será tanto maior quanto mais se conseguirem criar alternativas de rentabilização dos espaços naturais através da gestão e, quando apropriado, do restauro do capital natural;

3. Reforçar *standards* ambientais em sectores primários, nomeadamente nos sectores da Agricultura e das Pescas, incluindo na aquicultura, responsáveis pela destruição de *habitats* prístinos em algumas das regiões mais ricas em biodiversidade do planeta, e por colapsos populacionais de espécies marinhas, respetivamente. Mais uma vez, há lugar para o reforço da regulação, mas o êxito dessas políticas será potenciado se os consumidores tiverem acesso a informação fidedigna, no-

meadamente através de rótulos e outros mecanismos de certificação ambiental de produtos alimentares, que incluam tanto a dimensão climática, como a dimensão da biodiversidade;

4. Racionalizar o consumo, tanto pela via da redução do mesmo, como pelo combate ao desperdício, favorecendo, sempre que possível, o consumo de produtos mais sustentáveis.

A realidade, porém, é pouco animadora. O ponto de situação da equipa portuguesa, que representou a União Europeia nas reuniões preparatórias da COP 15, sintetiza desta forma o atual estado dos trabalhos (*14*): "... há neste momento, o real risco de todo o processo continuar esvaziado e sem reflexão, e que é um sério problema prosseguir trabalhos inócuos que levarão à aprovação de um *Post-2020 Global Biodiversity Framework* vazio de significado, sem ambição e bastante pior do que a anterior Estratégia *Aichi targets*".

## 1.3. **O DESAFIO EUROPEU**

A Europa é um território relativamente pobre em matéria de biodiversidade, ainda que dependa fortemente de serviços de ecossistema proporcionados pela biodiversidade noutros territórios. Nenhum dos Estados europeus figura na lista de países megadiversos. Portanto, mais do que uma responsabilidade efetiva na conservação de uma biodiversidade regional com relevância global, a Europa é importante pela sua capacidade de influenciar positivamente outros países na gestão do seu capital natural, tanto pelo exemplo, como pelo apoio e cooperação.

É no exercício do *soft power*, aliás, que a política europeia de biodiversidade se orienta. A Estratégia de Biodiversidade da União Europeia (UE) para 2030, que sintetiza as ambições europeias em matéria de biodiversidade, preconiza "trazer a natureza de volta às nossas vidas" (*15*) e ambiciona posicionar  a biodiversidade, o funcionamento dos ecossistemas e o decorrente capital natural, no centro do processo de decisão política. A UE pretende, com a Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, "colocar a biodiversidade numa trajetória de recuperação até 2030, para benefício da natureza, das pessoas e do planeta". Pretende, assim, que esta estratégia se constitua como um dos pilares fundamentais do Pacto Ecológico Europeu, que tem como objetivo "tornar a economia da UE mais sustentável, convertendo desafios climáticos e de biodiversidade em oportunidades e contribuindo para uma transição justa e inclusiva".

A Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 surge no seguimento da Estratégia de Biodiversidade da UE para 2020, estabelecida em 2011, incluindo uma visão até 2050, destinada a colocar a UE no caminho para atingir os seus próprios objetivos em matéria de biodiversidade e cumprir os compromissos globais. Segundo o nível de referência da biodiversidade de 2010, até 25% das espécies animais da União estavam em vias de extinção e 65% dos *habitats* de importância para a UE encontravam-se num estado

de conservação desfavorável, sobretudo devido a atividades humanas. Ao longo da última década, continuou a verificar-se uma trajetória de perda de biodiversidade e de degradação dos serviços dos ecossistemas, com inúmeras espécies e *habitats* prioritários a manterem-se em estados de conservação desfavoráveis (*16*).

Ainda que a contribuição europeia para a biodiversidade global seja relativamente modesta, a ambição da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 foi reforçada e o mote é liderar pelo exemplo. A UE pretende, assim, influenciar os compromissos internacionais no âmbito da COP 15, que definirá as metas, mecanismos de execução, financiamento e monitorização da política global de biodiversidade no horizonte 2030. A consequência de um eventual sucesso na implementação da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 transcende, deste modo, as fronteiras da UE, tendo relevância diplomática e benefícios (ou custos no caso de insucesso) na afirmação da sua imagem política internacional como *soft power*.

A Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 estabelece uma agenda ambiciosa, largamente quantificada, orientada por dois objetivos fundamentais:

- Reforçar a coerência e eficácia do sistema de áreas protegidas (*lato sensu*) da União, tanto no oceano como em terra;

- Implementar um plano de restauro de ecossistemas, em ambiente terrestre e marinho.

Estes objetivos são acompanhados por metas detalhadas ao nível da planificação e gestão de áreas protegidas e do restauro de espécies, habitats e ecossistemas da UE, tanto no território protegido como no território não protegido.

A Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 não se fica pelo elencar de medidas e metas (o que conservar?), desenvolvendo também propostas que visam facilitar a sua implementação (como conservar?) através do aprofundamento e proposta de mecanismos de governança que permitam:

**i)** Integrar a biodiversidade como variável central do processo de decisão política e económica;

**ii)** Desenvolver e implementar nova legislação;

**iii)** Desenvolver mecanismos que fomentem o envolvimento de atores sociais e económicos no financiamento e implementação das metas delineadas (ver seção 1.3).

Como referido anteriormente, a ambição da UE é liderar pelo exemplo, reforçando a sua capacidade de influenciar as metas internacionais de biodiversidade pós-2020. No entanto, o sucesso da UE, em matéria de biodiversidade, dependerá fortemente da eficiente integração dos objetivos da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 com outras

políticas sectoriais. Na Figura 1.3.a identificam-se as principais áreas de política em que essa interação deverá ocorrer, nomeadamente no que se refere ao clima, alimentação (agricultura e pescas), florestas, águas marinhas e interiores, território, ciência e ambiente.

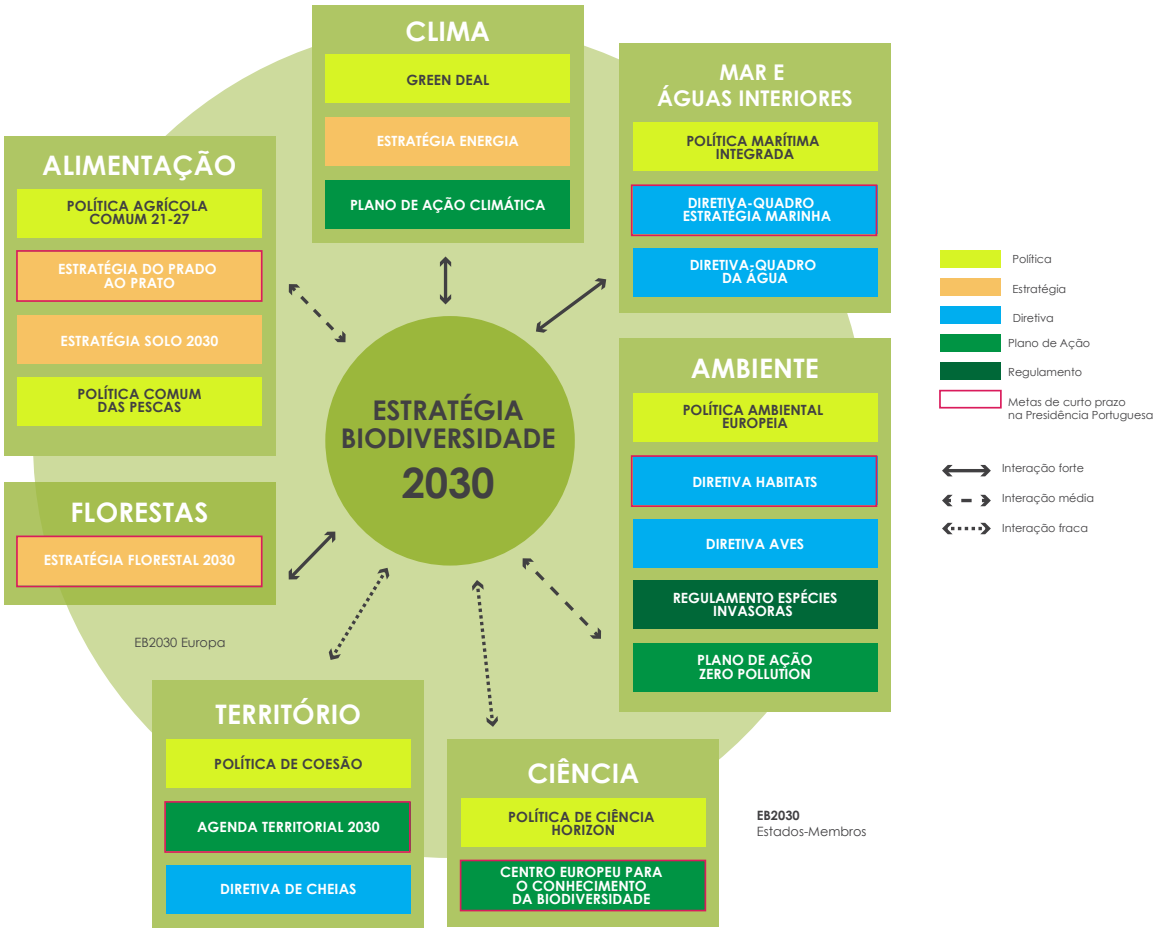



**Figura 1.3. a.** Principais áreas de política europeia cuja interação é fundamental para assegurar uma implementação efetiva da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030.

## 1.3.1. Reforço da coerência do sistema de áreas protegidas

A UE possui 26% da superfície terrestre classificada de acordo com diversas figuras jurídicas de conservação (18% em Rede Natura 2000 e 8% em áreas protegidas de âmbito nacional)[1]. No mar, a área protegida total é atualmente de 11% (8% em Rede Natura 2000 e 3% em áreas protegidas de âmbito nacional). Ainda que o número de áreas classificadas para a conservação da natureza e biodiversidade tenha vindo a aumentar progressivamente, desde a criação das primeiras áreas protegidas europeias na Suécia, em 1909, a rede europeia de áreas protegidas continua a enfermar de dois problemas estruturais:

1 Estatísticas mais recentes da UE-27 (base de dados europeia das áreas protegidas designadas a nível nacional), versão de 2019, e conjunto de dados Natura 2000 no «final de 2018».

1.º A sua área continua a ser insuficiente para fazer face a uma crise global de biodiversidade, que se tem agravado, e que tem na crise climática uma nova fonte de ameaça. Dependendo dos contextos específicos de cada Estado-membro, será necessário que estes aumentem a superfície protegida para cumprir a meta de 30% de conservação, incluindo 10% de proteção estrita, e ainda que assegurem a conectividade entre áreas protegidas (ver Caixa 1.3.1.a). A conectividade é necessária para assegurar o fluxo genético entre as áreas protegidas, deste modo garantindo a viabilidade, no longo prazo, das populações que nelas residem, mas também para permitir a adaptação climática num contexto de migração forçada de espécies (ver capítulo 2).

2.º As atividades destruidoras do capital natural têm continuado a ocorrer nos espaços naturais protegidos de vários Estados-membros, comprometendo a imagem de eficácia destes instrumentos (*17*). Casos de conflito incluem, por exemplo, a expansão das áreas de agricultura e de floresta de produção intensivas, a extração mineira, a expansão da área edificada e o crescimento desordenado de atividades turísticas. No mar, a maioria das áreas protegidas permitem a pesca e outras atividades extrativas, e poucas diferenças existem relativamente ao exterior (*18*). Mesmo as formas mais impactantes de pesca, como o arrasto, têm maior uso dentro das áreas protegidas marinhas do que fora delas (*19*).

Consciente destes problemas, a Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 estabeleceu como meta o reforço do estatuto de conservação de um núcleo "seleto" de espaços naturais protegidos, alcançando-se um patamar de 10% da superfície europeia classificada com proteção estrita, de modo a assegurar a conservação dos valores naturais nestes territórios (Caixa 1.3.1.a).

***Caixa 1.3.1. a. Compromissos da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 no âmbito do reforço da coerência do sistema de áreas protegidas.***

- **Proteger legalmente pelo menos 30% da superfície terrestre e marinha da União Europeia**, incluindo a integração de corredores ecológicos que contribuam para a construção de uma rede transeuropeia de áreas de conservação que seja representativa, coerente e resiliente.

- **Proteger de forma estrita pelo menos ⅓ das áreas protegidas da União Europeia (10% do território terrestre e 10% do território marinho)**, cobrindo áreas de elevado valor atual de biodiversidade, ou de elevado valor potencial, tanto em terra como no mar, incluindo a definição, mapeamento, monitorização e proteção estrita das florestas primárias da União Europeia.

- **Gerir de forma efetiva todas as áreas protegidas da União Europeia**, definindo objetivos e medidas de conservação claras e implementando mecanismos de monitorização adequados.

Atualmente, a superfície europeia com níveis estritos de conservação, assumindo como estrito áreas de categoria I e II da UICN, é de 3% da superfície terrestre e 1% da superfície marinha. Em Portugal, este valor seria inferior a 0.7%[2] em terra (Figura 1.3.1.a) e virtualmente ausente no mar (0.02% do mar territorial e 0.001% na ZEE e Plataforma Continental estendida)[3].

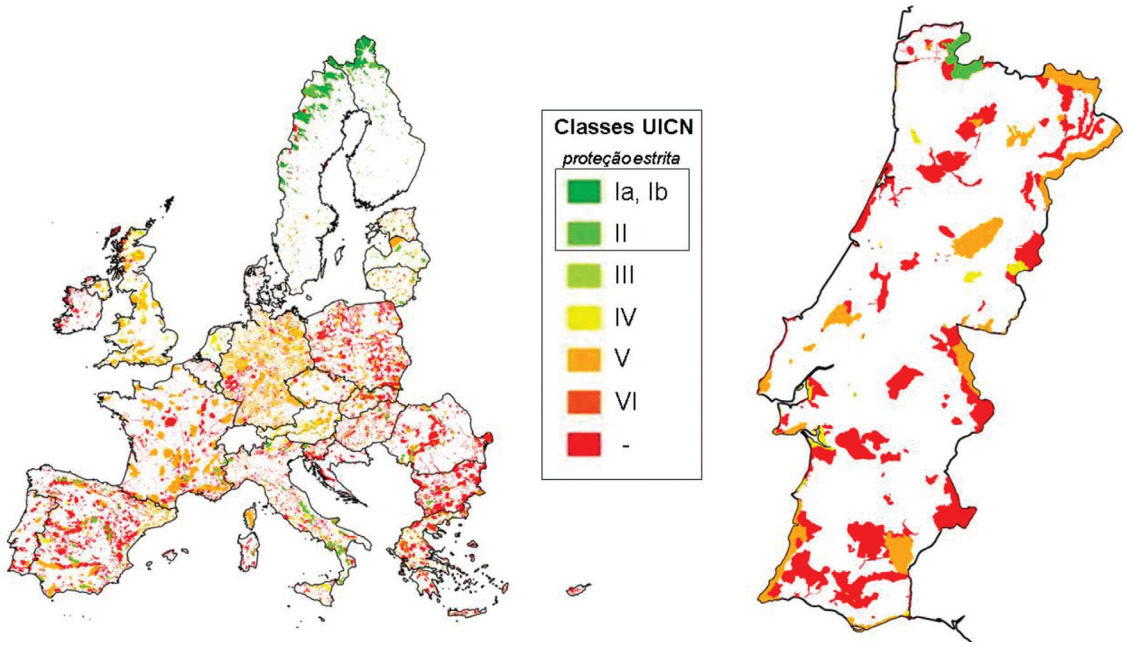



**Figura 1.3.1. a.** Distribuição dos espaços naturais protegidos terrestres da Europa Continental e de Portugal Continental de acordo com as classes de proteção definidas pela UICN (em Portugal, as áreas a vermelho referem-se a áreas em Rede Natura).

## 1.3.2. Restauro de ecossistemas

A designação de áreas de conservação ao abrigo da legislação nacional e europeia é, por si só, insuficiente para reverter a perda de biodiversidade na Europa e assegurar uma eficaz fixação de carbono por parte dos ecossistemas naturais. Por este motivo, a Estratégia 2030 propõe um ambicioso programa de restauro de ecossistemas naturais no território da UE (Caixa 1.3.2.a). Este "Plano Europeu de Restauro da Natureza", que é coincidente com a Década dedicada ao Restauro dos Ecossistemas (2021-2030), promovida pelas Nações Unidas, e com o Desafio de Bona e Declaração de Nova York[4], pretende contribuir para

2 Na verdade é 0.17%, como se verá no Capítulo 3, se considerarmos como conservação estrita as áreas de proteção total ao abrigo do RJCNB.

3 Relatório do Grupo de Trabalho "avaliar as áreas marinhas protegidas existentes com a missão de propor uma rede coerente do ponto de vista ecossistémico de novas áreas marinhas protegidas nos espaços marítimos sob soberania ou jurisdição nacional e planos de gestão e monitorização dessas mesmas áreas", designado pelo Despacho Nº 1/2017 da Senhora Ministra do Mar, publicado pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 143/2019.

4 Preconizam o restauro de 350 milhões de hectares de floresta a nível mundial até 2030.

melhorar a saúde dos ecossistemas naturais protegidos, mas também devolver biodiversidade e resiliência ao território não protegido, quer seja localizado em áreas rurais, como em áreas urbanas, nas bacias hidrográficas, zonas costeiras ou no oceano.

Os objetivos de restauro foram acordados pelos 196 países signatários das metas de Aichi (meta 15) no âmbito da CBD, e constam de obrigações assumidas por 137 países, no âmbito do Acordo de Paris. Na Europa, a Comissão Europeia reconhece que existem instrumentos jurídicos que obrigam à preservação de componentes específicos de biodiversidade e de ecossistemas (p. ex., Diretivas Habitats e das Aves, Diretiva-Quadro Estratégia Marinha, Diretiva de Cheias e Diretiva-Quadro da Água). No entanto, apenas um número limitado de espécies e *habitats* são enquadrados pela legislação em vigor. Segundo um estudo recente do *Joint Research Centre* (JRC) da Comissão Europeia (*20*, *21*), 76% dos ecossistemas terrestres estão excluídos de figuras legais de proteção ao abrigo das Diretivas Habitats e Aves. No mar, os *habitats* considerados na Diretiva Habitats são costeiros, existindo falta de cobertura de *habitats* críticos para o correto funcionamento dos sistemas marinhos, nomeadamente no oceano aberto e mar profundo, mas também nas zonas costeiras (*22*). Este estudo corrobora tendências identificadas num relatório de diagnóstico anterior (*State of Nature in the EU*) realizado pela European Environmental Agency (*23*).

Também se constata que não têm existido instrumentos legais e/ou económicos que induzam os Estados-membros a desenvolver planos de restauro de populações, *habitats* e ecossistemas, nem metas claras, verificáveis e cronogramas de implementação de cumprimento obrigatório. Não surpreende que, neste contexto, as tendências de evolução do estatuto de conservação de espécies e *habitats* protegidos tenham sido desfavoráveis. Por exemplo, o referido estudo do JRC demonstra que apenas 3% a 25% dos *habitats* protegidos apresentam níveis favoráveis de conservação, que apenas 36% das infraestruturas de água doce (p.ex., rios, albufeiras) apresentam níveis favoráveis de poluição química, e que apenas 39% destas infraestruturas estão classificados como tendo um bom potencial e/ou estado ecológico.

Acresce que não existem critérios claros que permitam quantificar o grau de sustentabilidade do uso de populações de espécies, *habitats* e ecossistemas ou que permitam aferir o grau de sucesso do seu restauro. Como agravante, não existem mecanismos que assegurem a cartografia, monitorização e avaliação dos serviços e saúde dos ecossistemas, que quantifiquem os planos de restauro, e que contemplem o desenvolvimento de mecanismos para promover a mitigação e adaptação climática com instrumentos de gestão da natureza.

É no sentido de colmatar as lacunas referidas, que a Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 insta os Estados-membros a:

- Até meados de 2022, acordar metas concretas, de cumprimento obrigatório (*binding targets*), para o restauro de ecossistemas naturais importantes para a promoção e

conservação da biodiversidade europeia e para a regulação climática, incluindo pradarias de ervas marinhas e florestas de algas, zonas húmidas, turfeiras, brejos e pântanos, prados seminaturais, florestas climácicas e primárias, rios, lagos e albufeiras.

- Assegurar a efetiva estabilização e/ou recuperação das espécies e *habitats* da *Diretiva Habitats e Aves. Este objetivo tem enquadramento legal nas Diretivas, mas não foi, anteriormente, objeto de metas quantificadas, nem de compromissos calendarizados para a sua implementação. É neste sentido que a Comissão Europeia requer aos Estados-membros que elevem a ambição política e se comprometam a assegurar que, pelo menos 30% das espécies e habitats das listadas nas Diretivas Habitats e Aves, alcancem um estatuto de conservação favorável até 2030.*

***Caixa 1.3.2. a. Compromissos da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 no âmbito do restauro de ecossistemas.***

- Foram propostas metas concretas, de cumprimento obrigatório, com particular incidência para o restauro de áreas degradadas e ecossistemas importantes para a estabilização do ciclo de carbono.

- *Habitats* e espécies listadas nas Diretivas Habitats e Aves terão estatutos e tendências estabilizadas e sem indícios de degradação. Pelo menos 30% das espécies e habitats com estatutos de conservação desfavoráveis alcançarão estatutos favoráveis ou tendências positivas de recuperação.

- O declínio de espécies polinizadoras será revertido.

- O risco associado ao uso de pesticidas será reduzido em 50% e o uso de pesticidas com risco elevado será reduzido em 50%.

- Pelo menos 10% da área agrícola utilizada incorporará o conceito de paisagens biodiversas (high-diversity landscapes), incluindo faixas de proteção, áreas de pousio em sistemas de rotação ou não rotação, e/ou estruturas paisagísticas, como sejam sebes verdes, árvores sem fins de produção, charcos, etc.

- A adoção de práticas agroecológicas será favorecida e ampliada, e, pelo menos, 25% da produção agrícola será feita em regime biológico.

- Três mil milhões de árvores serão plantadas na União Europeia, seguindo princípios favoráveis à biodiversidade e à resiliência.

- Será feito um progresso significativo na identificação e remediação de solos contaminados.

- Pelo menos 25.000 km de rios livres de barragens e ecologicamente restaurados.

- A introdução de espécies invasoras exóticas será limitada de forma significativa, havendo uma redução de 50% de espécies ameaçadas por este fator de ameaça.

- A perda de nutrientes no solo reduzir-se-á em pelo menos 50% e haverá uma redução de pelo menos 20% no uso de fertilizantes.

- As cidades com, pelo menos, 20.000 habitantes desenvolverão ambiciosos planos verdes urbanos, e agirão ativamente na sua concretização.

- Abolir-se-á o uso de pesticidas em áreas sensíveis, nomeadamente na Rede Natura 2000, parques e jardins públicos, áreas desportivas e recreativas, escolas e parques infantis, e áreas próximas de centros de saúde e de hospitais.

- Os impactes negativos em espécies e habitats sensíveis, nomeadamente no solo oceânico, por via da pesca e extração de minério, serão reduzidos de forma a alcançar um estatuto ambiental favorável de acordo com a Diretiva-Quadro Estratégia Marinha.

- A captura acidental de populações de espécies marinhas ameaçadas ou com estatuto de conservação desfavorável será eliminada ou reduzida a níveis que permitam a sua recuperação; a captura acidental de outras espécies será eliminada ou, quando não for possível, minimizada de forma a não prejudicar o seu estatuto de conservação.

A eficácia das políticas de restauro dependerá de medidas específicas em contextos tão variados como os territórios agrícolas, as florestas, os ecossistemas marinhos, os solos, as águas interiores, superficiais e subterrâneas, as zonas urbanas, a produção de energia, a poluição e as espécies invasoras (ver Caixa 1.3.1.b).

### 1.3.3. Promover mudanças transformadoras

As metas europeias de caráter obrigatório (*binding targets*), para ampliação da superfície legalmente protegida e para restauro de ecossistemas, só serão eficazmente alcançadas se acompanhadas de mudanças nos mecanismos de governança, no quadro regulatório, e se incluírem incentivos económicos e fiscais, que induzam os agentes económicos e sociais a contribuírem para a prossecução dos objetivos delineados.

#### 1.3.3.1. Novo sistema de governança para a biodiversidade

A Comissão Europeia reconhece que a UE não possui um mecanismo de governança, que permita assegurar a coordenação e implementação das obrigações políticas, de caráter nacional, europeu e internacional, nos domínios da biodiversidade. Neste sentido, criará um novo mecanismo de governança para a biodiversidade que, *inter alia*, proporcionará avaliações regulares sobre a implementação da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, e proporá medidas corretivas sempre que for considerado necessário. Este mecanismo informará o *Environmental Implementation Review*, de caráter bianual, contribuindo para assegurar que os objetivos de preservação do capital natural, biodiversidade e serviços dos ecossistemas sejam adequadamente considerados nas políticas da UE. O mecanismo de governança proporcionará, numa primeira fase, o contexto para o diálogo entre agentes sociais e económicos (*stakeholders*). Em 2023, a Comissão Europeia avaliará se o mecanismo de governança, fortemente alicerçado na operacionalização do princípio da cooperação, é suficientemente exigente para assegurar a eficaz implementação das obrigações constantes da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 ou se, pelo contrário, será necessário dotar o mecanismo de instrumentos legais de cumprimento obrigatório, a partir de 2024.

#### 1.3.3.2. Aprofundamento e implementação da legislação ambiental

Apesar da UE ter legislação específica para a preservação e gestão da biodiversidade e dos ecossistemas, por exemplo, as Diretivas Aves e Habitats, a Diretiva-Quadro da Água, a Diretiva-Quadro Estratégia Marinha, e o Regulamento sobre Espécies Invasoras e Exóticas, análises recentes revelam que a implementação desta legislação nos Estados-membros tem sido insuficiente para travar ou, quando necessário, inverter a tendência de degradação dos valores naturais europeus.

Estas insuficiências têm custos de sustentabilidade ambiental e económica, pelo que a Comissão Europeia preconiza elevar a ambição jurídica da política ambiental, reforçando a capacidade de implementação da legislação ambiental (p.ex., diretivas de impacte ambiental, avaliação ambiental estratégica, responsabilidade ambiental e crimes ambientais), e, quando necessário, procedendo à sua revisão. Prevê-se igualmente um reforço do papel dos cidadãos como fiscalizadores (*watchdogs*) da legalidade ambiental, facilitando o acesso dos mesmos aos tribunais nacionais em temas ambientais por via da revisão que se encontra prevista da Regulação da Convenção de Aarhus.

#### 1.3.3.3. Envolvimento da sociedade na implementação das metas

A transição para uma economia focada no bem-estar e ancorada na evidência dos limites do crescimento económico (face aos recursos naturais disponíveis) é estruturante da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 e determina em larga escala os seus objetivos. Essa transição exigirá um elevado investimento público e privado. Apenas um processo agregador de diferentes atores, desde logo, o sector empresarial privado,

incluindo o financeiro, a comunidade científica e a sociedade civil, permitirão atingir os objetivos contidos na Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030.

As empresas e o sector financeiro terão um papel fundamental na transição ecológica, seja por via do investimento em desenvolvimento de processos produtivos menos intensivos em recursos naturais (e menos poluentes), seja por via do investimento em restauro ecológico. É premente a adoção de um quadro regulamentar renovado que preveja, nomeadamente, mecanismos de reporte de desempenho ambiental mais transparentes. A taxonomia do investimento sustentável e atos delegados[5] associados é um passo importante para atenuar riscos atuais e futuros para a biodiversidade, refletindo melhor o modo como a perda de biodiversidade afeta o lucro das empresas e as perspetivas a longo prazo.

As alterações fiscais assentes na transferência da carga fiscal do trabalho para a poluição, como a aplicação dos princípios do utilizador-pagador e do poluidor-pagador, são preconizados na estratégia como coadjuvantes na prevenção e atenuação da degradação ambiental. As alterações a introduzir neste domínio dependem em larga escala da política fiscal de cada Estado-membro, pelo que deverá ser promovido um acompanhamento nessa transição, de forma a assegurar justiça e equidade na sua aplicação.

## 1.4. **O DESAFIO NACIONAL**

Portugal é um país com uma pequena dimensão terrestre, mas com a segunda maior ZEE dos países da União Europeia, e abarcando três regiões biogeográficas: atlântica, mediterrânica e macaronésica. Com a proposta de extensão da plataforma continental a jurisdição nacional passa a cerca de 40 vezes a área terrestre de Portugal, sendo equivalente a praticamente a totalidade do território terrestre da UE, numa área de quase 4 milhões de km$^2$. A nível europeu, destaca-se pelos elevados valores de biodiversidade que apresenta, apesar desses valores serem relativamente modestos no contexto internacional. Por exemplo, em meio terrestre, mesmo excluindo as ilhas da macaronésia, o território Ibérico Português e Espanhol alberga quase 50% das espécies europeias de plantas e vertebrados terrestres e mais de 30% das espécies de distribuição restrita (endémicas) da Europa (*24*). Relativamente aos ecossistemas aquáticos dulçaquícolas, regista-se um paulatino processo de substituição de fauna nativa por fauna exótica. Atualmente, a ictiofauna nativa já não ultrapassa os 70% das espécies existentes no país, sendo as restantes 30% exóticas. Das espécies nativas, cerca de 23% encontra-se criticamente em perigo de extinção de acordo com a classificação de ameaça da UICN. Globalmente, o estado de conservação do capital natural protegido

5 Regulamento (UE) 2020/852 do Parlamento Europeu e do conselho de 18 de junho de 2020 relativo ao estabelecimento de um regime para a promoção do investimento sustentável, e que altera o Regulamento (UE) 2019/2088; https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/12302-Climate-change-mitigation-and-adaptation-taxonomy#ISC WORKFLOW (proposta de Ato Delegado em consulta pública à presente data).

português é maioritariamente (*ca*. 70%) pobre ou mau, como revelam as avaliações sobre o estatuto de conservação dos *habitats* nos diversos Estados-membros da União Europeia (Figura 1.4.a) (*25*).

Não obstante o nível de degradação da biodiversidade nos ecossistemas terrestres portugueses, a sua relevância não é comparável com situações análogas em países megadiversos, como o Brasil, a África do Sul e a Indonésia, cujo valor de biodiversidade transcende largamente as fronteiras políticas dos Estados onde ocorrem. Em meio marinho, não existe uma contabilidade exaustiva da biodiversidade nos territórios sob jurisdição nacional, pelo que é difícil aferir o grau de responsabilidade nacional para a sua conservação global.

Apesar de ser um *player* internacional relativamente modesto em matéria de biodiversidade, ao estar integrado na UE, Portugal partilha da ambição de liderar pelo exemplo, expressa na Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030. Ainda que com escassos exemplos de liderança de causas ambientais globais, Portugal tem alguns instrumentos de política de ordenamento do território, onde se incluem servidões administrativas e restrições de utilidade pública, que foram e continuam a ser inovadores no contexto internacional, e que poderão ser usados como exemplo de boas práticas, com potencial aplicação fora do nosso contexto jurídico e político.

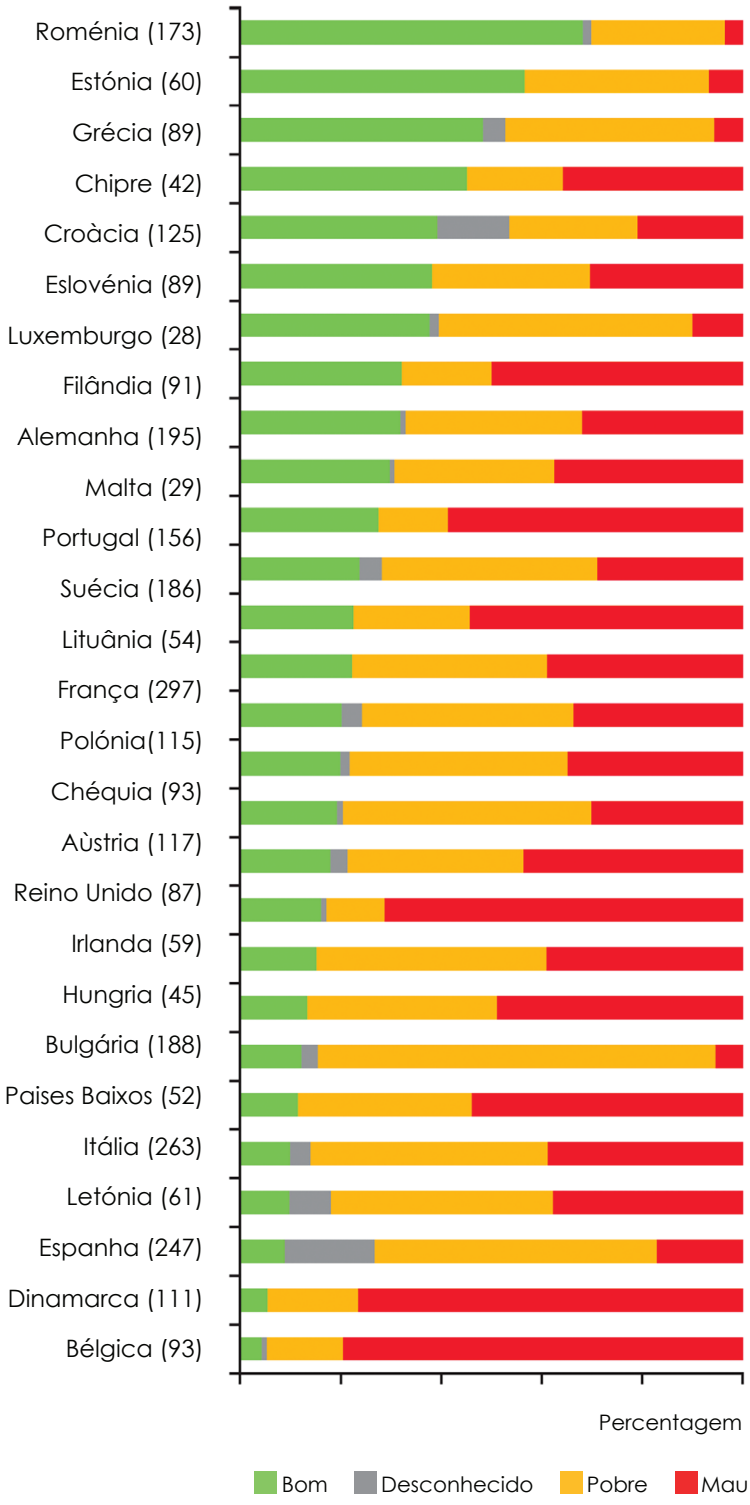



**Figura 1.4. a.** Estatuto de conservação dos habitats dos Estados-membros da UE (2013-2018). O número de avaliações realizadas por Estado-membro indicadas entre parêntesis (25).

Referimo-nos, em particular, à figura da Reserva Ecológica Nacional (REN), criada em 1983, sob a liderança do ministro de Estado e da Qualidade de Vida, do VIII Governo Constitucional, o Arquiteto Paisagista Gonçalo Ribeiro Telles (inspirado por um dos seus mentores, o Arquiteto Paisagista Francisco Caldeira Cabral) (26), com sucessivas alterações, que consubstancia um zonamento estrutural de potencialidades e fragilidades do sistema biofísico, e cuja cartografia e integração em Planos Diretores Municipais (PDM) tem permitido condicionar a ocupação do solo como servidão de utilidade pública. Sendo um instrumento pioneiro e visionário em matéria de política de ambiente, este não foi concebido para dar resposta a desafios atuais, como seja a necessidade de facilitar a mobilidade das espécies diretamente afetadas pelas alterações climáticas. No entanto, a atualização do quadro conceptual da REN, complementado com abordagens funcionais dirigidas para a adaptação climática da biodiversidade, associada a uma eventual revisão normativa, que a torne mais efetiva, permitiria a ampliação do seu alcance e a resposta às necessidades contemporâneas, potenciando uma eventual exportação do conceito para outras "latitudes".

Complementarmente, a Reserva Agrícola Nacional (RAN), com a mesma génese da REN, procura salvaguardar as terras com maior aptidão para a atividade agrícola. Outro instrumento importante de política territorial é o Domínio Público Hídrico (DPH), que engloba o Domínio Público Marítimo (DPM), instituído através do Decreto régio datado de 31 de dezembro de 1864, o Domínio Público Lacustre e Fuvial e o Domínio Público das Restantes Águas Públicas que podem pertencer ao Estado, Municípios ou Freguesias. Desde a consagração do Domínio Público Marítimo, por exemplo, os terrenos marginais das zonas costeiras e estuarinas, e de cursos de água navegáveis, são considerados "res publica" e, como tal, protegidos por Lei e refletidos nos instrumentos de política pública em vigor.

Juntamente com o Sistema de Áreas Classificadas (SNAC), as três restrições de utilidade pública (REN, RAN e DPH) constituem a Rede Fundamental de Conservação da Natureza (RFCN). De destacar que esta Rede, segundo o Regime Jurídico da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, inclui as áreas de continuidade que estabelecem ou salvaguardam a ligação e o intercâmbio genético de populações de espécies selvagens entre as diferentes áreas nucleares de conservação, contribuindo para uma adequada proteção dos recursos naturais e para a promoção da continuidade espacial, da coerência ecológica das áreas classificadas e da conectividade das componentes da biodiversidade em todo o território, bem como para uma adequada integração e desenvolvimento das atividades humanas.

Portugal apresenta ainda um ordenamento específico no planeamento e gestão das massas de água superficiais, dividindo-se em 10 Regiões Hidrográficas, que se caracterizam por uma ou mais bacias hidrográficas e respetivas águas costeiras.

A política ambiental a nível regional, incluindo a Estrutura Regional de Proteção e Valorização Ambiental (ERPVA)[6], é definida pelo modelo de organização territorial do Programa Regional de Ordenamento do Território (PROT). Esta Estrutura integra um conjunto de áreas territoriais e corredores que representam as áreas com maior valor natural, ou com maior sensibilidade ecológica, que deverão permitir a manutenção da biodiversidade regional e dos processos ecológicos fundamentais para a integridade dos seus ecossistemas sensíveis, articulando-se com as demais na concretização da visão e das opções estratégicas para a região. Por já constar do anterior Regime Jurídico dos Instrumentos de Gestão Territorial, de 1999[7] (RJIGT), foi definida em todos os Planos de Ordenamento do Território a cargo das Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Territorial (CCDR). Contudo, os conceitos e metodologias preconizados em cada região não foram harmonizados, resultando numa estrutura desconexa a nível inter-regional. Tal como se encontra atualmente definida, e de acordo com um exercício de harmonização das diversas legendas das ERPVA (27), conclui-se que esta ocupa cerca de 65% do território nacional e tem como objetivo garantir, em cada região-Plano, a manutenção, a funcionalidade e a sustentabilidade dos sistemas biofísicos (ciclos da água, do carbono, do azoto), contribuindo, desta forma, para a qualidade e a diversidade das espécies, dos *habitats*, dos ecossistemas e das paisagens. De notar que, pelo facto de nem todos os PROT terem sido aprovados, apenas as ERPVA do Algarve, Alentejo, Área Metropolitana de Lisboa e o Oeste e Vale do Tejo têm sido vertidas para as Estruturas Ecológicas Municipais (EEM) aquando da revisão dos PDM, ainda que com parcos efeitos nas práticas de gestão do território municipal pela falta de relevância atribuída pelos municípios a estas matérias.

Numa tentativa de harmonização e de simplificação das ERPVA existentes, foi esboçada, pelo PNPOT 2019, uma primeira aproximação à conectividade ecológica nacional. A partir desta base e tirando partido da elaboração dos Programas Regionais de Ordenamento do Território, que se espera para breve, será possível atualizar e prever com maior rigor, consistência, e coerência, novas ERPVA de modo a que as Estruturas Ecológicas Municipais (EEM) integrem os seus princípios orientadores, privilegiando uma gestão ativa dos serviços dos ecossistemas que este tipo de redes podem gerar.

De considerar que, no âmbito do Regime Jurídico da Conservação da Natureza e da Biodiversidade[8] (RJCNB), a Rede Fundamental de Conservação da Natureza inclui:

**a)** o Sistema Nacional de Áreas Classificadas, que integra as seguintes áreas nucleares de conservação da natureza e da biodiversidade:

**i)** Áreas protegidas integradas na Rede Nacional de Áreas Protegidas;

6 RJIGT - DL 80/2015 de 14 de maio.

7 RJIGT- DL 380/99, de 22 de setembro.

8 Decreto-Lei n.º 142/2008 de 24 de julho, na sua atual redação.

**ii)** Sítios da lista nacional de sítios e zonas de proteção especial integrados na Rede Natura 2000;

**iii)** As demais áreas classificadas ao abrigo de compromissos internacionais assumidos pelo Estado Português;

**b)** as áreas de continuidade a seguir identificadas, nos termos do número seguinte e com salvaguarda dos respetivos regimes jurídicos:

**i)** A Reserva Ecológica Nacional (REN);
**ii)** A Reserva Agrícola Nacional (RAN);
**iii)** O Domínio Público Hídrico (DPH).

As áreas de continuidade referidas no número anterior que estabelecem, ou salvaguardam, a ligação e o intercâmbio genético de populações de espécies selvagens entre as diferentes áreas nucleares de conservação, contribuindo para uma adequada proteção dos recursos naturais e para a promoção da continuidade espacial, da coerência ecológica das áreas classificadas e da conectividade das componentes da biodiversidade em todo o território, bem como para uma adequada integração e desenvolvimento das atividades humanas."

Um reforço de articulação e/ou harmonização entre os regimes jurídicos do ordenamento do território, da conservação da natureza e da biodiversidade e da reconversão da paisagem, o RJIGT, o RJCNB e o RJRP, respetivamente, poderá facilitar a operacionalização de instrumentos e medidas de gestão, tanto ao nível da eficiência do desempenho institucional, como na compreensão dos procedimentos administrativos por parte dos promotores e interlocutores que os implementem. A Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB), que será apresentada na secção 3.2, é um exemplo de necessidade desta harmonização.

No que respeita ao mar, a Lei nº 17/2014, que estabeleceu as Bases da Política de Ordenamento e da Gestão do Espaço Marítimo Nacional, criou um novo regime de ordenamento do mar estruturado num Plano de Situação e em Planos de Afetação para as diferentes atividades que se realizam no mar, e cuja implementação, estruturação e definição, tem sido difícil de conciliar com os instrumentos de gestão territorial terrestres e, em particular, costeiros, bem como com os instrumentos de conservação da natureza. A este propósito, o CNADS tem emitido diversos pareceres alertando para a necessidade de revisão do sistema de ordenamento marinho[9]. Será oportuno revisitar este sistema de

9 2014 – Comentários e elementos para reflexão do CNADS sobre o projeto de decreto-lei que desenvolve a lei de bases do ordenamento e gestão do espaço marítimo; 2015 – Comunicação do CNADS sobre o projeto de decreto-lei Nº 329/2015, que visa regular a classificação e gestão de áreas marinhas protegidas no solo e subsolo marinho e na coluna e superfície de água para além do mar territorial; 2015 – Parecer do CNADS sobre o projeto de decreto-lei que visa regular a classificação e gestão de áreas marinhas protegidas no solo e subsolo marinho e na coluna e superfície de água para além do mar territorial; 2018 – Reflexão e recomendação à assembleia da república e ao governo de avaliação da implementação da lei

ordenamento do mar, em particular no que respeita às áreas marinhas protegidas e aos instrumentos de gestão que possam assegurar a conectividade ecológica e os corredores migratórios das espécies, à luz do conceito de infraestrutura azul onde se deverá dar destaque ao restauro ecológico dos ambientes com um papel central na retenção do carbono, bem como à recuperação da biomassa das espécies marinhas.

Apesar de exemplos pontuais de sucesso na implementação de políticas de conservação da biodiversidade, existem desafios estruturais que têm persistido e que limitam a adoção plena dos princípios e recomendações constantes da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030. A saber:

- O território tem sido sujeito a alterações profundas na sua dinâmica de ocupação e uso, com efeitos diretos e indiretos sobre a biodiversidade. Por um lado, verificou-se uma tendência de abandono de territórios menos produtivos do "interior" e, por outro, verificou-se uma tendência de aumento de pressão demográfica e socioeconómica sobre os ecossistemas litorais. Se, no primeiro caso, coincidem desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade, no segundo, a gestão dos conflitos é mais difícil. Estas dinâmicas têm afetado as áreas protegidas, cuja viabilidade se vê comprometida quando a conectividade com outros territórios classificados é impedida por uma matriz territorial hostil à biodiversidade e condicionadora da mobilidade das espécies. Este assunto é discutido brevemente na secção seguinte, 1.4.1, e desenvolvido com maior profundidade nas secções 3.1.1, 3.1.2 e 3.1.3.

- A conservação da natureza e da biodiversidade faz-se, primordialmente, em território privado. Os conflitos entre o direito ao uso privado do território e dos recursos nele constantes, e o dever de conservação do bem público por parte das autoridades responsáveis, não se encontram resolvidos. Historicamente, a solução adotada (com baixo custo para o Estado) tem sido a imposição de normas e restrições ao uso do território. Nos territórios expostos a uma reduzida dinâmica económica, as normas e regulamentos limitantes do uso têm um efeito diminuto na conservação dos valores naturais. Em contrapartida, nos territórios sujeitos a maior dinamismo económico, o conflito social que decorre da imposição de limitações ao seu uso sem contrapartidas, e a fraca eficácia destes instrumentos de ordenamento para a salvaguarda da biodiversidade e paisagens em que se insere, expõem as limitações do modelo e recomendam o aprofundamento do quadro normativo e de financiamento da conservação da biodiversidade. Este assunto é discutido brevemente na secção seguinte, 1.4.2, e desenvolvido com maior profundidade nos capítulos 4 e 5.

---

de bases gerais da política pública de solos, de ordenamento do território e de urbanismo (lei nº 31/2014, de 30 de maio) no que se refere aos programas especiais de ordenamento do território; 2018 – Parecer sobre o projeto de plano de situação do ordenamento do espaço marítimo; 2019 – Parecer sobre o projeto revisto de plano de situação do ordenamento do espaço marítimo; 2021 – Reflexão e recomendação à assembleia da república e ao governo sobre a gestão sustentável de áreas protegidas no quadro do pacto ecológico europeu.

Portugal encontra-se entre os países europeus com maior vulnerabilidade às alterações climáticas, projetando-se para o final do século: a) um aumento da temperatura média anual em todas as regiões do país; b) um aumento da temperatura máxima no verão entre 3°C na zona costeira e 7°C no interior, acompanhados por um incremento da frequência e intensidade de ondas de calor; c) uma tendência de redução significativa dos dias de geada e aumento do número de dias quentes e de noites tropicais; d) alterações do ciclo anual da precipitação, com tendências de redução da precipitação durante a primavera, verão e outono e um aumento na precipitação durante o inverno, devido a aumentos no número de dias de precipitação forte. Apesar de se saber que as alterações climáticas terão consequências profundas sobre a biodiversidade, com a tropicalização de algumas regiões em terra e mar, e incremento de aridez de outras regiões em terra, até à data, não foram adotadas medidas específicas de adaptação climática para minimizar os riscos de perda de biodiversidade e de serviços de ecossistema a ela associados. Este assunto é desenvolvido genericamente no capítulo 2 e aprofundado nos capítulos 3.1.1 e 3.3.1 onde se apresentam cenários espacialmente explícitos de conservação da biodiversidade em ambiente terrestre e marinho, que contemplam as necessidades de adaptação da biodiversidade às alterações climáticas. Os ecossistemas aquáticos superficiais têm também sido significativamente afetados, resultado de diversas pressões, nomeadamente alterações hidromorfológicas profundas, pela artificialização das margens e desconectividade fluvial pela construção de barragens para produção de energia hidroelétrica e captação de água para diversas atividades humanas, incluindo as agrícolas.

O enquadramento normativo, que prevê a definição de redes de base ecológica no âmbito regional e municipal (ERPVA e EEM), não tem agilizado a harmonização destas estruturas, nem do ponto de vista metodológico nem operativo, para que estas possam constituir-se como a base de uma rede ecológica nacional. Além disso, ainda que por definição sejam fundamentadas no sistema biofísico, tomam em consideração maioritariamente critérios de natureza física, não incorporando verdadeiramente a dimensão da biodiversidade. O mesmo é válido nos princípios fundacionais da REN. Em boa medida, parte-se do pressuposto que a proteção dos sistemas geomorfológicos cria condições favoráveis para a conservação da biodiversidade, sem que existam evidências que o suportem. No caso das áreas com estatuto de conservação, decorre uma incorporação direta, tanto na ERPVA como na EEM, mas no restante território essa articulação, entre sistema físico e biodiversidade, não se verifica. O resultado da ineficácia de todas estas entidades normativas faz com que não se encontrem traduzidos em práticas de gestão os princípios previstos pela Rede Fundamental de Conservação da Natureza (RFCN), em especial no que se refere às áreas de continuidade e conectividade anunciadas no seu regime jurídico. Pretende-se que a abordagem prosseguida neste trabalho, em torno da adaptação climática da biodiversidade, seja uma peça essencial para relacionar o sistema físico, a biodiversidade e a conectividade ecológica.

- A grande aposta de Portugal nas energias renováveis, fortemente ancorada na utilização da energia hidroelétrica, além de outras tecnologias, tem levado à construção de muitas barreiras físicas nos rios portugueses que afetam de forma muito significativa a biodiversidade aquática e a circulação de sedimentos até à zona costeira, levando ao aumento da erosão e à perda de habitats costeiros (ver seções 3.2.1 e 4.2).

Ainda que a Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e Biodiversidade 2030 (ENCNB 2030)[10], aprovada em 2018, tenha antecedido a estratégia europeia, os desafios a nível europeu deverão ser atendidos na revisão da estratégia nacional, passando esta a prosseguir uma visão mais integrada, em que a biodiversidade e o suporte físico do qual depende seriam assumidos como a estrutura fundamental de valorização do capital natural, plenamente articulados no exercício do ordenamento e da gestão territorial. Este aspeto é merecedor de uma particular relevância, na medida em que a ENCNB 2030 tem um especial enfoque nas áreas protegidas, reconhecendo que o património natural contribui para concretizar um modelo de desenvolvimento assente na valorização do território, com base em três pilares:

- Melhorar o estado de conservação do património natural;
- Promover o reconhecimento do valor do património natural;
- Fomentar a apropriação dos valores naturais e da biodiversidade pela sociedade.

Procura ainda reforçar os compromissos assumidos na Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, o Plano Estratégico da Convenção sobre a Diversidade Biológica e a Estratégia da União Europeia para a Biodiversidade 2020. Com esta ambição, a ENCNB 2030 sistematiza objetivos ordenados por prioridades a prosseguir até 2030, que se desdobram num conjunto de medidas de concretização, para as quais se definem indicadores, prioridades, prazos, meios de verificação, instrumentos e responsabilidades, num quadro de atuação em que o despovoamento dos territórios surge como importante ameaça à biodiversidade, a par da alteração dos sistemas naturais, exponenciada pelas alterações climáticas e pela proliferação de espécies exóticas invasoras. Identificam-se, ainda, as linhas de financiamento existentes e o modelo de financiamento da ENCNB 2030, baseado num plano geral de mobilização de investimento e despesa, que consiste no Plano de Ação para a Conservação da Natureza e da Biodiversidade XXI.

### 1.4.1. Dinâmicas territoriais

Entre os anos 50 e 70 do século passado ocorreram mudanças sociodemográficas e económicas, que se traduziram em significativas alterações nas dinâmicas territoriais das áreas rurais do interior e dos centros urbanos do litoral. Não obstante, quando a política de conservação da natureza foi formalizada, no início dos anos 70 (ver revisão de legislação no

10 Resolução do Conselho de Ministros n.º 55/2018; Diário da República n.º 87/2018 de 7 de maio.

capítulo 3), o país ainda tinha uma matriz social e económica fortemente marcada pela herança rural das décadas anteriores. As Áreas Protegidas e, posteriormente, as restantes áreas que compõem o Sistema Nacional de Áreas Classificadas (SNAC), integravam-se numa matriz paisagística onde os valores de biodiversidade que se pretendiam preservar eram fruto, ainda que parcialmente, da atividade primária, designadamente da agricultura, da pastorícia, da agrofloresta e da floresta tradicional não intensiva. Em Portugal, eram poucos os ecossistemas que se poderiam considerar verdadeiramente naturais, intactos e com dimensão suficiente para albergar comunidades de animais (de grande dimensão) funcionalmente autónomos da atividade económica.

Uma das consequências desta matriz paisagística é que as áreas protegidas classificadas com categoria I da UICN (conservação estrita e proteção de áreas de *wilderness* (*28*) ocupam uma área extremamente reduzida em Portugal e as áreas de proteção total, a categoria mais restritiva do RJCNB, ocupam 0.17%.

Nos anos 80, persiste o fenómeno de urbanização e litoralização da sociedade portuguesa, com duas consequências marcantes: acentuou o abandono progressivo das áreas de produção menos competitiva, que vinha acontecendo desde a década de 50, em parte reforçado pelas medidas de extensificação e abandono preconizadas pelo segundo pilar da Política Agrícola Comum[11]. Esta tendência manteve-se durante os regimes protecionistas até à reforma de 2003, ainda que paralelamente se tenha assistido à intensificação da produção financiada pelo primeiro pilar nas áreas com aptidão para o efeito. Neste contexto, via segundo pilar da PAC, foram implementados programas de incentivo ao *set aside*, reformas antecipadas, subsídios descolados da produção e medidas de florestação de terras agrícolas. Para além disso, foram adotadas medidas agroambientais com vista ao reforço da sustentabilidade de algumas práticas agrícolas e/ou a compatibilização de áreas agrícolas com a valorização do capital natural. No entanto, essas medidas não foram desenhadas de forma territorializada, nem para cumprir objetivos específicos de biodiversidade, e vários foram os autores que apontaram para a necessidade destas serem reformuladas de modo a maximizar o benefício esperado na melhoria do estado de conservação do capital natural (*29–31*).

O progressivo abandono do espaço rural, que albergava comunidades faunísticas e florísticas em coexistência histórica numa paisagem cultural, gerou desequilíbrios que são próprios de sistemas complexos em transição (*32*). Nos ecossistemas culturais tradicionais, também conhecidos como sistemas socioecológicos, os "engenheiros" da paisagem, os que geriam a biomassa, eram os herbívoros domésticos. Os seus "arquitetos", os que determinavam a localização e intensidade da gestão da biomassa, eram os camponeses. Com o abandono rural, essas paisagens moldadas por "engenheiros" e "arquitetos" foram dando lugar a paisagens sem gestão ativa da biomassa. À diversida-

11 A Política Agrícola Comum organiza-se em dois pilares, cada um com os seus instrumentos de financiamento. O primeiro pilar estrutura a regulação do mercado, nomeadamente através dos pagamentos diretos aos agricultores. O segundo pilar apoia o desenvolvimento rural, onde se inclui a melhoria do ambiente e da paisagem rural.

de, complexidade e estabilidade do espaço rural tradicional, não sucedeu um espaço igualmente diverso, complexo e estável de cariz natural, como preconizam os movimentos de renaturalização (*rewilding*) dos espaços rurais abandonados da Europa (*33*), mas sim um espaço menos diverso, menos complexo e substancialmente menos estável que o anterior. É neste contexto que surge a alteração do padrão de fogo, a expansão de extensas áreas de monocultura florestal com espécies de crescimento rápido, logo, com ciclos de rotação curtos, frequentemente a única opção considerada rentável pelos proprietários para a exploração destes territórios, e a proliferação, tantas vezes descontrolada, de espécies invasoras.

O abandono de vastas porções de território, e a decorrente ausência de gestão do espaço rural (e dos seus ecossistemas), resulta num problema social e económico complexo, com repercussões evidentes sobre a coesão territorial e social, e a preservação do capital cultural e natural do país. Naturalmente, esta dinâmica tem origem na legítima procura de maiores rendimentos e de condições de vida mais dignas para uma população rural com limitadas expectativas de ascensão social. A estrutura de minifúndio de uma grande parte do país, aliada à inexistência de um inventário do cadastro predial completo, contribui para a dificuldade de se encontrarem soluções de escala para a gestão destes territórios.

Por outro lado, nos territórios escassamente povoados do Sul, correspondentes aos latifúndios do Alentejo, especialmente nas áreas que beneficiam de planos de rega com água subsidiada pelo Estado, a agricultura sofreu uma alteração profunda. Por exemplo, as extensas áreas de estepe cerealífera do Baixo Alentejo e do Alentejo Central, *habitat* de inúmeras espécies ameaçadas a nível europeu, como as Abetardas (*Otis tarda*), deram origem a extensas áreas de olival intensivo e superintensivo, assim como áreas de amendoal e de pomares de abacateiros. Esta profunda transformação da matriz agrícola é evidenciada pelo Recenseamento Agrícola de 2019 que, relativamente à última década, aponta para uma redução de terras aráveis (-12%), um aumento de culturas permanentes (+24%) e de pastagens (+14%), a par de um forte incremento de instalação, modernização e rega de olivais, pomares, principalmente de frutos pequenos de baga, subtropicais e amendoais, em especial no Alentejo e Algarve. Malgrado essas tendências, o estudo "Regadio 2030 - Levantamento do Potencial de Desenvolvimento do Regadio de Iniciativa Pública no Horizonte de uma década (*34*) propõe, no decorrer da próxima década, instalar mais 130.000 hectares de novos regadios e modernizar 72.000 hectares de blocos de rega instalados há mais de 50 anos, especialmente no Alentejo. Este aumento de área de regadio vem na sequência de aumentos anteriores (*35*), já que dos 120.000 ha previstos no perímetro de rega do Alqueva, foram efetivamente programados 170.000 ha, estando, até à data, instalados 128.500 ha (64.000 ha no Sistema Alqueva, 30.000 ha no Sistema Ardila, 24.500 no Sistema Pedrogão).

Dado o impacte deste tipo de transformações profundas no território, é fundamental a realização de avaliações *ex-ante* do impacte de empreendimentos agrícolas de grandes dimensões sobre o capital natural, em especial o solo, a água, e a biodiversidade, já por si particularmente sensíveis ao contexto de alteração climática em curso. As profundas transformações que estão a ocorrer, com o contínuo alargamento da área sujeita a agricultura

intensiva de regadio, do sul do país, implicará maior rigor e transparência dos critérios de fundamentação aquando da emissão de pareceres por parte da Autoridade Nacional de Conservação da Natureza e da Biodiversidade, sendo essencial a monitorização *on-going* dos projetos que sejam aprovados.

De acordo com o estudo Regadio 2030, caso os projetos se insiram em área classificada como a Rede Natura 2000 e caso o PDM em causa não integre as medidas necessárias para garantir a conservação dos habitats e populações de espécies subjacentes à classificação destas áreas, estes ficam sujeitos a parecer prévio do ICNF quando:

- A alteração do uso do solo abranja áreas contínuas >5 ha;
- Existam alterações à morfologia do solo, com exceção das decorrentes das normais atividades agrícolas e florestais;
- Exista alteração do uso atual dos terrenos das zonas húmidas ou marinhas, bem como alterações à sua configuração e topografia;
- Haja abertura de novas vias de comunicação, bem como o alargamento das já existentes;
- Haja instalação de novas linhas aéreas de transporte de energia e de comunicações à superfície do solo fora dos perímetros urbanos.

Para além da emissão de parecer pelo ICNF em áreas classificadas, outras entidades têm um papel relevante na avaliação e monitorização das áreas a irrigar, tendo em conta que a gestão do capital natural não pode circunscrever-se apenas aos espaços protegidos. É o caso da captação de águas particulares com meios de extração que não excedam os 5 cv, que estão sujeitas a simples comunicação prévia de início de utilização à ARH territorialmente competente.

Se a área de projeto integrar a RNAP, será ainda necessário efetuar o enquadramento prévio no seu Programa Especial (anteriores Planos de Ordenamento de Áreas Protegidas) de modo a aferir a viabilidade da implementação do projeto. Após a revisão dos PDM ao abrigo da nova Lei de bases gerais da política pública de solos e ordenamento do território e urbanismo, estes requisitos também integrarão os PDM que abranjam áreas protegidas.

Quando a área de projeto integre a REN, e não haja alteração da topografia do solo, apenas é necessária comunicação prévia à CCDR quando estivermos perante intervenções em margens de cursos de água, lagos e lagoas ou albufeiras ou ainda em áreas de instabilidade de vertentes, sendo interdita a ocupação de escarpas.

Se as transformações previstas para a próxima década merecem preocupação, tanta ou mais atenção se justifica perante as alterações da matriz agrícola a que não escaparam as áreas protegidas e áreas da Rede Natura 2000 nos últimos anos, como é o caso do Parque Natural da Costa Alentejana e Vicentina, onde níveis de intensificação e artificialização da paisagem agrícola, sem precedentes no país, foram autorizadas,

apesar de divergirem claramente dos objetivos que presidiram à classificação destas áreas (Figura 1.4.1.a).

É no litoral português, numa faixa costeira que representa cerca de 25% do território, que reside 70% da população e é nesta faixa, também, que o conflito entre conservação da biodiversidade e desenvolvimento das atividades económicas de alto valor acrescentado é maior. Conceptualmente, pode-se resumir o conflito a uma dinâmica de competição pelo espaço e pela energia disponível entre a espécie humana, que domina ambas as variáveis, e as restantes espécies que aproveitam o que sobra (*8*). Tal como no caso da agricultura intensiva, a política de preservação da biodiversidade e do capital natural tem dificuldade em impor-se face a pressões urbanísticas e turísticas. É o caso, por exemplo, da faixa litoral da Rede Natura 2000 – ZEC Galé-Comporta, que inclui a Península de Troia, e mais a sul, a ZEC Costa Sudoeste, que o *Wall Street Journal* prognostica poder vir a transformar-se "numa nova Ibiza turística da Europa" (36).

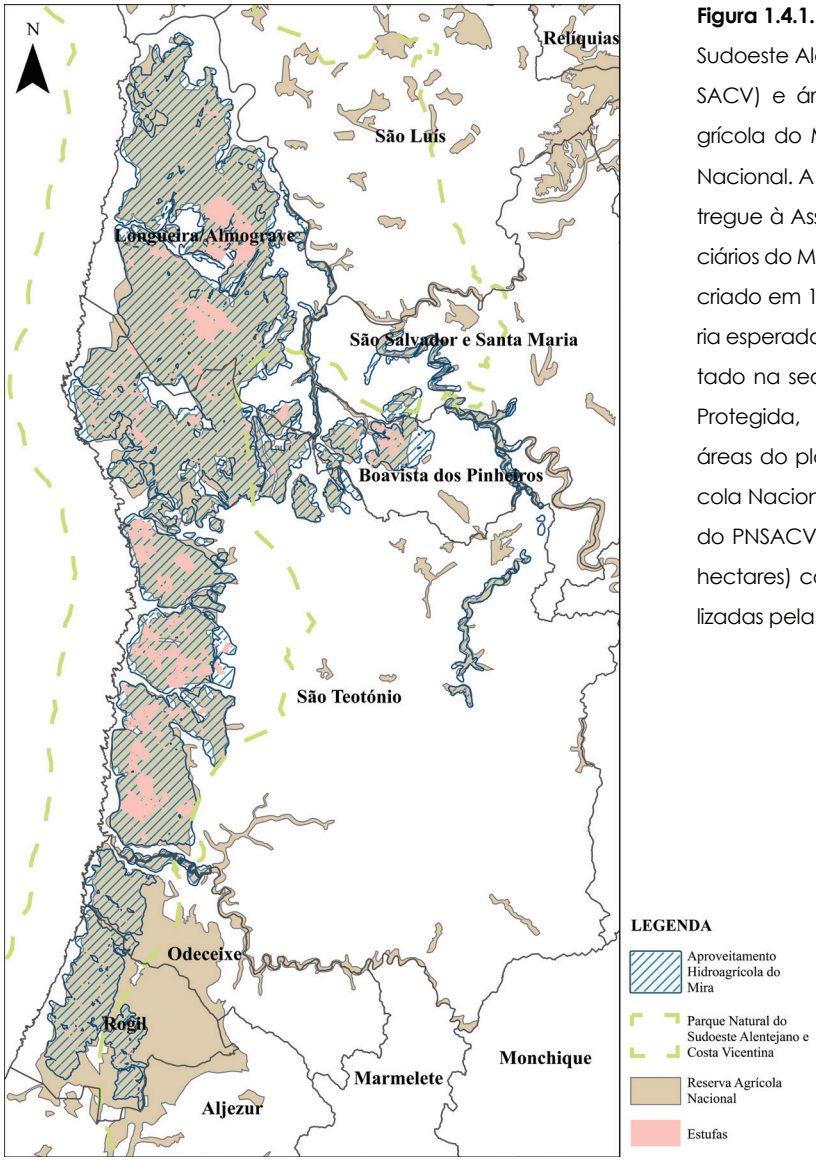



**Figura 1.4.1. a**. Trecho do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV) e área de aproveitamento hidroagrícola do Mira, estufas e Reserva Agrícola Nacional. A gestão do plano de rega foi entregue à Associação de Regantes e Beneficiários do Mira em 1992, tendo o Parque sido criado em 1995. Contrariamente ao que seria esperado, o plano de rega não foi reajustado na sequência da criação desta Área Protegida, por exemplo, deslocalizando áreas do plano para solos de Reserva Agrícola Nacional (RAN) a oriente das fronteiras do PNSACV. Digitalização das estufas (1459 hectares) com base em imagens disponibilizadas pela Google a 3/01/2018.

Resulta das dinâmicas territoriais expostas que, nas áreas de conservação localizadas no "interior", verificou-se o abandono de atividades económicas ligadas ao território, com a consequente degradação de valores culturais e naturais associados às atividades primárias tradicionais. As populações que não migraram procuraram nivelar os seus padrões de vida pela média nacional, buscando oportunidades de emprego no sector dos serviços, económica e socialmente mais vantajosas, mas desconectadas da gestão dos valores culturais e naturais que presidiram à classificação destas áreas. Este progressivo abandono de atividades tradicionais tem, por vezes, dado lugar a uma 'renaturalização' dos ecossistemas a que frequentemente é dada uma conotação negativa pelas próprias populações rurais. Contudo, cada vez mais, estas áreas são encaradas como oportunidades de valorização do território, dado que poderão funcionar como repositórios de capital natural e de produção de serviços dos ecossistemas, nomeadamente associadas ao turismo de natureza, que encontram nas populações urbanas um manancial crescente de potenciais utilizadores. Inverter a perceção negativa deste ciclo de abandono demográfico e territorial deve, pois, decorrer do desafio que é feito ao ordenamento e gestão do território, nomeadamente através da estratégia de remuneração dos serviços dos ecossistemas, que já se encontra em curso, e da aquisição e/ou gestão contratualizada de propriedades privadas, com fins explícitos de renaturalização e conservação da biodiversidade (*37*).

Em contraste, nas áreas classificadas para fins de conservação do litoral português, foram-se intensificando pressões para o desenvolvimento de atividades, muitas vezes incompatíveis com a conservação da natureza e/ou com fortes impactos negativos nos valores naturais e culturais. A introdução, e em alguns casos manutenção, de atividades depredadoras de valores naturais e culturais, configura um desafio para o ordenamento, gestão e governança destas áreas que Portugal ainda não logrou harmonizar, mas que os objetivos plasmados na Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 obrigam a resolver.

### 1.4.2. Ordenamento, gestão e governança das áreas classificadas

Quando se aborda a questão da propriedade e/ou do direito de uso do capital natural em Portugal, é conveniente distinguir o contexto terrestre e marinho. Em terra, as áreas de conservação abrangidas pelo SNAC, assim como os valores que nela existem, têm a particularidade de incidirem sobre territórios maioritariamente privados. Como seria de esperar, a propriedade privada é encarada, pelos seus detentores, como capital produtivo, mais do que como repositório de bens públicos a carecer de gestão ativa. A existência de áreas de conservação em território privado não é exclusiva de Portugal, mas a quase inexistência de propriedade pública nas áreas classificadas não é a norma a nível internacional e representa uma dificuldade para a prossecução de políticas públicas de conservação estritas no longo prazo. Por exemplo, Espanha, possui rácios de propriedade pública versus privada em território florestal (que usamos como indicador do que se poderá passar ao nível de áreas classificadas na ausência de informação mais precisa) bastante superiores a Portugal (Figura 1.4.2.a). Só a Catalunha e Extremadura se aproximam do padrão Português (entre 76-100% do território é privado). A An-

daluzia tem território florestal primordialmente público (apenas entre 0.1-10% é privado) e o resto de Espanha oscila entre os 11-25% e os 26-50% de propriedade privada (*38*).

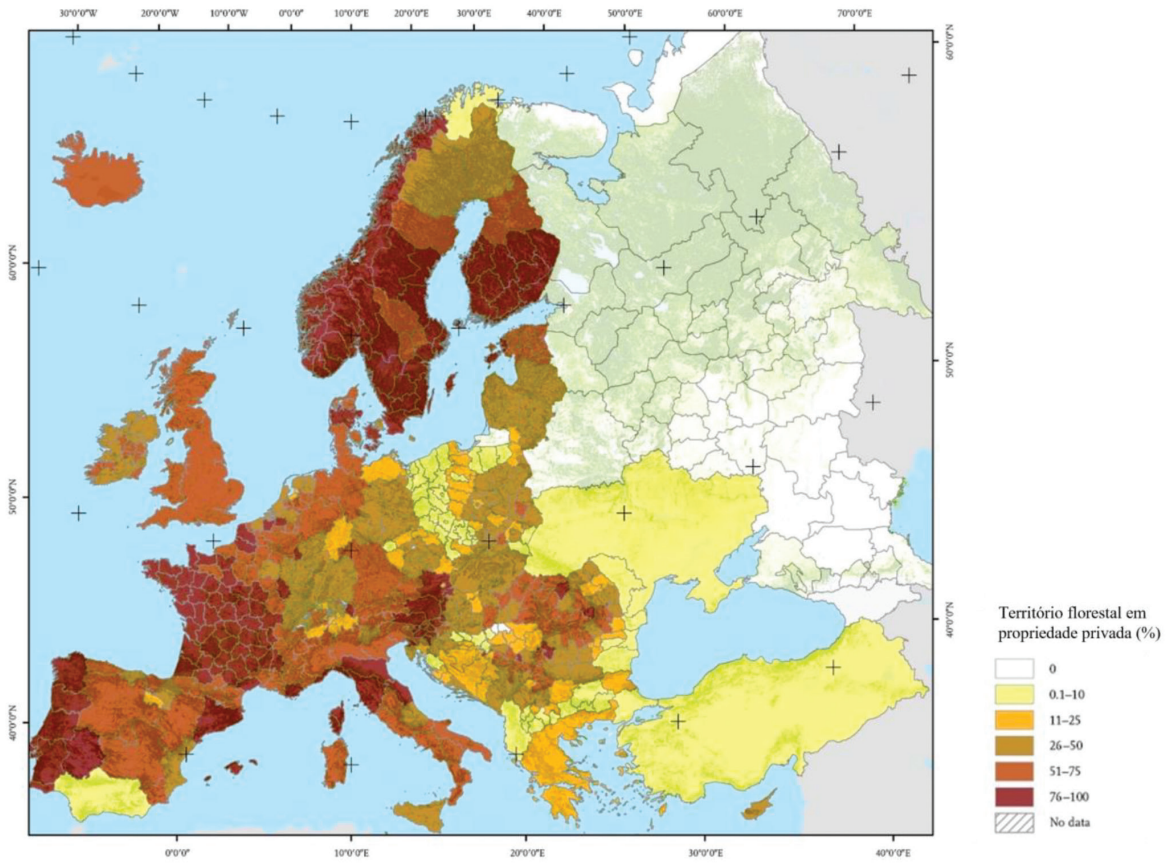



**Figura 1.4.2. a.** Distribuição do rácio de propriedade florestal privada e pública na Europa (38).

Existem vários mecanismos para implementar políticas de conservação da biodiversidade em território privado (*39*). Em Portugal, os instrumentos de gestão (ordenamento) territorial têm privilegiado a regulamentação do solo urbano, remetendo o solo rústico para um contexto mais indefinido, relativamente a aspetos de regulação das categorias de uso definidos pelos Planos Municipais de Ordenamento do Território (PMOT), deixando um vazio relativamente à utilização do território e dos recursos nele existentes por parte dos seus proprietários, o que poderá ser particularmente relevante no caso das áreas protegidas, tendo em conta os valores a salvaguardar. Este modelo, cuja justificação reside, parcialmente, na limitada disponibilidade orçamental do Estado para atividades de gestão ativa da conservação da natureza e da biodiversidade, tem gerado tensões entre, por um lado, os que analisam o território desde o prisma do direito de uso da propriedade privada por parte dos seus proprietários e, por outro, pelo prisma do dever de preservação do bem público por parte das autoridades responsáveis pela sua preservação.

De modo a colmatar esta lacuna da gestão ativa, o Estado tem procurado soluções em outros sectores, como é o caso da Floresta, relativamente aos quais é possível extrair algumas conclusões relativamente ao sucesso alcançado. Veja-se o caso das Zonas de Intervenção Florestal (ZIF), criadas em 2005, como áreas territoriais contínuas e delimitadas, constituídas maioritariamente por espaços florestais, submetidas a um Plano de Gestão Florestal (PGF), que cumpre o estabelecido nos Planos Municipais de Defesa da Floresta Contra Incêndios. O principal objetivo é, por via de uma adequada agregação de áreas à escala da paisagem, possibilitar uma maior resiliência aos incêndios e uma gestão profissional potenciadora de maiores receitas para os proprietários/produtores florestais. São administradas por uma única entidade, que se denomina Entidade Gestora da ZIF. Apesar de, na sua génese, se ter assumido como um instrumento inovador para a gestão do espaço agroflorestal, a partir de arranjos cooperativos ou colaborativos entre proprietários florestais privados, passou a ser visto como uma ferramenta pouco eficiente, com custos elevados retidos pelo funcionamento das estruturas de coordenação, gerando poucos resultados ao nível da gestão direta o que, por sua vez, desmotiva a cooperação e coordenação, induzindo à atuação independente por parte dos proprietários (*40*). De notar, ainda, que a ambição de inovação neste processo de gestão não foi traduzida nem ao nível da elaboração dos PGF, nem sequer na organização e acompanhamento dos processos participativos, pese embora o esforço de aplicação de metodologias mais recentes em algumas das áreas (*41*). Nestes planos, a biodiversidade, quando considerada, é tratada apenas ao nível do *habitat* e da vegetação com interesse para a conservação.

Os Programas de Reordenamento e Gestão da Paisagem (PRGP), integrantes do Programa de Transformação da Paisagem (PTP), aprovado em 2020, destinam-se a promover atividades económicas geradoras de paisagens florestais multifuncionais, e a remuneração de serviços de ecossistema. Os PRGP 'desenham a paisagem desejável, definem uma matriz de transição a médio-longo prazo suportada num modelo de financiamento que assegura a sua implementação' (*42*). A execução dos PRGP é efetuada através de outras medidas programáticas do PTP, como as Áreas Integradas de Gestão da Paisagem (AIGP). A operacionalização das AIGP é feita através de Operações Integradas de Gestão da Paisagem (OIGP) que definem a programação das intervenções, o modelo operativo, os recursos financeiros a alocar e o sistema de gestão e de monitorização.

Tendo em conta os PRGP em curso e as áreas identificadas como potenciais para poderem vir a ser abrangidas, torna-se fundamental integrar a componente da adaptação climática da biodiversidade e da conectividade ecológica, aspetos que não têm sido tratados por este tipo de instrumentos.  Por outro lado, das cerca de 50 AIGP constituídas até ao final de 2021, a maioria entrega a operacionalização às entidades gestoras das ZIF. Não se encontrando a definição de um modelo de governança ajustado ao contexto de cada AIGP nos conteúdos da respetiva OIGP, deverá ser dada especial atenção a este aspeto de modo a não incorrer nas mesmas fragilidades da gestão das ZIF. De especial importância a aplicação rigorosa do programa de monitorização da OIGP, com identificação dos indicadores de execução financeira, física e de impacto.

No oceano a situação é diferente, já que a propriedade do território é pública, no caso do mar territorial e da ZEE, e externa à jurisdição dos Estados, no caso das águas marinhas internacionais (excluindo os direitos soberanos sobre o solo e subsolo da plataforma continental). Em ambos os casos existe, porém, a perceção de que os recursos do mar são de quem os explora, criando a necessidade de gerir, na atualidade, expectativas sobre direitos adquiridos por parte dos atores que tradicionalmente utilizam o oceano ou exploram os recursos marinhos. De alguma maneira, repete-se o que Garrett Hardin descreveu, em 1968, como a tragédia dos baldios ("*The Tragedy of the commons*") (*43*), que prognostica que quando dois ou mais indivíduos têm acesso livre a um recurso público, estes agem de forma independente, de acordo com seus interesses, criando condições para o esgotamento desse recurso.

Com o atraso na implementação de estratégias de ordenamento e de conservação da natureza no mar, quando comparado com a situação em terra, verifica-se que sendo o oceano um bem público, onde a autoridade do Estado e as políticas públicas deveriam bastar para garantir a sua proteção e utilização sustentável, há uma apropriação desse bem público por atividades económicas como a pesca, o transporte marítimo, ou a exploração de inertes. Muitas vezes por fraca gestão ou demissão dessa mesma gestão pelas entidades públicas, a exploração do mar é feita com poucas regras, o que tem resultado invariavelmente na degradação dos valores naturais a nível global, com o esgotamento dos recursos renováveis e utilização desregulada dos não-renováveis.

Como bem comum, torna-se necessário garantir a gestão das atividades humanas no oceano minimizando conflitos, compatibilizando atividades e usos, e garantindo a manutenção de ecossistemas saudáveis e a utilização sustentável dos recursos. A governança deste bem público constitui, assim, um aspeto central da boa gestão. No entanto, as premissas contidas na Lei de Bases da Política de Ordenamento e de Gestão do Espaço Marítimo (LBOGEM), quer a nível dos instrumentos de ordenamento, quer das entidades responsáveis pela implementação das políticas e mesmo da participação pública e dos principais interessados na definição e implementação da gestão do mar, estão longe de corresponder à realidade que se observa no terreno. Mais ainda, apesar de existirem planos de ordenamento e de gestão para algumas áreas marinhas protegidas e de terem sido adotadas linhas de orientação estratégica e recomendações constantes do relatório produzido pelo "Grupo de trabalho Áreas Marinhas Protegidas", publicado pela RCM 143/2019, falta a elaboração do regime jurídico que consagre os princípios e regras da Rede de Áreas Marinhas Protegidas, e que defina uma clara regulamentação e orientação estratégica para as áreas marinhas protegidas, instrumentos centrais para alcançar os objetivos de proteção e recuperação do capital natural marinho. Esta orientação estratégica deverá submeter-se aos *standards* internacionais definidos pela União Internacional da Conservação da Natureza (UICN) e sistematizados no Guia das Áreas Marinhas Protegidas (*MPA Guide*) (*44*).

A falta de incorporação de medidas, nas políticas nacionais, europeias e internacionais, que garantam a sustentabilidade dos usos nas políticas sectoriais das pescas, dos

transportes marítimos, da aquicultura, do turismo, da extração de inertes ou da energia, é outro fator que dificulta a inversão dos padrões de degradação do mar português. Como se abordará mais adiante (capítulo 4), a solução para as contradições e deficiências identificadas implica um aprofundamento e melhor clarificação das diferenças entre três conceitos que têm sido, comummente, tratados de forma indiscriminada:

- **Enquadramento regulatório**, que define normas de ocupação e uso de solo e/ou recursos em cada parcela de território;

- **Gestão da biodiversidade**, que determina e adota medidas concretas necessárias para manutenção e/ou reforço do capital natural;

- **Governança das áreas classificadas**, que determina o âmbito das jurisdições e das competências das diferentes entidades com responsabilidade sobre a regulamentação e gestão dos territórios protegidos.

A eficaz intervenção em territórios classificados (públicos ou privados) carece, no entanto, de recursos humanos e financeiros consideráveis e tal implica, como recomendado na Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 (ver secção 1.2), a adoção de um modelo de financiamento sustentado na adaptação e adoção dos princípios do utilizador-pagador e poluidor-pagador à conservação da biodiversidade (ver capítulo 5).



# 2

# ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS E BIODIVERSIDADE

**Sabemos que os ursos polares não vivem nos desertos quentes e secos de África, e que a vegetação reflete os climas a que está exposta. Alterando-se o clima, alteram-se as distribuições das diferentes formas de vida. Ou seja, têm tendência a alterar-se, pois as migrações biológicas são condicionadas pela velocidade das mudanças climáticas e pela fragmentação das paisagens. Caso esta adaptação por dispersão não seja viável, é inevitável assistir-se a um processo acentuado de extinções locais que poderão, em certos casos, ser globais. Até à data, porém, as políticas de conservação da biodiversidade têm, implicitamente, assumido que a distribuição da biodiversidade é estática. Acresce que a relação do clima com a biodiversidade é biunívoca. A biodiversidade não só é afetada pelo clima, mas também o influencia. Ao reduzir a capacidade de captação e retenção dos gases com efeito de estufa na biosfera e na litosfera, a degradação do capital natural acentua a concentração de gases com efeito de estufa (GEE) na atmosfera e diminui a capacidade de autorregulação do Planeta. Neste capítulo, desenvolvemos estes dois conceitos essenciais para a concretização de uma política de conservação da biodiversidade adaptada aos desafios do século XXI.**

2

## 2.1. **CONTEXTO**

A vida na terra está balizada por condições climáticas muito específicas, tendo como extremos os desertos quentes e secos e os polos frios, igualmente secos. Fora das condições climáticas que caracterizam os diferentes climas do planeta, não existe evidência de que formas de vida complexas (eucariotas) possam existir. São de Alexandre von Humboldt (1769-1859) as primeiras observações sistematizadas que permitiram compreender o papel do clima na distribuição e composição da biodiversidade (particularmente das comunidades vegetais). É bem mais recente, porém, o reconhecimento de uma relação de sentido inverso: o papel da biodiversidade como agente de regulação climática (*45*). A biodiversidade é ainda considerada facilitadora da adaptação das pessoas às alterações climáticas. É o caso, por exemplo, do arvoredo urbano que contribui para combater o efeito das ondas de calor (*46*), ou da vegetação que, criteriosamente localizada, reforça o teor de matéria orgânica, contribuindo para aumentar a capacidade de retenção de água no solo, reduzindo o escoamento superficial, a erosão e, desta forma, reforçando a capacidade de recarga de aquíferos subterrâneos (*47*) - tema que não abordaremos neste estudo.

Apesar da relação entre clima e biodiversidade ser estreita e, como tal, a relação entre alterações climáticas e biodiversidade ser evidente, a política de conservação da natureza ainda se encontra pouco condizente com estas relações. As sinergias entre alterações climáticas e conservação da biodiversidade foram objeto de um relatório para o Conselho da Europa, publicado em 2009, onde se prognosticava a necessidade de implementar medidas específicas de adaptação da biodiversidade nas áreas protegidas (*48*). O relatório foi encomendado pelo Conselho da Europa, partindo do reconhecimento de que existia uma lacuna de articulação entre as políticas climática e de biodiversidade. Mais recentemente, a nova Estratégia Europeia para a Adaptação às Alterações Climáticas (*49*) reconhece a intrínseca ligação entre a perda de biodiversidade e as alterações climáticas. No advento de preparação da 26.ª Conferência das Partes da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Alterações Climáticas (COP 26), que se realizou em Glasgow, o binómio biodiversidade e alterações do clima voltou a ser foco de documentos de interface entre ciência e política, sendo objeto do relatório conjunto IPCC-IPBES que abordou diversas valências desta interação (*50*).

Dando eco às recomendações do relatório IPCC-IPBES, o Conselho Europeu enfatizou a necessidade de articulação de políticas de clima e biodiversidade no âmbito da COP 26 do Clima (*51*) (caixa 2.1.a). Sendo as ligações entre biodiversidade e alterações climáticas amplas, no âmbito do presente capítulo, focar-nos-emos nas duas primeiras valências referidas: de que forma as alterações climáticas afetam a biodiversidade; e de que forma a biodiversidade afeta as alterações climáticas?

***Caixa 2.1. a. Resolução do Conselho Europeu sobre a COP 26 sobre necessidade de articulação entre política climática e de biodiversidade.***

**Artigo 26**

*"UNDERLINES that climate change and biodiversity crisis, desertification as well as land, water and ocean degradation are strongly interconnected and reinforce each other, and STRESSES that they can only be successfully addressed in a coherent approach that comprises mutually beneficial strategies, including nature-based solutions with safeguards. CALLS FOR closer cooperation and synergies among the Rio Conventions and other Multilateral Environmental Agreements, as well as other relevant UN initiatives and international processes."*

**Artigo 27**

*"REMAINS STRONGLY COMMITTED to strengthening the synergies between UNFCCC and the UN Convention on Biological Diversity, including the alignment with the Post-2020 Global Framework for Biodiversity, and to further advancing measures for mutually reinforcing co-benefits for climate mitigation and adaptation and halting biodiversity loss."*

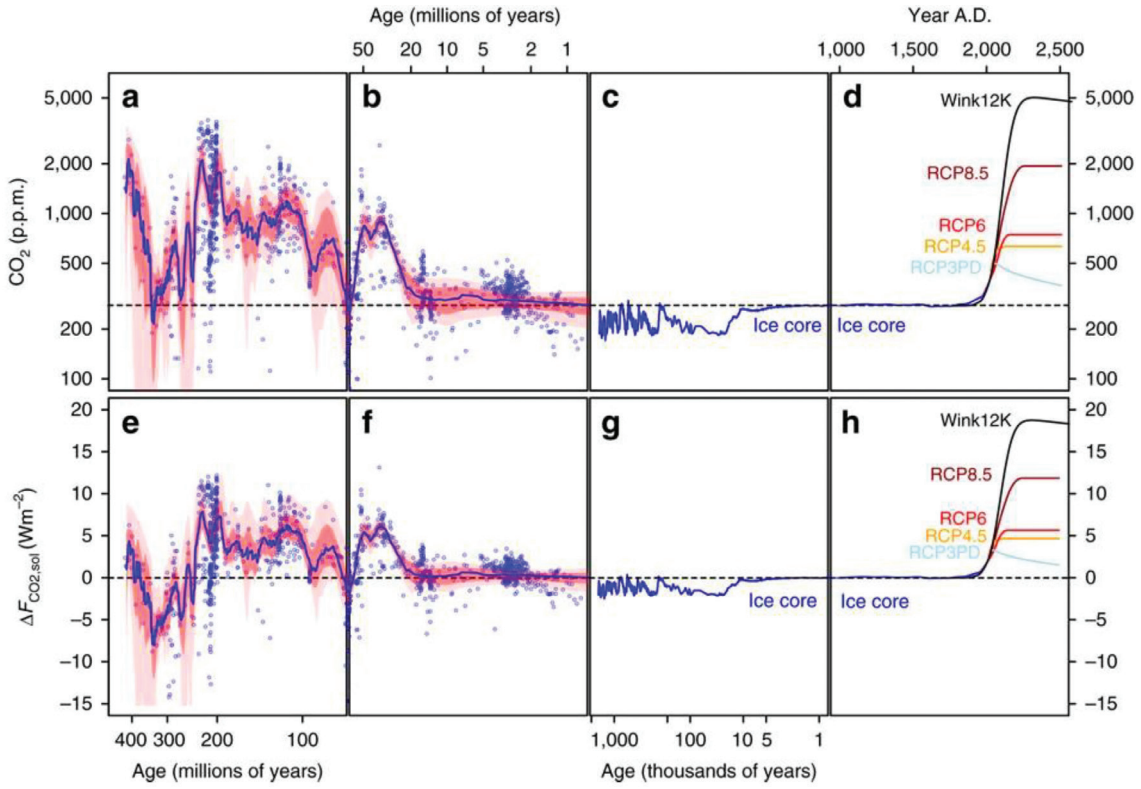
## 2.2. EFEITO DAS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS NA BIODIVERSIDADE

O sistema climático medeia a disponibilização de energia à biosfera. A energia solar é a fonte primária de energia planetária que, nos sistemas terrestres, carece de água para se tornar aproveitável pelos produtores (plantas), alimento dos consumidores (p.ex., animais). Da combinação deste processo de transformação de energia solar em energia química, por via de complexas teias tróficas, é gerada a biomassa (e fixado o carbono) que sustenta a quase totalidade das atividades humanas. O clima é, desta forma, o mecanismo primordial de controlo da distribuição e funcionamento da biodiversidade e dos seus ecossistemas que, por sua vez, estão direta ou indiretamente associados a 50% da atividade económica mundial (ver secção 1.2). Qualquer alteração nas temperaturas, precipitação, ventos e correntes oceânicas, poderá, em função da magnitude e direção destas alterações, causar transformações profundas na dinâmica dos ecossistemas (*52*), com consequências que se anteveem gravosas para o desenvolvimento da sociedade e das suas atividades económicas (*53*).

Convém referir, no entanto, que em escalas geológicas, o clima nunca foi - nem é previsível que venha a ser - estável. As alterações climáticas do passado, interagindo com processos geológicos e geomorfológicos, foram motor de extinções, mas também de diversificação biológica. Sem estas, a biodiversidade que conhecemos não existiria, e a própria existência de seres humanos seria improvável. Não obstante, nos últimos 11.000 anos, em pleno período interglacial, a Terra manteve condições de relativa estabilidade e amenidade climáticas. Foi neste período que as sociedades humanas se desenvolveram e é deste período a nossa civilização.

Sabemos que, pela própria natureza do sistema climático, estas condições não são perenes. Mas também sabemos que não temos vantagem civilizacional em precipitar alterações abruptas do clima, por via de alterações na composição química da atmosfera e do oceano que, dada a sua magnitude, não têm paralelo no decurso da História da humanidade. Simulações de Foster e colegas (*54*), providenciam cenários de concentrações de $CO_2$ e de forçamento radiativo até ao final do século XXIII, e sugerem que, no ano de 2250, num cenário climático extremo, o RCP8.5 do V Relatório do IPCC (Figura Suplementar 2.1.a), interagindo com uma tendência milenar de crescente aumento de intensidade solar, teríamos condições de forçamento radiativo comparáveis com as encontradas há 420 milhões de anos (*54*), no final do período Siluriano, por ocasião do início da grande expansão das plantas terrestres e antes do aparecimento dos primeiros anfíbios (Figura 2.2.a).

Uma vez iniciado o processo de desestabilização climática, decorrente destas alterações atmosféricas, é difícil saber quando voltará a estabilizar e em que estado de estabilização se consolidará, sendo possível que novos equilíbrios, para os quais não existem situações de referência, no presente ou no passado, sejam alcançados.




**(a)**



**(b)**

**Figura 2.2. a.** (a) Evolução temporal das concentrações de $CO_2$ (a, b, c, d) e do forçamento radiativo (e, f, g, h). Figura extraída de (*54*); (b) Reconstrução de paisagem do final do período Siluriano (420 milhões de anos): um período dominado por fungos, representando o início da grande expansão de plantas terrestres. Gravura da Universidade de Oklahoma.

No passado, as alterações climáticas foram agentes de transformação profunda da biodiversidade e estiveram, direta ou indiretamente, associadas a eventos de extinção global (as famosas cinco extinções em massa) e regional. Por exemplo, as oscilações climáticas que ocorreram desde o início do Pleistoceno (há cerca de 2.588.000 de anos), no hemisfério norte, expuseram os territórios setentrionais do planeta a transformações profundas. Nestes territórios, a maior parte das espécies deixou de encontrar condições propícias à manutenção das suas atividades vitais de alimentação e reprodução, e apenas um conjunto limitado pôde adaptar-se. A estes territórios, com elevada taxa de extinção, opuseram-se territórios de relativa estabilidade climática, onde múltiplas espécies, nativas e/ou migrantes, tiveram condições para a sua persistência. Estes territórios, que denominamos de refúgios climáticos, podem classificar-se de duas formas (*55*):

**1) Refúgios climáticos de retenção,** que mantiveram, *in situ*, as condições benignas para a persistência de muitas espécies nativas;

**2) Refúgios climáticos de deslocação,** que em virtude de alterações climáticas locais se converteram em recetores líquidos de espécies migrantes que não encontram condições para persistência *in situ*, nos locais onde habitavam no período de referência e que são forçados a deslocar-se para outras localidades.

Há casos em que ambos tipos de refúgios coincidem, i.e., refúgios de retenção que também se constituem em refúgios de deslocação para outras espécies, como é o caso das três penínsulas Mediterrâneas da Europa (Ibérica, Itálica e Balcânica) que, durante períodos glaciais, foram recetores líquidos de espécies do norte da Europa tendo, simultaneamente, garantido a persistência de populações nativas da região do Mediterrâneo. Há outros casos, porém, como é frequente observar-se em regiões montanhosas, em que existe uma substituição de faunas e floras durante processos de mudança climática, com extinções locais de espécies nativas e colonização de espécies de outras regiões que aí encontram refúgio climático.

O efeito da estabilidade *versus* instabilidade climática foi igualmente determinante para o desenvolvimento da civilização (*56*). As civilizações da antiguidade pré-clássica, que protagonizaram a revolução neolítica, desde a China à América Central, passando pelo Crescente Fértil e bacia do Mediterrâneo, têm em comum terem coincidido com regiões de relativa estabilidade climática, apesar dos ciclos glaciares e interglaciares que assolaram o hemisfério norte e que tornaram grandes partes da Europa Central e do Norte inóspitas para a nossa espécie.

A estabilidade climática poderá, no entanto, não ser suficiente para garantir a viabilidade das espécies. Os organismos possuem características fisiológicas e morfológicas que balizam a sua tolerância a extremos climáticos, e é necessário que a estabilidade contemple combinações de temperatura, precipitação e vento que sejam compatíveis com os "nichos ecológicos" (*57*), que permitem a persistência da maior parte das espécies.

A tolerância dos organismos é muito variável ainda que, no caso da temperatura, os limites térmicos máximos tendam a ser conservados e sejam semelhantes para a maior parte das espécies (em ambiente terrestre, em condições comparáveis de reduzida humidade, variam entre os 41-45ºC) (*58*). A caracterização do nicho ecológico de diferentes espécies é complexa, pois estão em causa não só variações nos valores anuais agregados de determinadas variáveis climáticas que limitam a ocorrência das espécies como, também, a sua distribuição ao longo do ano. A precipitação na primavera, por exemplo, determina o crescimento das plantas, logo a disponibilidade alimentar para níveis superiores das cadeias tróficas durante o período de reprodução e, posteriormente, durante o verão. Acresce que a dinâmica que afeta o nicho ecológico de uma determinada espécie não é independente da dinâmica que afeta os nichos ecológicos de outras espécies. É o caso do efeito das alterações climáticas na dinâmica de distribuição e abundância do lince-ibérico que não depende, exclusivamente, dos graus de tolerância do lince aos parâmetros climáticos sujeitos a modificação, mas também dos efeitos que as alterações do clima imponham nas espécies que servem de alimento ao Lince, como é o caso do coelho-bravo (*59*). Os nichos ecológicos estimados pelos modelos (ver capítulo 3 e Metodologia Suplementar 1.3), que caracterizam a resposta das espécies face ao clima, por oposição a uma resposta fundamental exclusivamente fisiológica, incluem implicitamente um conjunto de respostas não climáticas, como sejam as relacionadas com o uso do solo, causadoras de variações na distribuição e abundância das espécies e limitantes da dispersão, assim como interações com outras espécies (*60*).

A adaptação das espécies às alterações climáticas, por modificação genética de caracteres morfológicos e/ou fisiológicos, é lenta e, frequentemente, sucede mais do que precede outros mecanismos de adaptação. O urso polar, por exemplo, divergiu do urso pardo, há cerca de 400 mil anos (*61*), na sequência de um processo de divergência evolutiva que se terá iniciado de 4 a 5 milhões de anos antes (*62*). Na origem desta divergência estiveram os longos períodos de glaciação, que proporcionaram extensos territórios gelados que favoreciam a camuflagem branca para atividades de caça e pesca. A estes períodos de glaciação sucederam-se períodos interglaciais, mais quentes, que provocaram a fragmentação das populações de urso, logo o isolamento genético que espoletou a posterior divergência evolutiva face ao urso pardo. O urso pardo, em contraste, não teve necessidade de se afastar da pelagem castanha que conferia vantagem adaptativa nos bosques escuros da taiga, das florestas mistas e de folhosas presentes nos refúgios de clima temperado da Eurásia e América do Norte.

A chamada variabilidade fenotípica, que consiste na variação intraespecífica (em populações da mesma espécie), não determinada por mecanismos evolutivos de seleção natural, é outro mecanismo que confere resiliência populacional a oscilações climáticas. No entanto, persistem dúvidas sobre a magnitude da sua contribuição como mecanismo central de adaptação face a alterações climáticas direcionais e abruptas. Historicamente, estima-se que o mecanismo primordial de adaptação da biodiversidade a alterações climáticas abruptas (a norma é o carácter abrupto das mudanças

climáticas) (63), consistiu na colonização de novos territórios que apresentavam climas propícios para as diferentes espécies à medida que as isolinhas climáticas se deslocavam no espaço e no tempo.

No entanto, a mobilidade e, com ela, a dispersão variam enormemente entre organismos. Se os lobos podem dispersar, à razão de cerca de 40 km/dia (64), muitas espécies de anfíbios são estritamente filopátricas, ou seja, sem qualquer propensão para se afastar do seu local habitual de residência. Para estas espécies, a adaptação às alterações climáticas faz-se primordialmente em função de alterações comportamentais *in situ*, por exemplo, aumentando o período de estivação, no qual o animal entra em período de dormência durante o verão. Para organismos com limitada mobilidade, a colonização de novos territórios é reservada a episódios improváveis (denominados de estocásticos), associados, frequentemente, a eventos climáticos extremos que são responsáveis, entre outros fenómenos raros, pela colonização de ilhas oceânicas por espécies com baixa capacidade de dispersão, como ocorreu nas Ilhas Galápagos, por exemplo.

Acresce que a capacidade de adaptação por colonização de novas áreas varia ao longo do território. Quando a complexidade microclimática é grande, como acontece em áreas de topografia complexa, as deslocações necessárias para a adaptação podem envolver curtas distâncias em altitude ou variar segundo a exposição da vertente escolhida como *habitat* (p.ex., de sul para norte). Em áreas de maior uniformidade topográfica, como sejam as áreas de planície, as deslocações necessárias à adaptação são, regra geral, de maior distância, envolvendo, frequentemente, centenas de quilómetros (65).

No hemisfério norte, as vertentes expostas a norte mantêm temperaturas substancialmente mais baixas do que nos restantes quadrantes, mormente nas vertentes expostas a sul (Figura 2.2.b). Em territórios como o português, as vertentes expostas a oeste, logo expostas à direta influência das brisas e ventos provenientes do oceano Atlântico, tendem a apresentar níveis de humidade superiores aos de outras vertentes, mormente as vertentes expostas a leste que trazem ventos secos oriundos do centro da Península Ibérica.



**Figura 2.2. b.** Contraste entre temperatura ambiente nas vertentes expostas a norte e sul. Fotografia tirada no Novo México (EUA) por Miguel Bastos Araújo.

Por estes motivos, em condições de igualdade e num contexto de aquecimento global que, no nosso território será acompanhado de incrementos de aridez, a conectividade climática será tanto maior quanto maiores forem os níveis de heterogeneidade topográfica, de frescura e de humidade (Figura 2.2.c; Seção 3.2.1). A estes fenómenos de cariz microclimático acrescem variações na permeabilidade do território, para a mobilidade das espécies associadas aos diferentes tipos de ocupação humana. Trata-se de um fenómeno contemporâneo, pois, durante alterações climáticas do passado, a mobilidade das espécies não se encontrava limitada pelo uso do solo.

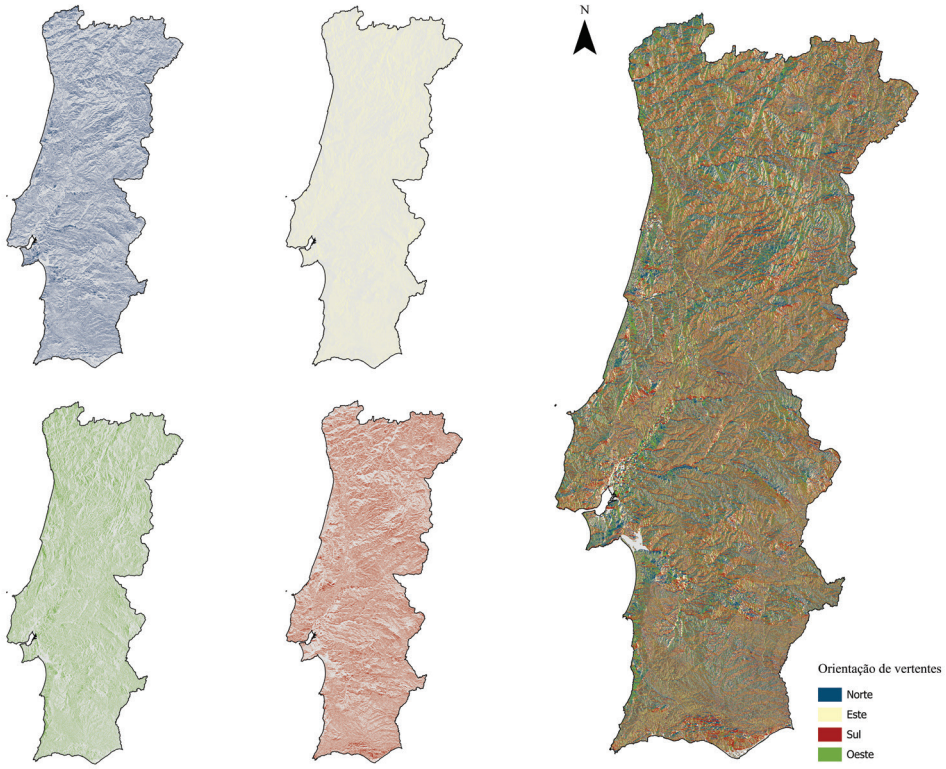



**Figura 2.2. c.** Caraterização da orientação de vertentes em Portugal. Estima-se que a adaptação local da biodiversidade às alterações climáticas seja favorecida em vertentes de orientação norte (mais frescas) e oeste (mais húmidas). As vertentes expostas a sul e leste são mais quentes e secas, logo menos propícias à adaptação em cenários de aumento de temperatura e diminuição da precipitação. Fonte: Modelo digital de terreno usado para cálculo de exposições extraído de EPIC WebGIS.

No oceano, o aumento da temperatura da água causa a deslocação das áreas de distribuição das espécies marinhas no sentido dos polos. Em resposta a um oceano mais quente, peixes, invertebrados e plâncton migram, assim, em busca dos regimes de temperatura ideais para as suas necessidades metabólicas. As taxas de migração, medidas desde a década de 1950, são de 52±33 quilómetros por década para organismos epipelágicos (aqueles que vivem nos primeiros 200 metros abaixo da superfície), e de 29±16 quilómetros por década nos ecossistemas do mar profundo (66).

As taxas de variação e a direção das migrações observadas são determinadas pelas variações da temperatura local, pelos níveis de oxigénio disponível e pelas correntes oceânicas nos vários gradientes de profundidade, de latitude e de longitude. Estas modificações já observadas no oceano pelo efeito das alterações climáticas afetam a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas, no Atlântico Norte, no Pacífico Nordeste e no Ártico.

Em Portugal, foi também registada uma tropicalização da fauna costeira com variações de até 35% da abundância e da ocorrência de espécies costeiras (67), com o índice de tropicalização a aumentar nas últimas duas décadas, em estreita relação com a da Oscilação do Atlântico Norte (*18*).

As previsões de deslocação para 2050, no hemisfério norte, são de uma média de 291 quilómetros (600 quilómetros para o ambiente pelágico e 223 quilómetros para as espécies bentónicas). Preveem-se grandes constrangimentos ecológicos para as espécies dependentes dos fundos marinhos, devido à diminuição da disponibilidade de *habitat* a uma profundidade adequada para a sua sobrevivência (*68*). Prevê-se, ainda, um aumento de espécies não indígenas que se podem tornar invasoras (*52*).

Face ao exposto, as reflexões sobre estratégias de adaptação para a biodiversidade têm dado preponderância aos mecanismos relacionados com a deslocação. Primeiro, porque é improvável que a adaptação genética ou variabilidade fenotípica sejam suficientemente céleres, ou amplas, para dar resposta a mudanças aceleradas do ambiente (especialmente quando estão em causa organismos com baixas taxas de reprodução, como é o caso de grande número de espécies ameaçadas). Segundo, porque os mecanismos de adaptação genética e fenotípica não são passíveis de intervenção política, contrariamente à mobilidade das espécies, que pode ser facilitada por via de intervenções diretas no território ou, em casos extremos, por exercícios de translocação de populações e comunidades.

## 2.3. **EFEITO DA BIODIVERSIDADE NAS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS**

O clima planetário tem uma estreita relação de interdependência com a composição química da atmosfera, designadamente com a concentração dos gases com efeito de estufa como o dióxido de carbono ($CO_2$) e o gás metano ($CH_4$); sendo que o último é 25 vezes mais potente, como propulsor do efeito de estufa, do que o dióxido de carbono. O $CO_2$ atmosférico, ou dissolvido na água, é absorvido pelas plantas verdes e pelas algas através da fotossíntese. Parte desse dióxido de carbono é posteriormente libertado pela respiração. O metano, em contraste, é produzido por respiração de organismos microbianos em ambientes pobres em oxigénio, como é o caso de áreas pantanosas, como os sapais e as turfeiras, mas também pelo sistema digestivo de animais ruminantes, como vacas, búfalos, ovelhas, cabras e cavalos que, em conjunto, representam 48% da biomassa global de mamíferos (um valor que acende a 96%, se considerarmos a biomassa de humanos e restantes mamíferos domesticados) (*69*).

Estes gases fazem parte da composição natural da atmosfera e fluem entre os diferentes subsistemas de interface planetário (p. ex., água, solo, rochas), no que se convencionou denominar ciclo do carbono (Figura 2.3.a). Em 2019, as concentrações de $CO_2$ encontradas na atmosfera eram comparáveis com as concentrações encontradas há 2 milhões de anos (*70*). Em 2025, estima-se que a concentração de $CO_2$ na atmosfera seja comparável àquela que teríamos há 3.3 milhões de anos, quando as temperaturas eram 2-3ºC superiores às atuais e o nível do mar era 15-25 metros mais elevado do que atualmente (*71*). A verificarem-se os cenários de emissões mais acentuados, por exemplo o RCP 8.5, em meados do século XXIII, teríamos um nível de forçamento radiativo sem precedentes nos últimos 420 milhões de anos (ver Figura 2.2.a).

Até à Revolução Industrial, o desenvolvimento da humanidade fez-se, primordialmente, através do consumo de energia química proveniente da biosfera. Ou seja, através da biomassa vegetal e animal. Com o desenvolvimento da Revolução Industrial, a "equação" de fluxos e reservas de carbono foi profundamente alterada, já que a nova economia industrial dependia de quantidades de energia superiores àquelas que a biosfera poderia proporcionar. Tal necessidade foi colmatada através da mobilização de carbono acumulado na litosfera durante o Carbonífero, ou seja, nos últimos 286 e 360 milhões de anos. Desde 1850, estima-se que tenham sido libertadas para a atmosfera cerca 500 Gigatoneladas de Carbono (GtC) (72). Três quartos destas emissões devem-se ao consumo de combustíveis fósseis (petróleo, carvão e gás[1]) que, no processo de combustão necessário à sua utilização, transferem o carbono para a atmosfera. As restantes emissões terão tido origem em mudanças no uso do solo, designadamente na desflorestação de florestas primárias nas regiões tropicais, e também na produção de cimento, que terá contribuído com 5% das emissões globais neste período (73). Destas emissões, 150 GtC terão sido absorvidas pelo oceano, e 120-130 GtC pelos sistemas terrestres, tendo o remanescente ficado retido na atmosfera.

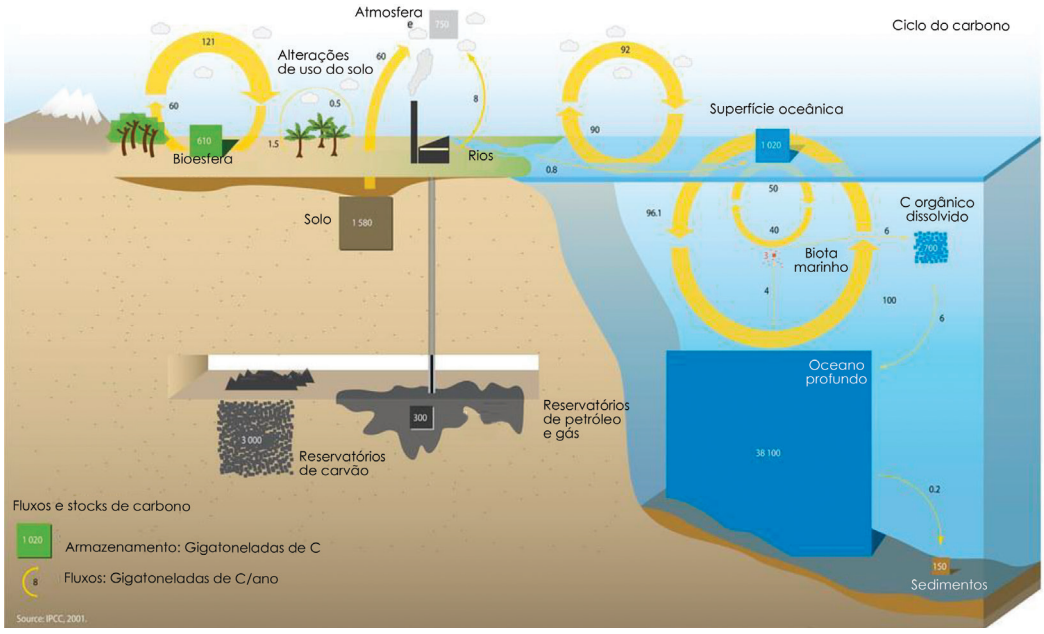



**Figura 2.3. a.** Ciclo do carbono com estimativas de reservas e fluxos de carbono entre subsistemas terrestres (74).

A Revolução Industrial foi, deste modo, viabilizada pelo recurso ao crédito planetário, assente no consumo de energia não renovável, e criando, a jusante, um desequilíbrio no ciclo do carbono com efeitos negativos sobre os sistemas climático e biológico do planeta. Utilizando uma metáfora conhecida da linguagem económica, começámos a

1 Enquanto o carvão terá sido formado por deposição de plantas mortas em ambiente terrestre, o petróleo e o gás natural ter-se-ão formado com base na deposição de organismos marinhos.

"viver acima das nossas possibilidades" criando externalidades negativas nos sistemas de suporte, que não foram consideradas na contabilidade do sistema produtivo, e a ilusão de que os recursos energéticos eram mais baratos do que realmente são (ver capítulo 5).

Sendo as reservas de combustíveis fósseis acumuladas no subsolo consideráveis (3300 GtC), mais significativas são as reservas acumuladas na biosfera, sob forma de biomassa vegetal e animal de organismos vivos e mortos. Em terra, estima-se que existam cerca de 600 GtC de carbono em forma de biomassa, e no oceano estima-se que esse valor seja de 1020 GtC na superfície e de 38.100 GtC no mar profundo. No oceano, acresce a existência de cerca de 700 GtC disponíveis sob forma de carbono dissolvido e que é essencial para o processo fotossintético (Figura 2.3.a).

Quando a quantidade de carbono fixado pela fotossíntese é equivalente à quantidade libertada para a atmosfera, através do processo de respiração dos organismos e da combustão de matéria orgânica, diz-se que as concentrações de gases com efeito de estufa se mantêm em equilíbrio dinâmico. A nível local, é frequente não existirem condições de equilíbrio, havendo sistemas que exportam mais carbono para a atmosfera do que fixam (*sources*), e sistemas que fixam maior quantidade de carbono do que libertam para a atmosfera (*sinks*). A nível global, porém, a tendência é de existência de trajetórias de neutralidade carbónica ou de modificação tão lenta de concentrações de carbono nos diversos subsistemas planetários, que estes se mantêm praticamente inalterados nas escalas de tempo que nos é permitido observar. Não obstante, qualquer desequilíbrio na magnitude e direção dos fluxos de carbono que conduza à exportação massiva de carbono para a atmosfera, desde as reservas atualmente disponíveis na litosfera e na biosfera, poderá causar transformações profundas no sistema climático mundial. Atualmente, pensa-se que estas transformações, mais do que graduais, sejam abruptas. Uma vez alcançado um ponto de inflexão, ou *tipping point*, e operada uma mudança de fase no sistema climático, o regresso à fase anterior poderá não voltar a verificar-se, ou verificar-se apenas em escalas de tempo históricas (centenas de anos; p. ex., estabilização das temperaturas atmosféricas) ou geológicas (milhares de anos; p. ex., inércia associada à subida do nível médio das águas do mar).

Para evitar estas mudanças abruptas ou, de forma genérica, reduzir a magnitude das mudanças climáticas, é necessário estabilizar ou reduzir as concentrações de gases com efeito de estufa na atmosfera. Tal pode ser, logicamente, alcançado de duas formas complementares: reduzindo a emissão de gases com efeito de estufa; aumentando a taxa de absorção de gases com efeito de estufa.

A redução das emissões pode ser obtida através da alteração de padrões de consumo, designadamente desincentivando o consumismo e incentivando um consumo responsável de bens e serviços com baixa intensidade de uso de produtos derivados do carbono (ou que usam carbono para gerar energia para processo de produção), com a introdução de mecanismos de circularidade económica, designadamente com a reutilização e reciclagem de bens, que permita poupanças e ganhos de eficiência no uso

de recursos naturais e da energia, ou ainda através da promoção de novas tecnologias para produção de energia com fontes renováveis, que não sejam emissoras de gases com efeito de estufa no processo de produção de energia (o que exclui, naturalmente, os chamados biocombustíveis de origem orgânica).

Os esforços de redução de emissões por via da introdução de reformas no sector produtivo serão, no entanto, insuficientes se continuar a tendência atual de destruição de ecossistemas naturais ricos em carbono. Os ecossistemas terrestres (biosfera, manta morta e matéria orgânica incorporada no solo), por exemplo, retêm cerca de 2100 GtC, o que equivale, aproximadamente, a três vezes a quantidade de carbono atmosférico. A contínua exportação de carbono destes ecossistemas para a atmosfera poderia ter consequências catastróficas sobre o sistema climático mundial, anulando qualquer efeito de redução de emissões nos sectores primário, secundário e terciário.

De modo geral, o aumento de absorção de gases com efeito de estufa pode ser feito de dois modos: por remoção mecânica do carbono atmosférico e por remoção biológica. A primeira, estando ainda a dar os seus primeiros passos, dificilmente alcançará dimensão e escala em tempo útil. A segunda, implica a gestão da natureza ou, como se convencionou denominar, o recurso a soluções baseadas na natureza (*nature-based solutions*), de modo a reduzir a exportação de carbono da biosfera para a atmosfera e maximizar a fixação de carbono atmosférico pela biosfera. Este processo de gestão de reservas e fluxos, que se estima poder contribuir para remover até 37% do carbono na atmosfera, integra o mecanismo de obrigações de remoção de carbono (*carbon removal obligations*, ou CRM na sigla inglesa) (*75*), que os autores consideram ser essencial para alcançar os objetivos de neutralidade carbónica - ver também (*76*).

Ainda que a implementação das CRM possa incluir uma mistura de soluções tecnológicas e de gestão de ecossistemas, é improvável que os objetivos deste mecanismo possam ser cumpridos sem recurso intensivo a mecanismos biológicos de "bio-sequestro" de carbono. Estes mecanismos, poderão incluir três estratégias complementares:

- Como referido anteriormente, evitar a transferência de carbono retido na biosfera e no solo, protegendo ecossistemas naturais ricos em carbono, quer porque ocupam uma área extensa do território, quer porque possuem uma concentração elevada de carbono por unidade de área. Incluem-se aqui por exemplo as florestas, os sapais e mangais ou as pradarias marinhas e ainda o oceano profundo. Inverter as tendências de desflorestação ou impedir a perturbação dos fundos marinhos é essencial para esta estratégia (um estudo recente demonstrou que a pesca de arrasto origina tantas emissões como toda a indústria de aviação) (*77*).

- Restauro de ecossistemas degradados com elevado potencial de virem a constituir-se como sumidouros de carbono e da biomassa marinha, que tem vindo a diminuir de forma massiva desde a implementação das pescarias industriais.

- Gestão de fluxos de carbono no sector primário, adotando medidas que reforcem o sequestro de carbono e sua retenção na biosfera, no solo, ou na água.

A avaliação do bio-sequestro de carbono implica um conhecimento aprofundado do ciclo de carbono e uma quantificação e modelação precisas sobre a contribuição de diferentes ecossistemas e atividades primárias para a fixação, retenção e emissão deste elemento (*78*). A nível global, e para grandes biomas terrestres, existe uma caracterização, ainda que grosseira (Figura 2.3.b), de *stocks*. É patente desta caracterização a importância das reservas de carbono à superfície (*above ground*) acumuladas nos ecossistemas tropicais e subtropicais, que contrastam com as elevadas reservas acumuladas no solo (*below ground*), em turfeiras e no pergelissolo, ou *permafrost*, localizados em regiões de clima temperado frio e regiões polares, respetivamente. Globalmente, por biomas, as estimativas de acumulação de carbono são de 832 GtC, em ecossistemas tropicais e subtropicais, e 699 GtC em florestas boreais e temperadas. Nas estepes da tundra, que ocupam uma área reduzida, mas possuem elevadas concentrações de carbono, estimam-se reservas de 155 GtC. Nos ecossistemas temperados estimam-se reservas de 184 GtC, e nos desertos e nas regiões semiáridas essas estimativas apontam para 178 GtC (*79*).

As florestas tropicais constituem o maior reservatório de carbono em ecossistemas terrestres e contribuem para a fixação de, aproximadamente, 15% das emissões de carbono de origem antrópica. Não obstante, a conversão da floresta tropical primária (vulgo "virgem") em sistemas de bosque secundário, savana ou agricultura, não só reduz as reservas de carbono nos ecossistemas *above ground* (biomassa vegetal e animal), como reduz significativamente a quantidade de carbono acumulado sob o solo e retido no solo (*below ground*). Estima-se que a extração de madeira destes ecossistemas florestais contribui para a emissão de 0.5 GtC por ano (*80*). Globalmente, a degradação destes sistemas tem o potencial de transformar um sumidouro importante de carbono atmosférico em contribuinte líquido (*81*), desequilibrando a balança de emissões e reduzindo a capacidade de os ecossistemas absorverem o carbono atmosférico no longo prazo.

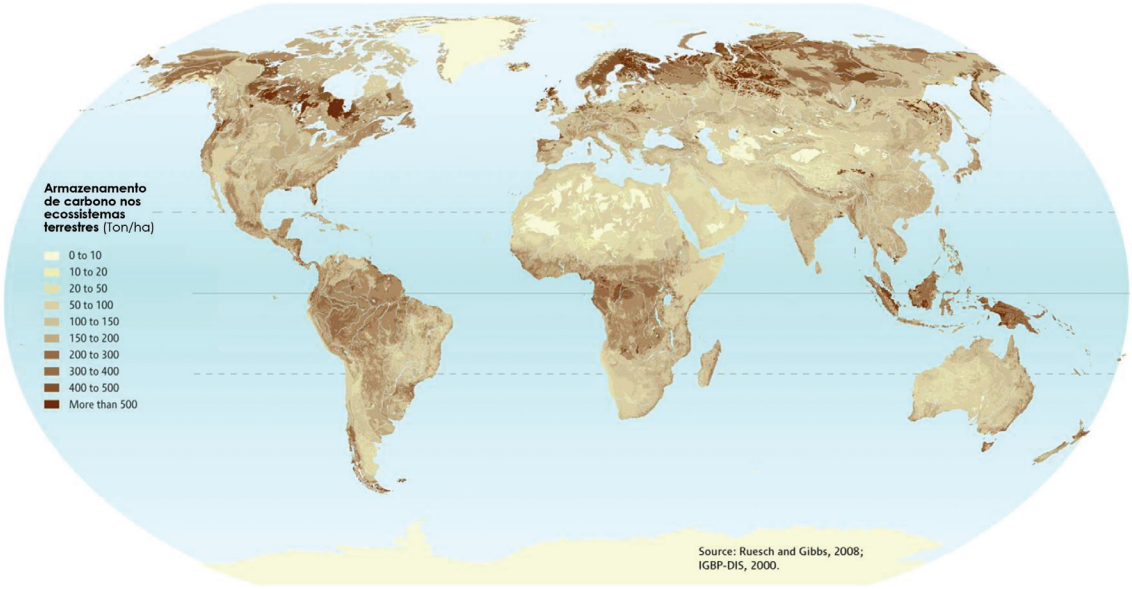



**Figura 2.3. b.** Quantidade de carbono acumulado nos ecossistemas terrestres, tanto à superfície (above ground) como no solo (below ground) a nível global (82, 83).

Em Portugal, ainda existe um conhecimento limitado sobre a contribuição dos diferentes ecossistemas terrestres para o ciclo de carbono, sendo, por isso, difícil estimar a contribuição de cada ecossistema e região para os objetivos de neutralidade carbónica. Estudos do JRC (*84*) proporcionam estimativas de acumulação de carbono nas camadas superficiais do solo para o território europeu que, sendo úteis e permitindo uma perspetiva aproximada da acumulação de carbono nos ecossistemas, dão uma imagem incompleta da realidade, dado não contemplarem o carbono retido no solo e o carbono superficial retido sob forma de biomassa vegetal e animal (Figura 2.3.c). Por outro lado, a fim de auxiliar a gestão do território e das atividades do sector primário, seriam necessários dados de como é afetado o balanço do carbono com formas de gestão alternativas, não só de ecossistemas diferentes, mas também, e principalmente, de ecossistemas equivalentes.

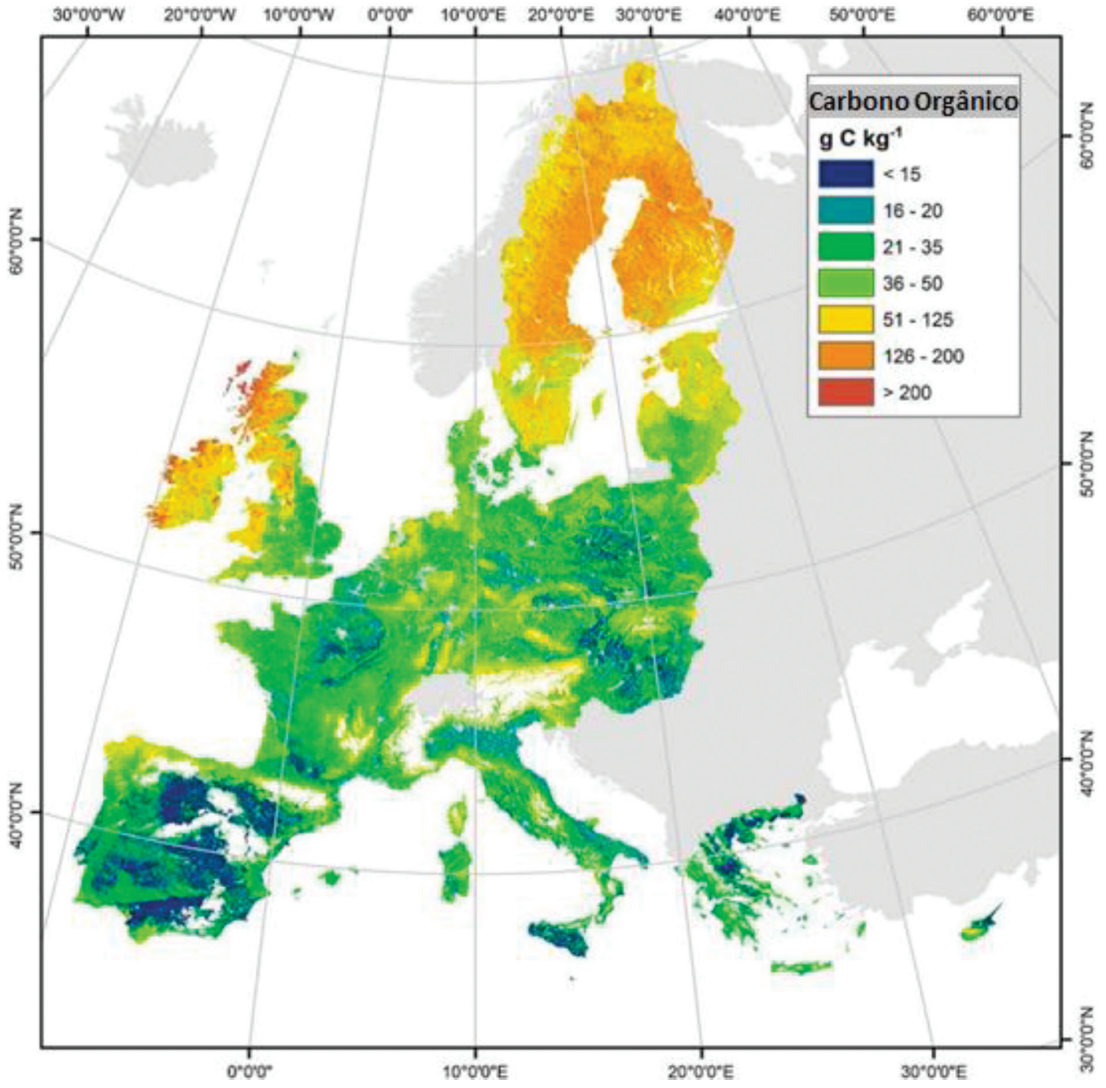



**Figura 2.3. c**. Retenção de carbono à superfície do solo na Europa.

A contribuição do oceano para o ciclo de carbono é igualmente crítica. Estima-se que, aproximadamente, 30% das emissões de $CO_2$, desde o início da Industrialização, tenham sido absorvidos pelo sistema oceânico (*85*), constituindo-se este, assim, como o maior recetor líquido (*sink*) de dióxido de carbono depois da atmosfera (*86*). A capacidade de absorção de $CO_2$ é, no entanto, variável no tempo e no espaço. O dióxido de carbono é consideravelmente mais solúvel em águas frias do que em quentes, sendo que a relação entre carbono atmosférico e carbono inorgânico solubilizado no oceano depende da temperatura. Como tal, regiões do oceano com águas superficiais frias absorvem quantidades superiores de dióxido de carbono do que regiões com temperaturas elevadas.

As regiões costeiras são também importantes para o ciclo do carbono. As zonas litorais até aos 200 m de profundidade, apesar de ocuparem uma área reduzida do oceano (cerca de 10%), possuem sistemas como os recifes de corais e as pradarias de ervas marinhas, que contribuem desproporcionalmente face à sua área para a retenção de carbono, por exemplo, via mineralização e sedimentação de carbono; estas últimas, contribuem para a fixação por sedimentação de mais de 0.2 GtC por ano, de acordo com alguns estudos (*87*). As zonas húmidas de sistemas costeiros também apresentam produtividades primárias líquidas elevadas contribuindo, em condições naturais, para absorver quantidades importantes de carbono. É o caso, por exemplo, dos mangais e dos sapais. No entanto, é consensual que, a manterem-se as trajetórias de degradação destas zonas húmidas costeiras, estes ecossistemas poderão converter-se em contribuintes líquidos de carbono para a atmosfera.

Estão em desenvolvimento várias soluções tecnológicas para gestão e restauro de ecossistemas naturais, no sentido de potenciar a sua capacidade de atuar como sumidouros de carbono. Por exemplo, no oceano, tem-se recorrido à fertilização experimental com ferro, fósforo e nitratos para aumentar a capacidade de fixação de carbono. Tem sido igualmente sugerida a possibilidade de "injeção" de carbono em reservatórios geológicos localizados no mar profundo. Um estudo encomendado pelo Painel de Alto Nível para uma Economia Sustentável do Oceano (*88*), formado por 14 chefes de Estado e de Governo, incluindo o Primeiro-ministro português (*89*), elenca cinco soluções, baseadas no Oceano, para o combate às alterações climáticas. O relatório conclui que, entre as soluções mais benéficas, estariam a proteção e restauro de mangais, sapais, pradarias de ervas marinhas e florestas de macroalgas, e que o aumento do cultivo de macroalgas aumentaria a capacidade de o oceano atuar como sumidouro de carbono, além de produzir biomassa para consumo humano com uma menor pegada de carbono do que a atualmente produzida em terra. Subjacente a estas propostas está o reconhecimento da elevada capacidade de os oceanos armazenarem carbono (milhares de GtC) e a intenção de acelerar o processo natural de absorção de carbono que neles ocorre a uma taxa global estimada de 2 GtC ano (*90*). Se juntarmos a isto a recuperação da biomassa das populações de espécies retiradas do oceano com fins comerciais e que se encontram degradadas, o potencial de retenção e absorção de carbono pelo oceano torna-se ainda mais significativo.

Existem igualmente soluções otimizadas para gestão de fluxos de carbono em ambiente agrícola e florestal. Por exemplo, na China, estima-se que as culturas agrícolas poderiam absorver cerca de 5% das emissões de $CO_2$ de origem fóssil com a simples reincorporação de matéria orgânica no solo, nomeadamente de palha, como parte do ciclo de produção. Nos sistemas florestais, a utilização de ciclos de rotação mais longos e o recurso a sistemas culturais mistos são frequentemente apontados como vantajosos para reforçar a sua capacidade de fixação e retenção de carbono no ecossistema. A discussão extensiva de técnicas de gestão do ciclo de carbono no sector primário transcende, porém, o objeto deste relatório, querendo os autores assinalar o seu potencial como parte integrante da diversidade de abordagens necessárias para aumentar a

remoção de carbono atmosférico, concomitantemente com a conservação, gestão e restauro dos ecossistemas naturais.

No capítulo 3 deste relatório, aprofundaremos o potencial de sequestro de carbono associado a ecossistemas marinhos e costeiros. Convém referir, no entanto, que o conhecimento que temos do ciclo do carbono se encontra em atualização constante e que as alterações climáticas em curso poderão alterar a direção e magnitude dos fluxos. A exposição das florestas tropicais e florestas temperadas a um aumento do número, intensidade e dimensão de incêndios, pode converter estes ecossistemas de sumidouros a contribuintes líquidos de carbono para a atmosfera. A libertação de metano retido em turfeiras, sapais e, em particular, no *permafrost*, pode alterar de forma significativa a dinâmica do ciclo do carbono, injetando quantidades ainda desconhecidas (mas que se preveem substanciais) de carbono retido no subsolo para a atmosfera, com efeitos de retroação positiva sobre o aquecimento global, difíceis de contabilizar nos modelos atuais. Do mesmo modo, o aumento da temperatura da água do mar, reduzirá a capacidade de fixação de carbono, dado que este dissolve-se menos eficazmente em água quente do que em água fria.


3

# REDE DE ÁREAS DE CONSERVAÇÃO PARA 2030

Apesar da proliferação de áreas protegidas um pouco por todo o mundo, a perda de biodiversidade tem vindo a acelerar-se desde finais dos anos 60 do século passado. O biólogo Edward O. Wilson defendeu que seria necessário preservar metade do planeta para estancar a perda de biodiversidade. Contudo, de momento, a meta europeia é aumentar a área efetivamente protegida em 30%, um terço dos quais de forma estrita, até 2030. A chave das medidas propostas está tanto na meta quantitativa como no qualificativo "efetivamente". Para que a conservação da biodiversidade seja uma realidade é necessário que as áreas protegidas sejam geridas eficazmente, tenham níveis de proteção elevados, sejam resilientes às alterações climáticas, tenham dinâmicas de ocupação do solo, gestão das águas, e níveis de poluição, consentâneas com a preservação da vida. Neste capítulo, analisamos o estado das áreas de conservação em Portugal, com foco nas áreas protegidas e Rede Natura 2000. Para o continente, a orla costeira e o alto-mar, proporciona-se uma primeira análise sobre os desafios que as alterações climáticas trazem para a biodiversidade, desenvolvendo, simultaneamente, propostas que permitam perspetivar a ampliação da rede de áreas de conservação de modo a cumprir as metas europeias. Em particular, propomos a criação de uma Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB), constituída por refúgios climáticos (de retenção e deslocação), unidos entre si e entre as restantes áreas do Sistema Nacional de Áreas Classificadas, por corredores de conectividade climática. Avaliamos, igualmente, o estado da qualidade das águas doces e dos ecossistemas ripícolas continentais, propondo metas quantificadas de restauro ecológico destes ecossistemas. Finalmente, propomos um plano de restauro da biodiversidade marinha que permita reforçar a sua capacidade de retenção e fixação de carbono atmosférico.

3

## 3.1. **CONTEXTO**

Tal como em outros Estados-membros da União Europeia, as áreas de conservação em Portugal regem-se por um emaranhado de legislação nacional e europeia, a que se juntam obrigações ao abrigo de acordos e convenções internacionais. A Lei nº 9/70, de 19 de junho, representa o passo fundacional da política de conservação da natureza em Portugal, tendo estado na origem da criação do Parque Nacional da Peneda Gerês, em 1971. Em 1976, o Decreto-Lei nº 613/76, de 27 de julho (revoga a Lei n.º 9/70, de 19 de junho, e promulga o novo regime de proteção da natureza e criação de parques nacionais) estabeleceu que a gestão dos parques e reservas seria feita pelo Serviço Nacional de Parques, Reservas e Património Paisagístico. O conjunto destes parques e reservas deu origem à Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP), cujo conceito foi descrito no Decreto-Lei n.º 19/93, de 23 de janeiro, e Decreto-Lei n.º 142/2008, de 24 de julho, na sua atual redação. Esta Rede, por força do Decreto-Lei nº 142/2008 (estabelece o regime jurídico da conservação da natureza e da biodiversidade e revoga os Decretos-Leis n.ºs 264/79, de 1 de agosto, e 19/93, de 23 de janeiro), faz parte, desde 2008, do Sistema Nacional de Áreas Classificadas (SNAC), conjuntamente com os sítios da lista nacional de sítios e zonas de proteção especial integrados na Rede Natura 2000 e restantes áreas classificadas ao abrigo de compromissos internacionais assumidos pelo Estado Português.

Por **áreas classificadas**, entendem-se as:

"... definidas e delimitadas cartograficamente do território nacional e das águas sob jurisdição nacional que, em função da sua relevância para a conservação da natureza e da biodiversidade, são objeto de regulamentação específica" (alínea a) do Artigo 3.º do DL nº 142/2008, de 24 de Julho, na sua atual redação).

Por **áreas protegidas**, entendem-se as:

"... áreas terrestres e aquáticas interiores e as áreas marinhas em que a biodiversidade ou outras ocorrências naturais apresentem, pela sua raridade, valor científico, ecológico, social ou cénico, uma relevância especial que exija medidas específicas de conservação e gestão, em ordem a promover a gestão racional dos recursos naturais e a valorização do património natural e cultural, regulamentando as intervenções artificiais suscetíveis de as degradar" (nº 2 do Artigo 10.º do DL nº 142/2008, de 24 de Julho, na sua atual redação).

Os desafios associados à implementação, gestão e financiamento do SNAC foram objeto de uma recente análise pelo Grupo de Trabalho sobre Áreas Protegidas do Conselho Nacional de Ambiente de Desenvolvimento Sustentável (CNADS) (91), que se aprofunda e amplia nos capítulos 4 e 5. Neste capítulo, abordamos os desafios que decorrem da implementação das metas quantitativas da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 (ver seção 1.2), mormente:

1. Proteger legalmente pelo menos 30% da superfície terrestre e marinha da União Europeia, incluindo a integração de corredores ecológicos que contribuam para a construção de uma rede transeuropeia de áreas de conservação que seja representativa, coerente e resiliente;

2. Proteger de forma estrita pelo menos um terço das áreas protegidas europeias (10% da terra e 10% do mar), cobrindo áreas de elevado valor atual para a biodiversidade, ou de elevado potencial, incluindo a definição, cartografia, monitorização e conservação estrita das florestas primárias da União Europeia.

Estas metas foram adotadas pelo Conselho de Ministros do Ambiente, através das Conclusões do Conselho de 23 de outubro de 2020 (92). Nestas Conclusões enfatiza-se que as metas deverão ser alcançadas coletivamente pelos Estados-membros tendo em conta as condições específicas de cada Estado. Ou seja, é expectável que hajam Estados situados em regiões com menor densidade de valores naturais, que fiquem aquém do objetivo, e outros, com maior representatividade de valores naturais, logo maior responsabilidade na sua conservação, que excedam a meta. Regra geral, espera-se que as áreas da Rede Natura 2000 sejam totalmente integradas nas áreas de conservação que se contabilizam para as metas da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, complementando-as com outras designações a definir por cada Estado.

A concretização destas metas em Portugal implicará um esforço diferenciado para o ambiente terrestre e marinho, sendo que cada um destes subsistemas tem os seus próprios desafios. Em terra, a área atualmente contabilizável como protegida à luz dos critérios da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 (que implica uma gestão efetiva dos valores de conservação e adoção de mecanismos de monitorização dos mesmos) aproxima-se dos 23% (ver secção 3.1). No mar, apenas 4% da ZEE (93) se encontra coberta por uma figura de proteção (independentemente de estar implementada ou não); é, portanto, um território onde o esforço para o cumprimento da meta dos 30% de proteção será maior.

Em contrapartida, o cumprimento da meta de 10% do território dedicado a uma "conservação estrita" implicará um esforço muito significativo por parte do Estado português, dada a limitada cobertura de áreas passíveis de inclusão nesta categoria (Figura 1.3.1.a). Por exemplo, apenas 0.001% do mar nas 12 milhas da linha de costa e na ZEE é provido de normas de gestão que inibem a atividade extrativa, e são muito escassas as áreas de reservas marinhas com interdição de atividades humanas.

Naturalmente, a questão central para identificação e quantificação dos 10% do território que estariam classificados como estando sujeitos a conservação estrita, reside na definição clara deste conceito. Se considerarmos o articulado do Artigo 23.º-A do Decreto-Lei n.º 142/2008, de 24 de Julho, na sua atual redação, as áreas de proteção mais estrita no SNAC são as áreas de proteção total (Caixa 3.1.a).

***Caixa 3.1. a. Definição do nível de proteção total no âmbito da classificação de regimes de proteção na legislação nacional (DL n.º 142/2008).***

"... correspondem a espaços onde os valores naturais e paisagísticos assumem um caráter de **excecionalidade do ponto de vista da conservação da natureza** e da biodiversidade e que se caracterizam pela **elevada sensibilidade ecológica**, destinando-se a garantir a manutenção ou recuperação do estado de conservação dos valores naturais em presença e a integridade dos processos ecológicos que lhes estão associados, com o **mínimo de perturbação humana**".

No entanto, a Comissão Europeia define "conservação estrita" conforme se transcreve na caixa 3.1.b. Nesta ótica, a conservação estrita consiste na conservação de ecossistemas naturais, sem intervenção humana, ou com interferência mínima. É uma definição comparável à proteção total do DL n.º 142/2008, de 24 de Julho, na sua atual redação, e análoga às áreas protegidas de categoria Ia e Ib da UICN que englobam áreas de "reserva natural estrita" e de *wilderness*, respetivamente.

***Caixa 3.1. b. Definição de conservação estrita nas "notas sobre critérios e orientações para a designação de áreas protegidas" da Comissão Europeia.***

"*Strictly protected areas are fully and legally protected areas* ***designated to conserve and/or restore the integrity of biodiversity-rich natural areas*** *with their underlying ecological structure and supporting natural environmental processes. Natural processes are therefore* ***left essentially undisturbed from human pressures*** *and threats to the areas's overall ecological structure and functioning, independently of whether those pressures and threats are located inside or outside the strictly protected area*".

Em Portugal Continental, tal como noutros Estados-membros da UE com ocupações humanas de antiguidade milenar, os territórios de *wilderness* são praticamente inexistentes. Por outro lado, a gestão passiva de áreas de *wilderness*, aquela que deriva das atividades vitais de alimentação, abrigo, reprodução e migração de herbívoros e carnívoros, que apelidamos de "arquitetos" e "engenheiros" naturais da paisagem na seção 1.4, é tão mais eficaz quanto maior for a área; isto é, quanto maior o território protegido, menor a necessidade de gestão ativa de cariz antropogénico e maior o potencial de gestão passiva por parte dos agentes naturais (94).

Neste contexto, e de modo a generalizar o conceito de conservação estrita, propomos que possa ser interpretado, no contexto português, como:

*Territórios terrestres ou marinhos de elevado valor para a biodiversidade, cujo uso e ocupação está subordinado a objetivos de conservação da biodiversidade, com exclusão de atividades extrativas excetuando-se, eventualmente em terra, atividades tradicionais de muito baixo impacte na biodiversidade.*

Tal formulação está alinhada com a redação matizada, complementar, do critério de conservação estrita (Caixa 3.1.c), proporcionado pela própria Comissão Europeia (Caixa 3.1.b.) e que consideramos mais precisa que a definição constante do DL n.º 142/2008, de 24 de Julho, na sua atual redação, referida na Caixa 3.1.a, ao colocar maior ênfase no tipo e intensidade das pressões externas sobre a biodiversidade que na valoração, por definição marcada por elementos de subjetividade, dos valores naturais presentes.

***Caixa 3.1. c. Complemento à definição de conservação estrita nas "notas sobre critérios e orientações para a designação de áreas protegidas" da CE.***

"*In addition, strictly protected areas may also be areas in which active management sustains or enhances natural processes, such as semi-natural grasslands or some peatlands. In these cases, management activities should be limited to those necessary for the restoration and/or conservation of the habitats and species for whose protection the area has been designated. For example, mowing/grazing of grasslands would be considered compatible with strict protection if it is limited to the intensity needed for optimising the conservation value of the grasslands in question. Similarly, population control of wild ungulates to ensure a good status for the habitats and species targeted by the protected areas when natural predation is insufficient would be considered compatible with strict protection. Instead, activities that interfere with natural processes by not sustaining or enhancing them should not be allowed.*"

Neste capítulo procuraremos, ainda, fazer convergir as metas de alargamento e consolidação da rede transeuropeia de conservação da natureza com objetivos, igualmente constantes na Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 e nas "notas técnicas sobre critérios e orientações para a designação de áreas protegidas" (secção 3.1.5 das notas técnicas), sobre adaptação da biodiversidade às alterações climáticas e de mitigação das alterações climáticas por via da contribuição da natureza e biodiversidade. Destacam-se, em particular, as seguintes orientações da Comissão Europeia que são aprofundadas neste relatório:

3. Criação de infraestruturas verdes que assegurem a mobilidade de espécies e *habitats*, genericamente facilitando a adaptação da biodiversidade às alterações climáticas;

4. Dando prioridade à proteção de ecossistemas ricos em carbono, ou ecossistemas que tendo baixa quantidade de carbono por unidade de área, acumulem grandes quantidades de carbono pela sua extensão total.

O ponto 3 será abordado tanto em território marinho como terrestre. O ponto 4, tal como referido no capítulo 2, será desenvolvido apenas em território marinho.

Apresentam-se em seguida as análises para o território continental terrestre (3.2.), águas interiores e costeiras (3.3.) e mar (3.4.).

## 3.2. **TERRITÓRIO CONTINENTAL**

Em Portugal Continental, o Sistema Nacional de Áreas Classificadas (SNAC; Figura 3.2.a) inclui:

- Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP);
- Zonas Especiais de Conservação (ZEC) classificadas ao abrigo da Diretiva Habitats da Comissão Europeia (anteriores SIC);
- Zonas de Proteção Especial (ZPE) classificadas ao abrigo da Diretiva Aves da Comissão Europeia;
- Zonas húmidas classificadas ao abrigo da Convenção de Ramsar,
- Reservas da Biosfera classificadas ao abrigo do Programa "O Homem e a Biosfera" (MaB) da UNESCO.

A inclusão na Rede Transeuropeia de Natureza, ao abrigo da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, requer que as áreas tenham:

- Governança capacitada.
- Objetivos de conservação estabelecidos.
- Medidas de gestão orientadas para a conservação da biodiversidade.
- Gestão efetiva.
- Monitorização da eficiência da gestão.
- Fiscalização e vigilância.

De acordo com informação facilitada pelo Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF), o SNAC cobre 29,6% do território terrestre do Continente. Nas conclusões do Conselho de Ministros do Ambiente, no Conselho Europeu de 23 de outubro de 2020, é realçado que as áreas da Rede Natura 2000 devem ser "totalmente integradas nas áreas de conservação que se contabilizam para as metas da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, complementando-as com outras designações a definir por cada Estado". Deste modo, considera-se que a RNAP e a Rede Natura 2000 (ZEC + ZPE), que representam 22.24% do território, deveriam ser prioritariamente consideradas para inclusão na Rede Transeuropeia de Conservação. A proporção do território coberto por zonas RAMSAR e Reservas da Biosfera que não coincidem com RNAP e Rede Natura 2000 não cumprem ainda os critérios acima descritos, para a sua consideração no âmbito do cumprimento das metas. A exclusão destas áreas representa uma perda de 7.2% do território para a contabilidade das áreas de conservação da natureza ao

abrigo da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030. Seriam passíveis de consideração para as metas europeias de conservação, 8.3% do território associado à RNAP (e outras que estão em vias de ser contabilizadas nesta rede), 11.3% associado à ZEC (área sem sobreposição com a RNAP), e 2.64% associado à ZEP (área sem sobreposição com a RNAP e ZEC) (ver Figura 3.2.a).

Neste contexto, considerando as áreas não sobrepostas da RNAP, ZEC, e ZPE contabilizam-se 23% do território terrestre protegido. Estes 23% constituem as áreas nucleares (nodos) de uma rede de áreas de conservação que poderia ser alvo de expansão até pelo menos 30% do território e que deveria, complementarmente, incluir uma rede de corredores que permita assegurar a conectividade climática, ou melhor dizendo, a mobilidade da biodiversidade entre territórios protegidos por forma a facilitar a adaptação da mesma às alterações climáticas.

Existem ainda áreas protegidas de âmbito local/regional, que, por opção ou por falta de oportunidade, não foram ainda integradas na Rede Nacional de Áreas Protegidas, mas que possuem regulamentos e/ou planos de gestão, como sejam a Reserva Natural Local do Sapal do Rio Coina e da Mata Nacional da Machada, e a Paisagem Protegida Local do Sousa Superior. A integração destas áreas, e de outras em situação similar, para a contabilização dos 30% no futuro deveria ser ponderada.

Ainda de acordo com dados fornecidos pelo ICNF, 0.17% do território de Portugal Continental (15.434 ha) encontra-se classificado na categoria de proteção total (assimilável a conservação estrita). Estas áreas, que correspondem a 1.93% da RNAP, englobam áreas de dimensão reduzida (Média=62 ha; Percentil 5%=0.01 ha; Percentil 95%=206 ha) do Parque Nacional da Peneda Gerês, dos Parques Naturais do Alvão, Douro Internacional, Tejo Internacional, Serra de São Mamede, Sintra-Cascais, Arrábida, Ria Formosa, e das Reservas Naturais das Dunas de São Jacinto, Serra da Malcata, Paúl de Arzila, Paúl do Boquilobo, Estuário do Tejo, Estuário do Sado, Lagoa de Santo André e da Sancha, Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António.

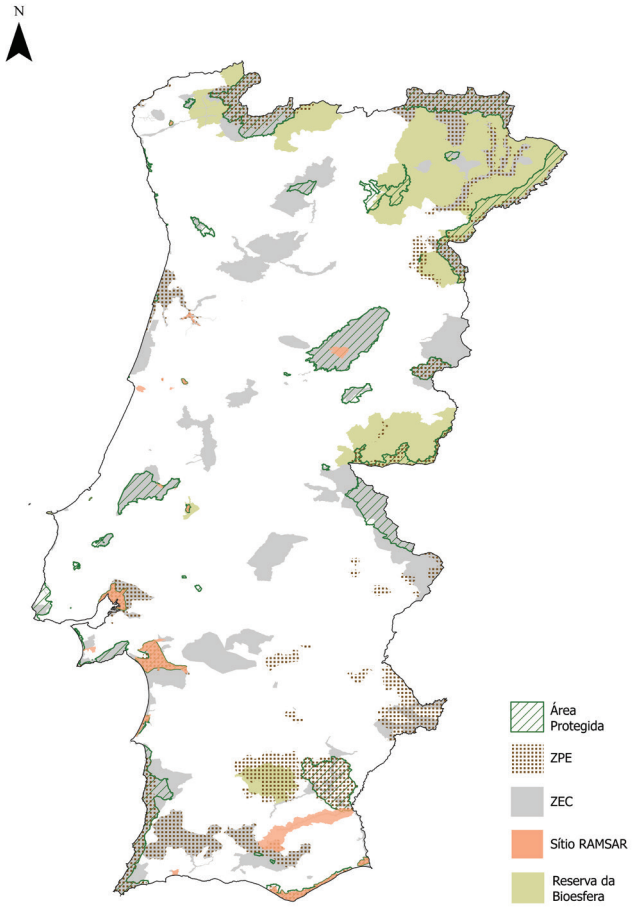



**Figura 3.2. a.** Distribuição atual das áreas do SNAC em Portugal Continental (RNAC, ZEC, ZPE, Zonas Ramsar, Reservas da Biosfera). Fonte: EEA e ICNF[1]

O facto das áreas de proteção total, em Portugal, serem pequenas, implica que, na maior parte dos casos, serão necessários modelos de gestão ativa relativamente intensivos dado que existe uma relação direta e negativa entre intensidade da gestão necessária para manutenção da biodiversidade no longo prazo e a área total desses espaços, i.e., quanto maior uma área natural protegida, menor a necessidade de gestão ativa do território (Figura 3.2.b).

1 Os dados da rede Natura 2000 foram obtidos a partir da base de dados da Agência Europeia de Ambiente e respeitam a uma actualização realizada em 2020. O *layer* das áreas protegidas foi obtido na base de dados do ICNF e respeitou a uma revisão efectuada a 05-08-2018.

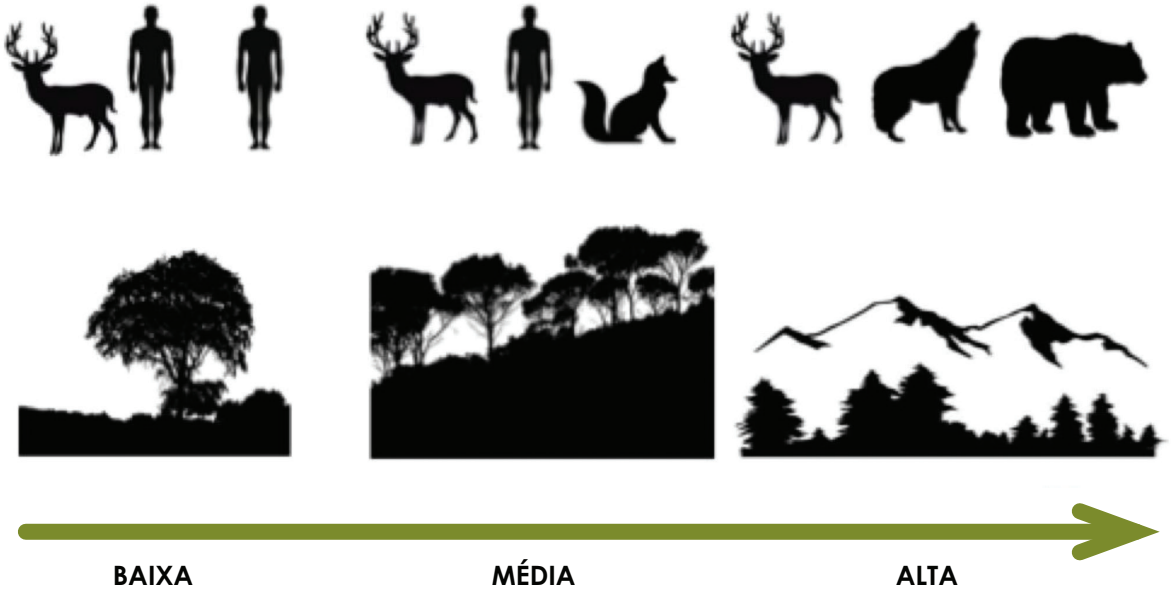



**Figura 3.2. b.** Relação entre tamanho das áreas naturais de conservação e intensidade da gestão humana (94).

A concretização da meta de 10% de conservação estrita do território de Portugal continental terá que considerar diversas possibilidades de expansão das áreas de conservação, p.ex., por via da reclassificação de propriedades públicas (em certos casos envolvendo revisão de acordos de gestão com entidades externas ao ICNF, p.ex., o caso da Herdade da Contenda) em áreas de proteção total, seguidos da implementação consentânea de projetos ambiciosos de restauro ecológico, aquisição pelo Estado de propriedades privadas com valor estratégico para a conservação da biodiversidade, contratualização da gestão em propriedade privada para conservação restauro da natureza, de longa duração, ao abrigo do conceito de *Other Area-Based Conservation Measure* (OECM; conceito explorado com mais detalhe nos capítulos 4 e 5), desenvolvimento de incentivos financeiros (incluindo fiscais) para classificação de áreas protegidas privadas de proteção total, p.ex., paralelamente ao desenvolvimento de modelos de negócio baseados no conceito de *wilderness* e/ou renaturalização (*rewilding*).

## 3.2.1. DESAFIOS CLIMÁTICOS PARA A EXPANSÃO DAS ÁREAS CLASSIFICADAS

Historicamente, as áreas que constituem a RNAP foram, primeiro, identificadas e, depois, classificadas com base numa mescla de critérios de oportunidade e de valoração técnica e científica dos atributos de conservação presentes em cada localidade. Este processo de identificação de áreas protegidas, que poderemos apelidar de orgânico (na literatura é conhecido como processo de seleção oportunista) (94), processou-se "de baixo

para cima", i.e., pela gradual agregação de novas áreas à medida em que eram obtidas informações sobre o valor natural das áreas e que surgiam oportunidades para ampliar o sistema de áreas protegidas (*95*). Em contrapartida, a Rede Natura 2000 foi identificada mediante um procedimento "de cima para baixo", envolvendo uma série de etapas metodológicas que incluíram a definição prévia de critérios sobre espécies e *habitats* a preservar (*96*), a análise da distribuição e estado de preservação dos valores priorizados (à escala de regiões biogeográficas), e a consulta aos diferentes atores locais e regionais (*stakeholders*) com implicação no processo de decisão de classificação destas áreas.

Não obstante as diferenças entre os procedimentos que conduziram à classificação destes territórios, tanto as áreas protegidas da RNAP como as áreas da Rede Natura 2000 (ZEC e ZPE) enfermam de uma limitação conceptual (*97*): partem do pressuposto, implícito, que o mundo é estável (logo não sujeito a alterações climáticas) e que as principais fontes de ameaça para a biodiversidade são, exclusivamente, as intervenções diretas no território (p.ex., agricultura, pescas, floresta de produção, indústria, invasões biológicas, poluição, urbanização) que podem, ou devem, ser sujeitas a regulamentação e gestão específicas por forma a harmonizar os interesses da conservação e das atividades que com ela competem no uso e ocupação do território (ver seção 3.2.2).

A consideração de critérios de adaptação às alterações climáticas no processo de identificação de áreas protegidas implica o recurso a modelos gerais e regionais de clima, que caracterizam as possíveis trajetórias climáticas futuras em diferentes regiões, e a modelos bioclimáticos (ou de nicho ecológico), que caracterizam a possível resposta das espécies a estas alterações do clima por via de contrações ou expansões da sua distribuição potencial. A consideração de trajetórias de biodiversidade, cambiantes no tempo e no espaço, complica a análise de prioridades de conservação que são, tradicionalmente, realizadas considerando apenas a dimensão espacial (*98*).

Não obstante, quanto mais sofisticada a abordagem, mais consumidora de dados ela será. Em matéria de biodiversidade, os dados biológicos disponíveis, apesar de serem substancialmente mais detalhados e completos relativamente aos que existiam há algumas décadas, ainda são limitantes do desenvolvimento de abordagens quantitativas de planeamento sistemático para a biodiversidade. Por exemplo, se existem dados com qualidade suficiente para realizar exercícios de priorização quantitativa, considerando as dimensões espaço-tempo, para a conservação da maior parte dos vertebrados, tal não acontece para os invertebrados e as plantas. Por outro lado, a estimativa dos nichos ecológicos das espécies implica que a relação entre a distribuição das espécies e a variabilidade climática seja estimada numa janela geográfica mais extensa do que o território de análise, caso contrário é inevitável sobrestimar a sensibilidade das espécies às alterações climáticas (*99*). Para Portugal Continental, a unidade de análise bioclimática para estimar a sensibilidade das espécies terrestres às alterações climáticas deverá incluir, pelo menos, a Península Ibérica (*100*) e haveria vantagem em incluir o Norte de África (*101*), por abranger o limite meridional da distribuição de algumas espécies ibéricas, mas tais dados não estão atualmente disponíveis (Figura 3.2.1.a).

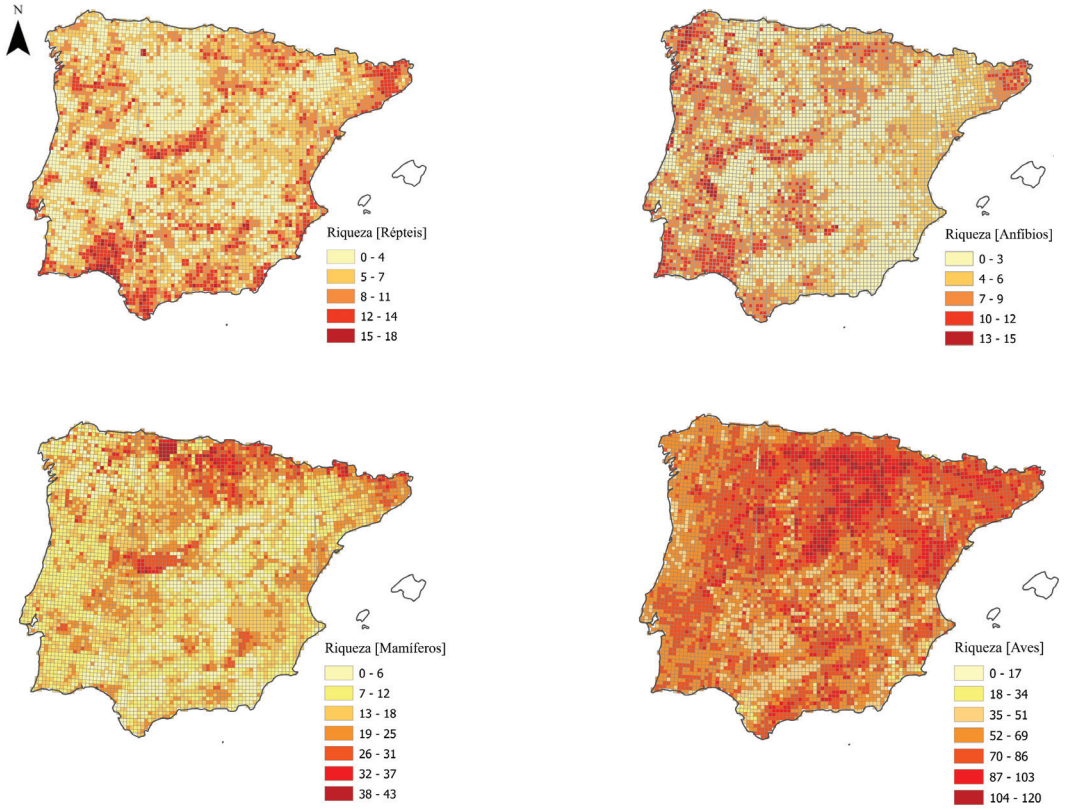



**Figura 3.2.1. a.** Riqueza de espécies de vertebrados (excluindo peixes) da Península Ibérica numa quadrícula UTM de 10 km x 10 km (ver projeções para a riqueza potencial numa quadrícula de 1 km x 1 km na Figura Suplementar 3.2.1.a).

Deste modo, com base na distribuição de presença e ausência de espécies de vertebrados nativos (ou naturalizados) do território continental Ibérico, foi possível estimar a relação estatística que cada uma das espécies consideradas estabelece com variáveis de temperatura e precipitação atuais, calculadas numa quadrícula de 10 km, utilizando uma série de dados climáticos (ver Metodologia Suplementar 1.1 e 1.2) e de procedimentos de modelação do nicho ecológico (ver Metodologia Suplementar 1.3) amplamente utilizados, testados e afinados na literatura da especialidade (*102*).

Estes modelos consideraram dois cenários climáticos para o futuro: um cenário extremo (RCP 8.5), que assume que as emissões de gases com efeito de estufa continuam a aumentar até ao final do século XXI, em parte decorrente de *feedbacks* negativos entre o aumento de temperaturas e reduções na capacidade de captação e fixação de carbono por parte dos ecossistemas; e um cenário mais moderado (RCP 6.0), que assume um pico de concentrações de gases com efeito de estufa em 2080, seguido de declínio (ver Figura Suplementar 2.1.a). Dada a incerteza associada aos diferentes modelos gerais de clima (*103*), também conhecidos como modelos gerais de circulação oceano-atmosfera (AOGCM na sigla Inglesa), foram usados 10 modelos concorrentes e obtido um "consenso" entre eles, que serviu posteriormente para desenvolver as análises de impacto de alteração climática sobre a biodiversidade terrestre (ver Metodologia Suplementar 1.3).

Uma análise dos dados climáticos permite o cálculo de uma métrica de alteração climática, a velocidade das alterações climáticas (*104*), que está relacionada com o conceito de refúgio climático de retenção (*105*) (capítulo 2). Áreas de baixa velocidade de alteração climática são onde se estima que o clima se mantenha estável, logo impondo reduzida pressão para a necessidade de adaptação por via da mobilidade (*52*).

A utilização de métricas climáticas como a que representamos na Figura 3.2.1.b, constitui uma primeira aproximação ao problema da identificação de refúgios climáticos para a biodiversidade (*106*), mas:

1. Não tem em conta as diferenças de resposta climática entre espécies;

2. Não permite a caracterização de refúgios de deslocação (a velocidade baixa pode interpretar-se como indicando condições para existência de refúgios de retenção);

3. Não permite a sua utilização em mecanismos de otimização para priorização de áreas para conservação, ao não integrar informações sobre espécies e/ou habitats.

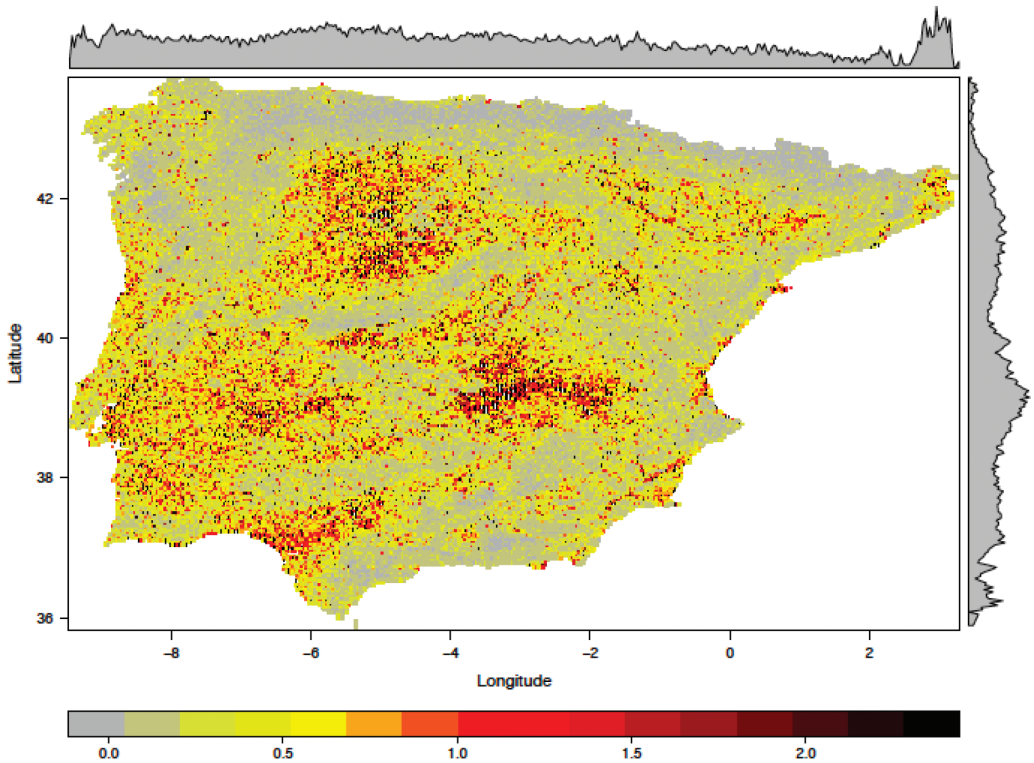



**Figura 3.2.1. b.** *Velocidade das alterações climáticas na Península Ibérica. Esta é uma métrica que considera dinâmica espaço-temporal de variáveis climáticas (temperatura e precipitação) e mede a velocidade local necessária para manter temperaturas constantes. No cartograma são considerados um período de referência (1960-1990) e dois períodos futuros (2041-2060 e 2061-2080) usando um conjunto ("ensemble") de 10 modelos gerais de circulação oceano-atmosfera (AOGCM) e o cenário de forçamento radiativo extremo RCP 8.5. A frequência total de valores de velocidade por banda latitudinal e longitudinal encontram-se representadas nos eixos y e x, respetivamente.*

No âmbito deste relatório, desenvolvemos uma abordagem com maior nível de sofisticação, assente numa série de etapas metodológicas desenvolvidas nas Metodologia Suplementar 1.4, que partem do cálculo das quantidades esquematicamente descritas na figura 3.2.1.c.

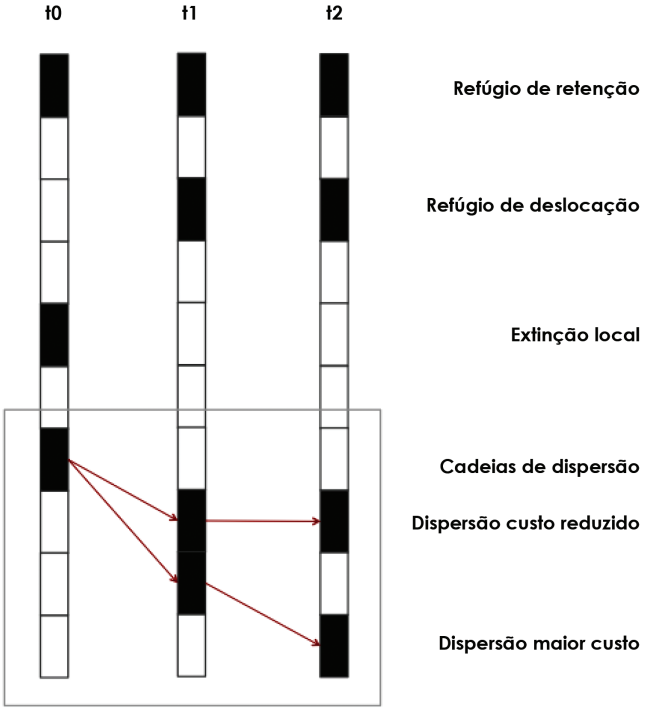



**Figura 3.2.1. c.** Representação esquemática da distribuição de uma espécie numa única dimensão. Cada coluna representa um cartograma com quadrículas de 1 km, para o tempo de referência (t0), horizonte 2050 (t1) e horizonte 2070 (t2). A negro representa-se a presença da espécie numa quadrícula e a branco representa-se a ausência. As cadeias de dispersão são conjuntos de quadrículas (≥1, ≤3) que permitem a persistência de populações de espécies nos três horizontes climáticos considerados. No caso de um refúgio de retenção, uma quadrícula é suficiente para garantir a persistência da população de uma espécie. No caso de dispersão obrigatória, por extinção local prevista para uma determinada espécie, favorecem-se cadeias de dispersão mais curtas por oferecerem menor "custo" de deslocação para as espécies. Áreas com elevada concentração de cadeias de dispersão constituem-se em refúgios de deslocação.

A metodologia inicia-se com a construção de modelos de nicho ecológico para cada uma das espécies de vertebrados terrestres considerados (ver Metodologia Suplementar 1.3). Estes foram calibrados com os dados de distribuição das espécies, à escala ibérica, a 10 x 10 km de resolução e relacionados com as variáveis climáticas selecionadas (temperatura mínima e máxima e precipitação anual). Uma vez estimadas as relações estatísticas entre as distribuições de espécies e as variáveis climáticas, os modelos foram reprojetados a uma quadrícula de 1 km x 1 km, usando procedimentos de *downscaling* estatístico (*107*) para o período de referência (1960-1990) e para os dois períodos futuros (2041-2060 e 2061-2080). Foram então calculadas as células de 1 x 1 km onde os modelos preveem que as espécies possam estar presentes nos três horizontes temporais, apesar das alterações climáticas (classificados como 111, i.e., presentes nos tempos $t_1$,

$t_2$, $t_3$; ou refúgios de retenção) e onde, apesar de não estarem presentes no período de referência, se prevê que possam vir a estar no futuro, se existir colonização e estabelecimento (011; 001; 010; ou refúgios de deslocação).

Tendo em conta que os dados biológicos originais estão disponibilizados numa quadrícula de 10 km e que as projeções dos modelos estão a 1 km, os valores das projeções no tempo de referência (1969-1990) apenas se consideram quando as presenças projetadas a 1 km coincidem com presenças observadas a 10 km. Excluídos os falsos positivos (presenças previstas não observadas), é possível calcular o somatório de espécies, ou seja, a riqueza de espécies, que ocorrem em cada quadrícula em condições de retenção e deslocação para cada um dos quatro grupos de vertebrados considerados (Figura 3.2.1.d).

A distribuição da riqueza de espécies em condições de retenção e deslocação regista algumas variações entre grupos. Por exemplo, a costa sul algarvia é importante para a retenção de répteis, enquanto que, para os restantes grupos, o norte e a costa litoral centro destacam-se pela sua importância. Porém, para uma análise global das potencialidades do território para a adaptação climática, é necessário analisar o maior número possível de espécies em conjunto.

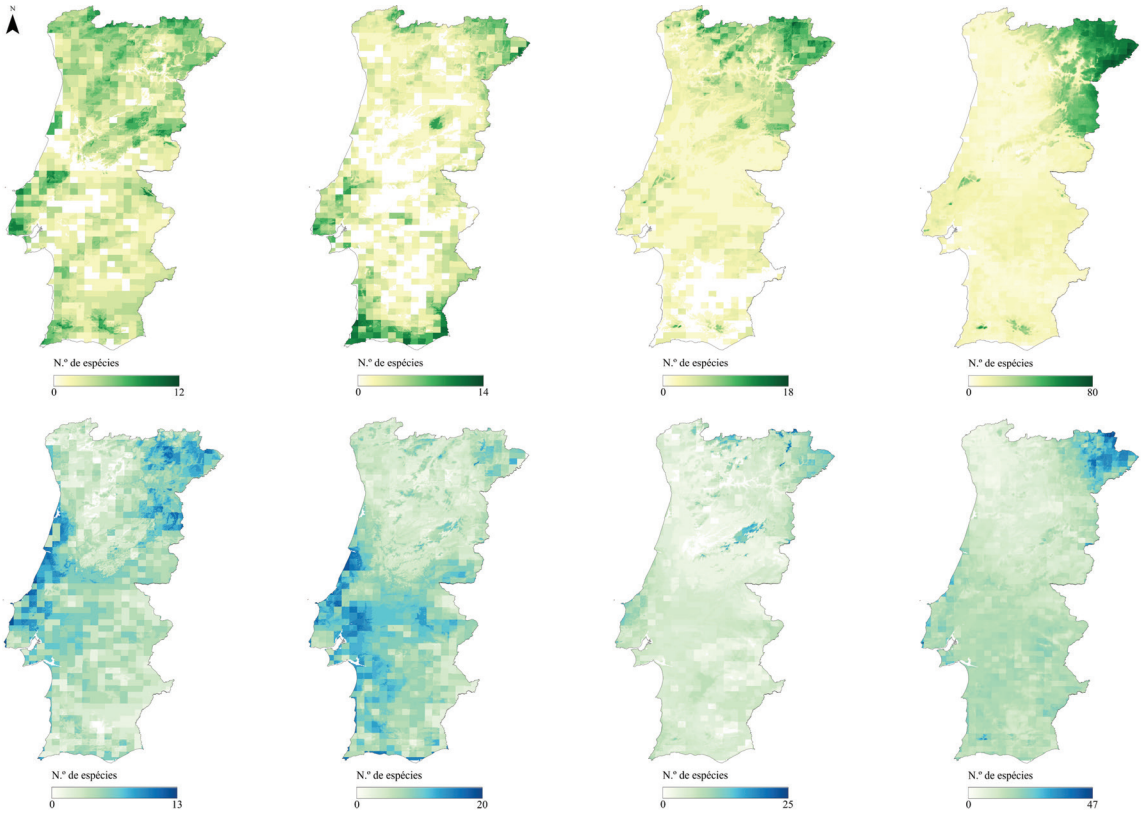



**Figura 3.2.1. d.** Riqueza de espécies de vertebrados apresentando padrões climáticos de retenção (em cima) e de deslocação (em baixo) no decurso do Século XXI para: anfíbios (1ª coluna); répteis (2ª coluna); mamíferos (3ª coluna); e aves (4ª coluna). Projeções são feitas com base no cenário de forçamento radiativo RCP 6.0. Ver projeções para o cenário RCP 8.5 na Figura Suplementar 3.2.1.b.

As projeções indicam que 73-81% das espécies modeladas poderão ter uma redução da área climaticamente favorável em Portugal Continental, sob os cenários RCP6.0-RCP8.5 (Figura 3.2.1.e). Esta redução da área potencial será particularmente significativa para aves e mamíferos, com frações de "espécies perdedoras", por oposição às "ganhadoras", variando entre 80%-86% e 70%-84%, respetivamente. Quando se analisa a proporção da distribuição atual das espécies que poderá ver-se afetada por reduções de favorabilidade climática, constata-se que, para aves e mamíferos, as perdas serão na ordem de 80%-89% e 73%-79% (para uma caracterização espécie a espécie, ver Tabelas 1.1.a e 1.1.b na Análise Suplementar 1).

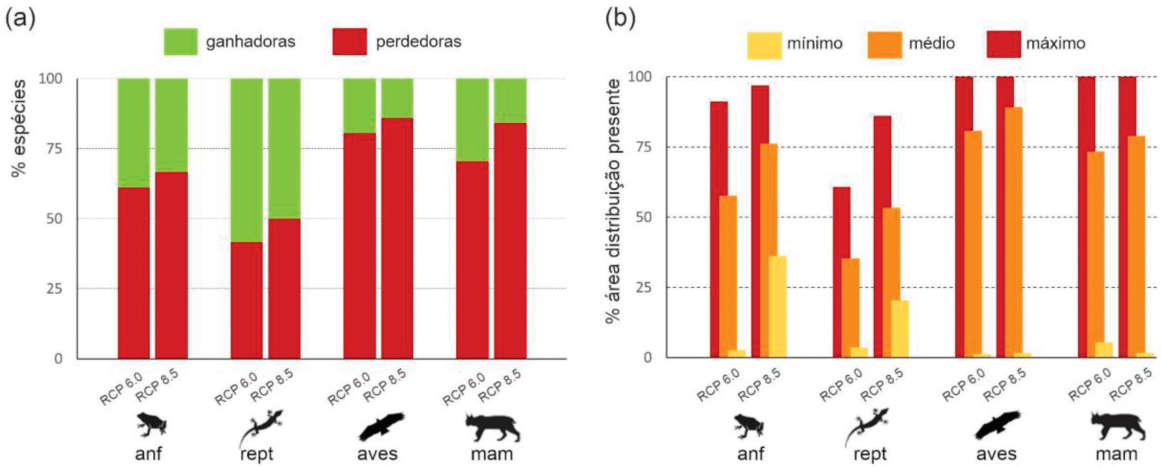



**Figura 3.2.1. e.** Impactes das alterações climáticas sobre as espécies analisadas sob os dois RCP. (a) percentagem de espécies em cada grupo taxonómico que ganham e perdem clima favorável; (b) percentagem da área de distribuição atual perdida pelas espécies perdedoras (valores mínimos, médios e máximos).

Na figura 3.2.1.f sintetiza-se o padrão de distribuição da riqueza de espécies com tipologia de retenção e dispersão, de forma agregada para todos os grupos de vertebrados considerados, sobrepondo-se, simultaneamente, os polígonos que constituem a RNAP e Rede Natura 2000. Verifica-se, assim, a coincidência entre várias áreas classificadas e áreas com elevada riqueza de espécies em condições de retenção de distribuições no decurso do século XXI. Destacam-se, em particular, o Parque Nacional da Peneda Gerês, o Parque Natural de Montesinho, o Parque Natural do Douro Internacional e áreas classificadas conexas, o Parque Natural da Serra da Estrela e o Parque Natural de Sintra Cascais (Figura 3.2.1.f).

Sobrepondo-se os valores de riqueza em condições de retenção e deslocação, com as áreas classificadas da RNAP, ZEC e ZPE, conclui-se que a RNAP e ZEC têm condições desproporcionalmente favoráveis para se constituírem como refúgios climáticos de retenção, face ao território não classificado (Tabela 3.2.1.a). A ZPE, em contraste, não apresenta indicadores de retenção significativamente superiores ao território não classificado. No que diz respeito aos indicadores de deslocação, constata-se que não existem diferenças significativas entre os diferentes tipos de áreas classificadas, nem entre áreas classificadas e território não classificado, sendo, portanto, as necessidades de deslocação para adaptação das

espécies às alterações climáticas, contingentes de uma análise mais fina (para uma análise da evolução prevista da adequabilidade climática em todo o território e na RNAP, ZEC e ZPE ver Tabelas de Análise Suplementar 1.1.a e 1.1.b na Análise Suplementar 1).

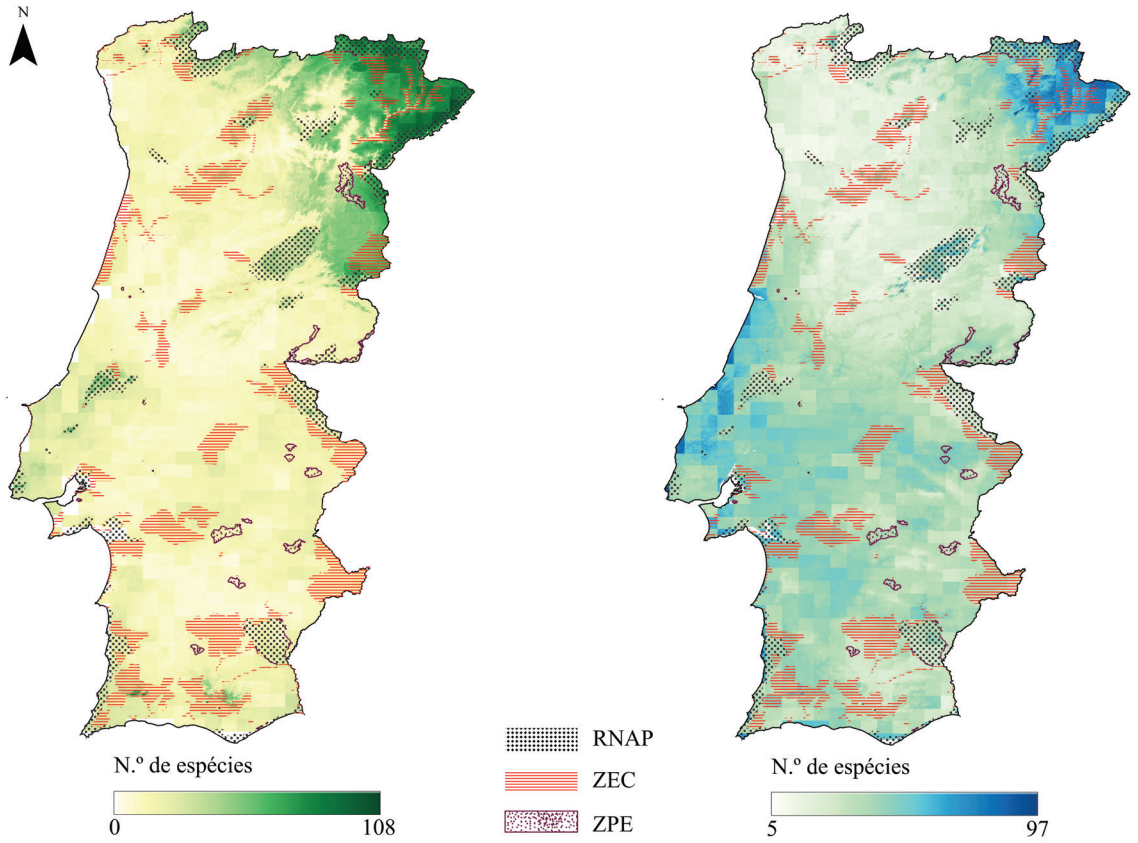



**Figura 3.2.1. f.** Riqueza de espécies de vertebrados apresentando padrões climáticos de retenção (esquerda) e de deslocação (direita), calculados para o decurso do Século XXI e sobreposta aos três tipos de áreas de conservação passíveis de consideração no âmbito da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030: RNAP; ZEC; ZPE. Projeções são feitas com base no cenário de forçamento radiativo RCP 6.0. Ver projeções para o cenário RCP 8.5 na Figura Suplementar 3.2.1.c.

**Tabela 3.2.1. a.** Riqueza média de espécies de vertebrados (exceto peixes) em condições de refúgio de retenção e de deslocação na RNAP, ZEC, ZPE, combinação das três categorias (SNAC), e território não classificado. As áreas da ZEC sobrepostas com a RNAP são excluídas do cálculo. Igualmente, as áreas da ZPE sobrepostas com RNAP ou ZEC são excluídas do cálculo.

| | RIQUEZA MÉDIA | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Retenção | | Deslocação | |
| | RCP6.0 | RCP8.5 | RCP6.0 | RCP8.5 |
| Território não classificado | 16 | 10 | 26 | 25 |
| SNAC | 26 | 16 | 27 | 25 |
| RNAP | 34 | 22 | 28 | 25 |
| ZEC | 21 | 13 | 27 | 26 |
| ZPE | 17 | 9 | 25 | 25 |

Com vista a desenvolver cenários de expansão do SNAC, considerando critérios de adaptação climática da biodiversidade, adaptamos a metodologia proposta por Williams e colegas (*108*) que consiste na otimização de conjuntos de áreas que possibilitem a persistência das espécies em contextos de alterações climáticas para uma revisão deste tipo de abordagens ver (*109*). A esta metodologia, acrescentamos a posterior identificação de corredores climáticos entre as áreas de conservação (ver metodologia resumida na caixa 3.2.1.a, descrição completa na Metodologia Suplementar 1, Secção 1.4 e Figura inclusa).

Caixa 3.2.1. a. Metodologia para identificação e otimização de refúgios climáticos e estabelecimento de corredores climáticos entre eles.

1. Definiram-se três metas de conservação alternativas para cada uma das espécies: área de distribuição de cada espécie em áreas classificadas ≥100 km$^2$, ≥500 km$^2$, ou ≥1000 km$^2$. Os 100 km$^2$ definem o limite de raridade para classificação de espécies criticamente ameaçadas no âmbito dos livros vermelhos (*108*) da União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN).

2. Identificaram-se as espécies que cumprem as metas definidas em 1), em refúgios de retenção climática (111), i.e., estando presentes e tendo condições climáticas adequadas no período de referência (1960-1990) e com condições climáticas adequadas, em 2041-2060 e 2061-2080, em 100 km$^2$, 500 km$^2$ e 1000 km$^2$.

3. Para espécies que total (110; 100; 101), ou parcialmente (111 para um número insuficiente de populações) incumprem o critério 2) identificaram-se cadeias de dispersão climática (Figura 3.2.1.c) totalmente coincidentes com as áreas classificadas (RNAP, ZEC e ZPE) e que, preferencialmente,

impliquem menores distâncias de deslocação entre si (com um raio máximo de 100 km entre períodos temporais consecutivos - 30 anos).

4. Para as espécies cuja área de refúgios de retenção climática e cadeias de dispersão climática em RNAP, ZEC e ZPE não atinja as metas de 1), repete-se o processo em áreas não classificadas. As cadeias de dispersão assim obtidas, definem áreas com potencial de inclusão na proposta final de áreas a classificar.

5. Uma vez identificadas as cadeias de dispersão, total ou parcialmente localizadas fora das áreas classificadas, necessárias para cumprir as metas de 1), é necessário otimizar a sua extensão, de forma a que cubram a menor área possível. Para tal, é usado um algoritmo heurístico de tipo *greedy*, que seleciona áreas por incrementos de riqueza de espécies das cadeias de dispersão até serem cumpridas as metas para todas as espécies. Neste processo tem-se em consideração o impacte humano no território (*human footprint*) (*110*), de forma a minimizar o nível de distúrbio antrópico da rede (Figura suplementar 3.2.1.d).

Como passo prévio à otimização de conjuntos de áreas de conservação que cumpram as metas pré-estabelecidas para o século XXI (passo 1 da caixa 3.2.1.a), numa área não superior a 30% do território, identificaram-se e cartografaram-se os refúgios climáticos de retenção coincidentes com as áreas protegidas áreas da Rede Natura 2000 (passo 2 da caixa 3.2.1.a), assim como as cadeias de dispersão que coincidam totalmente com estas áreas de conservação. Como se poderia esperar da análise da tabela 3.2.1.a, a RNAP e Rede Natura 2000 estão localizadas em áreas que se prognostica poderem vir a desempenhar papéis cruciais para a adaptação das espécies às alterações climáticas (Figura 3.2.1.g).

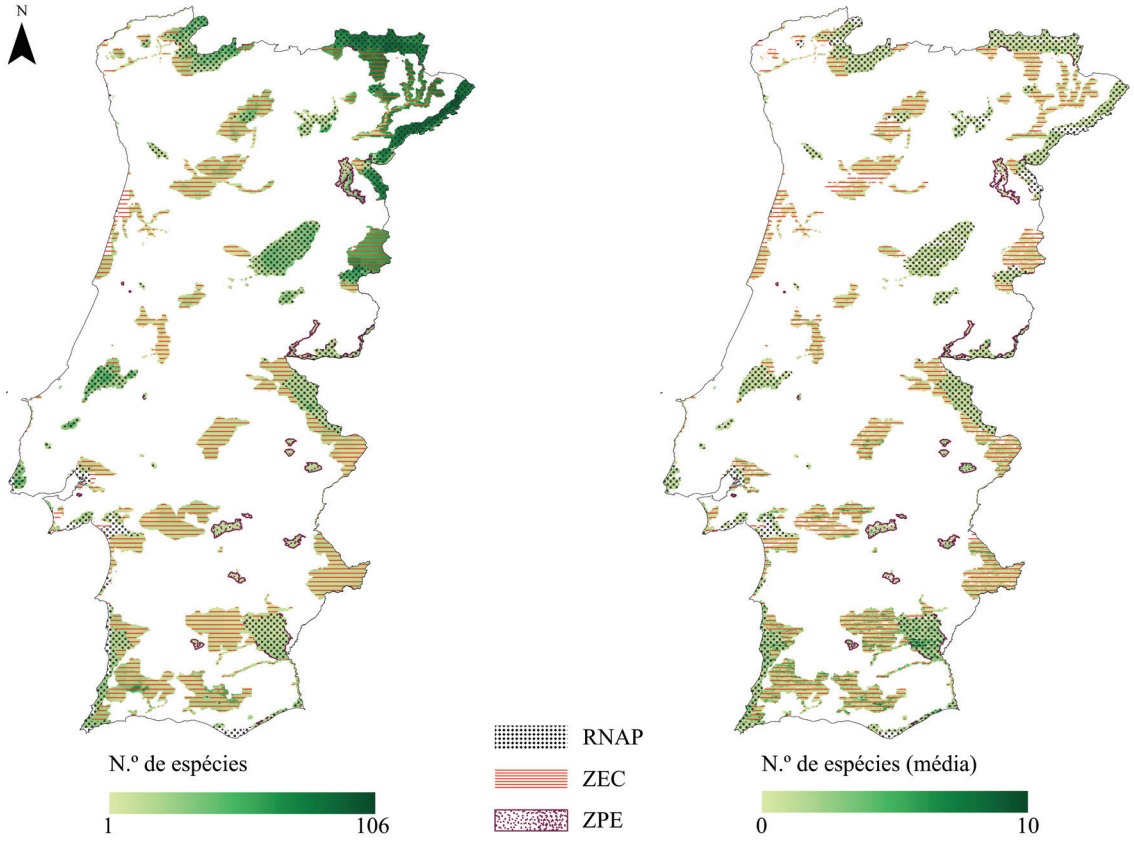



**Figura 3.2.1. g.** Refúgios de retenção e cadeias de deslocação que coincidem com a RNAP, ZEC e ZPE: (a) refúgios de retenção; (b) cadeias de deslocação. Projeções são feitas com base no cenário de forçamento radiativo RCP 6.0. Ver projeções para o cenário RCP 8.5 na Figura Suplementar 3.2.1.e.

Uma vez identificadas as áreas que cumprem um papel de refúgio climático (refúgios de retenção e cadeias de dispersão) nas áreas protegidas e Rede Natura 2000 (Figura 3.2.1.g), identificaram-se refúgios de retenção e cadeias de dispersão complementares à RNAP, ZEC e ZPE e necessários para alcançar os objetivos de 100 km$^2$, 500 km$^2$ e 1000 km$^2$ de proteção de cada uma das espécies consideradas, em condições de segurança climática (passos 3 e 4 da caixa 3.2.1.a). Esta análise permite compreender a direção e magnitude de fluxos de biodiversidade na sequência das alterações climáticas projetadas (Figura 3.2.1.h) e ter uma estimativa das áreas com potencial para estabelecimento de refúgios climáticos de retenção e deslocação fora do SNAC (Figura 3.2.1.i).

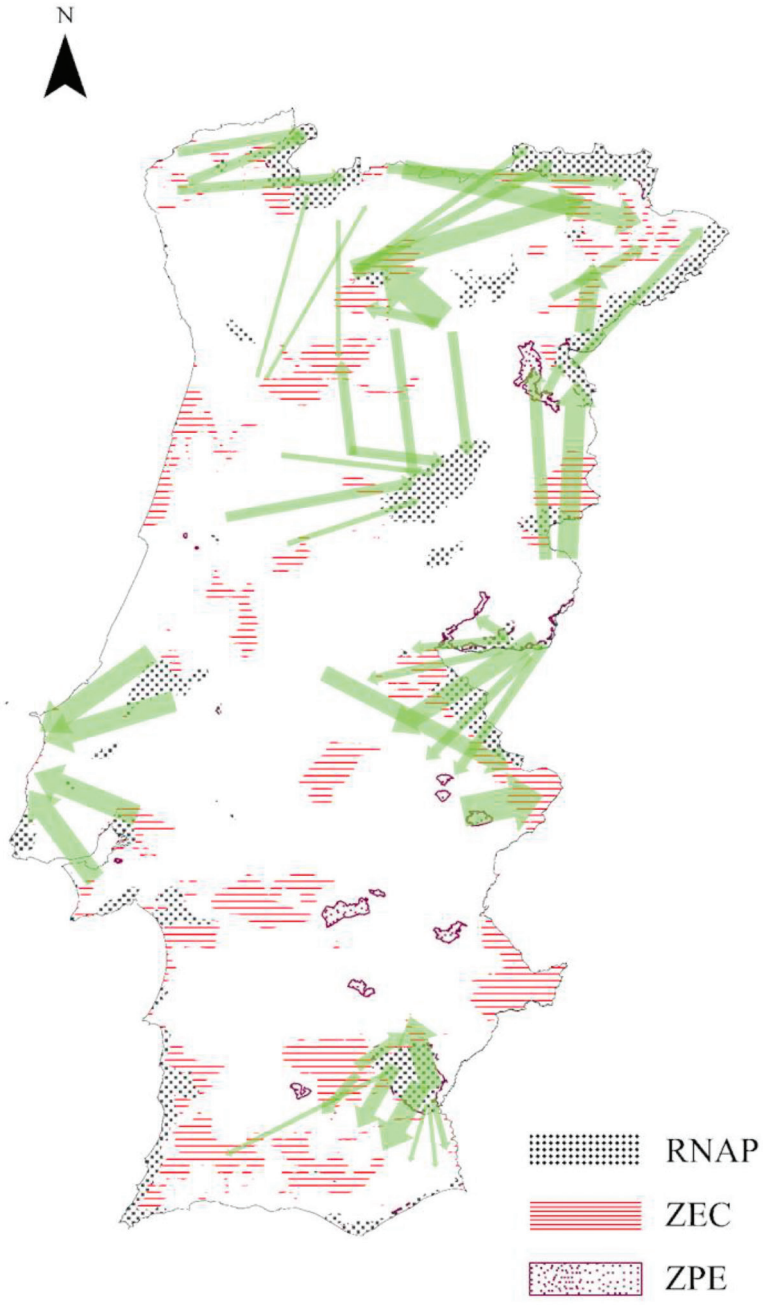



**Figura 3.2.1. h.** Direção e magnitude dos fluxos de biodiversidade (cadeias de deslocação de vertebrados com origem no SNAC) como resposta às alterações climáticas (RCP 6.0). Fluxos calculados com base na meta de 500 km² de segurança climática para cada espécie.

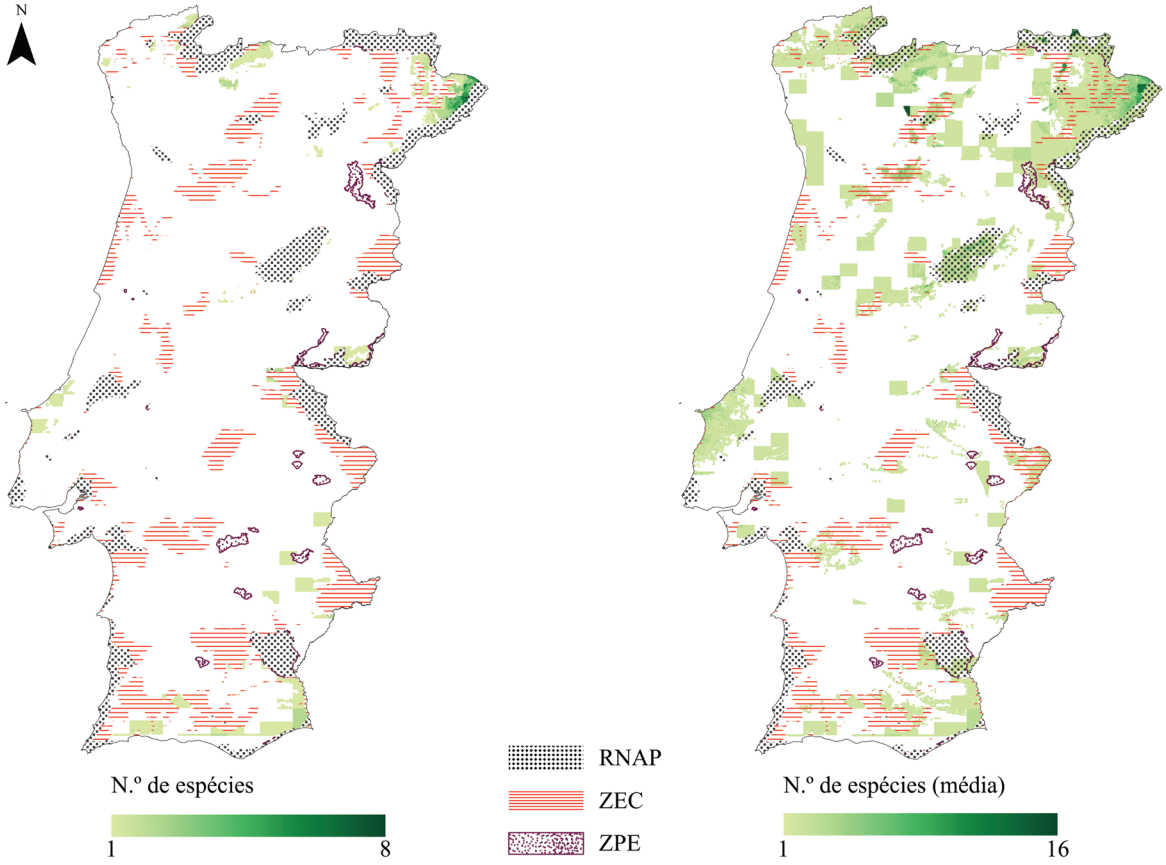



**Figura 3.2.1. i.** Refúgios climáticos de retenção e de deslocação, não otimizados, em Portugal continental adicionais à RNAP, ZEC e ZPE: (a) refúgios de retenção; (b) refúgios de deslocação, apenas parcialmente coincidentes com a RNAP, ZEC e ZPE. Projeções são feitas com base no cenário de forçamento radiativo RCP 6.0. Ver projeções para o cenário RCP 8.5 na Figura Suplementar 3.2.1.f.

Uma vez identificados os refúgios climáticos potenciais (de retenção e cadeias de deslocação; Figuras 3.2.1.g e 3.2.1.i) de acordo com os critérios definidos, procedeu-se à otimização da seleção de refúgios usando um algoritmo de tipo *greedy*, implementado num programa informático *off the shelf* desenvolvido pela equipa da Universidade de Évora, que minimiza o custo (neste contexto, área e *human footprint*) total da rede de refúgios climáticos (passo 5 da caixa 3.2.1.a) necessários para obter as metas de conservação de 100 km$^2$, 500 km$^2$ e 1000 km$^2$ (equivalente a uma, cinco e dez quadrículas de 10 x 10 km) em segurança climática para cada uma das espécies de vertebrados. Com base nesta análise concluímos que, no cenário de alteração climática RCP 6.0, para obter as metas de conservação de 100 km$^2$ (Figura 3.2.1.l) e 500 Km$^2$ (Figura 3.2.1.m), necessários para garantir a conservação de todas as espécies em condições segurança climática, seriam necessários 390 km$^2$ e 2.740 km$^2$, respetivamente, adicionais às áreas do SNAC, o que equivale a 0.46% e 3.08% do território de Portugal Continental. Com uma meta de 1000 Km$^2$ por espécie (Figura 3.2.1.n), a área adicional ao SNAC que seria necessário classificar e/ou gerir com fins compatíveis com as necessidades de adaptação da biodiversidade, seria de 7.962 Km$^2$, equivalente a 8.94% do território e próximo

do necessário para alcançar a meta de 30% do território protegido. Uma parte destas áreas, identificadas como refúgio climático fora da RNAP e Natura 2000, coincidem com território classificado como Reservas da Biosfera, classificadas ao abrigo do Programa "O Homem e a Biosfera" (MaB) da UNESCO (34.5% com meta de 100 km$^2$, 25.77% com meta de 500 km$^2$ e 2.14% com a meta de 1000 m$^2$), o que releva das oportunidades existentes para reavaliar o nível de conservação destes territórios.

Finalizado este processo de otimização, é elaborada a cartografia de corredores de conectividade climática entre RNAP, ZEC, ZPE e refúgios climáticos de retenção e de deslocação (cadeias de dispersão), com base na minimização das distâncias euclidianas, ponderadas pelo custo de conectividade climática (Figura 3.2.1.j).

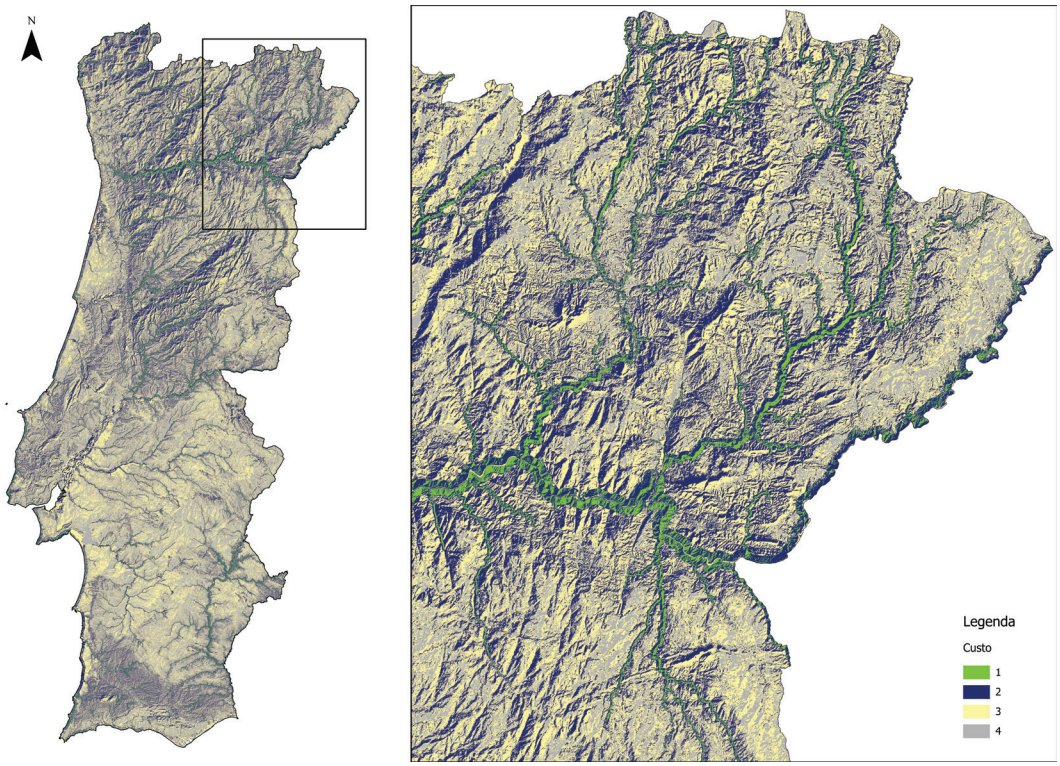



**Figura 3.2.1. j.** Superfície de custo de conectividade climática numa resolução de 25 m. Ordenado de forma decrescente, do mais favorável ao menos favorável: 1) áreas de corredores litorais/ húmidos da DGT, com maior variabilidade orográfica (> Percentil 50 de heterogeneidade orográfica) e presença de vertentes voltadas a Norte (mais frescas) ou Oeste (mais húmidas); 2) áreas com apenas dois critérios coincidentes, corredores litorais/ húmidos da DGT com maior variabilidade orográfica (> Percentil 50), corredores litorais/húmidos da DGT com vertentes a Norte ou Oeste, ou vertentes a Norte ou Oeste e de maior variabilidade orográfica (> Percentil 50); 3) áreas com apenas um dos critérios considerados, corredores litorais/ húmidos da DGT, maior variabilidade orográfica (> Percentil 50), ou presença de vertentes voltadas a Norte ou Oeste; 4) áreas sem presença de critérios considerados.

A conectividade climática corresponde a um zonamento territorial de favorabilidade microclimática e topográfica para a mobilidade das espécies em contextos de aumento de temperatura e aridez e é definida pela sobreposição de três níveis de informação. Em

primeiro lugar, calculou-se a heterogeneidade topográfica, usando um modelo digital de terreno com resolução de 25 metros. Classificam-se como favoráveis à conectividade territórios com heterogeneidade acima da mediana nacional. Está na base deste critério a evidência de que territórios topograficamente heterogéneos possuem maior variabilidade microclimática, logo facilitam a adaptação das espécies às alterações climáticas por via de deslocações de curta distância (m). Em contrapartida, territórios de baixa heterogeneidade topográfica obrigam as espécies a deslocações maiores (km) para permitir semelhantes ajustamentos climáticos na distribuição (*65*) (ver Figura 3.2.1.b, que evidencia serem as regiões montanhosas os territórios com menor velocidade de alteração climática).

Em segundo lugar, obtiveram-se as orientações das vertentes em todo o território nacional a partir dos dados disponibilizados na infraestrutura espacial EPIC WebGIS (Figura 2.2.c). É conhecido que as exposições das vertentes estão associadas a fatores microclimáticos, de cariz estrutural e permanente, pelo que podem ser usados como indicadores de dinâmicas complexas entre microclima e geomorfologia (*65*, *111*). Neste contexto, e tendo em conta a localização de Portugal (no hemisfério norte e na área de influência do Atlântico norte), retiveram-se como áreas favoráveis à conectividade climática as vertentes expostas a norte (mais frescas) e oeste (mais húmidas), excluindo-se as vertentes expostas a sul (mais quentes) e leste (mais secas).

Finalmente, consideraram-se os corredores litorais e húmidos definidos pela Direção-Geral do Território (DGT). Os corredores húmidos baseiam-se na cartografia das zonas ripícolas (LU/LC 2012) com unidade cartográfica mínima definida (≥ 0.5 hectares), uma iniciativa da Comissão Europeia com o apoio da Agência Espacial Europeia e da Agência Europeia do Ambiente, em conjunto com os Estados-membros. Os corredores litorais e húmidos representam a zona costeira correspondente a 2000 metros da Linha de Costa, excluídos os territórios impermeabilizados (classes de tecido edificado, indústria, comércio e instalações agrícolas, transportes e áreas de extração de inertes, áreas de deposição de resíduos e estaleiros de construção) da Carta de Uso e Ocupação do Solo (COS) e 2018 produzida pela DGT.

As áreas da RNAP, ZEC, ZPE, e refúgios climáticos otimizados são classificadas como nodos de uma estrutura de adaptação climática da biodiversidade (EACB). Os corredores climáticos que conectam os nodos da rede são definidos usando a matriz de conectividade climática como superfície de custo (Figura 3.2.1.i). Assume-se que uma espécie, deslocando-se entre nodos da rede, terá preferência pelos territórios com maior pontuação nos critérios de conectividade climática, e estabelecem-se itinerários que minimizem a distância entre nodos. A rede de corredores climáticos minimiza a distância ponderada entre os nodos em função de dois cenários (3.2.1.k-m): cenário otimizado globalmente; cenário otimizado regionalmente. O primeiro assegura a conectividade da rede com menor custo, já que todas as áreas estão conectadas dentro da rede, ainda que uma só vez. O segundo cenário assegura redes otimizadas entre pares de áreas próximas, mais "caras" globalmente, mas mais realistas do ponto de vista da conectividade biológica.

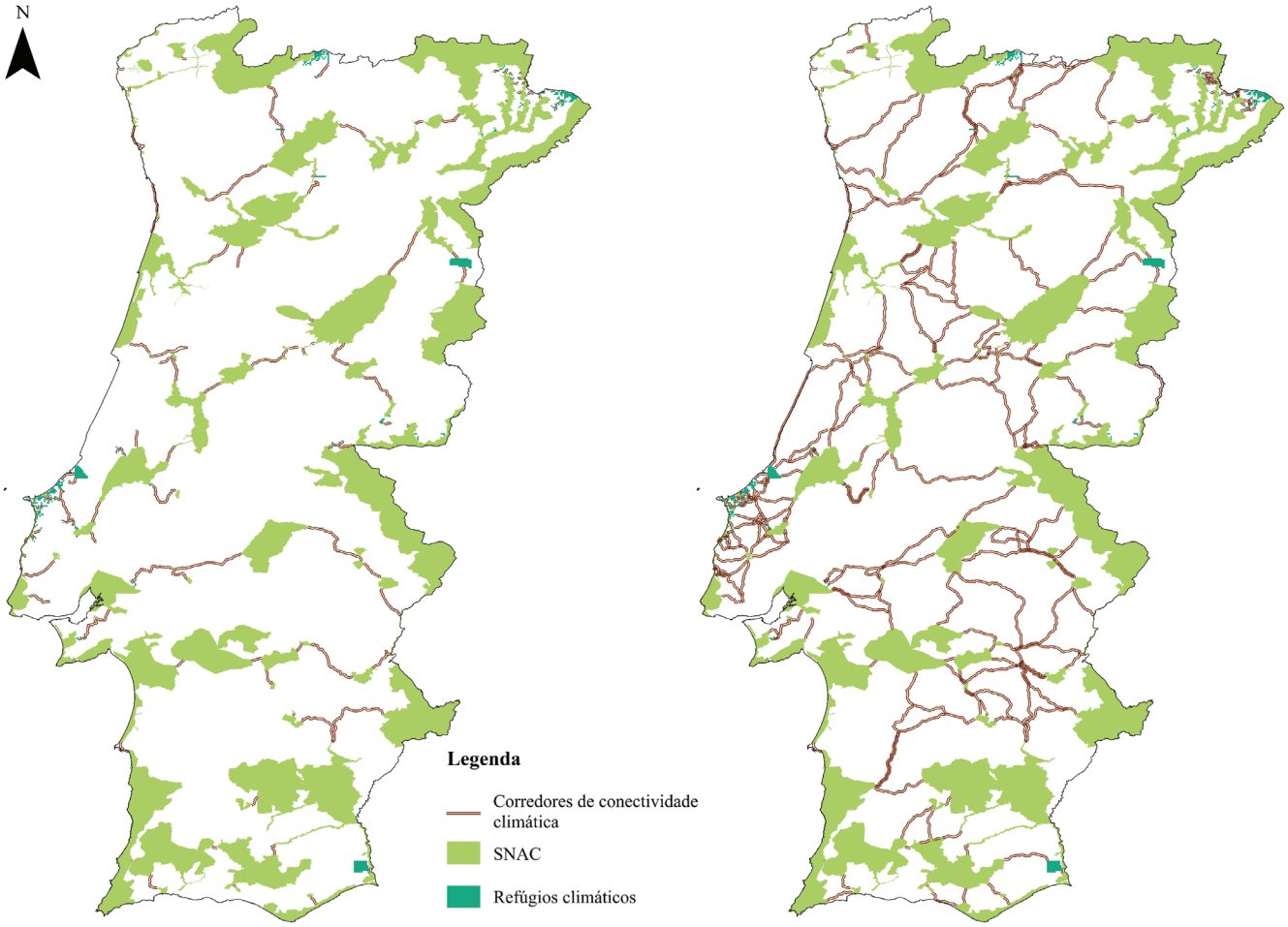



**Figura 3.2.1. k.** Propostas alternativas de Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB): tendo como meta 100 km² de segurança climática por espécie no cenário RCP 6.0. A proposta inclui as áreas da RNAP, ZEC, ZPE (SNAC considerada) e rede otimizada de refúgios climáticos (de retenção e cadeias de dispersão). Os dois cenários de corredores climáticos são identificados aplicando o algoritmo para otimização do problema da árvore mínima de suporte em grafos (*minimum spanning tree*) (112) de duas formas: globalmente (esquerda), identificando as conexões que, com custo mínimo, medido pela distância euclidiana ponderada pela superfície de conectividade climática; Figura 3.2.1.j), permitam ligar todas as áreas de conservação da rede; regionalmente (direita), identificando conexões de menor custo entre pares de áreas de conservação próxima. Ver propostas alternativas para o cenário RCP 8.5 na Figura Suplementar 3.2.1.g.

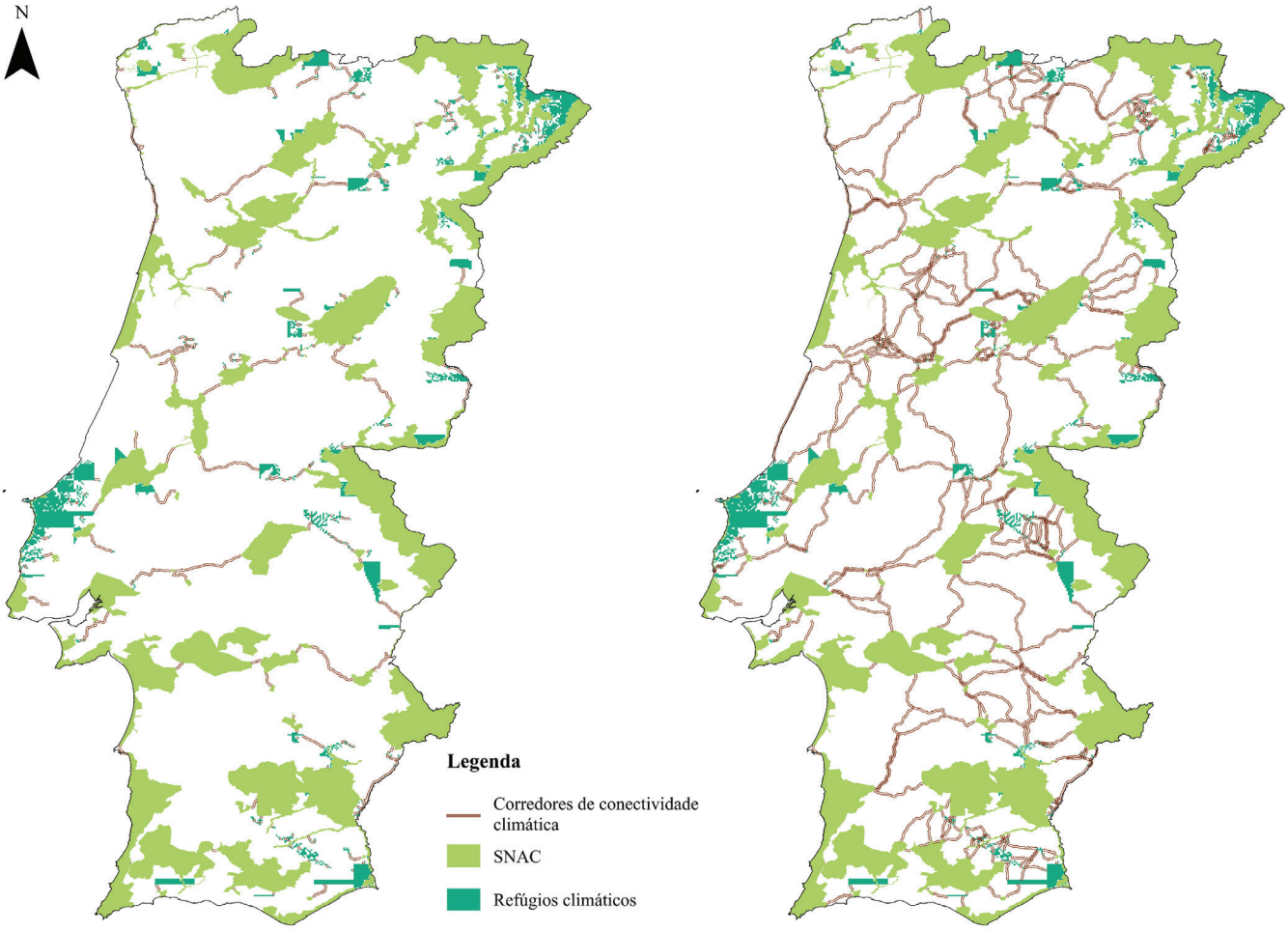



**Figura 3.2.1. I.** Propostas alternativas de Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB): tendo como meta 500 km² de segurança climática por espécie no cenário RCP 6.0. A proposta inclui as áreas da RNAP, ZEC, ZPE (SNAC considerada) e rede otimizada de refúgios climáticos (de retenção e cadeias de dispersão). Os dois cenários de corredores climáticos são identificados aplicando o algoritmo de otimização *spanning tree* de duas formas: globalmente (esquerda), identificando as conexões que, com custo mínimo, medido pela distância euclidiana ponderada pela superfície de conectividade climática; Figura 3.2.1.j), permitam ligar todas as áreas de conservação da rede; regionalmente (direita), identificando conexões de menor custo entre pares de áreas de conservação próximas. Ver propostas alternativas para o cenário RCP 8.5 na Figura Suplementar 3.2.1.h.

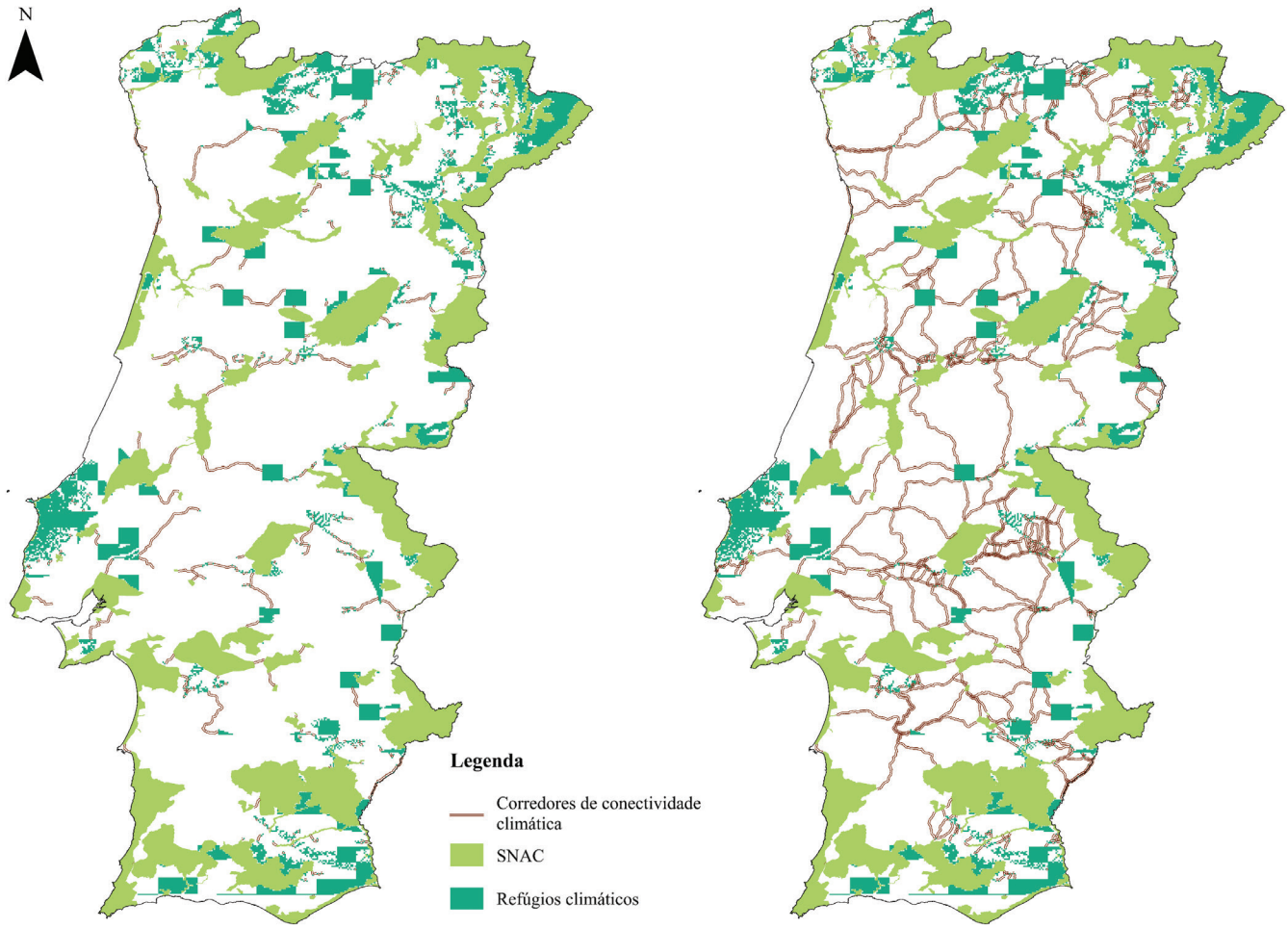



**Figura 3.2.1. m.** Propostas alternativas de Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB): tendo como meta 1000 km² de segurança climática assegurada por espécie no cenário RCP 6.0. A proposta inclui as áreas da RNAP, ZEC, ZPE (SNAC considerada) e rede otimizada de refúgios climáticos (de retenção e cadeias de dispersão). Os dois cenários de corredores climáticos são identificados aplicando o algoritmo de otimização *spanning tree* de duas formas: globalmente (esquerda), identificando as conexões que, com custo mínimo, medido pela distância euclidiana ponderada pela superfície de conectividade climática; Figura 3.2.1.j), permitam ligar todas as áreas de conservação da rede; regionalmente (direita), identificando conexões de menor custo entre pares de áreas de conservação próximas. Ver propostas alternativas para o cenário RCP 8.5 na Figura Suplementar 3.2.1.i.

Salienta-se que se distinguem cadeias de dispersão climática, funcionalmente definidas em função das necessidades de adaptação climática de cada uma das espécies com necessidades de mobilidade para fazer frente aos desafios de adaptação climática (p. ex., 011, 001), dos corredores de conectividade climática, estruturalmente definidos em função das características geomorfológicas do território. Os refúgios climáticos (de retenção e as cadeias de dispersão) são candidatos à inclusão no SNAC, por via da sua classificação como RNAP, ZEC, ou ZPE. Alternativamente, poderão ser objeto de contra-

tos de gestão com os proprietários com vista a garantir a conservação destes territórios. Os corredores de conectividade climática, em contraste, cobrem porções potencialmente mais extensas do território e são definidos de modo a estabelecer eixos de dispersão em condições de favorabilidade climática, entre nodos da rede de conservação. A localização exata dos corredores deve ser objeto de uma análise cartográfica mais fina do que aquela que proporcionamos, relacionando-a, sempre que possível, com dados atualizados da ocupação do solo. Os refúgios climáticos e os corredores climáticos integrariam a nova Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB), dando assim resposta aos desafios lançados pela Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, de acordo com os pressupostos de conectividade inerentes à Rede Fundamental de Conservação da Natureza (RFCN) criada no âmbito do Decreto-Lei n.º 142/2008, de 24 de Julho, na sua atual redação.

Com base nos dados que acompanham a definição da EACB, é possível realizar análises de maior detalhe que permitam, entre outros fatores, identificar as espécies "*goal gap*", i.e., as espécies que requerem áreas de conservação adicionais ao SNAC, para cumprir o critério predefinido (100 km$^2$, 500 km$^2$, ou 1000 km$^2$), assim como as espécies que nem com as áreas adicionais propostas conseguiriam alcançar a meta predefinida. Estas últimas são espécies que os modelos preveem ter uma área total de adequabilidade climática inferior à meta, sendo que a sua conservação implicaria não só uma gestão ativa dos efetivos populacionais, como a aplicação de medidas de restauro que pudessem, eventualmente, contrariar as condições climáticas desfavoráveis existentes (Figuras 3.2.1.n-q).

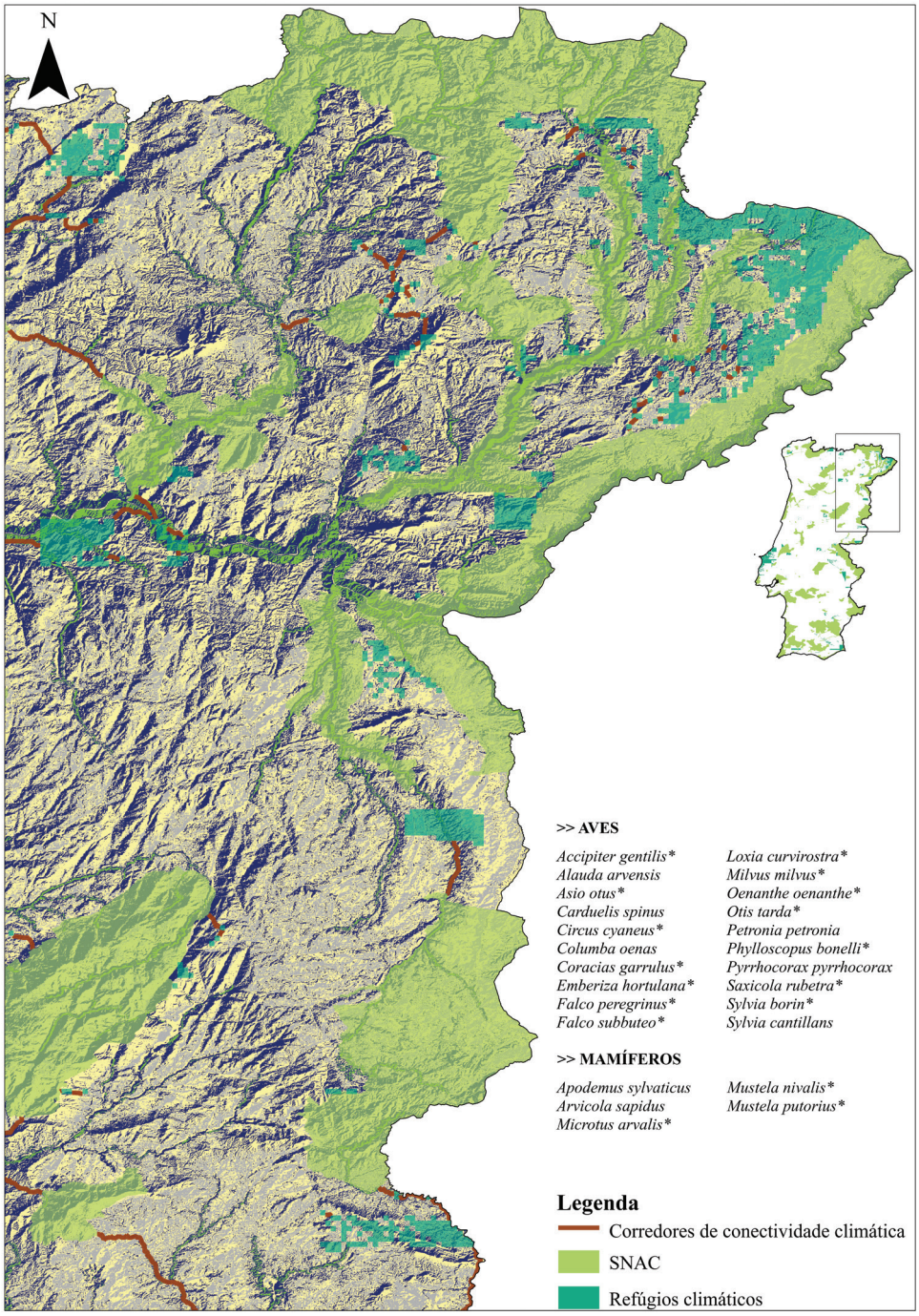



**Figura 3.2.1. n.** Pormenor da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB), com base na meta 500 km$^2$ de segurança climática por espécie, cenário RCP 6.0, centrado no nordeste. As espécies i) sem *, carecem de novas áreas classificadas como refúgio climático fora do SNAC; (ii) com *, nem com refúgios conseguirão alcançar a meta dada a insuficiente área condições climáticas apropriadas.

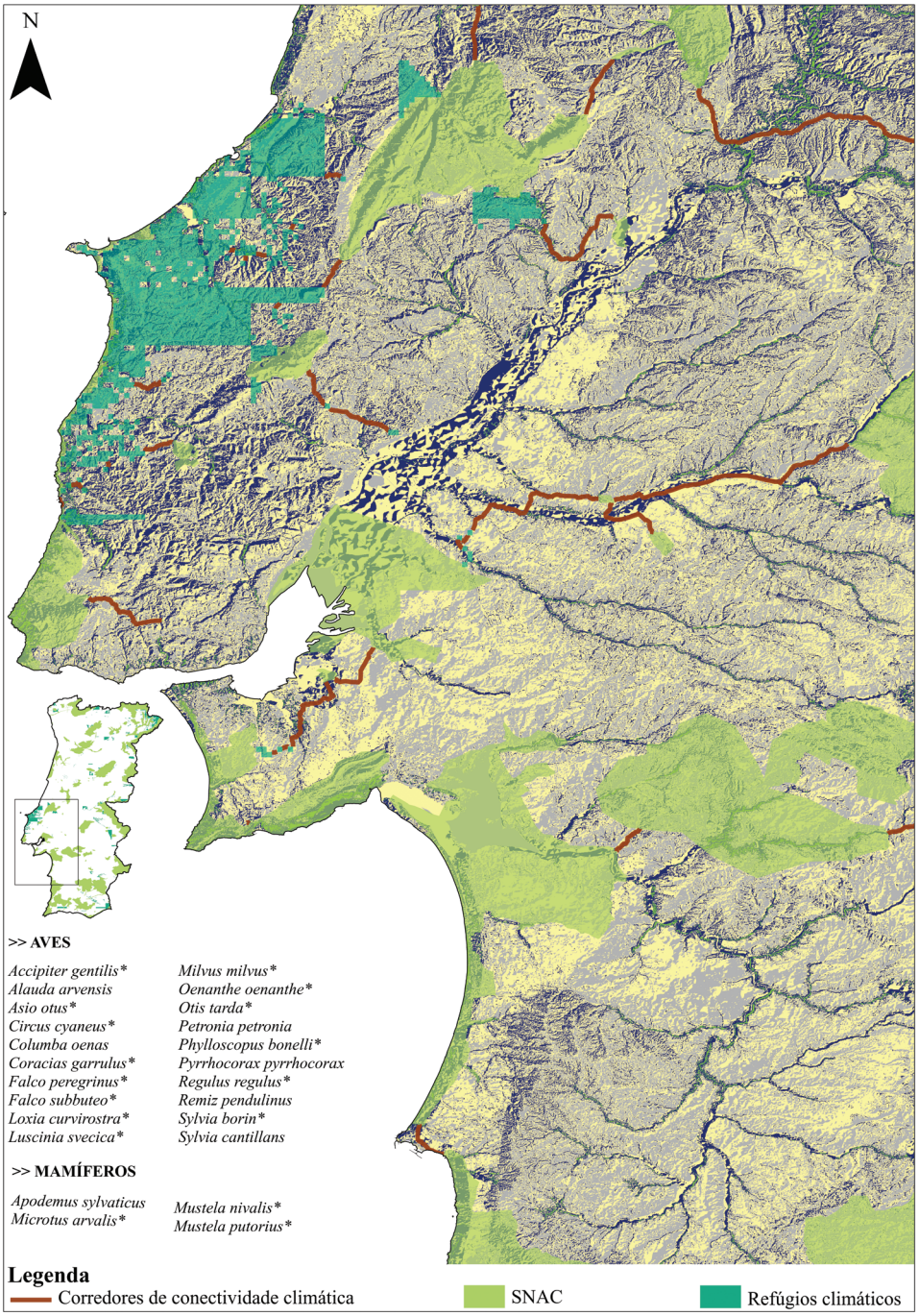



**Figura 3.2.1. o.** Pormenor da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB), com base na meta 500 km$^2$ de segurança climática por espécie, cenário RCP 6.0, centrado no oeste. As espécies i) sem *, carecem de novas áreas classificadas como refúgio climático fora do SNAC; (ii) com *, nem com refúgios conseguirão alcançar a meta dada a insuficiente área condições climáticas apropriadas.

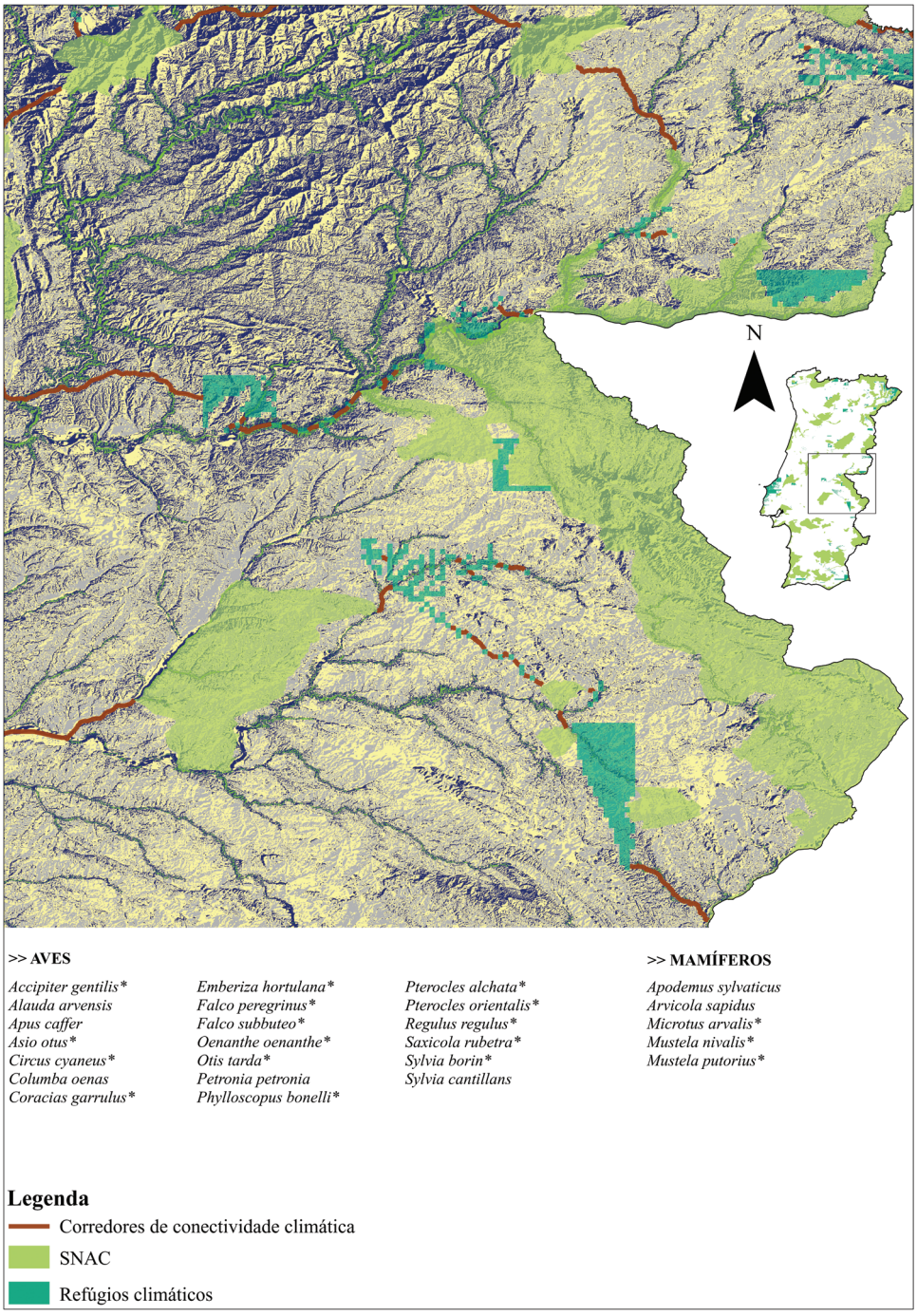



**Figura 3.2.1. p**. Pormenor da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB), com base na meta 500 km$^2$ de segurança climática por espécie, cenário RCP 6.0, centrado no alto Alentejo. As espécies i) sem *, carecem de novas áreas classificadas como refúgio climático fora do SNAC; (ii) com *, nem com refúgios conseguirão alcançar a meta dada a insuficiente área condições climáticas apropriadas.

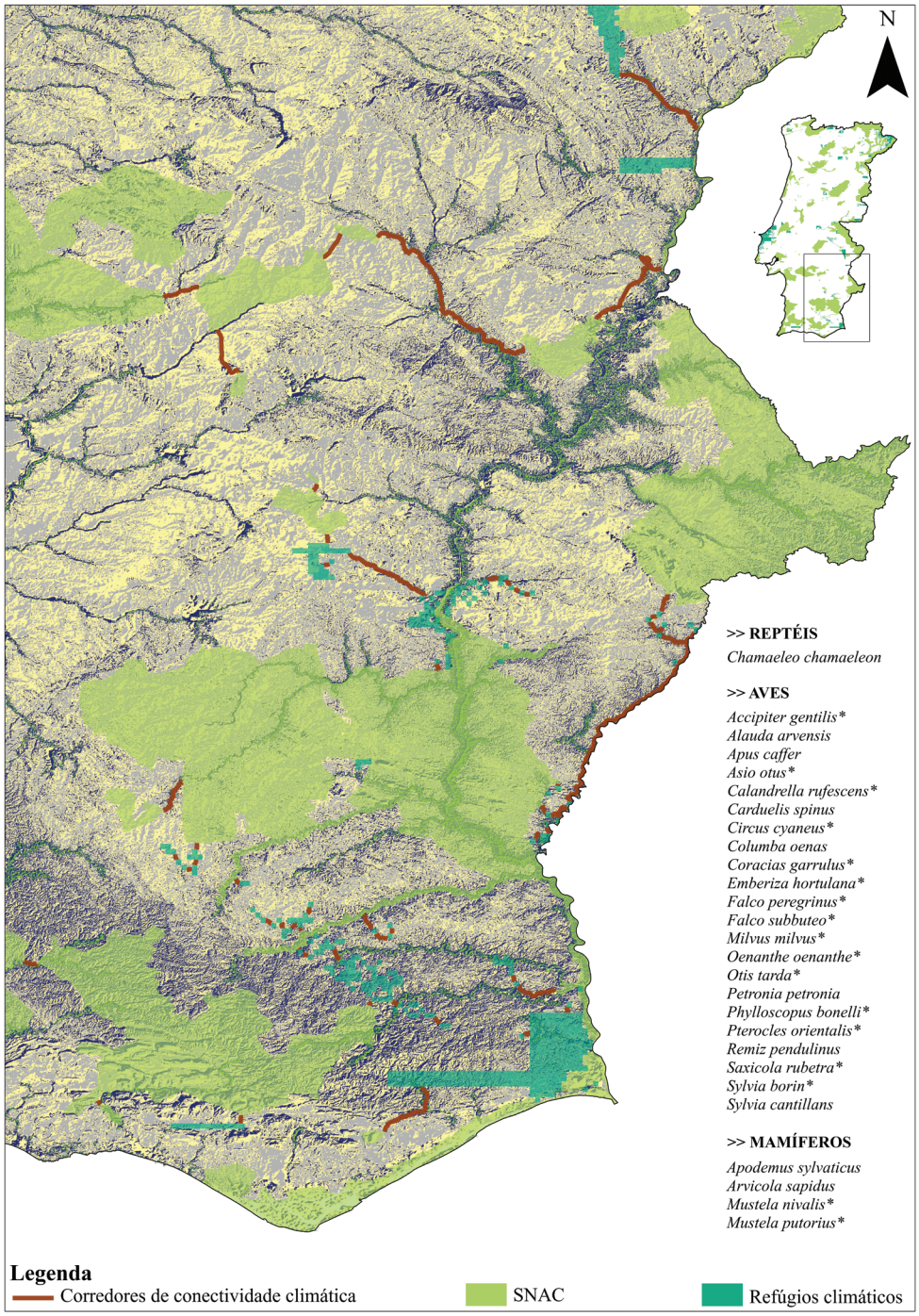



**Figura 3.2.1. q.** Pormenor da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB), com base na meta 500 km$^2$ de segurança climática por espécie, cenário RCP 6.0, centrado no sudeste Alentejano e sotavento Algarvio. As espécies i) sem *, carecem de novas áreas classificadas como refúgio climático fora do SNAC; (ii) com *, nem com refúgios conseguirão alcançar a meta dada a insuficiente área condições climáticas apropriadas.

## 3.2.2. DESAFIOS ASSOCIADOS ÀS DINÂMICAS DE OCUPAÇÃO DO SOLO

O uso e ocupação do solo são o resultado das dinâmicas socioeconómicas, condicionados, em grande parte, pelo capital natural disponível, em especial o solo e a água. As transformações no uso e ocupação do solo são a causa de uma boa parte das ameaças que afetam a biodiversidade, tanto a nível internacional (*113*), como nacional (*113*), já que esta depende do território para a sua alimentação, abrigo e reprodução. Contudo, são poucos os estudos que a nível nacional recolhem evidências nesta matéria (*114*). Nesta secção procedemos à análise comparativa das dinâmicas de ocupação do solo nas áreas com estatuto de conservação da biodiversidade (*115*) e restante território não protegido. Ainda que a informação disponível acerca do impacte da dinâmica de ocupação e uso do solo sobre a biodiversidade seja insuficiente (*116*), para efeito da interpretação dos resultados da análise, assume-se que:

1. Fruto de um ordenamento e gestão supostamente diferenciados nas áreas classificadas, seria expectável que a dinâmica de ocupação e uso do solo fosse diferente nestes territórios face ao território não protegido;

2. A presença de extensas áreas de monocultura intensiva, seja de produção agrícola ou florestal, constitui-se como um fator de simplificação de cadeias tróficas e de degradação de habitats para um conjunto extenso de espécies nativas.

Em Portugal Continental a análise das transformações da ocupação e uso do solo foi efetuada em diferentes períodos [DGT, 2020 (*117*); DGT, 2014 (*118*)]. Contudo, não existem resultados disponíveis no contexto das áreas classificadas, onde, pela sua natureza, tais transformações devem merecer uma atenção particular por poderem constituir-se como ameaças ou pressões sobre a biodiversidade. Para o efeito foi efetuada a análise das dinâmicas de ocupação de ocupação do solo entre 1995 e 2015, com um ponto de situação relativo a 2018, onde foram caracterizadas as principais dinâmicas de ocupação do solo em Portugal continental e no SNAC, ao longo das últimas três décadas, com o objetivo de verificar se os territórios classificados poderão ter sido palco da implementação de políticas e estratégias diferenciadoras, relativamente às principais tendências neste domínio a nível nacional. Foram também analisados os ritmos de transformação ocorridos no SNAC, para cada um dos períodos relativos às bases cartográficas utilizadas, e comparados com os ritmos verificados no território nacional para os mesmos momentos temporais.

A partir da variação ocorrida nas megaclasses de ocupação do solo em cada uma das áreas de conservação, num total de 138 áreas do SNAC em Portugal continental, entre 1995 e 2015, identifica-se onde ocorreram as maiores transformações de ocupação do solo, assinalando-as como *hotspots* de mudança. Sobre elas, é posteriormente feita uma análise de maior detalhe em que se confrontam as transformações ocorridas com os objetivos específicos de conservação definidos nos respetivos planos de ordenamento e gestão em vigor.

### 3.2.2.1. Uso e ocupação em Portugal Continental entre 1980 e 2010

O projeto LANDYN (*Changes of Land Use and Occupation in Mainland Portugal*) fez, em 2014, a avaliação do uso e ocupação do solo em Portugal Continental para os períodos 1980, 1995 e 2010. Pese embora as dificuldades de harmonização da informação cartográfica disponível, foi possível caracterizar as principais tendências e prever cenários futuros para 2040, a partir de sete classes de uso de solo simplificadas: Territórios artificializados; Agrícolas; Agroflorestais; Florestas; Incultos; Zonas húmidas; e Corpos de água. A análise sobre as transformações na ocupação do solo foi feita através da caracterização das transições de uso e ocupação do solo, para as quais foram identificadas as principais forças motrizes.

Verificou-se que, no território nacional continental, ao longo das três décadas, houve um aumento dos Territórios artificializados, das Florestas e dos Corpos de água, e um decréscimo nas classes correspondentes aos solos Agrícolas e Agroflorestais. Nas classes de Incultos e Zonas húmidas, ocorreu um aumento de área, entre 1980 e 1995, e uma redução, entre 1995 e 2010, obtendo-se, nesta última classe, valores muito próximos dos observados em 1980.

Em 1980, a classe com maior ocupação no território nacional continental é a Agricultura (40%), com maior expressão das Culturas temporárias de sequeiro, seguida da Floresta (31,5%), com predomínio da Floresta de resinosas, representando os Incultos (14,3%), dominados por Matos, os Sistemas Agroflorestais (10%) e os Solos artificializados (3%), maioritariamente tecido urbano descontínuo.

Em 2010, os usos do solo predominantes são a Floresta (39%) e a Agricultura (26,3%), seguidos dos Matos (12,4%), dos Sistemas agroflorestais (8%), das Pastagens (6,6%) e dos Territórios artificializados (5%). O uso determinado pela presença de Corpos de água (1,6%), de Espaços descobertos ou com pouca vegetação (0,7%) e de Zonas húmidas (0,3%) apresenta uma expressão residual. No total, 73.3% do território continental encontrava-se, em 2010, afeto a usos florestal, agrícola e agroflorestal, evidenciando a enorme necessidade de articular a dimensão produtiva desses usos com a valorização do capital natural e a conservação da biodiversidade.

Durante este período, entre 1995 e 2010, decorreu a maior parte da classificação de áreas integrantes do SNAC, num contexto em que as principais dinâmicas de ocupação do solo se traduziam numa rápida redução de área agrícola e agroflorestal, a par de um aumento da superfície de floresta de produção e de espaço urbano, nomeadamente de infraestruturas viárias, que reforçaram o elevado rácio de solo edificado e infraestruturado por habitante. Esta tendência veio a acentuar-se numa progressiva fragmentação de territórios de baixa densidade para a qual terão contribuído significativamente os padrões de urbanização, pois, apenas 24% do território artificializado apresenta características de tecido urbano contínuo, enquanto 42% está afeto a tecidos urbanos descontínuos.

Contudo, estas alterações ocorreram com ritmos diferentes ao longo deste período, sendo a taxa de variação média anual de alteração do uso do solo entre 1995 e 2007 (1,1%), quase quatro vezes superior à do período entre 2007 e 2010 (0,3%). O ritmo e intensidade das alterações no uso de solo neste período imprimiram uma trajetória que prosseguiu na década seguinte, até à atualidade, afetando muitas das áreas do SNAC, sem que estas reunissem condições para fazer face aos principais motores de transformação da paisagem, dominados pelo despovoamento, o abandono da pequena agricultura familiar e de áreas florestais de pequena dimensão, a florestação de áreas contínuas em regime de monocultura, os fogos florestais, bem como a utilização pouco adequada do solo para urbanização, irrigação e construção de grandes infraestruturas.

São de salientar as vastas áreas ardidas neste período, condicionando a trajetória de recuperação de *habitats* seminaturais, facilitando localmente a propagação de pragas e a proliferação de invasoras lenhosas exóticas. Estes ciclos de fogo voltaram a repetir-se em 2017 e 2018, com maior agressividade, tanto em novas áreas, como nas que já anteriormente tinham sido fustigadas (*119*, *120*).

#### 3.2.2.2. Uso e ocupação do solo no SNAC entre 1995 e 2018

A análise da dinâmica de ocupação do solo do SNAC (RNAP, ZEC, ZPE sob jurisdição do ICNF) foi efetuada para os dois tipos de áreas de conservação que consideramos terem condições de virem a cumprir os critérios para serem consideradas na futura Rede Transeuropeia de Conservação (ver discussão em 3.1): (i) as Áreas protegidas integradas na Rede Nacional de Áreas Protegidas e (ii) Zonas Especiais de Conservação e Zonas de Proteção Especial integradas na Rede Natura 2000 (Figura 3.2.a).

Esta análise foi elaborada a partir das megaclasses da Carta de Ocupação do Solo, disponibilizada pela Direção-Geral do Território (DGT) nas séries temporais, de 1995 a 2015 (ver Análise Suplementar 2.1) e, separadamente, em 2018 (ver Análise Suplementar 2.2). Uma vez que a legenda é diferente nos dois casos (Figura 3.2.2.2.a) e apesar de se reconhecer que as limitações da informação disponível apenas permitem inferir grandes tendências de transformação do uso e ocupação do solo até 2018, recomenda-se que este tipo de análises possa, futuramente, ser aprofundada a partir do Sistema de Monitorização da Ocupação do Solo que a DGT passará a atualizar a cada três anos, com uma legenda harmonizada. As transformações identificadas deverão ser entendidas como trajetórias gerais, não sendo possível, atualmente, inferir, de modo objetivo, se estas impactam positiva ou negativamente a biodiversidade. Análises de maior detalhe deverão, no futuro, aprofundar o conhecimento sobre a relação entre tipo e intensidade de ocupação e uso do solo e a biodiversidade.

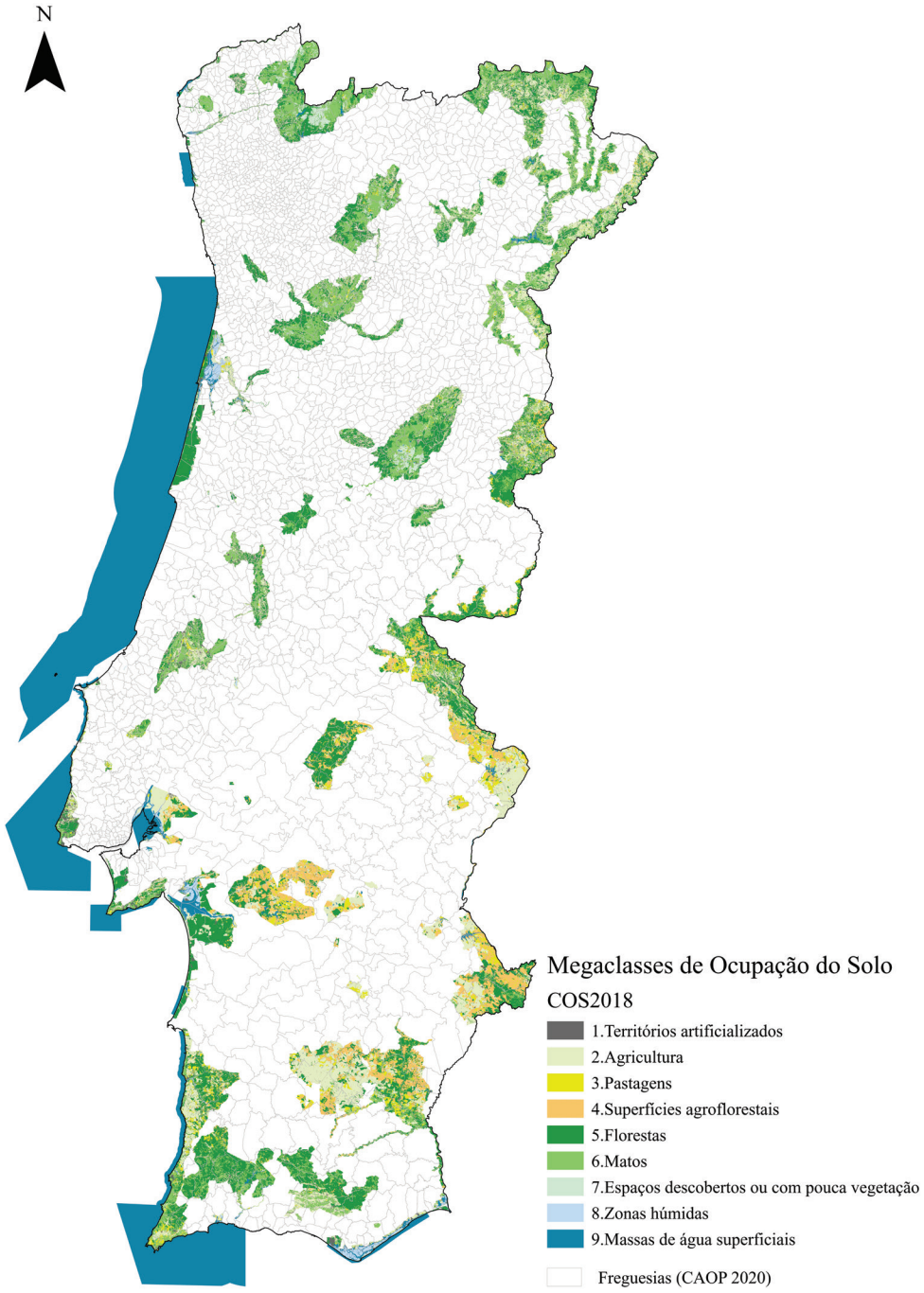



**Figura 3.2.2.2. a.** As megaclasses da COS 2018 no SNAC (RNAP, ZEC, ZPE). Fonte: ICNF, DGT.

Ao longo das duas décadas que medeiam 1995 e 2015, a ocupação do solo predominante no SNAC são as Florestas e os meios naturais e seminaturais (41%), seguidos dos Corpos de água (33,3%) e das Áreas Agrícolas e Agroflorestais (23,5%). As principais transformações decorrem da redução das Áreas Agrícolas e Agroflorestais e do aumento das Florestas e meios naturais e seminaturais. Também os Territórios artificializados sofreram um aumento no mesmo período, ocupando 1,24% em 2015, demonstrando a progressiva expansão desta tipologia em espaços de conservação (Figura 3.2.2.2.b)

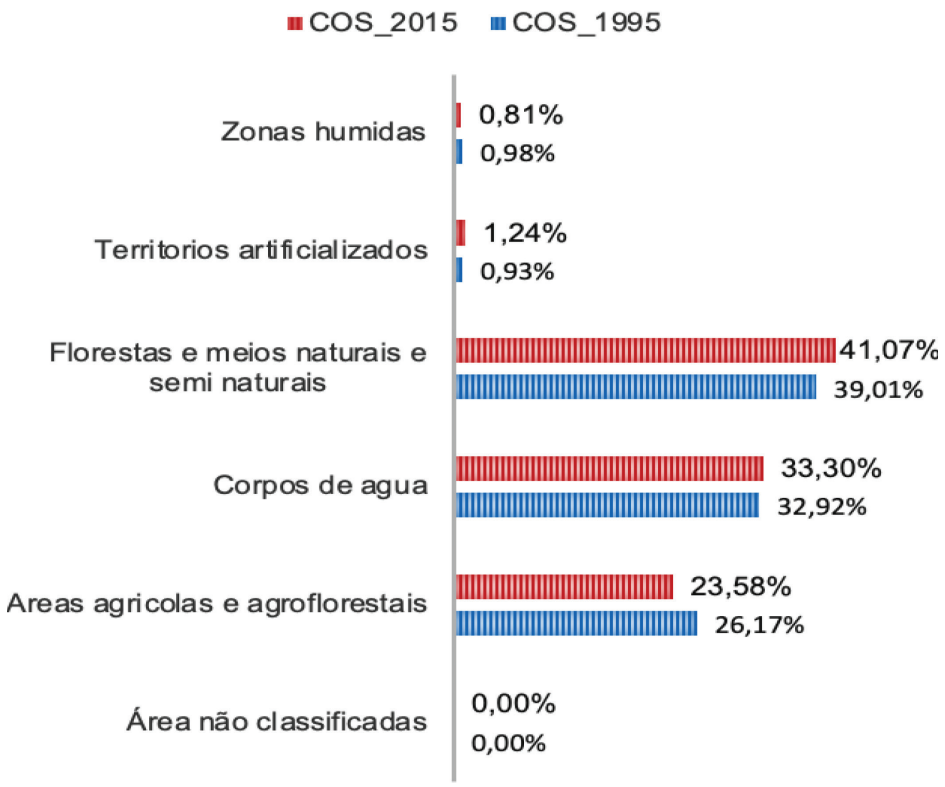



**Figura 3.2.2.2. b.** Valores comparativos entre a COS 1995 e 2015 para as áreas do SNAC.

A análise da matriz de transição, permite quantificar os ganhos e perdas entre cada uma das megaclasses, revelando a perda de 65,98% da área ocupada por Agricultura e Agrofloresta para as Florestas e meios naturais e seminaturais. Por sua vez, a dinâmica contrária decorreu em relação às mesmas megaclasses, tendo as Florestas e os meios naturais e seminaturais perdido área para a Agricultura e Agrofloresta em 18,54% do total do SNAC. De notar ainda que a expansão dos Territórios artificializados segue uma trajetória equivalente nestes dois tipos de classes de ocupação (Tabela 3.2.2.2.a).

Por outro lado, a análise dos ritmos de alteração mostra que a evolução da ocupação do solo nas áreas do SNAC, entre 1995 e 2015, operou-se a dois ritmos. Um primeiro, até 2007, em que se registaram alterações mais significativas, nomeadamente a diminuição da ocupação agrícola, agroflorestal e o aumento da floresta e sistemas naturais e seminaturais, bem como dos territórios artificializados. Num segundo momento, entre 2007 e 2015, persiste o ritmo acelerado da artificialização, embora menos expressivo. Verifica-se ainda que existiu uma transferência de usos da classe agrícola, sobretudo para a classe de florestas e sistemas naturais e seminaturais. Estas duas classes tomam trajetórias contrárias entre 1995 e 2007 e após 2010, verificando-se uma diminuição generalizada das classes agrícolas e agroflorestais (Figura 3.2.2.2.c).

**Tabela 3.2.2.2. a.** Matriz de transição entre megaclasses de ocupação do solo (%) no SNAC, entre 1995 e 2015, segundo a COS. TA - Territórios artificializados; AGRF - Áreas agrícolas e agroflorestais; FL_MNSN - Florestas e Meios Naturais e seminaturais; ZH - Zonas Húmidas; CA - Corpos de Água.

| | 2015 | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **1995** | **TA** | **AGRF** | **FL_MNSN** | **ZH** | **CA** | **Total** |
| TA | | 0.02% | 0.33% | 0.00% | 0.02% | 0.37% |
| AGRF | 3.10% | | 65.98% | 0.24% | 2.68% | 71.99% |
| FL_MNSN | 3.60% | 18.54% | | 0.02% | 1.63% | 23.79% |
| ZH | 0.03% | 0.01% | 0.09% | | 3.58% | 3.71% |
| CA | 0.05% | 0.01% | 0.07% | 0.01% | | 0.13% |
| Total | 6.78% | 18.58% | 66.47% | 0.26% | 7.92% | 100.00% |

Quando analisadas as três categorias do SNAC separadamente (RNAP, ZEC e ZPE), verifica-se que as dinâmicas da ocupação são as análogas; isto é, mantém-se a tendência de diminuição de Áreas Agrícolas e agroflorestais e o aumento da Floresta e meios naturais e seminaturais. Nas três figuras de classificação há um progressivo aumento dos Territórios artificializados (ver Análise Suplementar 2.3).

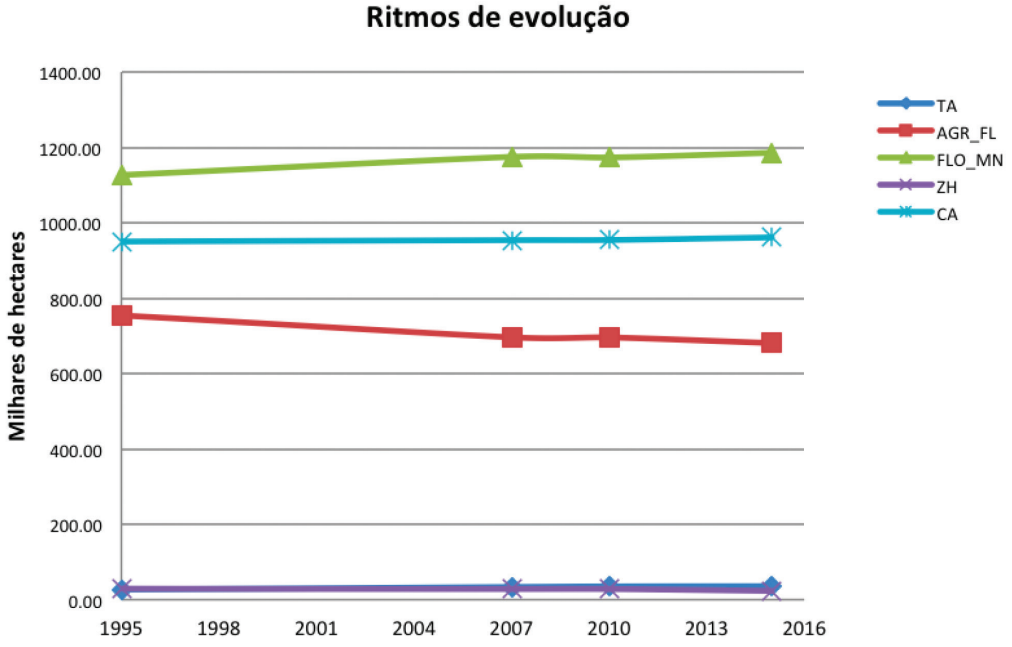



**Figura 3.2.2.2. c.** Ritmos de evolução das megaclasses em 1995, 2007, 2010 e 2015 no SNAC *(117)*.

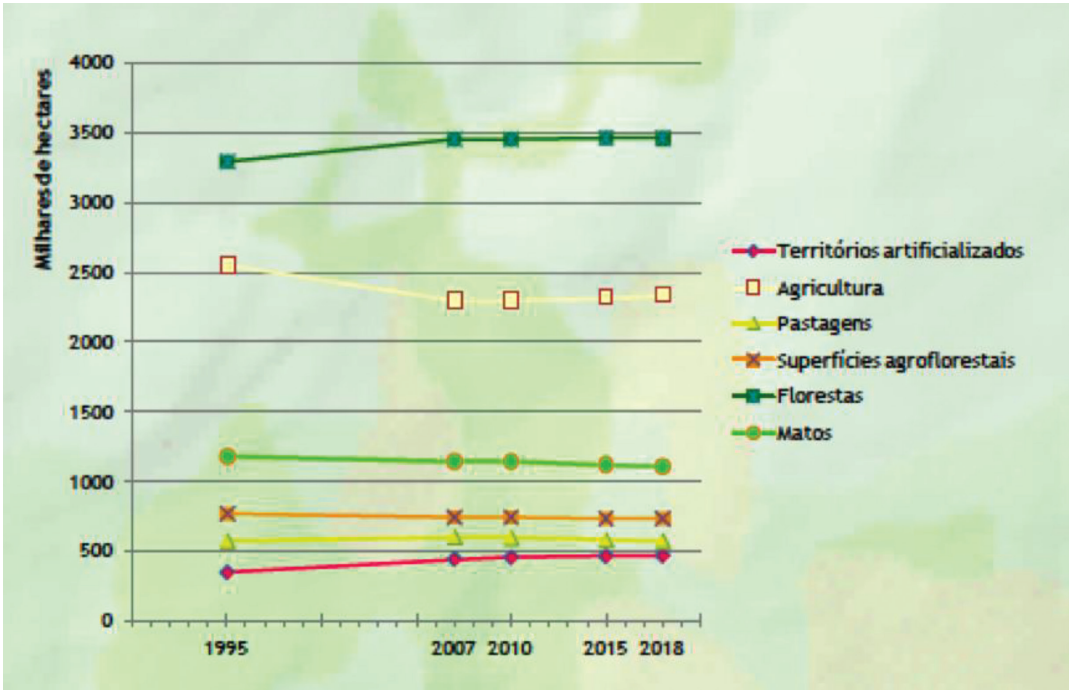



**Figura 3.2.2.2. d.** Ritmos de evolução das megaclasses no continente em 1995, 2007, 2010, 2015 e 2018 *(117)*.

A trajetória de transformação da paisagem nas áreas do SNAC é idêntica à que se verificou no continente para o mesmo período de tempo (Figura 3.2.2.2.d) (*117*), tendência que continua a verificar-se em 2018. Apesar de não ser possível estabelecer uma comparação direta com as dinâmicas ocorridas anteriormente, pelas limitações referidas na secção anterior, a floresta é dominante em 25% das áreas de conservação e a agricultura em 15%. Os Matos ocupam pouco menos de 14% e as áreas de Agrofloresta 5%, valor aproximado das áreas de Pastagem. Os Territórios artificializados ocupam 1,27% deste sistema nacional e os Espaços descobertos 1,32%. A classe dominante são as Massas de água superficiais, já que do SNAC fazem parte as áreas de conservação marinhas (Figura 3.2.2.2.e).

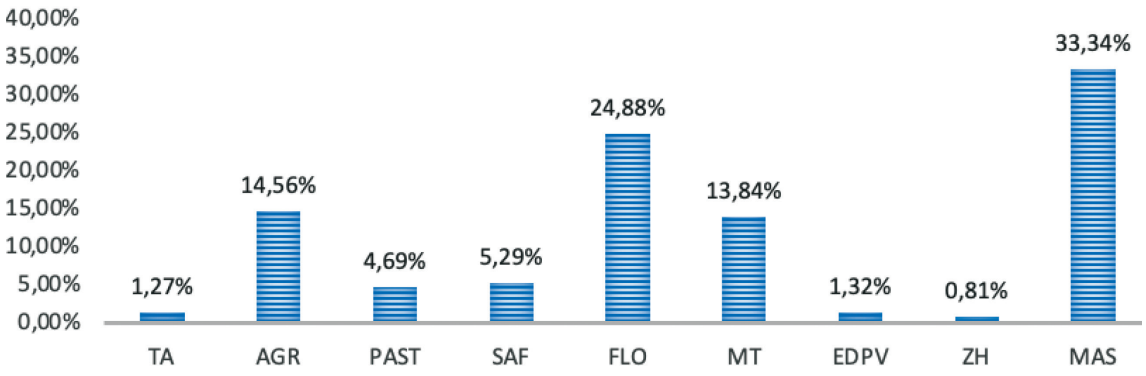



**Figura 3.2.2.2. e.** Proporção de megaclasses de ocupação do solo no SNAC (RNAP, ZEC e ZPE).

Para obter uma informação mais rigorosa da ocupação do solo em 2018 procedeu-se à análise da proporção das classes desagregadas (ver Análise Suplementar 2.2), de onde se destacam os valores relativos às que têm maior representatividade no SNAC.

Os Territórios artificializados correspondem maioritariamente a tecido edificado descontínuo (31,67%), a Tecido edificado contínuo predominantemente horizontal (18,03%) e Tecido edificado descontínuo esparso (10,38%). De notar a presença de Pedreiras em 7,7% do SNAC e de Rede Viária e espaços associados em 6,82% dos Territórios artificializados. Relativamente às Áreas agrícolas, a classe predominante corresponde às culturas temporárias de sequeiro (58,18%), Olivais (18,16%) e Pomares (6,49%), Agricultura com espaços naturais e seminaturais (4,88%) e Vinha (3,57%). Quanto às Pastagens, há uma clara preponderância das Pastagens melhoradas (87,79%). As Superfícies agroflorestais são maioritariamente dominadas pela azinheira (60,56%), pelo sobreiro (23,98%) e por sistemas mistos destas duas espécies (10,40%). Relativamente às Florestas de produção, a espécie dominante é o Pinheiro bravo (25,17%), seguido do Eucalipto (14,69%), de Outros Carvalhos (12,16%) e Pinheiro Manso (6,87%). As Zonas húmidas são maioritariamente ocupadas por Sapais (62%).

A mesma análise foi efetuada para as três categorias do SNAC (RNAP, ZEC e ZPE), tendo-se verificado uma proporção semelhante à apresentada para o total do SNAC em 2018, conforme consta da Análise Suplementar 2.4.

Por fim, procedeu-se à mesma análise efetuada para as referidas categorias do SNAC, desagregando-a pelas 138 áreas com estatuto de conservação que o constituem, ou seja, 32 Áreas protegidas, 64 ZEC e 42 ZPE (ver Análise Suplementar 2.3). Os resultados desta análise, concretamente os que se referem às dinâmicas de ocupação do solo entre 1995 e 2015, permitiram identificar os *hotspots* de mudança, entendidos como áreas de conservação onde decorreram as transformações mais relevantes neste período de tempo.

#### 3.2.2.3. Hotspots de transformação da ocupação do solo no SNAC

De entre as diversas tipologias de áreas protegidas, é nos Parques Naturais onde ocorre a maior intensidade na transformação de ocupação do solo, repetindo-se as tendências descritas para a totalidade das áreas do SNAC e território nacional: redução de Área agrícola e agroflorestal e o aumento das Florestas e Meios naturais e seminaturais. Tendo em conta que a maior transformação verificada é 7,81% no total das áreas analisadas, considerou-se uma transformação significativa, em termos relativos, quando esta ocorre numa área superior a 5% do total da área classificada. Este limiar verifica-se nos casos do Parque Natural de Montesinho, na ordem dos 6%, do Parque Natural das Serras de Aire e Candeeiros, na ordem dos 7%, e do Parque Natural de Sintra-Cascais, em que a perda das Áreas agrícolas e agroflorestais, na ordem dos 6,5%, é acompanhada por um ganho de Florestas e meios naturais e seminaturais e de Territórios artificializados (3,5% e 3% respetivamente). Por seu lado, no Parque Natural do Vale do Guadiana verificou-se a tendência dominante, na ordem dos 5%.

No caso das ZEC, as transformações que se encontram acima do limiar dos 5% situam-se na Comporta/Galé, na ordem dos 5%, na Malcata, na ordem dos 6%, tal como em Montesinho/Nogueira e, com um valor ligeiramente acima deste, na Serra de Aires e Candeeiros e Sicó /Alvaiázere.

Relativamente às ZPE, a principal transformação é notada em Castro Verde, com uma perda de Área agrícola e agroflorestal na ordem dos 7% para áreas de Floresta e meios naturais e seminaturais, seguida por Montesinho/Nogueira, Rios Sabor e Maçãs, um pouco acima dos 5%, tal como no Tejo Internacional, Erges e Ponsul e Vale do Guadiana.

Tendo em conta a frequente sobreposição destes três estatutos de conservação, RNAP, ZEC e ZPE, esta análise permite destacar como *hotspots* de mudança na ocupação do uso do solo as áreas de conservação de Montesinho e do Vale do Guadiana, chamando igualmente a atenção para a Malcata, o Tejo internacional, a Serra de Aire e Candeeiros, Sintra e Comporta/Galé (Figura 3.2.2.3.a).

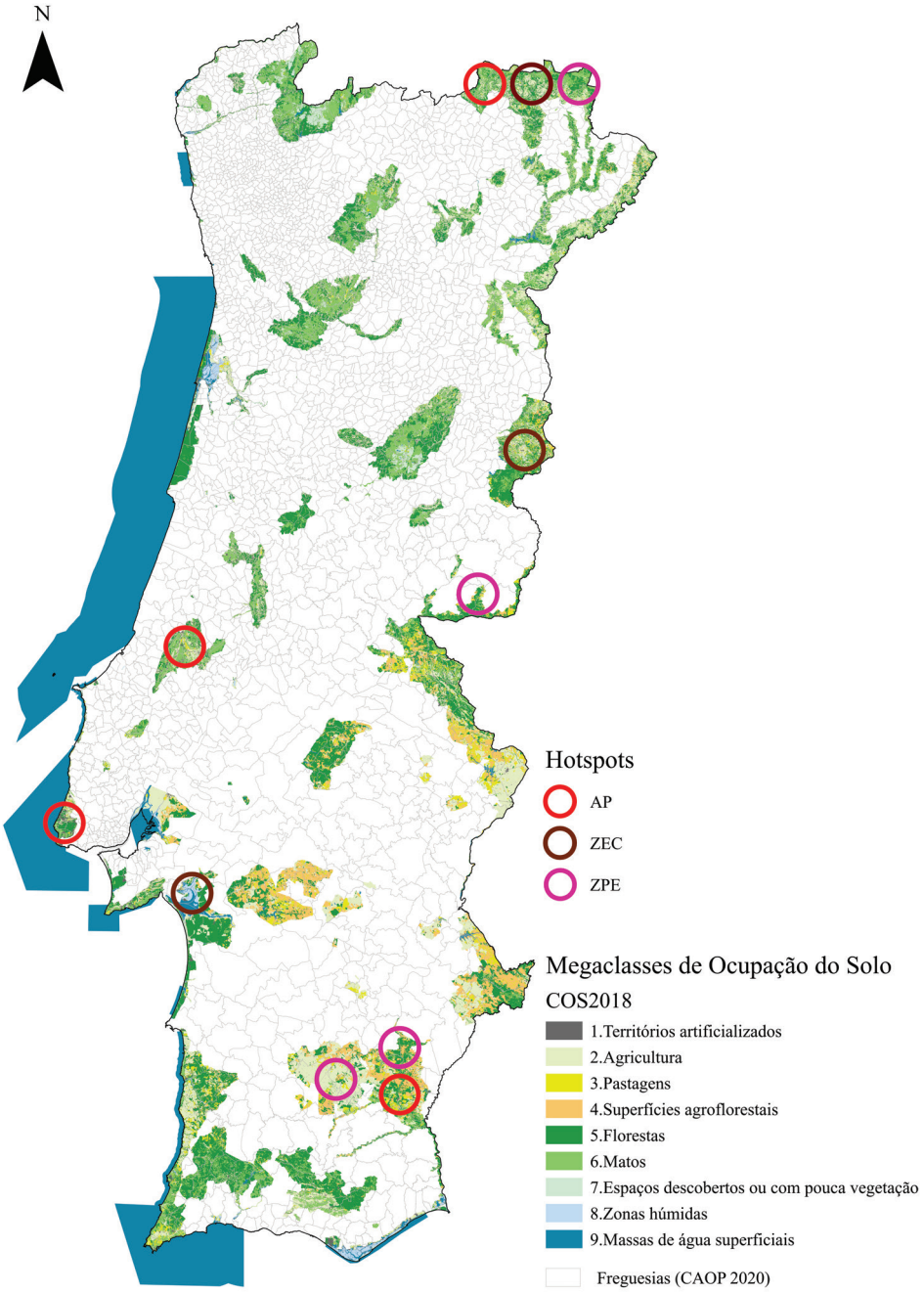



**Figura 3.2.2.3. a.** Localização dos hotspots de mudança de ocupação do solo entre 1995 e 2015 no SNAC (RNAP, ZEC e ZPE).

Em estudos futuros importaria avaliar o impacte das transformações na ocupação do solo sobre a biodiversidade, já que uma simples análise de tendências não o permite fazer. A expansão da floresta, e a redução da área agrícola, poderia ser considerada uma oportunidade para a biodiversidade, caso estivesse associado a um processo de renaturalização e fosse acompanhado de medidas de gestão por objetivos e pela monitorização da eficácia dessas medidas. Não obstante, quando analisados os Planos de

Ordenamento destas áreas protegidas, percebe-se que a trajetória das mudanças de uso e de ocupação do solo não é tida em consideração, nem para efeitos de planificação e estabelecimento de objetivos de conservação da biodiversidade, nem na relação com o modelo de governança que apoie e oriente os privados agrícolas e florestais a definirem objetivos convergentes com a conservação da biodiversidade. A perspetiva que é tida da ocupação do solo nestes planos é, sobretudo, no sentido de interditar a alteração de usos para assegurar a conservação de *habitats* e espécies específicas, perdendo-se a visão estratégica de conjunto, não só da área protegida, como do seu contexto regional, especialmente tendo em conta a rede de conectividade ecológica que importa estabelecer. Esta perspetiva, algo redutora da conservação, em que o foco está sobretudo na espécie e no habitat, sem a necessária articulação com as dinâmicas socioeconómicas do território, pode ainda dificultar soluções de gestão ativa e adaptativa no âmbito da adaptação climática (ver secção 4.1.2.2). Toda a informação que possa ser disponibilizada acerca da relação entre ocupação e uso do solo e a adaptação climática da biodiversidade poderá apoiar metodologias de planeamento colaborativo, como, por exemplo, o estabelecimento de cenários futuros de uso do solo com fins de adaptação e mitigação climática e que promovam a convergência de objetivos de gestão multisetoriais. Para responder a esta possibilidade serão discutidas propostas na secção 4.1.

## 3.3. ÁGUAS INTERIORES E COSTEIRAS

A biodiversidade dos ecossistemas de água doce, tanto a nível global como europeu, está entre as mais ameaçadas (*121*). Tal facto explica-se pela sua grande dependência da quantidade e qualidade da água. Dado que a água doce é um bem escasso em muitas zonas do globo, há uma competição acentuada pela sua utilização. Sendo este recurso extraído para diversos usos, como consumo direto, agricultura, indústria e turismo, muitas vezes é deixada uma quantidade insuficiente para o normal funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Além disso, diversas formas de poluição degradam a qualidade da água restante e existem fatores de risco adicionais como a modificação de *habitat*, a construção de barragens, a pesca e, em alguns casos, a proliferação de espécies invasoras, que alteram o funcionamento destes ecossistemas. Todos estes fatores ocorrem frequentemente em conjunto, e com as alterações climáticas, levando a um mau estado ecológico dos ecossistemas aquáticos e a um risco efetivo para a biodiversidade.

De acordo com o relatório da *European Environmental Agency* (EEA) sobre o estado das águas europeias (*122*), na Europa, apenas 39% das águas de superfície atingiram, em 2018, o estado ecológico «bom» ou «superior». Em geral, os rios e as águas de transição (estuários) encontram-se em pior situação do que os lagos e as águas costeiras. Neste relatório, está reportado que a poluição, a extração excessiva de água e as alterações físicas — como as barragens, e a artificialização dos leitos dos rios—, continuam a degradar as massas de água superficiais interiores e os seus ecossistemas, contribuindo para a perda de biodiversidade aquática.

Assim, apesar das medidas tomadas para reduzir as cargas afluentes aos recursos hídricos, o estado ecológico dos rios e lagos, determinado pelo segundo ciclo da Diretiva Quadro da Água (DQA), ainda não apresentava melhorias em relação ao primeiro ciclo. Algumas pressões aumentaram, como a artificialização da vegetação ripícola, alterações hidromorfológicas, poluição química, espécies invasoras e efeitos das alterações climáticas, e as medidas implementadas não foram suficientes para reverter essas tendências e atingir as metas do Bom Estado/Potencial Ecológico dos ecossistemas aquáticos, que deveria permitir o bom funcionamento dos ecossistemas aquáticos.

Em Portugal, de entre os vários fatores de ameaça às águas interiores, destacam-se a poluição difusa, decorrente das escorrências terrestres, que causam eutrofização (*123*, *124*) (lixiviados ricos em azoto e fósforo resultantes de atividade agrícolas e pecuária), as mudanças hidromorfológicas decorrentes da artificialização das margens, a perda de conectividade fluvial decorrente da construção de barragens (*125*), e a captação de água para consumo humano e rega (cada vez mais exigente devido à intensificação das práticas agrícolas). Estes fatores, somados aos efeitos resultantes das alterações climáticas, e a tendência crescente para estabelecimento de espécies não nativas (p. ex., 30% das espécies de peixes dos rios em Portugal Continental são exóticas e/ou invasoras), têm resultado num decréscimo de biodiversidade autóctone. A gestão da água é, assim, um fator crítico para melhorar o estado da biodiversidade de rios e lagos.

Esta deverá evoluir no sentido da racionalização e compatibilização do seu uso para fins múltiplos (industriais, agrícolas, urbanos), com a conservação e mesmo restauro de *habitats* e espécies aquáticas num contexto de alterações climáticas acentuadas.

Por outro lado, a zona costeira alberga mais de 75% da população portuguesa e concentra uma pressão desproporcionada do turismo de massas, padecendo de uma grande pressão urbanística, assim como pressões provocadas por outras atividades como a pesca, aquicultura, os portos e o recreio náutico. Além disso, a redução de transporte sedimentar dos rios e as alterações climáticas, com a subida de nível médio das águas do mar e o aumento da frequência e magnitude de tempestades, agravam o fenómeno de erosão costeira e levam, por sua vez, ao aumento de construções de defesa e proteção costeira, de bens e sistemas naturais. Todos estes fatores acrescentam pressão sobre a biodiversidade associada aos ecossistemas aquáticos costeiros e aumentam a exposição de bens e pessoas a situações de risco. Assim, estes ecossistemas estão também entre os mais degradados do mundo, sendo que, nem a Europa, nem Portugal, constituem exceção (*126*). Ecossistemas marinhos costeiros como as pradarias de ervas marinhas e florestas de *kelp* (algas castanhas) estão em declínio globalmente (*127*), na Europa (*126*) e em Portugal (*128*, *129*). Por outro lado, estima-se que o grande desenvolvimento da economia marítima (por vezes designada de azul - devendo esta ser entendida como a componente da economia marítima que procura as soluções de sustentabilidade) pretendido na Europa e em Portugal, leve a um aumento de forma cumulativa e, por vezes, sinérgica dos impactos dessas atividades sobre os ecossistemas marinhos, especialmente na zona costeira.

No entanto, é também nestas áreas que podem ser implementadas medidas para mitigar os efeitos das alterações climáticas (*89*) e reverter a degradação da biodiversidade, por meio de soluções baseadas na natureza e de gestão do espaço marinho, como sejam a criação de Áreas Marinhas Protegidas (AMP), o restauro de ecossistemas marinhos costeiros nativos, e a otimização das regras para gestão da pesca e apanha de organismos. Apesar do reduzido conhecimento disponível sobre os ecossistemas marinhos, são os sistemas costeiros que, por serem mais acessíveis, permitirão uma gestão e restauro mais eficazes (ver secção 3.4).

### 3.3.1. ESTADO ECOLÓGICO DOS ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS

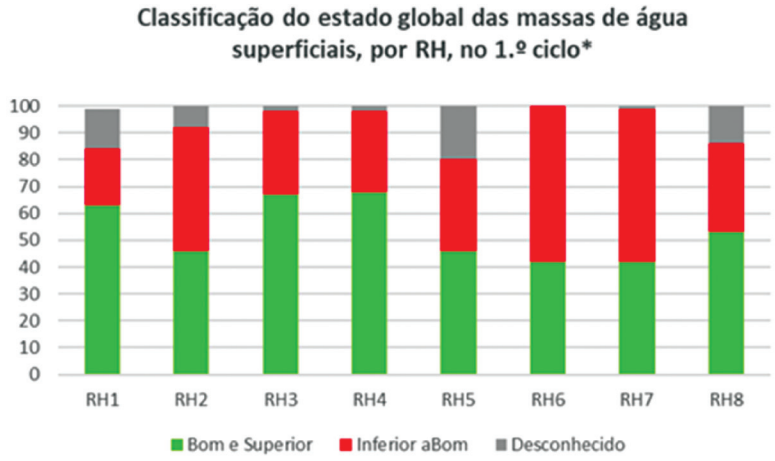
A Diretiva Quadro da Água (DQA, 2000) tem como objetivo atingir e manter o bom estado ecológico das massas de água (interiores, subterrâneas e costeiras) na UE. Segundo a DQA, elementos biológicos relativos à composição e abundância de grupos específicos de organismos são parâmetros de análise obrigatória para a classificação da qualidade ecológica da água, para além dos elementos de suporte geral (físicos, químicos), poluentes específicos e de caracterização hidromorfológica (p. ex., *River Habitat Survey*, *Lake Habitat Survey*).

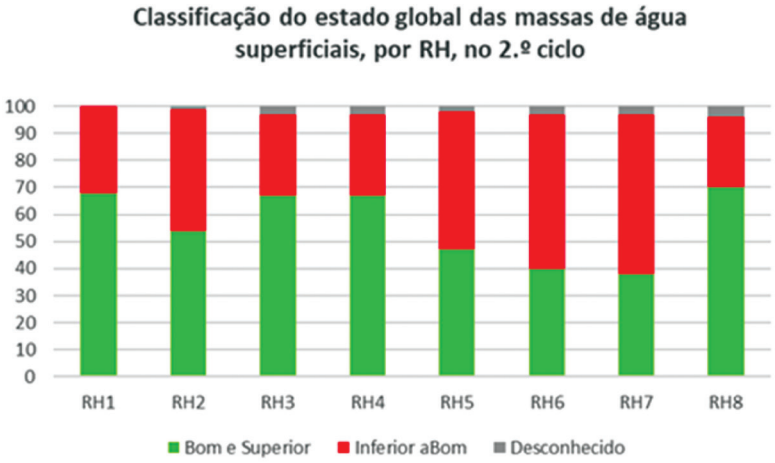
Para compreender a atual situação de conservação da biodiversidade dos ecossistemas aquáticos interiores e costeiros, procedemos a uma análise da qualidade das massas de água e analisámos a tendência entre os 2 ciclos de avaliação quinquenal publicados. Esta análise foi efetuada para Portugal continental e, de uma forma mais detalhada, por Região Hidrográfica (ver Figura Suplementar 3.3.1.a e Análise Suplementar 3.1), de modo a detetar tendências entre os dois ciclos de avaliação e propor medidas para abordar os problemas identificados.

### 3.3.1.1. Qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos

O estado global das massas de água superficiais interiores, de transição e costeiras é determinada por um conjunto de indicadores específicos, nomeadamente para a avaliação do estado ecológico (elementos biológicos, físico-químicos, poluentes específicos e hidromorfológicos) e do estado químico (substâncias prioritárias). Recorrendo a ambos os indicadores, é possível uma avaliação integrada dos ecossistemas aquáticos de águas interiores e costeiras, identificando fragilidades e propor medidas para as corrigir. A análise centrou-se na qualidade global e ecológica das várias massas de água (MA), e nas tendências observadas entre o 1.º ciclo de avaliação (2009-2015) de planeamento dos Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH) e 2.º ciclo (2016-2021), no âmbito da Diretiva Quadro da Água (DQA)/Lei da Água (LA) (Figura 3.3.1.1.a-b).

No 2.º ciclo verificou-se um aumento do conhecimento do estado global das massas de água (Figura 3.3.1.1.a), registando-se um decréscimo das massas de água com classificação de desconhecido na maioria das Regiões Hidrográficas. No entanto, registou-se também um aumento do número de massas de água com estado inferior a bom em algumas Regiões Hidrográficas, nomeadamente nas RH1 (Rio Minho e Rio Cávado) e RH5 (bacia hidrográfica do Tejo). Um aumento das massas de água com classificação de bom ou superior, no estado global, foi também observado especialmente na RH8 (Ribeiras do Algarve). Os resultados obtidos no 2.º ciclo revelam que apenas 56% das massas de água avaliadas apresentam um estado ecológico bom ou superior, havendo uma percentagem de ecossistemas aquáticos (≈ 44%) com necessidade de restauro.




| | Bom e Superior | Inferior a Bom | Desconhecido |
|---|---|---|---|
| RH1 | ▲3 % | ▲ 11 % | ▼ 15 % |
| RH2 | ▲ 8 % | ▼ 1 % | ▼ 7 % |
| RH3 | = | ▼ 1 % | ▲ 1 % |
| RH4 | ▼ 1 % | = | ▲ 1 % |
| RH5 | ▲1 % | ▲ 17 % | ▼ 18 % |
| RH6 | ▼ 2 % | ▼ 1 % | ▲ 3 % |
| RH7 | ▼ 4 % | ▲ 2 % | ▲ 2 % |
| RH8 | ▲ 17 % | ▼ 7 % | ▼ 10 % |

**Figura 3.3.1.1. a.** Classificação do estado global das massas de água de cada Região Hidrográfica (RH1 - Minho e Lima; RH2 - Cávado, Ave e Leça; RH3 - Douro; RH4 - Vouga, Mondego e Lis; RH5 - Tejo e Ribeiras do Oeste; RH6 - Sado e Mira; RH7 - Guadiana; RH8 - Ribeiras do Algarve) no 1.º ciclo (2009-2015) e no 2.º ciclo (2016-2021) dos PGRH e tendências (%) observadas entre os resultados obtidos no 1º e 2.º ciclo de planeamento, para cada RH (Dados APA). Ver localização das RH na Figura Suplementar 3.3.1.a.

Quanto à avaliação do estado/potencial ecológico são considerados diferentes elementos de qualidade biológica, dependendo da tipologia de massa de água**:** macroinvertebrados bentónicos; fitoplâncton; fitobentos; macrófitas; peixes; macroalgas (oportunistas e de substrato rochoso); sapais e ervas marinhas. Comparando as avaliações dos 1.º e 2.º ciclos verificamos que, relativamente à classificação do estado e/ou potencial ecológico das massas de água (Figura 3.3.1.1.b), houve um aumento do conhecimento do estado da qualidade dos ecossistemas aquáticos no 2.º ciclo, tal como registado para o estado global (Figura 3.3.1.1.a.). Esta tendência foi também observada a nível europeu, onde se registou uma redução do número de massas de água com estado ecológico desconhecido entre os dois últimos ciclos de gestão (de 16% em 2009-2015 para 4% em 2016-2021) (*122*).

No contexto nacional, para além da redução das massas de água não avaliadas, destaca-se um aumento da degradação da qualidade ecológica entre os dois ciclos de análise. Este resultado é mais notório na perda de qualidade ecológica observada na região hidrográfica do Douro (RH3) e na região hidrográfica do Tejo (RH5) (Figura 3.3.1.1.b). Relativamente às águas costeiras regista-se uma degradação da qualidade ecológica das massas de água em quase todas as regiões hidrográficas à exceção da RH8.

Esta degradação contrasta com a análise europeia que identifica uma melhoria do estado ecológico de cerca de 20% (16000 massas de água superficiais) das massas de água avaliadas no mesmo período. Este estudo observa, ainda, que cerca de 40% das massas de água apresentam um estado ecológico bom ou superior, enquanto 60% não atingem essa classificação.

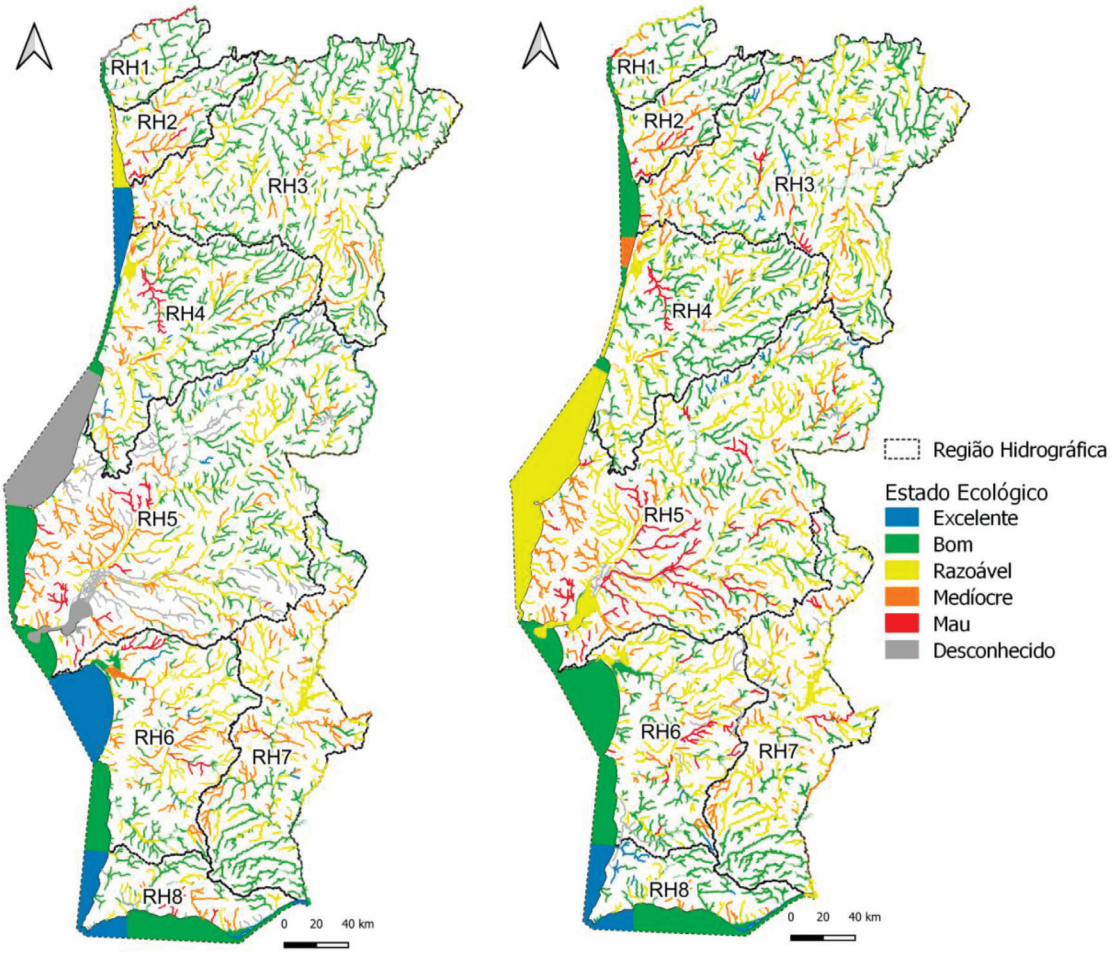



**Figura 3.3.1.1. b.** Mapas com a classificação do estado/potencial ecológico das massas de água interiores, de transição e costeiras no 1.º ciclo (2009-2015) (à esquerda) e no 2.º ciclo (2016-2021) (à direita) dos PGRH, por Região Hidrográfica. Fonte dos dados: APA.

No 2.º ciclo de avaliação da DQA foram monitorizadas 1832 massas de água, em Portugal, das quais apenas 56,7% utilizaram indicadores biológicos (Tabela de Análise Suplementar 3.1.8.a). As águas de transição foram a categoria de massa de água onde a utilização de elementos biológicos foi mais elevada (93.9%), seguindo-se as águas costeiras com 87.1%, as albufeiras com 71.4% e, por fim, a categoria rios onde estes indicadores só foram utilizados em 53.9% das análises (Tabela de Análise Suplementar 3.1.8.a). Note-se que a reduzida percentagem de utilização de elementos biológicos na avaliação da qualidade de massas de água condiciona a avaliação dos ecossistemas na ótica da biodiversidade. Considerando as massas de água onde foram utilizados os elementos biológicos para a sua classificação (56.7%), cerca de 62% obteve avaliação de bom ou excelente. As restantes massas de água (38%) evidenciam a necessidade de restauro de elementos biológicos, nomeadamente macroinvertebrados (27.4% das massas de água), peixes (10.9%), fitoplâncton (3%) e fitobentos (6.64%).

A análise europeia mostra a mesma tendência, existindo ainda lacunas significativas na utilização de elementos biológicos na avaliação da qualidade da água. Nesta avaliação, os rios e os lagos são os que apresentam a menor percentagem de utilização destes elementos na avaliação ecológica, 65% e 52%, respetivamente. Em contrapartida, nas águas de transição e costeiras os elementos biológicos são usados em cerca de 70% e 76% das avaliações efetuadas. A lacuna na utilização de indicadores biológicos afeta as análises efetuadas, já que são indispensáveis para uma correta classificação do estado ecológico e proporcionam informação importante com a avaliação do estado da biodiversidade.

Os ecossistemas aquáticos têm sido significativamente afetados por diversas pressões ambientais, com consequências registadas na qualidade ecológica das massas de água. A introdução de espécies invasoras (ver seção 3.3.1.2), a fragmentação de ecossistemas (infraestruturas hidráulicas, barragens, açudes) e a poluição são os principais fatores que têm sido identificados como responsáveis pela perda de qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos (*130*).

O projeto *Dam Removal Europe* (*131*), em curso desde 2016, identificou mais de 1.200.000 barreiras nos rios europeus, sendo mais de 150 mil obsoletas e com possibilidade de remoção sem perdas sociais significativas. Este projecto é concordante com os objectivos da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, que preconiza o restauro de, pelo menos, 25 000 km de rios de curso livre até 2030, por meio da remoção de obstáculos obsoletos e do restauro de planícies aluviais e zonas húmidas. Estas infraestruturas estão identificadas como sendo responsáveis pela perda de biodiversidade (p.ex, desde 1970, perderam-se 93% de populações de peixes migratórios) (*132*), conectividade e caudal ecológico, e pela transformação de ecossistemas lóticos em ecossistemas lênticos.

Portugal não foge à regra e, em 2017, foram identificadas 7687 infraestruturas hidráulicas transversais (*130*), reconhecidas como uma das principais pressões hidromorfológicas sobre a qualidade dos ecossistemas aquáticos. O mesmo grupo de trabalho do CNA observou que das massas de água com estado inferior a bom, cerca de 30% apresentam alterações hidromorfológicas significativas. Tendência idêntica foi observada na avaliação do 2.º ciclo de monitorização da qualidade de massas de água de 29 países europeus. Das cerca de 34% das massas de água sujeitas a pressões hidromorfológicas, perto de 20% não alcançaram o bom estado ecológico devido à presença dessas barreiras físicas (p. ex., barragens, açudes) (*133*).

Como forma de mitigar impactes da fragmentação causada pela construção das barreiras referidas, têm vindo a ser implementadas medidas de modo a garantir algum grau de conectividade ecológica. A construção de passagens para peixes é um exemplo, já que apenas 44 barragens (onde existe informação), ou seja ≈0.6% das 7687 infraestruturas hidráulicas identificadas em Portugal, apresentam esta medida (Tabela 3.3.1.1.a.), de acordo com os resultados vinculados nos PGHR do 2º ciclo de planeamento (resultados possivelmente diferentes dos resultados do 3º ciclo já existentes mas ainda não

públicos). A garantia de caudal ecológico mínimo é outra obrigação na construção de barragens, que deve ser garantido a jusante. No entanto, um total de 79 infraestruturas hidráulicas não apresentam caudal ecológico (representando apenas ≈ 1% das 7687 infraestruturas hidráulicas), isto é, um volume mínimo de água que garanta o normal funcionamento dos ecossistemas aquáticos a jusante (*130*) (Figura 3.3.1.1.c e Tabela 3.3.1.1.a).

Um estudo realizado no âmbito da rede Douro Vivo (*134*) mostra que a bacia hidrográfica do Douro (RH3) possui 57 barragens, 40 mini-hídricas e mais de 1000 barreiras e açudes que alteram o sistema natural da bacia do rio Douro. Estas alterações levaram à ausência de espécies de peixes migradores ao longo do rio e ao decréscimo de abundância do mexilhão de água doce (*Margaritifera margaritifera*) a jusante das barragens (*135*). Entretanto cerca de 25% destas infraestruturas foram identificadas como obsoletas e propostas para remoção (*130*), não tendo essa sido efetuada até hoje. No entanto, o impacte da fragmentação dos ecossistemas aquáticos é observado em Portugal de uma forma ainda mais drástica nas regiões hidrográficas a sul (RH5, RH6, RH7 e RH8 - Figura 3.3.1.1.c e Tabela 3.3.1.1.a). Branco e colegas (*136*) observaram que a construção de barragens na bacia do Tejo (RH5) é responsável pela redução de 48.4% a 54.4% da conectividade para diferentes espécies de peixes. Observaram ainda que, mesmo após ações de promoção de conectividade em 7 barragens, apenas se registou um incremento de conectividade de 35.0-37.2%.

Neste sentido, e tal como já identificado nos estudos-piloto acima descritos, a construção de barragens tem sido responsável pela perda de qualidade ecológica da água e de biodiversidade dos ecossistemas de águas interiores. No entanto, nem sempre é fácil equilibrar os custos económicos e sociais do desmantelamento de infraestruturas obsoletas e os benefícios ambientais que daí decorrem, pelo que é preciso definir prioridades. O Grupo de Trabalho (*130*) fez essa definição. Num primeiro nível, identifica como elementos prioritários: massas de água com Estado inferior a Bom, em que as pressões hidromorfológicas tenham sido consideradas significativas nos PGRH do 2º ciclo, e massas de água situadas em áreas com estatuto de proteção, ou com elevados valores de biodiversidade, em particular áreas SNAC, em que os valores de conservação associados aos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos sejam considerados relevantes. Num segundo nível de prioridade identifica: massas de água com Estado inferior a Bom em que as pressões hidromorfológicas não tenham sido consideradas significativas nos PGRH de segunda geração, e massas de água situadas fora de áreas com estatuto de proteção ou com elevados valores de biodiversidade (áreas SNAC). Não obstante esta categorização de prioridades, é importante realçar a avaliação futura de infraestruturas hidráulicas consideradas não obsoletas, e que retenham valores naturais significativos para a sua remoção ou valorização ambiental (p.ex., passagem para peixes), de modo a garantir a conservação da biodiversidade nesses locais.

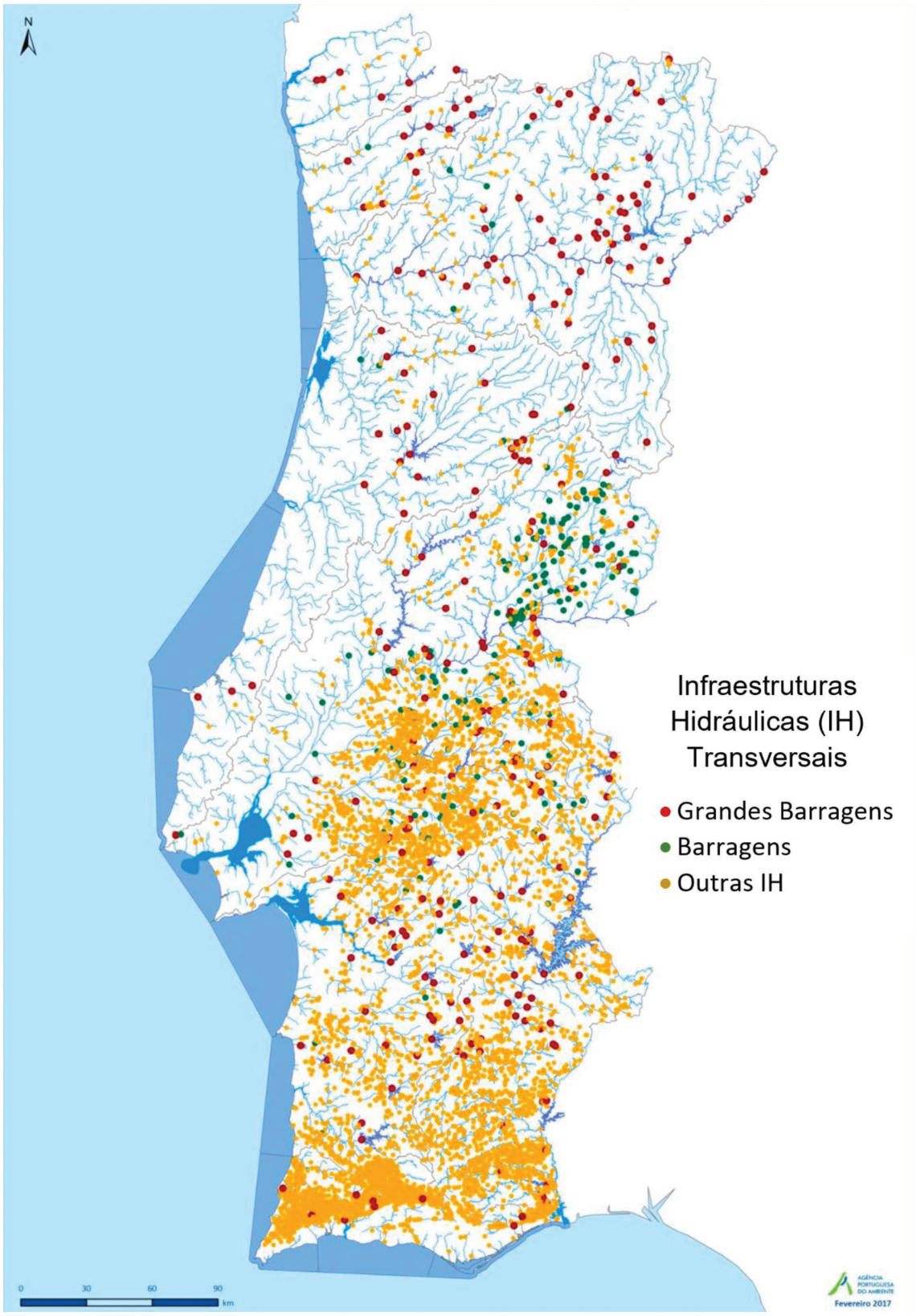



**Figura 3.3.1.1. c.** Identificação da localização de infraestruturas hidráulicas transversais nas regiões hidrográficas, de acordo com os dados dos PGRH do 2º ciclo (2016-2021). Fonte: *(130)*.

**Tabela 3.3.1.1. a**. Número de infraestruturas hidráulicas (IH) transversais por região hidrográfica, de acordo com os dados dos PGRH do 2º ciclo (2016-2021). Fonte: *(130)*.

| | Total IH | Com passagem para peixes | Sem caudal ecológico |
|---|---|---|---|
| RH1 | 6 | 1 | 1 |
| RH2 | 24 | 5 | 12 |
| RH3 | 100 | 20 | 34 |
| RH4 | 52 | 17 | 16 |
| RH5 | 2334 | | 11 |
| RH6 | 798 | | 1 |
| RH7 | 1648 | 1 | 1 |
| RH8 | 2725 | | 3 |

### 3.3.1.2. Biodiversidade nos ecossistemas aquáticos

O estado da biodiversidade das linhas de água é um parâmetro crucial a avaliar, uma vez que reflete o estado de conservação desses ecossistemas e dá pistas para as necessidades de medidas corretivas. Assim, identificar a biodiversidade existente nas massas de água, tendo em conta a riqueza específica dos grupos principais de organismos existentes e a sua área de distribuição natural, é um fator importante na definição de medidas de ação para minimizar a perda deste capital natural. Com base nestas premissas foi efetuada a análise da distribuição da riqueza específica da flora ripícola, da fauna piscícola e dos anfíbios e répteis associados a ecossistemas aquáticos que se pode ver nas figuras 3.3.1.2.a-b e 3.3.1.2.d (Análise Suplementar 3.1). Estas apresentam a caracterização da biodiversidade exótica/ invasora, autóctone e total (cumulativa) em mapas de distribuição da riqueza específica em áreas de 10 km$^2$ (Metodologia Suplementar 2).

A situação atual da distribuição da diversidade da flora ripícola (Figura 3.3.1.2.a) identifica cerca de 208 espécies, das quais 27 são exóticas e/ou invasoras (13%) e 181 nativas (87%) (Análise Suplementar 3.1). A maior riqueza específica da flora exótica e invasora encontra-se sobretudo na RH1 e RH2, ainda que fora das áreas de conservação consideradas (RNAP, ZPE, ZEC). A flora autóctone apresenta maior riqueza específica sobretudo nas RH a norte e centro e, em alguns casos, é coincidente com áreas de conservação (por exemplo, Parque Natural do Montesinho, Serra de Montemuro, Serras da Freita e Arada) (Análise Suplementar 3.1). Regista-se ainda elevada riqueza de flora ripícola nativa na junção entre as RH6 e RH8. É de salientar que na zona centro de Portugal, na bacia do Mondego (RH4), existe uma elevada riqueza específica de flora autóctone (incluídos no Anexo I da Diretiva Habitats (tipo de *habitat* natural de interesse comunitário, cuja conservação exige a designação de Zonas Especiais de Conservação – ZEC): ulmeiro - *Ulmus minor*, rododendro – *Rhododendron ponticum*, choupo branco – *Populus alba*, e espécie em perigo na categoria de ameaça UICN: golfão pequeno – *Nymphoides peltata*) que ocorre em áreas sem qualquer estatuto de conservação. Esta área da

bacia do Mondego (RH4) identifica-se assim como potencial local para classificação, de modo a garantir a conservação das espécies nativas descritas.

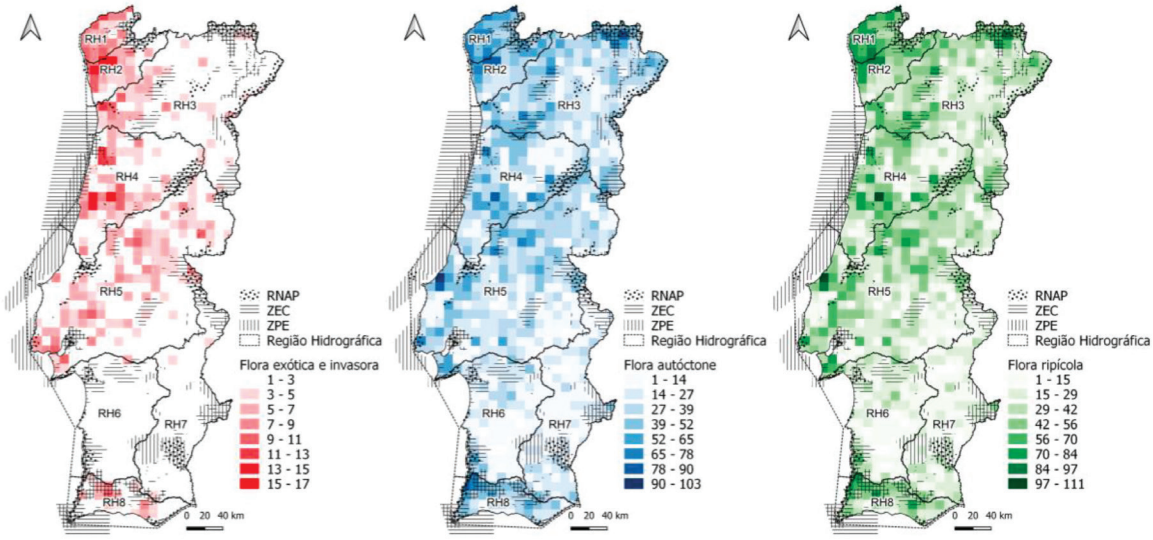



**Figura 3.3.1.2. a.** Mapas de distribuição (área da quadrícula 10 x 10 Km$^2$) da riqueza específica da flora ripícola (Esquerda: exóticas/invasoras, Centro: autóctones e Direita: cumulativa total) por Região Hidrográfica. Fonte: Flora ON e Atlas da Vegetação Ripícola de Portugal Continental.

A distribuição e a riqueza específica da fauna piscícola em Portugal Continental está descrita para as 61 espécies existentes (ao que se acrescenta uma espécie já extinta – o esturjão – *Acipenser sturio*), das quais 42 são nativas (68%) e 19 são exóticas e/ou invasoras (32%) (Figura 3.3.1.2.b) (Análise Suplementar 3.1). As espécies introduzidas encontram-se em maior número na bacia do Douro (RH3) e numa área extensa da bacia do Tejo (RH5) e do Guadiana (RH7) (Análise Suplementar 3.1.1). Em contraste, as espécies nativas encontram-se distribuídas homogeneamente por todas as Regiões Hidrográficas, tanto nas áreas com estatuto de conservação (p. ex., Parque Natural do Vale do Guadiana), como em áreas sem qualquer estatuto de conservação (p. ex., na bacia do Mondego). Mais uma vez observa-se que a RH4 é uma área com elevada riqueza específica de ictiofauna nativa. Encontra-se, nomeadamente, truta de rio - *Salmo trutta* (anádroma) e lampreia – *Lampetra planeri*, espécies criticamente em perigo, e esta última incluída no Anexo II da Diretiva Habitats (espécies animais ou vegetais de interesse comunitário cuja conservação exige a designação de Zona Especiais de Conservação – ZEC), o que demonstra a importância de alargar as áreas de conservação nesta RH para promover a conservação da biodiversidade. Realça-se ainda a riqueza específica de ictiofauna nativa na RH7 (bacia hidrográfica do Guadiana - Figura 3.3.1.2.b), em que 32% apresenta estatuto de conservação ao abrigo da classificação das espécies ameaçadas pela UICN. São o caso, nomeadamente, de espécies classificadas como estando Criticamente em Perigo (Boga de boca arqueada - *Iberochondrostoma lemmingii*, Anexo II da DH), em Perigo (p. ex., Sável - *Alosa alosa*, Anexo II da DH; Enguia europeia - *Anguilla anguilla*) e Vulnerável

(p. ex., Lampreia marinha - *Petromyzon marinus*, Anexo II da DH; Boga do guadiana - *Pseudochondrostoma willkommii* Anexo II da DH) (Figura 3.3.1.2.c) (*137*). Apesar de já existirem algumas áreas de conservação RH7, estes resultados mostram a necessidade de aumentar as áreas designadas para conservação da biodiversidade de ictiofauna descrita. Esta área foi também identificada, no grupo de trabalho da biodiversidade e território deste estudo, como "*hotspot*" de mudança nas últimas décadas, sendo desse modo prioritário no alargamento da área de proteção (ver Figura 3.2.2.3.a).

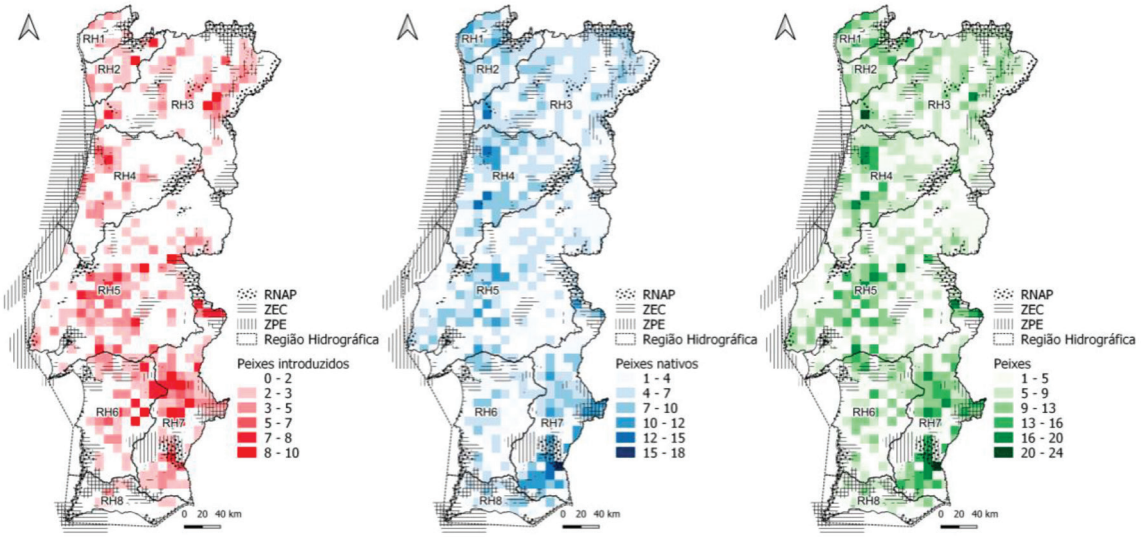



**Figura 3.3.1.2. b.** Mapas de distribuição (área da quadrícula 10 x 10 Km$^2$) da riqueza específica da fauna piscícola (Esquerda: introduzida, Centro: nativa e Direita: cumulativa total) por Região Hidrográfica. Fonte: ICNF e Guia dos Peixes de Água Doce e Migradores de Portugal Continental.

A figura 3.3.1.2. c apresenta a distribuição do número de espécies com a categoria de ameaçadas de acordo com as espécies piscícolas listadas no Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal de 2005 (31 espécies), e distribuídas em Portugal Continental. Esta distribuição classifica 10 espécies como Criticamente em Perigo (CR), 8 em Perigo (EN), 5 Vulnerável (VU), 2 Quase Ameaçada (NT) e 5 Pouco Preocupante (LC). Da análise visual da figura, destaca-se a RH7 (bacia hidrográfica do Guadiana) com maior número de espécies (nas 3 categorias mais preocupantes), seguindo-se a RH5 com espécies em perigo e RH3 e RH4 com espécies vulneráveis (Figura 3.3.1.2.c). Focando a análise na categoria de ameaça das espécies, verifica-se uma elevada distribuição de espécies ameaçadas em áreas não abrangidas por qualquer estatuto de conservação, nomeadamente nas RH7 e RH8 (Figura 3.3.1.2.c). Regista-se ainda que as bacias hidrográficas a sul, onde se observou pior qualidade ecológica das massas de água (Figura 3.3.1.1.a) coincidem com o maior número de espécies nativas da ictiofauna criticamente em perigo (RH7 e RH8 – Figura 3.3.1.2.c). A RH4 destaca-se de novo (nomeadamente na bacia hidrográfica do Mondego) pelo elevado número de espécies em perigo e vulneráveis que se registam nesta área, fora de qualquer área de proteção da biodiversidade.

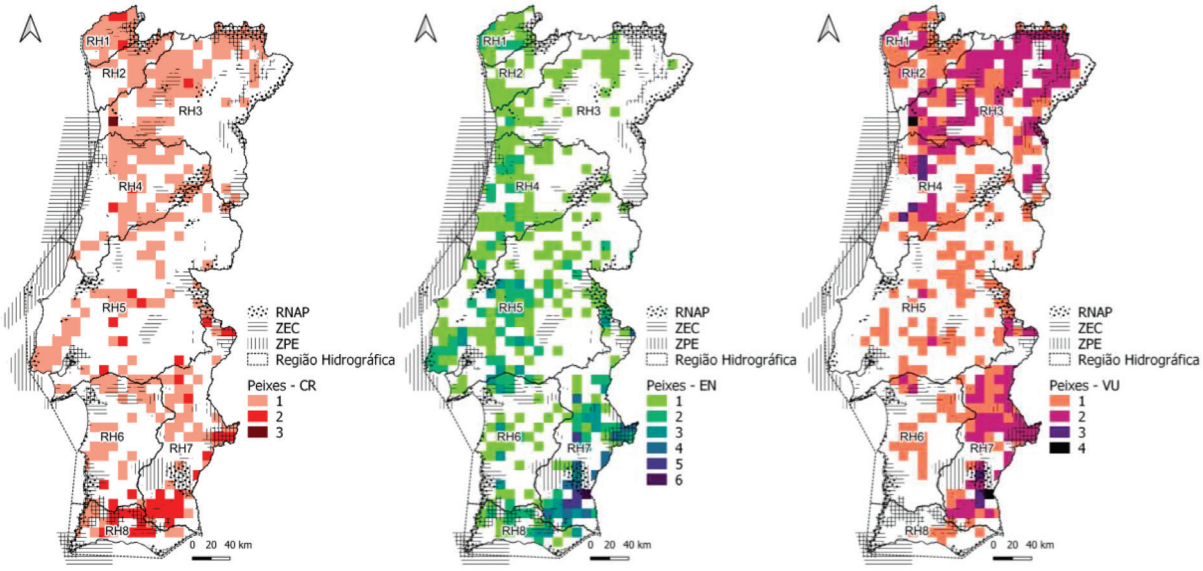



**Figura 3.3.1.2. c.** Mapas de distribuição (área da quadrícula 10 x 10 Km$^2$) da riqueza específica da fauna piscícola de acordo com 3 categorias de ameaça (Esquerda: Criticamente em Perigo - CR, Centro: em Perigo - EN e Direita: Vulnerável - VU) do Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal *(138)* por Região Hidrográfica.

As áreas de maior riqueza específica de anfíbios e répteis aquáticos encontram-se próximas de, ou em áreas, com estatuto de conservação (Figura 3.3.1.2.d). Contudo, subsistem áreas com elevada diversidade específica destes grupos sem qualquer estatuto de conservação (p. ex., RH4 e RH5). De acordo com a informação disponibilizada pelo ICNF (*139*), não estão descritas espécies de répteis e anfíbios exóticas e/ou invasoras em ambiente aquático em Portugal Continental. No entanto, em 2006 foram registados exemplares da rã-de-unhas-africana (*Xenopus laevis*) na ribeira da Lage no Concelho de Oeiras (*140*) e a espécie ainda não está erradicada, ainda que a população seja atualmente muito reduzida.

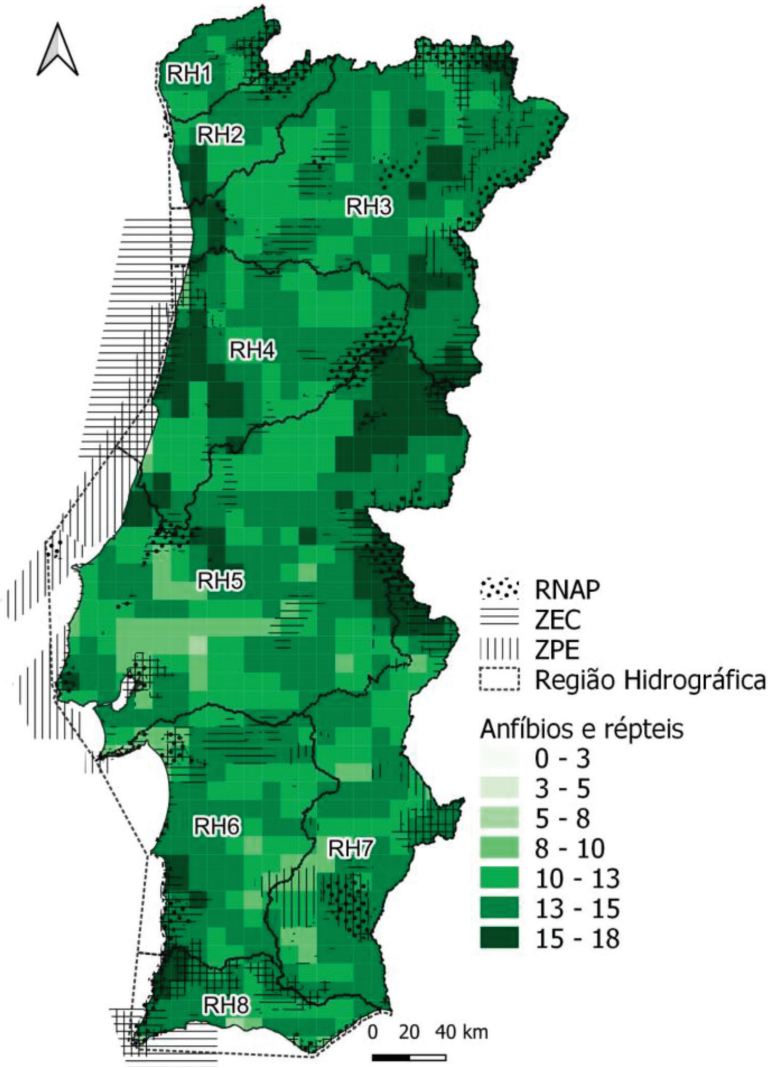



**Figura 3.3.1.2. d.** Mapa de distribuição (área da quadrícula 10 x 10 Km²) da riqueza específica de anfíbios e répteis (nativos/total) por Região Hidrográfica. Fonte: ICNF.

A análise por componente (qualidade ecológica, riqueza específica, áreas de conservação) dos ecossistemas aquáticos permitiu ter uma perceção específica sobre cada componente. No entanto, a análise de interações entre a qualidade da água e biodiversidade e entre qualidade da água e estatuto de classificação/ conservação não permitiu discriminar relações diretas uniformes sobre os indicadores analisados (Figuras 3.3.1.2.e-g). Regra geral, não foi fácil perceber uma relação estreita entre a qualidade ecológica da água e a biodiversidade, ou entre essa qualidade e o estatuto de classificação, ou conservação das áreas em que as massas de água se encontram inseridas.

A figura 3.3.1.2.e apresenta a análise integrada onde é possível observar uma grande diversidade da flora em linhas de água que se classificaram como estando com boa qualidade (p. ex., RH1 – afluentes do rio Minho) e em praticamente todas as áreas com estatuto de proteção (p. ex., RH8 – Parque Natural do Vale do Guadiana e Serra de Mon-

chique, Caldeirão e Barrocal). No entanto, existem linhas de água com estado razoável e medíocre que têm associadas muitas espécies de flora autóctone ripícola (Análise Suplementar 3.1; p. ex., RH2 – Bacia do Cávado). A maior riqueza de flora exótica e/ou invasora ocorre fora das áreas RNAP (Análise Suplementar 3.1; p.ex., RH2 – Bacia do Cávado e RH4 – bacia do Mondego). Porém, observam-se também áreas de conservação com elevada riqueza específica de espécies exóticas e/ou invasoras (Análise Suplementar 3.1; p. ex., RH1 – Rio Minho e Lima; RH3 – Parque das Serras do Porto; RH8 – Serra de Monchique).

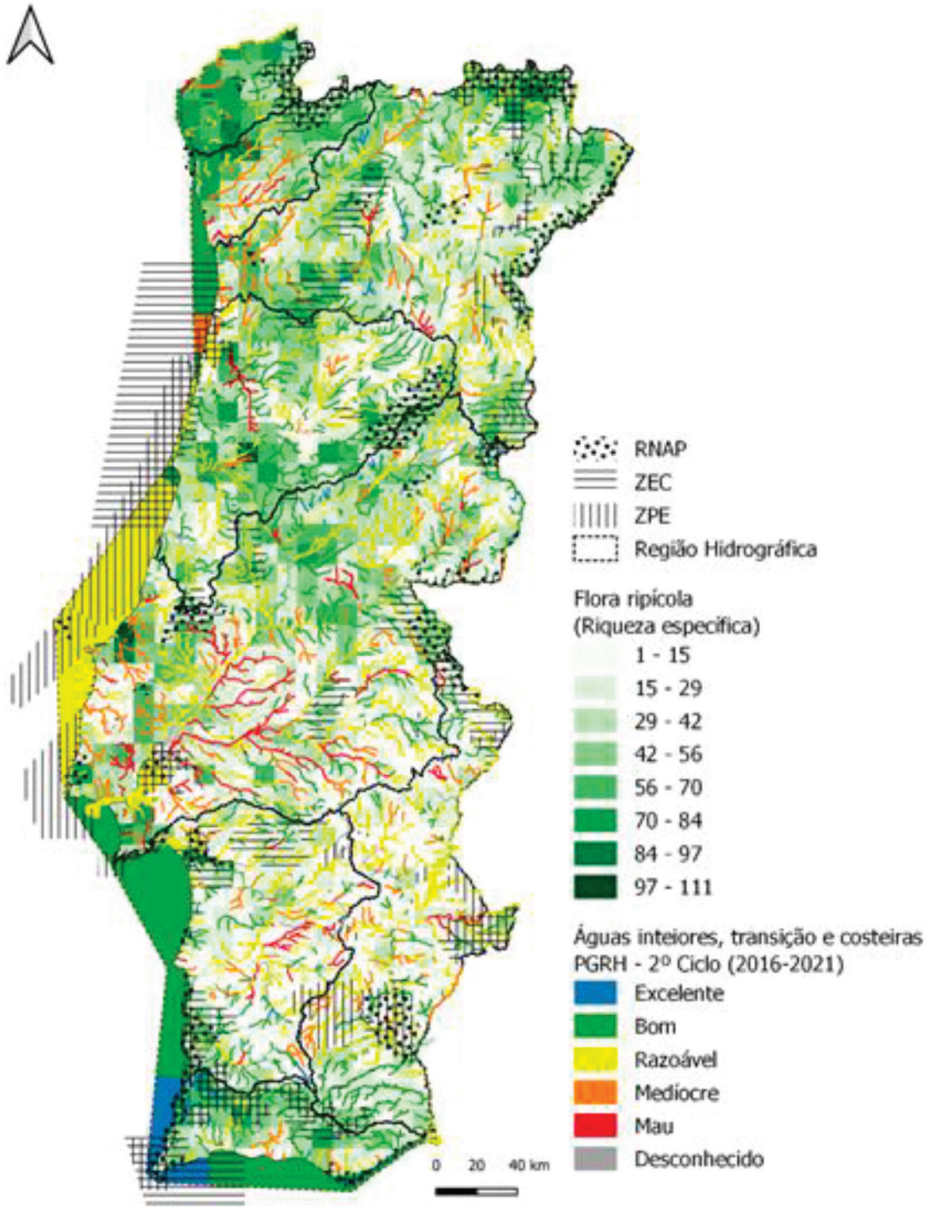



**Figura 3.3.1.2. e.** Mapa de distribuição (área da quadrícula 10 x 10 Km$^2$) da riqueza específica total da flora ripícola, sobreposta com os resultados do 2.º ciclo de avaliação do estado/potencial ecológico da água e áreas de conservação, por Região Hidrográfica.

Relativamente à ictiofauna (Figura 3.3.1.2.f), o padrão é semelhante observando-se elevada riqueza específica de ictiofauna nativa em linhas de águas de boa qualidade ecológica (p. ex., RH7 – afluentes do Guadiana), de razoável/medíocre (p. ex., RH7 – tributários do Alqueva) e de má qualidade (p. ex., RH5 – Rio Tejo e alguns afluentes). Quando analisamos a diversidade da ictiofauna dentro das áreas de conservação, regra geral, não se verifica uma diferenciação em relação às restantes áreas não protegidas. No entanto, observam-se algumas exceções. É o caso da RH7 onde se verifica uma elevada diversidade de ictiofauna nativa nas áreas de conservação (ZEC – Moura e Barrancos; RNAP - Vale do Guadiana e ZEC – Guadiana), quando comparada com as áreas adjacentes, sem estatuto de conservação (menor diversidade – Figura 3.3.1.2.b). Os répteis e anfíbios (Figura 3.3.1.2.g) apresentam elevada diversidade associada a áreas com estatuto de conservação, e os resultados da avaliação da qualidade do 2.º ciclo de planeamento indicam que existe maior diversidade específica em linhas de água com melhor qualidade ecológica (p. ex., RH3 – Parque Natural de Montesinho; RH5 – Serra da Malcata; RH6/RH8 – Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina). A restante fauna ripícola analisada só foi caracterizada para as áreas de conservação (Análise Suplementar 3.1), não permitindo uma análise integrada do território.

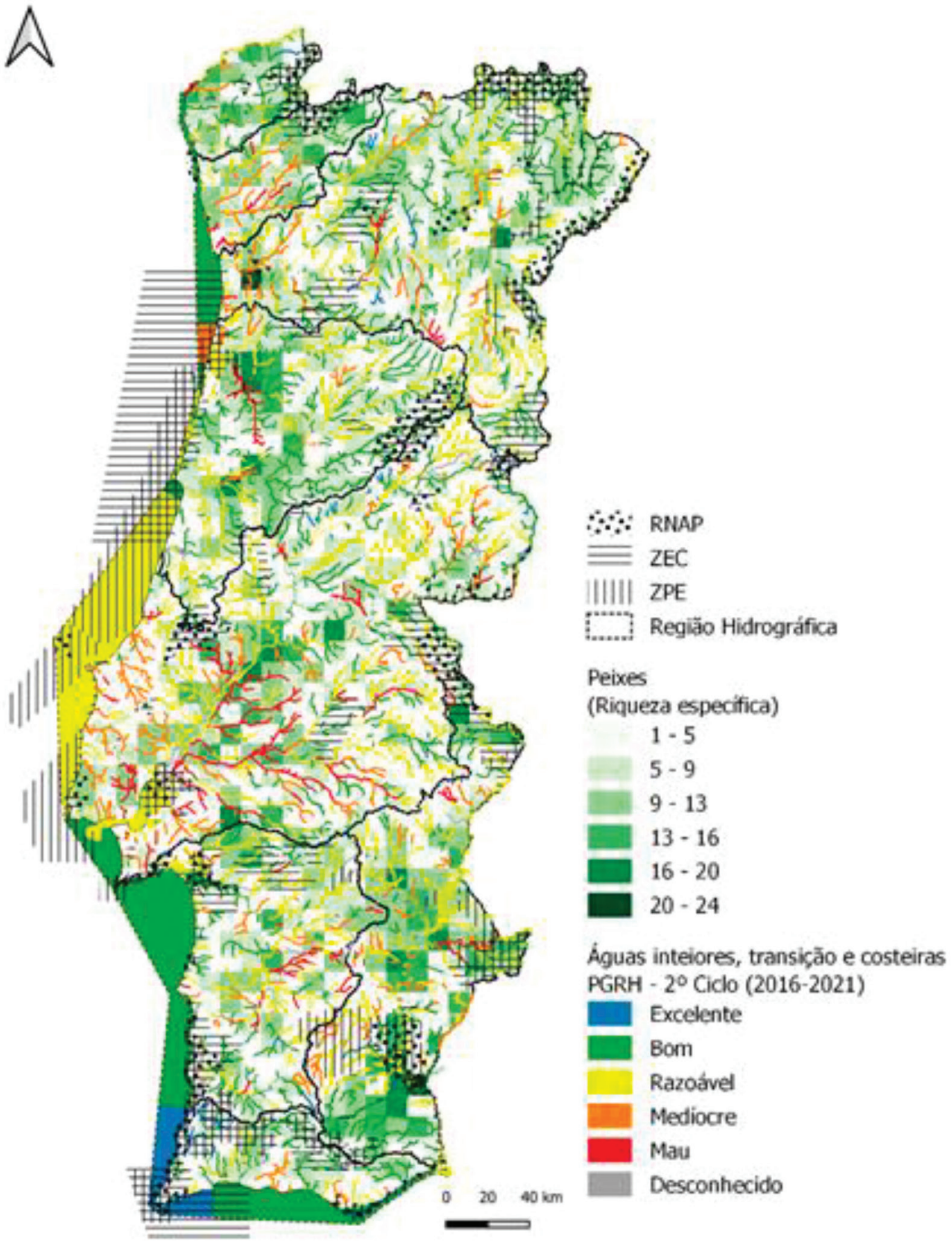



**Figura 3.3.1.2. f.** Mapa de distribuição (área da quadrícula 10 x 10 Km$^2$) da riqueza específica total da ictiofauna, sobreposta com os resultados do 2.º ciclo de avaliação do estado/potencial ecológico da água e áreas de conservação, por Região Hidrográfica.

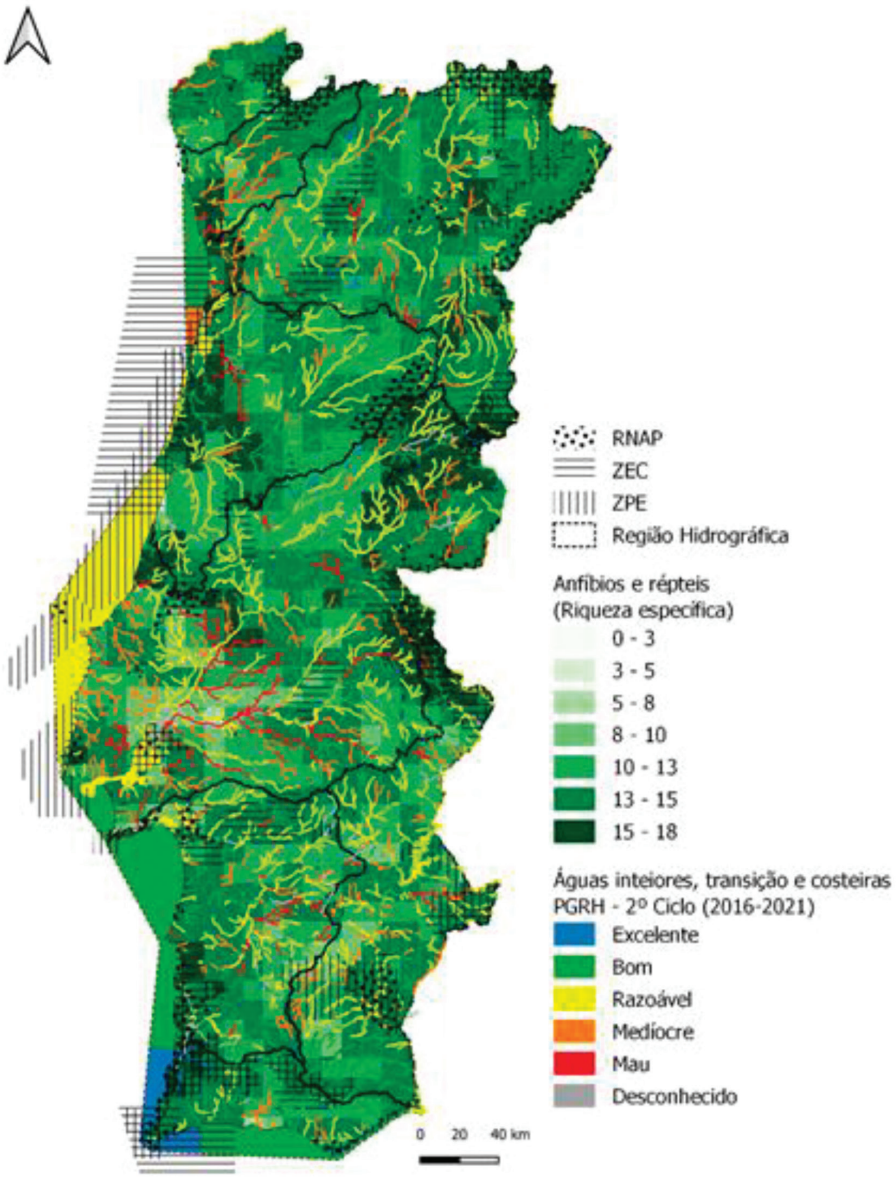



**Figura 3.3.1.2. g.** Mapa de distribuição (área da quadrícula 10 x 10 Km²) da riqueza específica total de anfíbios e répteis, sobreposta com os resultados do 2.º ciclo de avaliação do estado/potencial ecológico da água e áreas de conservação, por Região Hidrográfica.

Sendo a qualidade da água um fator importante para os ecossistemas que dela dependem, a aparentemente limitada relação entre qualidade ecológica e indicadores de biodiversidade necessitaria de uma análise mais detalhada. Algumas das razões encontradas para a fraca relação entre SNAC e a qualidade ecológica da água são as escalas utilizadas nesta análise (p. ex., massa de água que normalmente não está totalmente incluída numa área classificada). Para além disso, os indicadores utilizados na avaliação ecológica não foram sempre os mesmos. Assim, os elementos de análise de biodiversidade com escalas temporais diferentes podem não ter permitido identificar essas interações onde elas existem. Ainda a falta de atenção na gestão das áreas classificadas aos ecossistemas aquáticos, que não são em muitos dos casos o seu foco principal, pode resultar na não inclusão de medidas que iriam promover qualidade ecológica desses ecossistemas. Sendo os rios sistemas em que água, sedimentos e muitos organismos se movem dentro e fora das áreas com estatuto de proteção, mesmo uma proteção localizada dentro dessas áreas poderá não ter os efeitos pretendidos em toda a massa de água. Os ecossistemas aquáticos não são estanques e as espécies não conhecem fronteiras de gestão.

### 3.3.2. RESTAURO DE ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS

Com vista a melhorar a situação da biodiversidade aquática de água doce e da zona costeira, os planos de gestão de regiões hidrográficas e os planos e programas de ordenamento da orla costeira em vigor, têm previstas medidas para a gestão da biodiversidade e dos ecossistemas aquáticos ao nível das diferentes regiões hidrográficas. Não obstante, é evidente, que estas deverão ser readequadas à luz da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, nomeadamente no que diz respeito aos objetivos de restauro ecológico em contexto de alterações climáticas.

Em Portugal continental, cerca de 5000 km dos ecossistemas aquáticos apresentam um estado ecológico inferior ou igual a razoável, sendo que desses cerca de 2839 Km encontram-se dentro de áreas SNAC e 408 km coincidem com a identificação de refúgios climáticos (Tabela 3.3.1.3.a).

A análise do estado ecológico dos ecossistemas de águas interiores, de transição e costeiras revela que cerca de 40% apresenta um estado igual ou superior a Bom, quando se analisa Portugal continental (Tabela 3.3.1.3.a). No entanto, quando é feita a mesma análise para o SNAC esse valor aumenta para cerca de 52% (2839 km) (Tabela 3.3.1.3.a). Focando a análise nos refúgios climáticos identificados, apenas 42% das massas de água (309 km) apresentam um estado ecológico igual ou superior a bom. Este resultado, pode ser interpretado como um critério de definição de áreas prioritárias para restaurar a qualidade ecológica (58% de massas de água dos refúgios climáticos, Tabela 3.3.1.3.a), sendo a área mais notória o litoral oeste na zona de Peniche (Figura 3.3.1.3.a).

**Tabela 3.3.1.3. a.** Estado ecológico das massas de água em Portugal Continental, no SNAC e nos Refúgios Climáticos (RCP 6.0, meta de 500 km$^2$ de salvaguarda para cada uma das espécies de vertebrados consideradas). Números indicam os quilómetros por categoria de estado ecológico e % de cada categoria sobre o total.

| Massas de água superficiais interiores, de transição e costeiras Comprimento (Km) | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Estado ecológico** | **Portugal** | **%** | **SNAC** | **%** | **Refúgios** | **%** |
| Desconhecido | 1053.062 | 4.5 | 207.958 | 3.8 | 13.581 | 1.9 |
| Mau | 1681.296 | 7.3 | 215.373 | 3.9 | 50.235 | 6.9 |
| Medíocre | 3160.352 | 13.6 | 416.184 | 7.6 | 202.634 | 27.8 |
| Razoável | 8041.895 | 34.7 | 1785.150 | 32.7 | 154.780 | 21.2 |
| Bom | 8879.077 | 38.3 | 2716.201 | 49.7 | 304.926 | 41.8 |
| Excelente | 346.803 | 1.5 | 122.794 | 2.2 | 3.556 | 0.5 |
| Total | 23162.486 | 100 | 5463.660 | 100 | 729.713 | 100 |

No que diz respeito ao estado químico das massas de água superficiais interiores, de transição e costeiras, destaca-se a elevada percentagem de massas de água em que o estado químico é desconhecido, cerca de 65.4% em áreas SNAC e valor idêntico (68.2%) em áreas identificadas como refúgios climáticos (Tabela 3.3.1.3.b).

**Tabela 3.3.1.3. b.** Estado químico das massas de água em Portugal Continental, no SNAC e nos Refúgios Climáticos (RCP 6.0, meta de 500 km$^2$ de salvaguarda para cada uma das espécies de vertebrados consideradas). Números indicam os quilómetros por categoria de estado ecológico e % de cada categoria sobre o total.

| Massas de água superficiais interiores, de transição e costeiras Comprimento (Km) | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Estado químico** | **Portugal** | **%** | **SNAC** | **%** | **Refúgios** | **%** |
| Desconhecido | 15775.045 | 68.1 | 3573.751 | 65.4 | 497.752 | 68.2 |
| Insuficiente | 387.631 | 1.7 | 72.323 | 1.3 | 0.332 | 0.0 |
| Bom | 6999.809 | 30.2 | 1817.587 | 33.3 | 231.629 | 31.7 |
| Total | 2316.,486 | 100 | 5463.660 | 100 | 729.713 | 100 |

Dada a importância da qualidade ecológica dos cursos de água para a integridade dos ecossistemas e biodiversidade adjacentes, preconiza-se que os planos de restauro da qualidade ecológica dos cursos de água, a programar no âmbito das metas de cumprimento obrigatório da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, deem prioridade ao SNAC, assim como outras áreas que possam ser objeto de classificação futura, ou sujeitas a outro tipo de medidas de gestão específicas (p.ex., OECM) no âmbito da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB). A sobreposição entre as áreas prioritárias de conservação da biodiversidade e o estado ecológico das massas de água no 2º ciclo dos PGRH, proporciona uma primeira "radiografia" das prioridades de restauro de ecossistemas aquáticos (Figura 3.3.1.3.a). Sabendo que a Estratégia Europeia para a Biodiversidade 2030 preconiza, ainda, o restauro da conectividade, tra-

duzido na meta de obter 25.000 km de rios livres de barreiras e ecologicamente restaurados, este exercício foi completado com a identificação de barragens obsoletas [110, 93 identificadas no estudo do CNA (*130*) e 20 no estudo do Douro Vivo *(134)* - Figura de Análise Suplementar 3.1.8.c e Tabela de Análise Suplementar 3.1.8.b], cujo desmantelamento se preconiza. Note-se que os critérios de priorização do desmantelamento de barragens obsoletas vão ao encontro do aqui analisado, qualidade ecológica da água *vs.* áreas SNAC. Assim, dentro das áreas SNAC identificam-se 50 barreiras obsoletas [(*130*, *134*); Figura 3.3.1.3.a e Tabela 3.3.1.3.c], das quais nenhuma se encontra abrangida nas áreas identificadas como refúgios climáticos (Figura 3.3.1.3.a e Tabela 3.3.1.3.c).

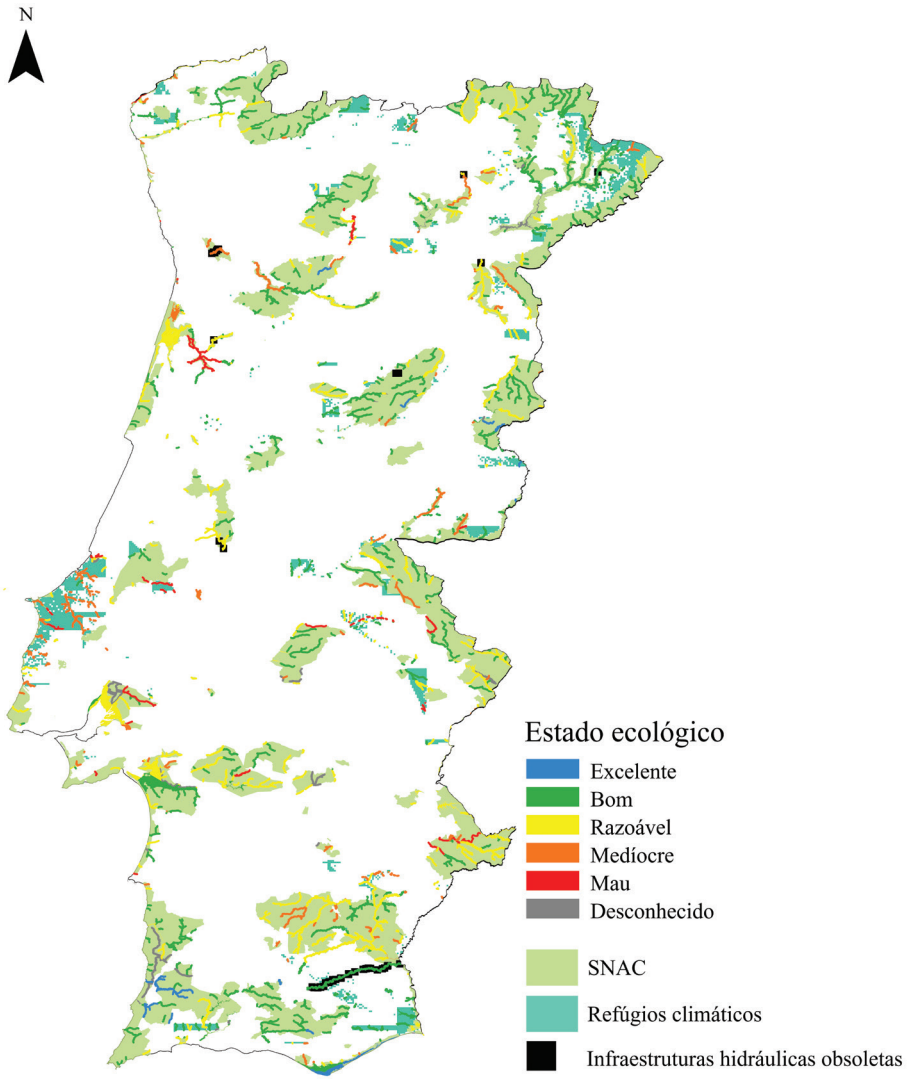



**Figura 3.3.1.3. a.** Prioridades de restauro dos sistemas aquáticos de águas interiores localizados nas áreas do SNAC e refúgios climáticos (cenário RCP 6.0 e meta de 500 km2 de segurança climática para cada uma das espécies de vertebrados consideradas). Inclui a localização das infraestruturas hidráulicas (IH) obsoletas a desmantelar (ver tabela 3.3.1.c) e do estado ecológico das massas de águas (sugerindo-se restauro das que possuem estados razoável, medíocre e mau) de acordo com os resultados do 2º ciclo dos PGRH (2016-2021). Na Figura de Análise Suplementar 3.1.8.c. constam todas as IH identificadas como obsoletas para Portugal Continental.

**Tabela 3.3.1.3. c.** Identificação da localização das infraestruturas hidráulicas obsoletas dentro das áreas SNAC e refúgios climáticos *(130, 134)*.

| Infraestruturas hidráulicas (IH) obsoletas | | |
|---|---|---|
| **Denominação IH** | **Região Hidrográfica** | **SNAC (n=50)** |
| Parque de Campismo de Mirandela | RH3 | 1 |
| Vila Chã | RH3 | 1 |
| Serra | RH3 | 1 |
| Aguiar do Sousa | RH3 | 1 |
| Ensecadeira de Foz Côa- jusante | RH3 | 1 |
| Ensecadeira de Foz Côa- montante | RH3 | 1 |
| Açudes Rio Sousa | RH3 | 6 |
| Barragem na ribeira do Melo | RH4 | 1 |
| Barragem na ribeira do Carril | RH4 | 1 |
| Açude de Porto de Cavaleiros | RH5 | 1 |
| Açude de Pedra (Montante Borda da Vala) | RH5 | 1 |
| Açudes Vascão | RH7 | 33 |

## 3.4. **MAR**

Portugal apresenta a 20.ª maior Zona Económica Exclusiva (ZEE) do mundo e a segunda maior dos países da União Europeia, com 1.727.408 km² de oceano, sendo que a zona terrestre de Portugal continental e territórios insulares representa 92.145 km². Ou seja, 95% da superfície de Portugal encontra-se no mar. Com a proposta de extensão da plataforma continental, a área sob soberania e jurisdição nacional aumentará para cerca de 4 milhões de km².

As áreas marinhas protegidas (AMP) são uma ferramenta para a conservação e gestão dos recursos marinhos. Entre os benefícios ecológicos que estas áreas proporcionam incluem-se o aumento da abundância (número) e da biomassa (tamanho) dos indivíduos, o aumento do recrutamento, o restauro de ecossistemas e o *spillover* para áreas adjacentes (*141–144*). Nas últimas décadas, a designação de AMP tem sido recomendada como alternativa, ou complemento, aos métodos tradicionais de conservação da biodiversidade e gestão da pesca (*145–148*). Vários estudos têm demonstrado a eficácia das AMP na gestão de pescarias em áreas adjacentes (*149*, *150*), na proteção da natureza e recuperação de habitats (*151*), e na adaptação e mitigação das alterações climáticas (*152*).

O primeiro diagnóstico sobre a situação da proteção da biodiversidade marinha em Portugal foi produzido pelo WWF em 2017 (93) e apresentou uma análise crítica às áreas de proteção existentes, sendo que das 71 áreas identificadas (excluindo as pertencentes exclusivamente à Rede Natura 2000) se concluiu que:

- As Áreas Marinhas Protegidas (AMP) cobrem apenas 2.1% do mar territorial e ZEE, mas a área sem atividades extrativas é de apenas 0.001%.

- A maioria das AMP do mar territorial e ZEE é apenas moderadamente protegida (1.8% em 2.1%), permitindo uma variedade de artes de pesca e atividades com potencial impacto nos ecossistemas.

- Várias AMP não conferem, através dos seus regulamentos, maior proteção que as zonas circundantes.

- Na maioria das AMP os regulamentos não existem ou não são implementados e fiscalizados.

Uma análise recente ao estado de implementação dos compromissos do país, no que respeita aos objetivos de conservação marinha, revelou que, apesar de ser reportada a existência de cerca de 7% da área sob jurisdição com estatuto de proteção, a quase totalidade das AMP existentes não conferem proteção adicional relativamente ao mar envolvente (*18*). Concluiu-se que, para a região oceânica em Portugal, existem as seguintes lacunas que importa colmatar, nomeadamente:

1. As atuais AMP não se encontram devidamente regulamentadas e implementadas;

2. Torna-se necessário executar as recomendações científicas e criar a Rede Nacional de Áreas Marinhas Protegidas (RNAMP), ampliando a proteção existente para ir ao encontro dos objetivos da Estratégia Europeia da Biodiversidade 2030. O Relatório do Grupo de Trabalho sobre Áreas Marinhas Protegidas, aprovado pela RCM 143/2019, apresenta um enquadramento geral para a RNAMP, os seus propósitos e objetivos estratégicos, e um conjunto de princípios orientadores;

3. É necessário definir um plano de recuperação do capital natural marinho que inclua, para além das espécies e *habitats* prioritários para a conservação, os *habitats* com benefícios para a mitigação das alterações climáticas e a recuperação da biomassa das espécies com interesse comercial;

4. É fundamental que se defina um plano de adaptação às alterações climáticas na estratégia de conservação marinha para a biodiversidade.

Neste capítulo apresenta-se uma análise com componentes adicionais relativamente aos apresentados nos capítulos anteriores face às particularidades da gestão e exploração de recursos marinhos, quando comparada com a gestão e exploração de recursos naturais em ambiente terrestre, desenvolvendo-se de forma mais alargada a componente dos recursos pesqueiros. Adicionalmente, dada a assimetria de conhecimento existente no que aos diferentes ambientes marinhos diz respeito, começa-se por apresentar um caso de estudo relativo ao mar profundo dos Açores (a única região onde uma descrição detalhada é possível para este ambiente). Seguidamente, exploram-se os desafios climáticos para a expansão das áreas de conservação marinha e descrevem-se os habitats marinhos e costeiros com potencial de mitigação de altera-

ções climáticas. Finalmente, é discutido o restauro de populações e habitats prioritários e descrito o estado dos recursos pesqueiros marinhos, o seu potencial de restauro e vulnerabilidades face às alterações climáticas. Estes diferentes componentes marinhos: a rede de áreas marinhas protegidas e sua ampliação, os potenciais corredores ecológicos e climáticos, os habitats com potencial de mitigação de alterações climáticas e seu restauro e a recuperação das populações de recursos pesqueiros e sua resiliência climática, podem constituir, no seu conjunto, a infraestrutura azul nacional.

### 3.4.1. MAR PROFUNDO

O mar profundo, normalmente definido como a parte do oceano com mais de 200 metros de profundidade, é o mais vasto bioma do planeta Terra, representando cerca de 90% do volume do ambiente marinho e cerca de 65% da superfície terrestre. Este bioma alberga uma grande diversidade biológica e desempenha um papel fundamental no funcionamento dos ecossistemas marinhos e na regulação do clima do planeta.

O mar profundo português ocupa uma área de cerca de 1,7 milhões de km$^2$, 98% da superfície da Zona Económica Exclusiva (ZEE) portuguesa, correspondendo a cerca de 18.5 vezes a superfície terrestre de Portugal.  A zona batial e menos profunda, entre os 200 e 3500 m, e a zona abissal entre os 3500 e 6500 m, ocupam áreas de 770,000 km$^2$ e 940,000 km$^2$, respetivamente. Apesar dos esforços e investimentos crescentes nas últimas duas décadas, o conhecimento sobre estes ecossistemas tem avançado sem ações coordenadas específicas ou alavancagem institucional, e a ritmos diferentes. Tanto na margem continental de Portugal continental, como no arquipélago da Madeira, a investigação sobre o mar profundo tem dados passos importantes para o conhecimento das comunidades e *habitats* associados a vulcões de lama, canhões ou montes submarinos. Ao longo das últimas duas décadas, foram mapeadas comunidades e biótopos únicos, incluindo jardins de corais de águas frias e agregações de esponjas. Contudo, o conhecimento adquirido está limitado a um número reduzido de áreas exploradas não sendo por isso possível avançar com uma análise detalhada destas regiões.

Nos Açores, por outro lado, a investigação sobre o mar profundo tem estado no centro da agenda política e científica desde meados da década de 90 do século XX. Nos últimos cinco anos, e recorrendo a novas metodologias de investigação do mar profundo, foram recolhidas informações detalhadas sobre mais de 50 estruturas geomorfológicas da Região, contribuindo para um melhor conhecimento da distribuição espacial das comunidades bentónicas deste arquipélago (Figura 3.4.1.a). Ao mesmo tempo, as agregações de peixe-relógio e escamudas encontradas recentemente, associadas a extensos jardins de corais, confirmam que as decisões políticas do passado recente como, por exemplo, a proibição de pesca de arrasto, têm surtido efeitos positivos na conservação de espécies e ecossistemas.

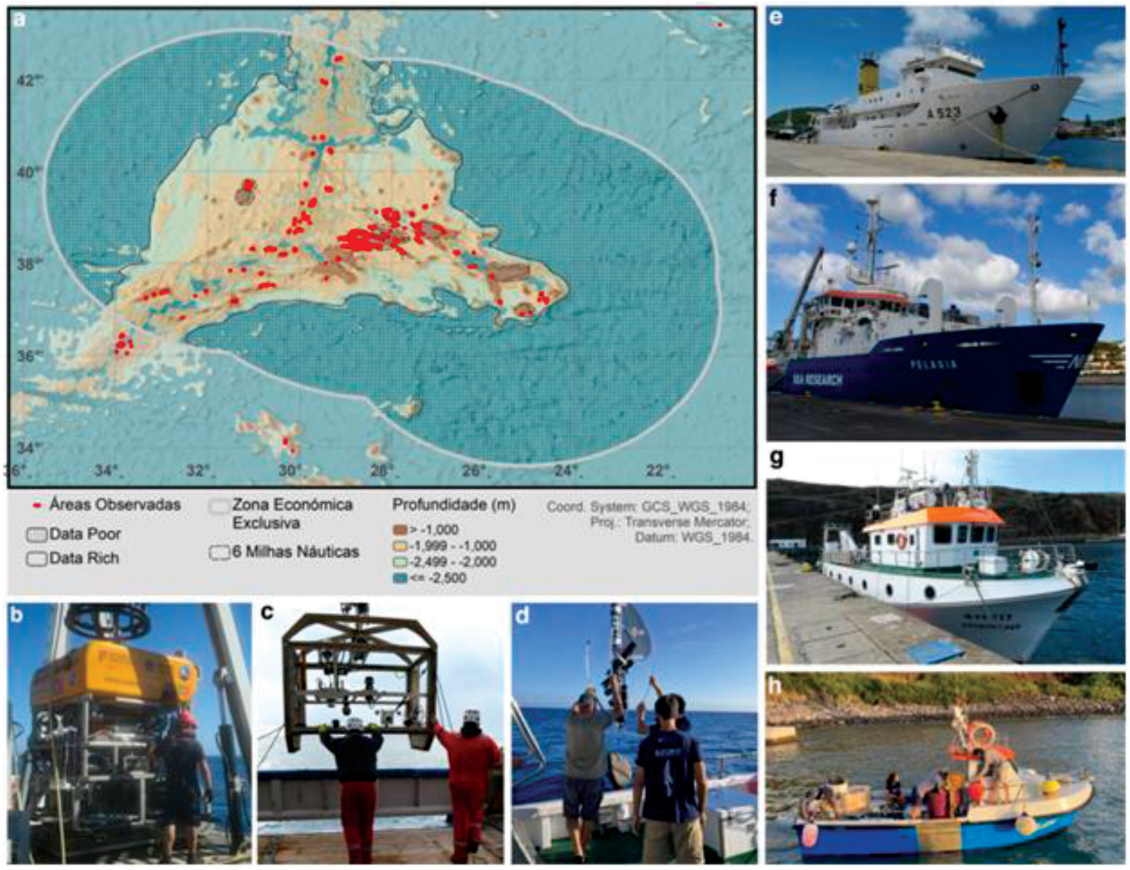



**Figura 3.4.1. a.** a) Mar profundo dos Açores, que inclui a Zona Económica Exclusiva adjacente ao território do arquipélago dos Açores, com a localização das estruturas geomorfológicas exploradas com recurso a vários navios e métodos visuais. b) ROV LUSO da EMEPC. c) Câmaras de arrastos do NIOZ. d) Sistema de reboque de baixo custo Azor Drift-Cam da Universidade dos Açores. e) Navio da República Portuguesa Gago Coutinho. f) Navio de Investigação Pelagia do NIOZ. g) Navio de Investigação Arquipélago do Governo dos Açores. h) Embarcação de pesca Gotimar de Arlindo Pereira. Créditos das imagens: a. IPMA. b-f: Carlos Dominguez-Carrió & IMAR/Okeanos-UAç.

Devido à sua complexidade estrutural, importância para o funcionamento dos ecossistemas, fragilidade, baixo potencial de recuperação e singularidade ou raridade, muitos dos ecossistemas do mar profundo são particularmente vulneráveis aos impactos das atividades antropogénicas atuais (p. ex., pescas, lixo marinho) e emergentes (p. ex., exploração mineral) e das alterações climáticas. Reconhecendo estas vulnerabilidades, a Assembleia Geral das Nações Unidas apelou aos Estados para identificarem áreas onde os ecossistemas marinhos vulneráveis (VME) ocorrem, ou são suscetíveis de ocorrer, e para evitarem impactos adversos significativos. Os VME são, por isso, considerados ecossistemas de máxima prioridade de conservação.

### *Caixa 3.4.1. a. O caso de estudo do mar profundo dos Açores.*

A topografia do fundo do mar dos Açores é extremamente diversa, compreendendo encostas insulares, montes submarinos, zonas de fratura e de falha, cristas, uma extensão considerável da Dorsal Médio-Atlântica (MAR) e planícies abissais. Após as primeiras expedições ao mar profundo no final do século XIX e início do século XX, lideradas pelo Príncipe Alberto I do Mónaco (*153*, *154*), a extensa investigação científica baseada nos Açores abriu uma janela sobre o funcionamento dos grandes ecossistemas de águas profundas e sobre os impactos das atividades humanas nesses ecossistemas.

Esta diversidade topográfica suporta diversos ecossistemas e *habitats*, incluindo fontes hidrotermais, recifes e jardins de corais de águas frias, e agregações de esponjas (Figura 3.4.1.a1). Ao longo das últimas décadas, uma extensa investigação científica tem permitido melhorar a compreensão da importância dos ecossistemas de profundidade e das ameaças a que estão expostos. Foram descobertas novas espécies de profundidade, biótopos e até campos hidrotermais, situando os Açores como um *hotspot* de biodiversidade, possivelmente com o maior número de espécies de octocorais de águas frias no Atlântico Norte (*155–159*).

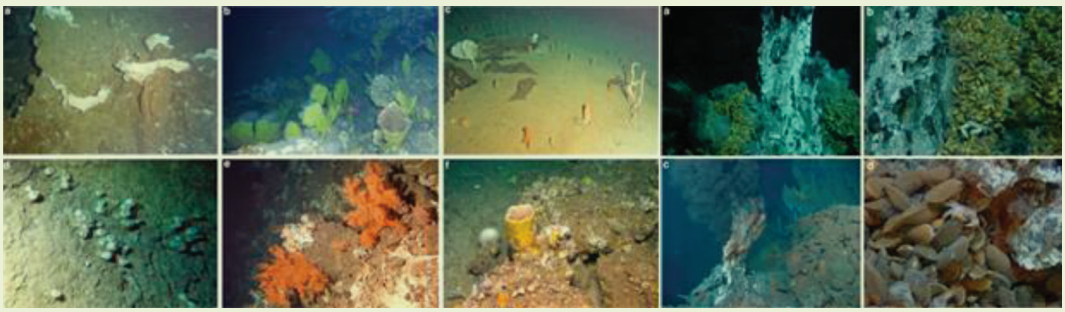


**Figura 3.4.1.a1**. Exemplos de comunidades bentónicas (a,c,d,e: Okeanos/Eurofleets+. b: Okeanos/Azor drift-cam; f: FOA/Blue Azores 2018) e de Campos hidrotermais do mar profundo dos Açores (a, b: IFREMER/ AtosMisson2001. c: IFREMER/ MoMARETO2006. d: SEAHMA2002 /FCT/PDCTM/MAR/15281/1999).

À semelhança de outras regiões marítimas, as pressões antropogénicas nos Açores estão a afetar *habitats* e espécies pelágicas e bentónicas. Por exemplo, há a perceção que os mananciais de peixes têm diminuído na última década devido à sobre-exploração. Os ecossistemas bentónicos, como os jardins de corais, sofreram reduções na sua complexidade estrutural devido à captura acidental de corais arborescentes de grandes dimensões durante a pesca com palangre. Ameaças emergentes como a mineração do mar profundo e as alterações climáticas podem impor pressões adicionais, com estudos a mostrar impactes na saúde e sobrevivência de espécies sensíveis, como corais e peixes demersais.

Ao longo das últimas quatro décadas, o Governo Regional dos Açores tem implementado várias medidas com o objetivo de proteger e restaurar a biodiversidade e os seus *habitats*, nomeadamente no mar profundo. Exemplos incluem a proibição do arrasto numa extensa área; a proibição de palangre a menos de 6 nm da costa, e a criação da Rede de Áreas Marinhas Protegidas (AMP) dos Açores. Esta Rede inclui 9 Parques Naturais das Ilhas dentro das águas territoriais (12 nm) e o Parque Marinho dos Açores, para além das águas territoriais. O Parque Marinho é composto por 16 Áreas Marinhas Protegidas, cobrindo 135.507 km² dentro e parcialmente fora da ZEE portuguesa.

A classificação do monte submarino Condor ajudou a alavancar a perceção sobre os benefícios das AMP. O Condor foi designado como zona de encerramento temporário à pesca, em junho de 2010, após uma colaboração que envolveu cientistas, pescadores locais, operadores turísticos e o Governo Regional. Esta área de defeso tem sido monitorizada e a recuperação dos *stocks* de peixes tem ajudado a demonstrar o efeito positivo da criação de áreas de defeso da pesca, facilitando a adoção de abordagens semelhantes noutras áreas da ZEE dos Açores. Recentemente, o sector das pescas, juntamente com o Governo Regional dos Açores, demonstrou interesse em criar encerramentos à pesca no Mar da Prata e Mar da Fortuna com o objetivo de reconstituir *stocks* de peixes comercialmente importantes. O Governo Regional dos Açores, a Fundação Oceano Azul, e o Instituto *Waitt* assinaram, ainda, um memorando de entendimento sobre o Programa *Blue Azores*, centrado na conservação e utilização sustentável dos recursos e declarando 15% da ZEE dos Açores como áreas marinhas estritamente protegidas.

**Sumário dos resultados dos cenários de priorização desenvolvidos**

A análise das soluções de priorização no mar profundo dos Açores resultou em 12 cenários de pesca (*area-based cost*) e em 12 cenários que limitaram a seleção de áreas importantes para a pesca (*fisheries-based cost*). As áreas marinhas protegidas existentes foram obrigatoriamente incluídas em todas as soluções. Os resultados mostraram que a maioria das diferenças entre os dois modelos estavam localizadas na Aresta Central e Norte do Médio Atlântico (Figura 3.3.1.a2).

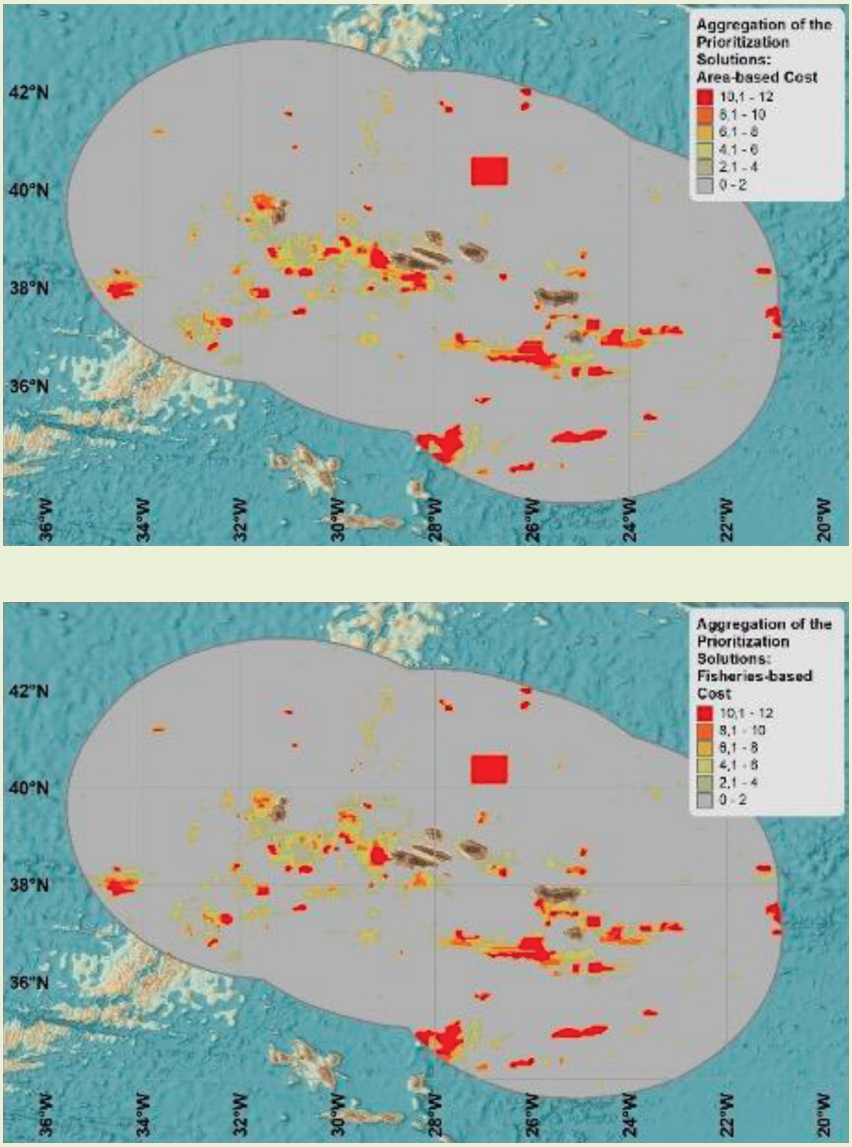



**Figura 3.4.1.a2.** Agregação das soluções de priorização condicionados pelo custo da área (em cima) e pelo custo da pesca (em baixo). Estes cenários consideraram o objetivo global de restaurar as populações de peixes de espécies de profundidade, protegendo ao mesmo tempo a diversidade natural, estrutura do ecossistema, função, conectividade e resiliência das comunidades de profundidade nos Açores. A escala de cores representa o número de vezes que foram selecionadas nos 12 cenários, de 0 (cinzento) para as células que nunca foram selecionadas, a 12 (vermelho) para as células que ou foram bloqueadas nas soluções ou foram sempre selecionadas na abordagem de priorização.

Concluiu-se que a rede de AMP nos Açores pode ter efeitos positivos na biomassa dos principais predadores e beneficiar a reconstituição da teia alimentar. Projeções sugerem, não obstante, que a implementação de "áreas totalmente protegidas" no mar profundo pode implicar períodos de recuperação longos devido à ecologia das espécies que aí ocorrem. Tendo em conta a topografia complexa da ZEE dos Açores, o *spillover* para áreas vizinhas pode ser limitado em zonas do mar profundo no oceano aberto, uma vez que as áreas adjacentes podem não constituir *habitats* adequados e, portanto, levar a efeitos de *spillover* fracos. Consequentemente, as áreas protegidas que salvaguardam a conectividade a *habitats* adequados (por exemplo, montes submarinos, encostas das ilhas) podem reduzir o período necessário para a recuperação de ambientes do mar profundo e ser mais adequadas para sustentar as capturas de pesca.

A implementação de "áreas totalmente protegidas" deveria ser acompanhada por medidas de gestão da pesca. Um dos efeitos possíveis desta implementação, se não for acompanhado de medidas de redução do esforço de pesca, pode ser uma maior concentração desse esforço em determinados ambientes não protegidos. Notamos que a implementação das AMP poderá ter efeitos prejudiciais nos mananciais de alguns peixes de águas rasas e costeiras com valor comercial. Tal pode resultar no deslocamento do esforço de pesca para áreas de pesca costeiras mais rasas, com efeitos potencialmente negativos em alguns mananciais de peixe, o que releva da necessidade de abordagens de priorização para áreas costeiras e a biodiversidade em águas rasas. Complementar as zonas fechadas à pesca com medidas de gestão da pesca (p. ex., reduções do esforço de pesca), pode ser crucial para evitar efeitos negativos em alguns dos *stocks* de peixe de águas rasas.

## 3.4.2. DESAFIOS CLIMÁTICOS PARA A EXPANSÃO DAS ÁREAS CLASSIFICADAS

### 3.4.2.1. Modelação do nicho ecológico de espécies pelágicas e bentónicas

Tal como em terra, no caso marinho, a modelação estatística do nicho ecológico das espécies, usada para inferir as alterações potenciais das distribuições das espécies em resposta às alterações climáticas, implicou recorrer a uma área mais extensa do que a unidade territorial nacional (i.e., a ZEE). Neste caso, recorremos a uma área geográfica abrangendo o Atlântico Norte para reduzir o risco de "truncar" curvas de resposta estimadas entre a distribuição das espécies e as variáveis ambientais usadas para as modelar (*160*); envolvendo mudanças nos valores de temperatura da água, nutrientes dissolvidos, produtividade primária e oxigénio dissolvido

Para este amplo território marinho, compilámos dados sobre a distribuição de 1591 espécies de organismos marinhos através de múltiplas fontes nacionais e internacionais (ver Metodologia Suplementar 4.1). Estes dados foram obtidos para a região do Atlântico Norte, onde a ZEE portuguesa se insere e incluem diversos grupos taxonómicos: anelídeos (N=87); artrópodes (N=418); cordados (N=555); cnidários (N=148); moluscos (N=150); algas verdes (N=15); braquiópodes (N=4); algas castanhas (N=47); porífera (N=5); algas vermelhas (N=65); equinodermes (N=70); briozoários (N=8); sipuncula (N=10); plantas marinhas (N=3); ctenófora (N=1); e quetógnatas (N=5).

Para o ambiente bentónico (espécies que vivem junto ao fundo), restringimo-nos ao mar territorial (dentro das 12 milhas da linha de costa), pois, fora desta área, os dados são demasiado esparsos para possibilitarem análises de dados quantitativas, com exceção da Região dos Açores, onde existem estudos de caso aprofundados já realizados e apresentados na secção anterior (ver Caixa 3.4.1.a). Estes dados biológicos foram relacionados com as variáveis climáticas descritas acima, numa quadrícula de 0.05° graus arcmin (aprox. 5.5 km no equador) (ver Metodologia Suplementar 4.2) e reprojetados para o futuro usando os mesmos procedimentos de modelação do nicho ecológico usado para a biodiversidade terrestre (ver Metodologia Suplementar 1.3).

Esta metodologia permitiu-nos inferir a riqueza potencial das espécies bentónicas no mar continental, dentro das 12 milhas da linha de costa (Figura 3.4.2.1.a) e das espécies pelágicas, tanto no mar continental como no *offshore* da ZEE (na realidade para todo o Atlântico Norte, Figura 3.4.2.1.b).

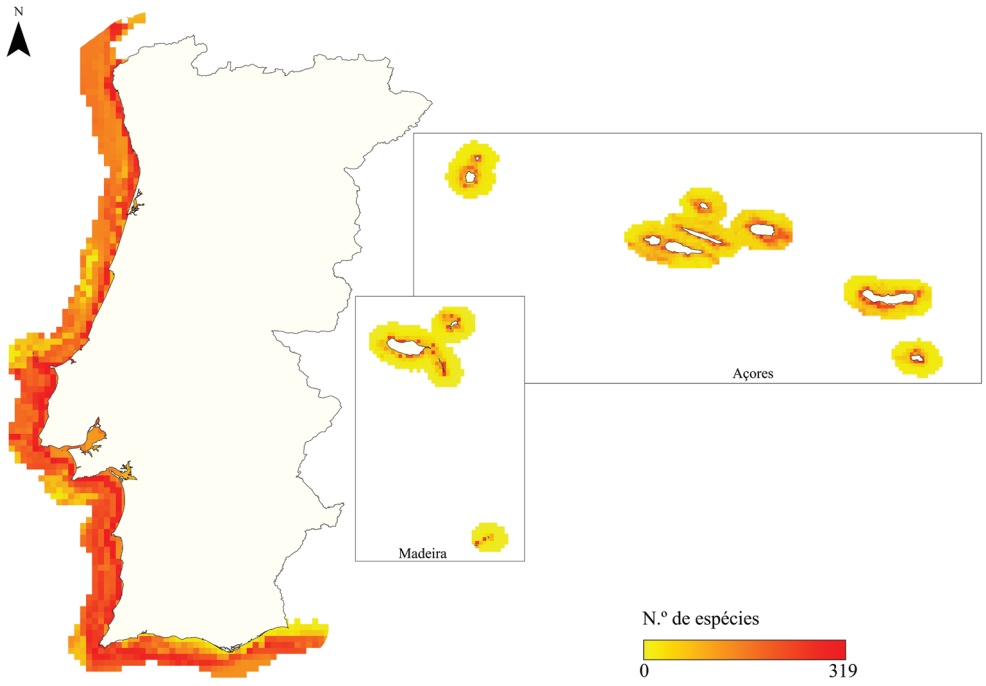



**Figura 3.4.2.1. a.** Riqueza modelada de espécies marinhas bentónicas no mar continental português (dentro das 12 milhas da linha de costa). Ver riqueza estimada com dados observados na Figura Suplementar 3.4.2.1.a.

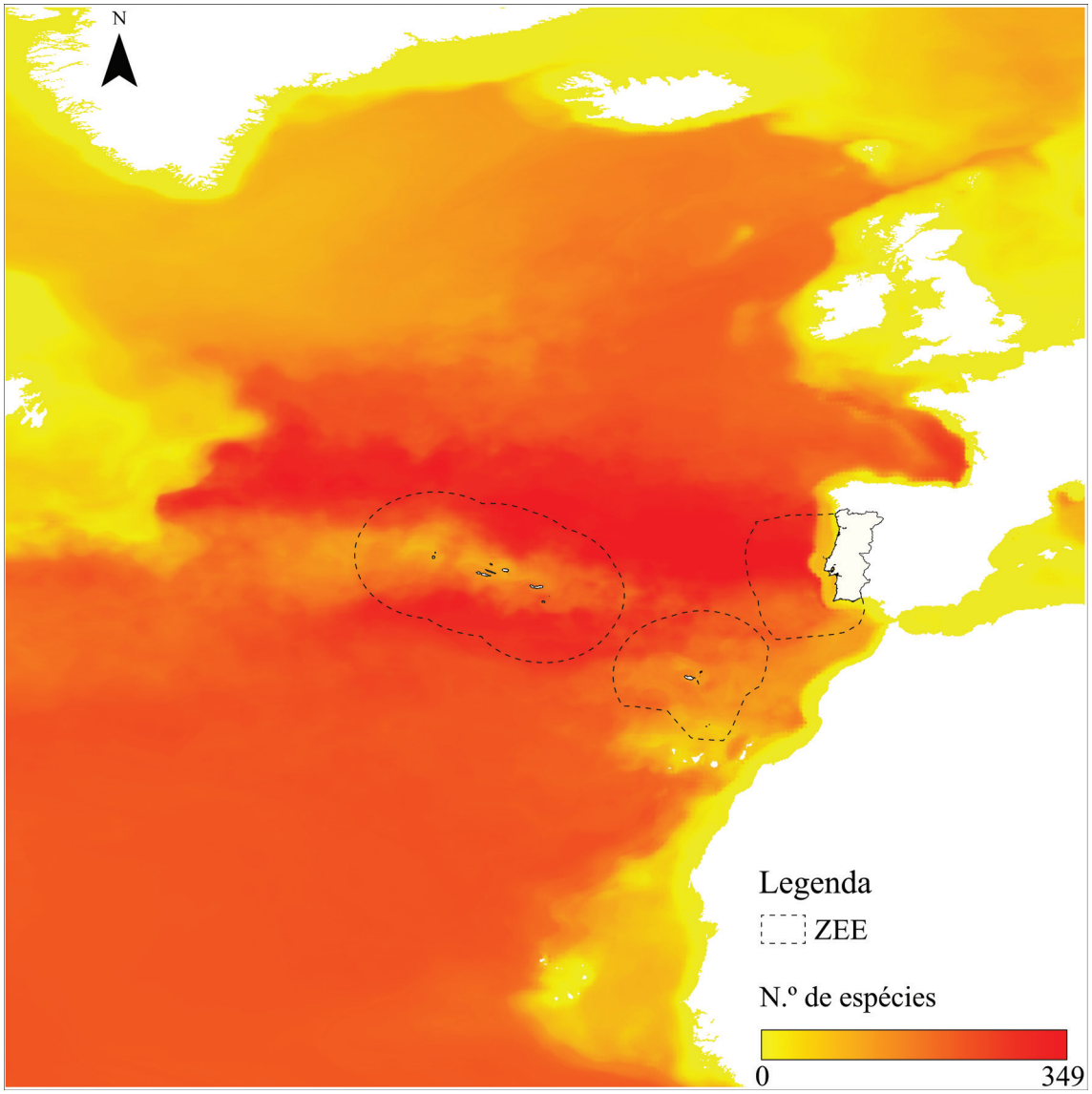
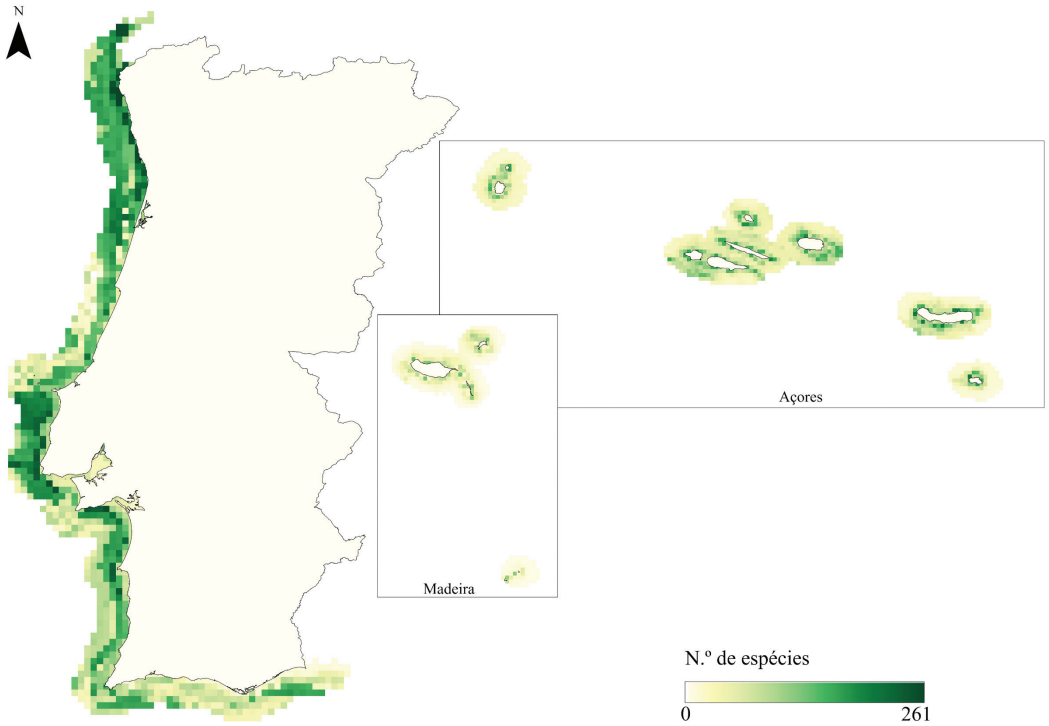



**Figura 3.4.2.1. b.** Riqueza modelada de espécies marinhas pelágicas no Atlântico Norte. Ver riqueza estimada com dados observados na Figura Suplementar 3.4.2.1.b.

Foi igualmente possível replicar a abordagem realizada em terra (secção 3.2.1.) e caracterizar as zonas dos bentos do mar continental e os ambientes pelágicos do mar continental e *offshore* da ZEE que possuem características de retenção de espécies e de deslocação nos contextos cenarizados com alterações climáticas. Porém, dada a insuficiência de dados independentes, não foi possível realizar, para o período de referência, o exercício e "filtragem" que nos levou em terra a excluir deste período as projeções de modelos não coincidentes com dados observados. Desta análise sobressai, p.ex., que o *offshore* da Madeira tem um papel relativamente modesto como refúgio climático de retenção, destacando-se, porém, pelo elevado número de espécies, exteriores ao arquipélago, que aí poderão encontrar condições propícias à ocorrência (i.e., para a sua deslocação). Em contrapartida, a região sul do offshore dos Açores emerge como um potencial refúgio de retenção para inúmeras espécies.



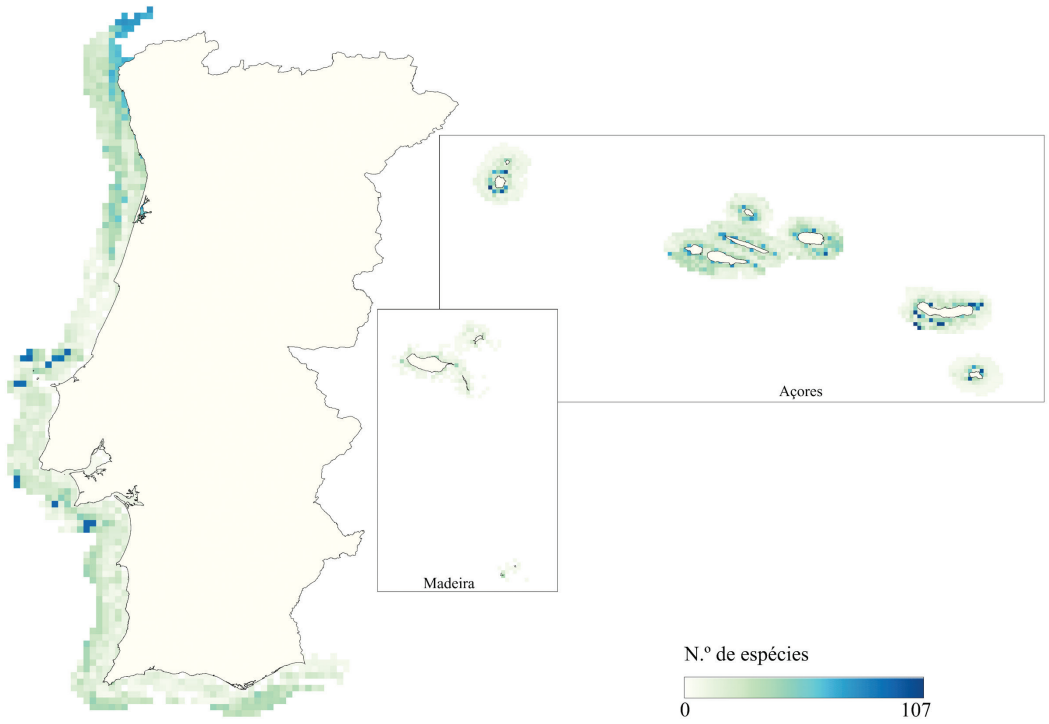
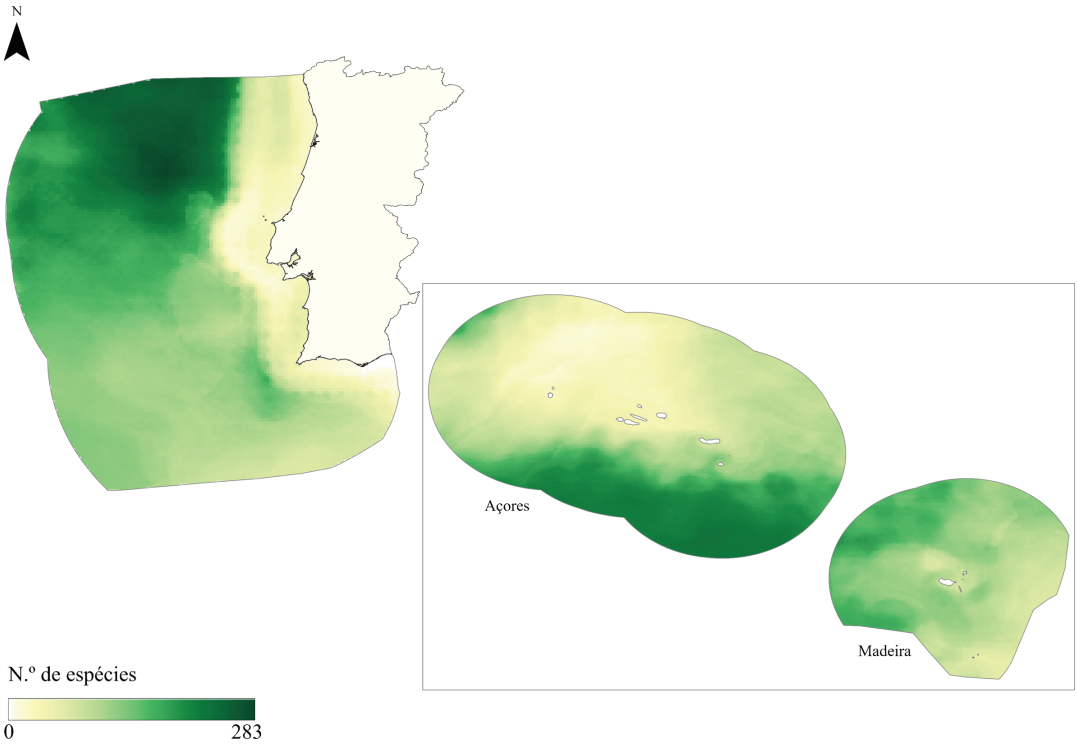




**Figura 3.4.2.1. c.** Riqueza de espécies apresentando padrões climáticos de retenção (111) e deslocação (011, 010, 001) na zona bentónica nas 12 milhas da linha de costa, no decurso do Século XXI. Projeções feitas com base no cenário de forçamento radiativo SSP585. Ver projeções para cenários SSP460 e SSP119 nas Figuras Suplementares 3.4.2.1.c-d.



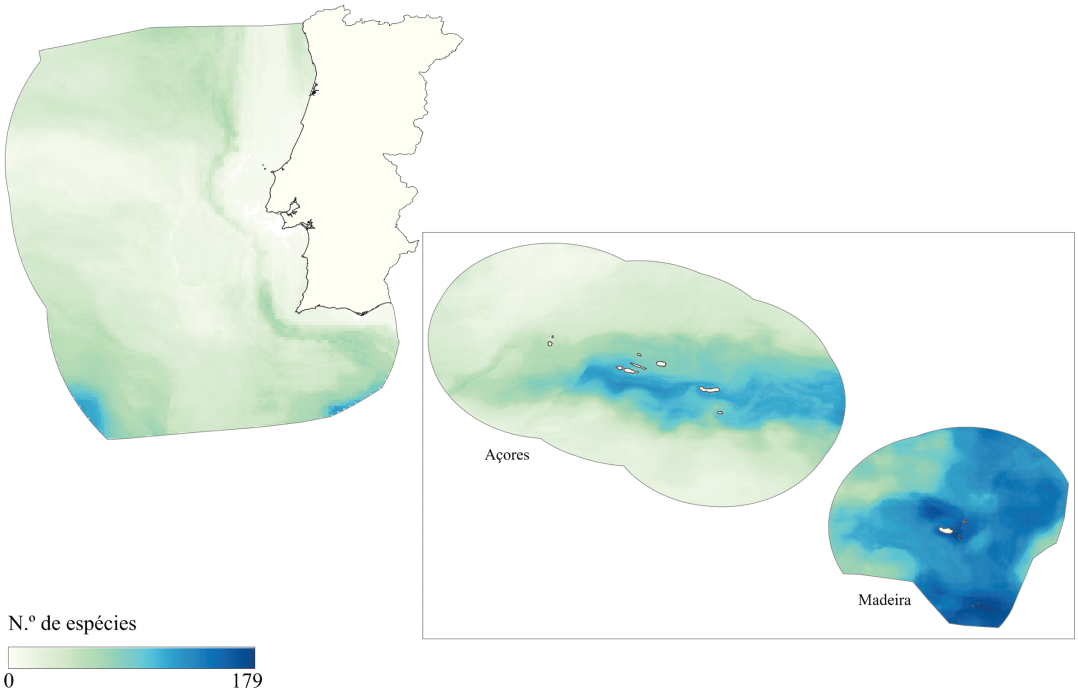




**Figura 3.4.2.1. d.** Riqueza de espécies apresentando padrões climáticos de retenção (111) e deslocação (011, 010, 001) na zona pelágica das 12 milhas da linha de costa e zona económica exclusiva no decurso do Século XXI. Projeções feitas com base no cenário de forçamento radiativo SSP585. Ver projeções para cenários SSP119 e SSP460 nas Figuras Suplementares 3.4.2.1.e-f.

Os modelos de nicho ecológico proporcionaram as "capas" de informação necessárias para desenvolver cenários de otimização de áreas marinhas protegidas. Ao contrário da análise realizada em terra, que utilizou dados validados por especialistas e publicados em diversas publicações oficiais, os dados marinhos foram usados com alguma cautela. Por exemplo, a situação de referência recorreu às distribuições potenciais modeladas com os modelos de nicho, enquanto que em terra estas foram "filtradas" pelas ocorrências observadas. A razão para não usar os dados observados na caracterização da situação de referência prende-se com a sua limitada representatividade geográfica. A contrapartida desta decisão, que procura limitar os falsos negativos (presenças dadas como ausência), no processo de análise de prioridades de conservação, é um incremento de falsos positivos (presenças modeladas em áreas onde a espécie está ausente) (*60*). O resultado destas contingências, associadas à fraca qualidade dos dados biológicos (*161*), é que qualquer resultado de cenarização de prioridades de conservação deve ser interpretada como preliminar e ilustrativa do caminho a seguir para a identificação das áreas prioritárias para a conservação do território marinho.

### 3.4.2.2. Prioridades de conservação da biodiversidade marinha

Dada a insuficiência de qualidade dos dados de distribuição de espécies, que no caso do mar envolveu um número maior de espécies que no território terrestre, mas recorrendo a dados mais esparsos e desprovidos de validação prévia, usámos uma abordagem de priorização simplificada, recorrendo, entre outras simplificações, à agregação de espécies por grupos para o cálculo da conectividade (Caixa 3.4.2.2.a).

Para esta análise, recorremos ao software *priotitizR* que permite a identificação de áreas a proteger atendendo às metas de conservação pré-definidas e minimizando os custos de implementação. O utilizador pode definir os alvos de conservação: espécies, habitats, fatores biofísicos ou outros. O custo associado pode ser qualquer tipo ou combinação de métrica espacial. No meio marinho, tal como em terra, a área é frequentemente usada para definir custos. No entanto, medidas mais específicas como rendimento da pesca, esforço de pesca, ou a importância económica de outras atividades marítimas, podem ser utilizadas.

Em particular, para cada uma das áreas de estudo (mar territorial e ZEE) analisaram-se dois cenários: o primeiro, em que as AMP existentes fazem parte obrigatória da solução; e o segundo em que as AMP podem ou não ser incluídas na solução dependendo dos resultados da modelação. A inclusão das AMP existentes permite-nos compreender a contribuição da atual rede de AMP para atingir os objetivos propostos, assim como as implicações da sua manutenção na priorização espacial. A localização das AMP existentes no território marinho de Portugal foi obtida da base de dados da UNEP-WCMC e IUCN (*162*).

**Caixa 3.4.2.2. a. Resumo da metodologia de seleção das Áreas Marinhas Protegidas.**

Consideraram-se duas áreas de estudo distintas, divididas numa quadrícula de 0.05 graus arcmin: uma que engloba a área até às 12 milhas da costa e uma outra área coincidente com a Zona Económica Exclusiva de Portugal (ZEE). Para determinar os alvos de conservação utilizou-se a informação sobre a localização de zonas de refúgio para o cenário climático SSP585 e as zonas mais relevantes para a conectividade (ver Metodologia Suplementar 4.3).

Para cada espécie, estimaram-se as zonas de refúgio correspondendo às áreas onde a espécie foi estimada para o presente e onde se estima que ocorra no futuro, considerando o cenário climático SSP585 (Ver secção 3.4.2.1 e Metodologia Suplementar 1.3).

Consideraram-se duas métricas de conectividade - o grau de saída ("outdegree") e a intermediação ("betweenness") - para cada um dos quatro grupos ecológicos (grupo 1 – cnidários, tunicados e esponjas; grupo 2 – macroalgas e ervas marinhas; grupo 3 – briozoários, moluscos e poliquetas; e grupo 4 – peixes, crustáceos e equinodermes [ver Metodologia Suplementar 4.3 (*163*)]. As unidades de planeamento com um elevado grau de saída funcionam como eixos, tendo uma elevada influência na dinâmica local e de toda a rede. As unidades de planeamento com um elevado nível de intermediação funcionam como *stepping stones*, assegurando a conectividade de toda a rede.

Como alvos de conservação consideraram-se, para os cenários da ZEE, as áreas de refúgio para 434 espécies pelágicas e 8 camadas de informação sobre conectividade (grau de saída e intermediação para cada um dos quatro grupos ecológicos). Para a área de estudo até às 12 milhas, consideraram-se as áreas de refúgio de 280 espécies pelágicas e de 411 espécies bentónicas, bem como as 8 camadas de informação sobre conectividade. Como custo foi considerada a área de cada uma das unidades de planeamento.

Foi definido como objetivo, para todos os cenários, a conservação de pelo menos 30% da área existente de cada um dos alvos de conservação. Foram ainda simulados cenários tendo em conta um objetivo de conservação de 15% para cada um dos alvos de conservação (ver Análise Suplementar 4.2).

A priorização espacial foi efetuada utilizando um algoritmo de programação linear inteira, implementado com recurso ao programa informático *prioritiz*R (*164*), com a ajuda

do solucionador Gurobi (*165*), executado em linguagem R. Para cada cenário foram corridos 100 modelos, dentro de uma lacuna de otimização de 10%, utilizando o método de cortes (*cuts*). Os resultados foram avaliados usando a frequência de seleção das unidades de planeamento, refletindo a frequência, ou consenso, com que foram incluídas nas 100 soluções. Foi quantificada a área total a incluir na solução para cada um dos cenários de modo a atingir o objetivo. Para cada espécie foi quantificada a percentagem de cobertura existente na atual rede de AMP.

#### 3.4.2.2.1. Prioridades na Zona Económica Exclusiva

A priorização das zonas de conservação mostra que as zonas de maior interesse se concentram nas zonas ocidental norte da ZEE de Portugal Continental e zona oeste do arquipélago da Madeira (Figuras 3.4.2.2.1.a-b), tendo em conta os alvos de conservação definidos. Para o arquipélago dos Açores, as zonas com maior interesse para conservação baseadas no ambiente pelágico encontram-se principalmente na zona sul da ZEE (Figuras 3.4.2.2.1.a-b).

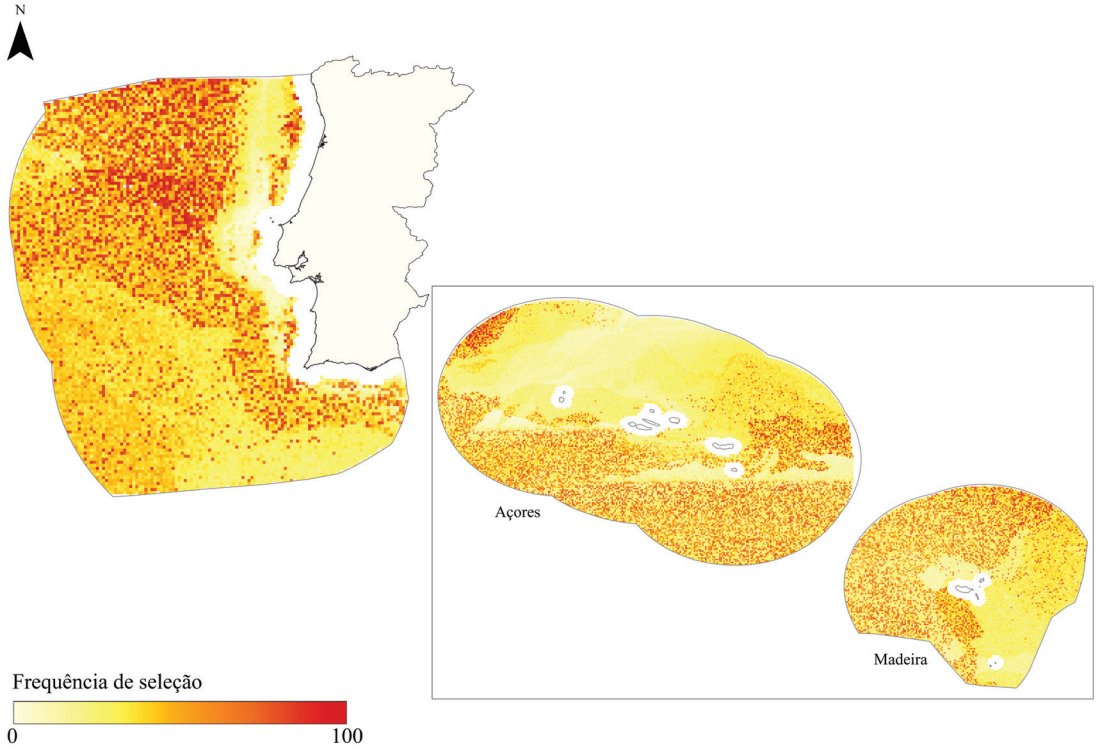



**Figura 3.4.2.2.1. a.** Frequência de seleção de cada unidade de planeamento (quadrícula de 0.05° x 0.05°) após 100 modelos estimados com recurso ao *prioritizR*. Foram definidos como alvo de conservação, para a área de estudo da ZEE, 30% das zonas de refúgio de 434 espécies pelágicas (SSP585) e duas métricas de conectividade (grau de saída e intermediação). Uma maior frequência de seleção (cores mais próximas do vermelho) indica um maior consenso na inclusão da unidade de planeamento na solução. A seleção para 15% das zonas de refúgio encontra-se na Figura de Análise Suplementar 4.2.a.

A maior parte das AMP atualmente existentes na ZEE não abrange as áreas otimizadas e identificadas como possuindo um elevado valor para conservação e a sua inclusão obrigatória na solução não provoca grandes alterações na distribuição das áreas de maior interesse para a conservação (Figura 3.4.2.2.1.b). A área total da atual rede de AMP, cerca de 4.2% da ZEE, abrange em média cerca de 4.7% da área de refúgio de cada uma das espécies consideradas (Tabela de Análise Suplementar 4.2.a). Para cumprir o objetivo de conservação de 30% de cada um dos alvos de conservação, as soluções modeladas apontam para uma rede de AMP que cubra cerca de 30% da área da ZEE (Tabela 3.4.2.2.1.a).

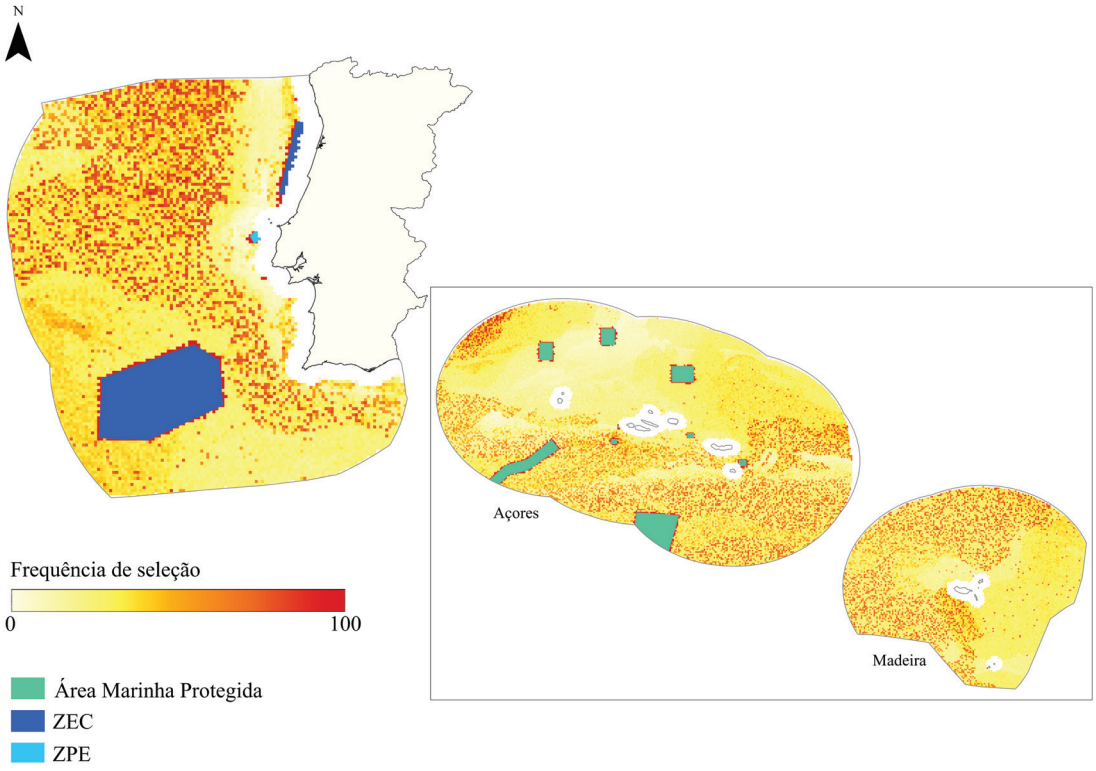



**Figura 3.4.2.2.1. b**. Frequência de seleção de cada unidade de planeamento, assumindo o SNAC como parte obrigatória da solução, tendo em conta as zonas de refúgio de 434 espécies pelágicas, cenário SSP585, e conectividade (grau de saída e intermediação). Resultado obtido após 100 modelos estimados com recurso ao *prioritizR* com o objetivo de conservação de 30% de cada alvo de conservação para a área de estudo da ZEE. A seleção para o objetivo de conservação de 15% encontra-se na Figura de Análise Suplementar 4.2.b.

Estes resultados sugerem que, tendo em conta os alvos de conservação considerados, uma grande parte das AMP da atual rede (por exemplo, a Reserva Natural Marinha do Monte Submarino Sedlo, as Áreas Marinhas Protegidas Oceânicas do Corvo e do Faial e o SIC do Banco Gorringe) encontra-se em zonas de reduzido valor de conservação para as espécies usadas na nossa análise. No entanto é de salientar que algumas destas áreas, nomeadamente o Banco Gorringe (*166*, *167*), foram reconhecidas em estudos anteriores

como possuindo um elevado valor para conservação. Este resultado indica que a interpretação desta análise deve ser feita com cautela, face às já referidas limitações das bases de dados e necessidade de validação "fina" das distribuições de espécies, mas constitui-se como uma base metodológica apropriada, caso venha a ser adotada esta metodologia para a seleção da rede de áreas marinhas protegidas nacional que cumpra o critério dos 30% de proteção em linha com a Estratégia Europeia da Biodiversidade.

**Tabela 3.4.2.2.1. a.** Área total selecionada, em km$^2$ e %, para cada um dos cenários simulados.

| Cenário | Área selecionada (km2) | Área selecionada (%) |
|---|---|---|
| ZEE - objetivo 30% | 490717.8 | 29.9 |
| ZEE – objetivo 30%; rede de AMP incluída | 490429.5 | 29.8 |
| ZEE - objetivo 15% | 238958.4 | 14.5 |
| ZEE - objetivo 15%; rede de AMP incluída | 240725 | 14.6 |
| 12 milhas - objetivo 30% | 19932.4 | 29.2 |
| 12 milhas – objetivo 30%; rede de AMP incluída | 27263.2 | 39.9 |
| 12 milhas - objetivo 15% | 9788.6 | 14.3 |
| 12 milhas - objetivo 15%; rede de AMP incluída | 20557 | 30.1 |

### 3.4.2.2.2. Prioridades nas 12 milhas da linha de costa

Para a área de estudo das 12 milhas, as zonas priorizadas como de maior importância encontram-se dispersas por toda a área, com exceção de grande parte da costa algarvia (Figura 3.4.2.2.2.a). Apesar da atual rede de AMP e Rede Natura 2000, que cobre cerca de 22.3% da área até às 12 milhas da linha de costa, abranger em média cerca de 26% da área de refúgio de cada espécie (Tabela de Análise Suplementar 4.2.b), esta revelou-se demasiado penalizadora para o cenário das 12 milhas. A inclusão obrigatória da atual rede de AMP na solução leva a que seja necessário conservar cerca de 40% de toda a área para atingir o objetivo de conservação de 30% de cada um dos alvos (Tabela 3.4.2.2.1.a e Figura 3.4.2.2.2.b). No entanto, no cenário que não inclui obrigatoriamente as atuais AMP, a área necessária seria de 29.2% (Tabela 3.4.2.2.1.a). Mesmo para um objetivo de conservação de apenas 15% seria necessário proteger cerca de 30% da área até às 12 milhas da linha de costa, caso se mantivesse a atual rede de AMP (Tabela 3.4.2.2.1.a e Figura de Análise Suplementar 4.2.d). A não inclusão da atual rede de AMP permitiria atingir o objetivo de 15% de proteção com a conservação de cerca de 14% de toda a área, um valor consideravelmente inferior e que sugere que a atual rede de AMP contribui pouco para a preservação dos alvos de conservação definidos nestas simulações (Tabela 3.4.2.2.1a e Figura de Análise Suplementar 4.2.c).

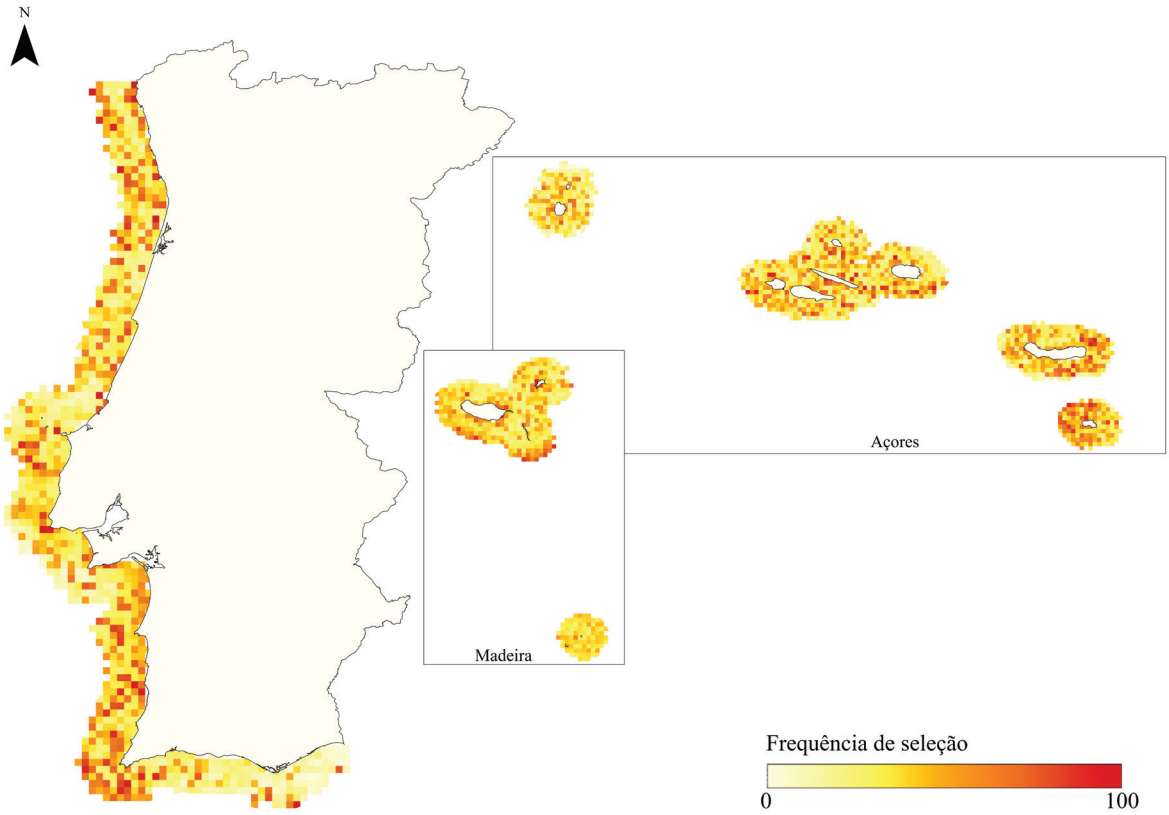



**Figura 3.4.2.2.2. a**. Frequência de seleção de cada unidade de planeamento tendo em conta as zonas de refúgio para o cenário SSP585 e conectividade. Resultado obtido após 100 modelos estimados com recurso ao programa *prioritizR* com o objetivo de conservação de 30% de cada alvo de conservação para a área até às 12 milhas da costa. A seleção para o objetivo de conservação de 15% encontra-se na Figura de Análise Suplementar 4.2.c.

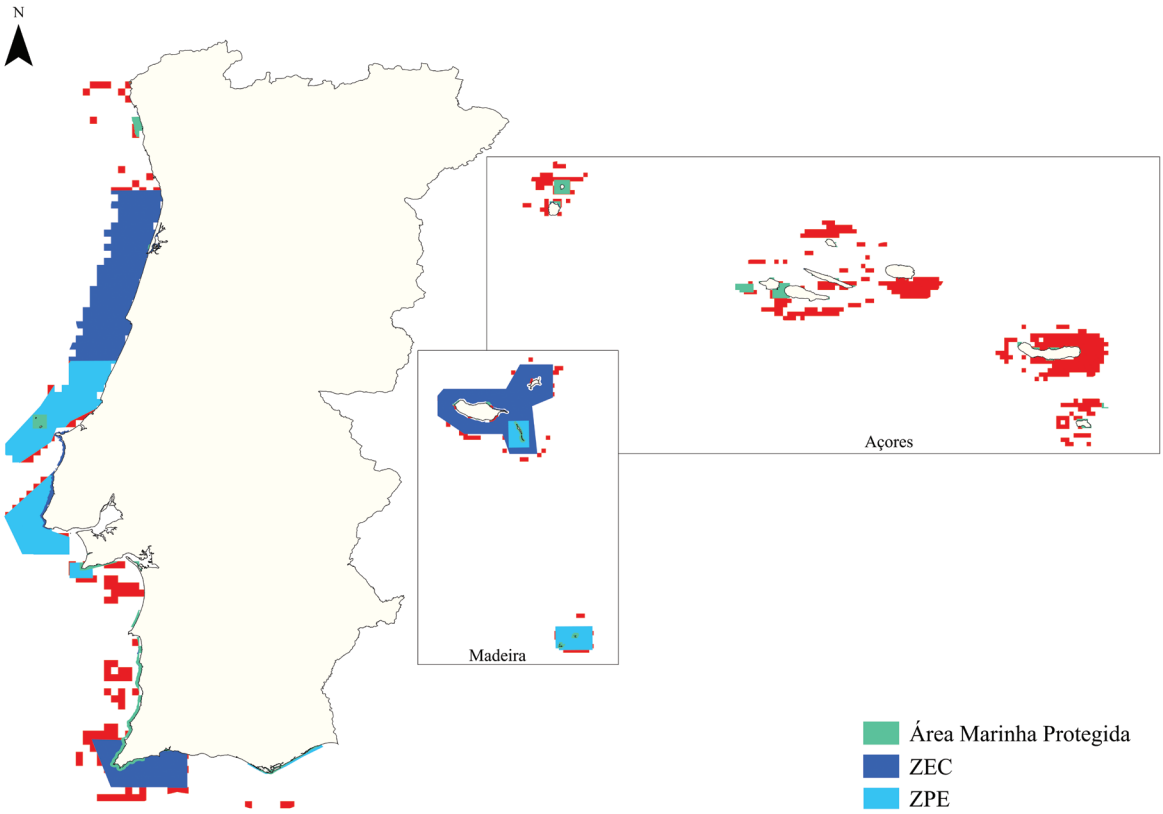



**Figura 3.4.2.2.2. b.** Solução ótima para área até às 12 milhas da costa, tendo em conta as zonas de refúgio para o cenário climático SSP585 e conectividade, considerando o SNAC como parte obrigatória da solução. Estimada com recurso ao programa *prioritizR* com o objetivo de conservação de 30% de cada alvo de conservação. Nota: Com as definições e restrições impostas apenas foi possível atingir uma solução para este cenário. A seleção para o objetivo de conservação de 15% encontra-se na Figura de Análise Suplementar 4.2.d.

Para este estudo foi estabelecido um objetivo idêntico para todos os alvos de conservação, no entanto futuras abordagens deverão ter em conta a relativa importância ecológica e/ou económica, bem como o estatuto de conservação de cada uma das espécies. Deste modo, seria possível assegurar um nível de proteção mais adequado, tendo em conta as características de cada alvo de conservação (*166–169*), à semelhança do que está preconizado na Resolução do Conselho de Ministros nº143/2019.

Dada a qualidade limitada dos dados, é de esperar que as soluções otimizadas sejam instáveis e que a inclusão de mais e melhores dados venha a alterar, de forma substancial mas incerta, os resultados da otimização de prioridades de conservação apresentadas. A velha máxima dos analistas *rubbish in rubbish out* aplica-se a todo processo de decisão baseado na evidência e será sempre difícil colmatar as incertezas que derivam da ignorância. Neste contexto, os resultados aqui apresentados devem ser considerados como um exercício preliminar, de demonstração sobre o potencial de utilização das ferramentas de planeamento sistemático de conservação; em particular, para abordar

os desafios de expansão da rede de áreas protegidas marinhas, considerando as necessidades de adaptação das espécies às alterações climáticas.

A utilização de planeamento sistemático de conservação permite a otimização do desenho de redes de AMP, assegurando que são cumpridos os objetivos de conservação com o mínimo custo. No entanto, de modo a assegurar uma maior aceitação e um maior cumprimento dos regulamentos, é recomendável que as partes interessadas (*stakeholders*) sejam envolvidas no início dos processos de delineamento de prioridades (*170–172*).

### 3.4.3. GESTÃO DO MAR E MITIGAÇÃO DAS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS

#### 3.4.3.1. Carbono azul de habitats costeiros

Os ecossistemas costeiros são fundamentais para ajudar a sustentar as comunidades humanas e a manter a biodiversidade global. Em particular, as florestas de macroalgas, sapais e pradarias de ervas marinhas, têm um papel ecológico fundamental, prestando numerosos serviços de ecossistema incluindo contribuir para a mitigação dos efeitos das alterações climáticas já que têm a capacidade de armazenar carbono no seu talo, em folhas e/ou sedimentos. Muitos destes serviços são igualmente essenciais para a adaptação e resiliência climática ao longo da costa, como a proteção contra eventos climáticos catastróficos, a subida do nível do mar, a prevenção da erosão ao longo da linha costeira, a melhoria da qualidade da água, a reciclagem de nutrientes, a retenção de sedimentos, o fornecimento de habitat para numerosas espécies marinhas, incluindo muitas de importância comercial e as ameaçadas de extinção, e o fornecimento de alimentos às comunidades humanas.

##### 3.4.3.1.1. Pradarias de ervas marinhas

As ervas marinhas são as únicas plantas angiospérmicas com flor capazes de viver em água do mar e de polinizar debaixo de água. Crescem, frequentemente, em grandes agrupamentos, dando uma aparência semelhante à de prados terrestres. As raízes das plantas são ancoradas na lama, areia ou gravilha fina, o que ajuda a estabilizar o fundo do mar e prevenir a erosão. As folhas são estreitas e longas, formando um *habitat* tridimensional que permite que uma vasta gama de espécies habite a área, servindo como berçário para muitas espécies e aumentando assim a biodiversidade associada.

**- Distribuição e tendências em Portugal:**

A costa portuguesa alberga três espécies nativas de ervas marinhas, sendo o limite norte do Atlântico para *Cymodocea nodosa*, atualmente o limite de distribuição sul para

*Zostera marina* (*173*) e o centro da área de distribuição de *Zostera noltii*, uma espécie maioritariamente intertidal.

A erva marinha com maior distribuição na costa portuguesa é *Z. noltii*, que ocupa cerca de 15,74 km$^2$ e se encontra ao longo da costa portuguesa, com exceção da parte norte do país. Esta espécie ocorre nos estuários dos rios Mondego, Tejo, Sado, Mira, Arade e Guadiana, e na Ria de Aveiro, Ria de Alvor e lagoas costeiras da Ria Formosa. Em alguns sítios, como na Ria de Aveiro (Canal de Ovar), estuário do Sado, estuário do Mira e Ria Formosa, ainda é possível observar prados extensos (*128*). Embora ainda seja possível encontrar leitos muito densos de *Z. noltii* em alguns locais, ao comparar os dados mais recentes com os registos históricos pode concluir-se que a espécie teve uma diminuição considerável, principalmente devido a uma combinação de fatores como excesso de nutrientes e sedimentos provenientes de atividades humanas (p.ex., agricultura intensiva, construção de portos, dragagem de áreas) (*174*).

A *C. nodosa* está presente em Portugal com 3 populações principais identificadas, e uma superfície ocupada de aproximadamente 1,09 km$^2$. O estuário do Sado é o seu limite norte no Atlântico, onde vários prados ocupam uma faixa entre 2 e 4 m de profundidade com uma cobertura estimada de 0,032 km$^2$. Na costa sul de Portugal (praias dos Alporchinhos, Marinha, Santa Eulália e Arrifes), a *C. nodosa* ocorre na costa aberta em substratos mistos, crescendo em poças rochosas intertidais, e tanto em superfícies rochosas como em substrato de areia. O prado de Santa Eulália é o maior com aproximadamente 0,0491 km$^2$. A população da Ria Formosa estende-se pelas margens dos canais principais e secundários numa área de 0,913 km$^2$, até uma profundidade máxima de 2 m. Todos os prados de *C. nodosa* em Portugal são atualmente compostos por uma quantidade muito reduzida de clones (*175*). Durante o Verão, estas plantas podem ser encontradas com densidades de rebentos muito elevadas e folhas longas, e podem ser facilmente confundidas com *Z. marina*. Contudo, a falta de diversidade genética das poucas populações portuguesas torna-as particularmente sensíveis às atividades humanas, o que pode levar, como já demonstrado pelos registos históricos, a uma inabilidade de recuperação após o impacte e a uma redução da área de distribuição.

A *Z. marina* parece ser a espécie de ervas marinhas mais ameaçada da costa portuguesa, cobrindo um total de 0,075 km$^2$ (*173*). Esta espécie está presente na parte centro-sul da costa, com uma distribuição muito limitada e formando apenas pequenas manchas. *Z. marina*, de facto, só pode ser observada na Lagoa de Óbidos e em zonas da Ria Formosa, além de manchas em Troia e Praia dos Coelhos onde foi replantada pelo projeto Biomares e na Ria de Aveiro onde reapareceu recentemente.

**- Efeito das espécies invasoras sobre as espécies nativas:**

A espécie nativa mediterrânica *Caulerpa prolifera* não é geralmente considerada invasora, mas pode colonizar rapidamente novos *habitats* utilizando mecanismos de dispersão, que implicam tanto a colonização por fragmentos, como a expansão por

alongamento de estolhos (*176*). Esta alga marinha pode competir com outras macrófitas como as ervas marinhas (*177*), sendo particularmente competitiva quando a transparência da água está comprometida (*178*) uma vez que é uma espécie fotossinteticamente mais eficiente sob baixa irradiação (*179*).

A recente colonização da lagoa da Ria Formosa por *C. prolifera* (*180*) e a sua mistura com as ervas marinhas nativas *Cymodocea nodosa* e *Zostera marina* nas zonas mais rasas, levanta grandes preocupações ecológicas e económicas, particularmente sobre as alterações da biodiversidade da lagoa e o apoio à pesca em viveiros. Parreira e colegas (*181*), mostraram que a colonização da *Caulerpa prolifera* na área da Ria Formosa implicará uma perda de biodiversidade, uma vez que o *habitat* das ervas marinhas mostra uma riqueza de espécies, diversidade e uniformidade significativamente maior em comparação com a área ocupada com a *Caulerpa*. Além disso, é esperada uma perda de espécies comercialmente importantes, particularmente de juvenis de peixes comerciais. A expansão desta alga marinha na Ria Formosa irá afetar os serviços de ecossistemas que são fornecidos pelas pradarias (p.ex., apoio à biodiversidade e viveiros), bem como os serviços de provisão (p.ex., fornecimento de alimentos), tendo potenciais implicações económicas para a região.

De acordo com o registo histórico, as populações portuguesas da *Z. marina* sofreram um desaparecimento recente na maioria dos locais classificados em estudos anteriores, mais provavelmente devido ao arrasto industrial, ancoragem não regulamentada e colonização por espécies invasoras de algas. As duas populações restantes podem ser encontradas em duas zonas da Lagoa de Óbidos, uma zona pouco profunda atrás de uma barra de areia (Ponta do Arinho) com 36 pequenas manchas individuais (1-2 m de diâmetro), e um segundo grande prado, no centro da lagoa a 4-6 m de profundidade, e na Ria Formosa, onde a população de ervas marinhas do canal da Fuseta foi representada por 11 pequenas manchas (0,5-2,5 m de diâmetro), crescendo na margem do canal a uma baixa profundidade (2 m).

Recentemente, um estudo realizado na Ria de Aveiro (*182*), mostrou a existência de 9 manchas de *Z. marina*, quatro com um tamanho superior a 20 $m^2$, duas com um tamanho entre 20 $m^2$ e 2 $m^2$ e três com um tamanho inferior a 1 $m^2$.

#### 3.4.3.1.2. Sapais

Os sapais podem ser definidos como áreas intertidais de partículas finas de areia ou lama, transportadas pela água e estabilizadas por vegetação tolerante à salinidade. Com o crescimento e fixação das plantas, a capacidade de atenuar a velocidade da água aumenta, e consequentemente a deposição de sedimentos, bem como a adição de matéria orgânica. Os sedimentos depositados nestas áreas são normalmente muito finos e uma das suas propriedades é a sua grande capacidade de absorção de nutrientes e poluentes. Os sapais são ecossistemas altamente produtivos, com uma biodiversidade rica, constituídos

por uma variedade de espécies vegetais que proporcionam *habitats* importantes para a fauna associada. A maioria dos sistemas avaliados são dominados pelas espécies vegetais *Halimione portulacoides*, *Spartina maritima*, *Juncus maritimus*, *Sarcocornia fruticosa*, e *Sarcocornia perennis*, mas os sapais portugueses podem apresentar diferentes conjuntos de plantas, variando de 10 a 15 de aproximadamente 20 espécies halófitas possíveis.

**- Distribuição e tendências em Portugal:**

A distribuição geográfica dos sapais em Portugal estende-se ao longo de toda a costa atlântica, de norte a sul, com uma extensão de mais de 15.000 ha. O sapal mais setentrional fica em Caminha, enquanto o mais meridional fica na zona da Ria Formosa, com a região do Algarve a ter a maior extensão de superfície (cerca de 39% de toda a área portuguesa) e a região Norte a mais pequena, com cerca de 3% da superfície coberta por sapais (dados extrapolados a partir da Carta de Uso e Ocupação do Solo da Direção-Geral do Território). Além disso, a área de Aveiro, é conhecida por ter o sapal contínuo mais extenso da Europa, com uma área estimada de 4.500 ha (*183*).

Nas últimas décadas, Portugal continental perdeu cerca de 6% da superfície total coberta por sapais. O pico da perda ocorreu entre os anos de 1985 e 2006, principalmente devido à conversão de terrenos para o desenvolvimento de infraestruturas, indústrias e explorações salinas (*184*). Entre 2012 e 2018 não foi registada nenhuma perda significativa (dados extrapolados a partir dos Mapas de Ocupação do Solo CORINE da Agência Europeia do Ambiente).

### 3.4.3.1.3. Florestas de algas marinhas

As florestas de algas marinhas são formadas principalmente por grandes espécies de algas castanhas, tais como *kelp* e fucoides, que são os construtores de habitat dominantes nas zonas inter e sub-marés da maioria das zonas temperadas. Devido às suas características, estas florestas marinhas aumentam a complexidade tridimensional e a heterogeneidade espacial dos fundos rochosos, fornecendo alimento, abrigo, *habitat*, servindo de berçário para muitas outras espécies, e desempenhando também um papel crucial na produção primária costeira e no ciclo de nutrientes.

**- Distribuição e tendências em Portugal:**

Em Portugal, duas espécies perenes de *kelp*, nomeadamente *Laminaria hyperborea* e *Laminaria ochroleuca*, e uma espécie sazonal, *Sacchoriza polyschides*, formam vastas florestas ao longo da costa. Em geral, as florestas de *kelp* são mais abundantes no norte de Portugal, enquanto no centro e sul estas são escassas, ou ausentes. Os principais fatores de perda dessas florestas na costa portuguesa têm sido associados a fatores abióticos, tais como um aumento da temperatura da água do marc(*185–187*) e fatores bióticos, tais como a herbivoria (*188*).

A *Saccorhiza polyschides* é a espécie de *kelp* mais abundante na costa Portuguesa, com uma área de distribuição que cobre toda a linha costeira, formando florestas de maior extensão na região Norte. No entanto, estudos recentes, que examinaram séries temporais de abundância das espécies em Portugal continental, indicaram fortes regressões demográficas, extinções locais, e extinções seguidas de escassos eventos de recolonização, mostrando uma tendência geral de diminuição da abundância de *S. polyschides* ao longo da costa portuguesa. Em particular, foram observados dois declínios acentuados de densidade ao longo da costa por registos históricos até aos nossos dias, o primeiro abaixo da latitude 41°N com uma densidade média de 10 indivíduos/$m^2$, seguido por uma região ainda mais escassa no sul com uma densidade média de 5 indivíduos/$m^2$, abaixo da latitude 38°N (*189*).

A *Laminaria hyperborea* concentra-se principalmente nas latitudes setentrionais, numa estreita faixa de distribuição, desde o Rio Minho até Esposende. A contração da área de distribuição meridional da *L. hyperborea* foi observada, sendo o limite histórico aproximadamente 250 km mais a sul do que o limite atual em Vila do Conde (*190*). Além disso, as populações atualmente persistentes em Portugal parecem ter uma longevidade mais baixa e menor capacidade reprodutiva em comparação com os registos históricos. Um recente estudo de monitorização da espécie realizado na região norte, mostrou uma diminuição de 12% da densidade de indivíduos em 10 anos (2011-2020) (*191*).

A *Laminaria ochroleuca* tem a sua distribuição principalmente na parte Norte da costa portuguesa, particularmente do Rio Minho a Espinho, mas foi também observada em algumas regiões do sul como Peniche, Ericeira, Estoril, e Cabo Espichel. Tal como a *L. hyperborea*, a distribuição de *L. ochroleuca* em Portugal está em contração, mais evidente nas localidades do Sul.

As florestas de *Cystoseira* estão também entre os *habitats* mais importantes do Atlântico Norte. Em Portugal são encontradas várias espécies, tais como *C. baccata*, *C. compressa*, *C. tamariscifolia* e *C. humilis*, que são capazes de formar extensas canópias em ambientes rochosos intertidais e subtidais. Atualmente, as espécies de *Cystoseira* estão distribuídas ao longo de Portugal continental, embora os dados sobre a distribuição estejam menos completos do que os de outras espécies de algas, pelo que é difícil ter uma ideia clara das tendências destas espécies e da evolução do seu alcance de distribuição ao longo do tempo. No entanto, estudos que envolveram a utilização de modelos nicho ecológico, ou de distribuição de espécies, mostram que as populações atlânticas das espécies *Cystoseira* estarão mais provavelmente sujeitas a alterações significativas na distribuição, com uma possível expansão para norte ao longo da área atlântica (*192*).

**- Efeito das espécies invasoras sobre as espécies nativas:**

Outra potencial ameaça às florestas portuguesas de macroalgas é a macroalga castanha *Sargassum muticum*, considerada uma das algas marinhas com maior potencial invasor a nível global (*193*). Nativa da Ásia Oriental, esta espécie é geralmente distribuí-

da em sistemas intertidais, invadindo regularmente os *habitats* de outras espécies de algas, afetando a abundância de algas nativas e fucoides (*194–196*). Devido à sua rápida taxa de crescimento, alta fertilidade e grande cobertura de biomassa, *S. muticum* produz florestas de alta densidade que dificultam o recrutamento e crescimento de outras espécies de algas marinhas, afetando também vários fatores abióticos, tais como sedimentação, penetração da luz, movimento da água, ciclo de nutrientes e níveis de oxigénio (*197*). A sua presença também afeta a composição da comunidade, diminuindo a riqueza faunística e aumentando a presença de algas filamentosas epífitas (*198*).

A *Undaria pinnatifida* é considerada a terceira alga marinha mais invasora na Europa (*199*). No Atlântico, a introdução desta espécie deveu-se provavelmente à importação massiva da ostra *Crassostrea gigas* do Japão (*200*). Considerando as múltiplas estratégias de dispersão da *U. pinnatifida* (*201*) e as condições ambientais muito favoráveis em Portugal, poderia esperar-se uma proliferação significativa de *U. pinnatifida*, com efeitos significativos nas populações de macroalgas locais. De facto, onde a *U. pinnatifida* perdura durante todo o ano, pode, muito provavelmente, suplantar as espécies nativas, pelo que a invasão pode ter consequências negativas a nível da biodiversidade, causando uma redução das espécies locais (*202*), e também a nível económico, se invadir comunidades de espécies comerciais (*203*).

### 3.4.3.2. Sequestro de carbono pelos ecossistemas costeiros

Os ecossistemas de vegetação costeira desempenham um papel fundamental no armazenamento do carbono atmosférico e oceânico, uma capacidade vulgarmente referida como sequestro de "carbono azul". No total, todos estes ecossistemas cobrem apenas cerca de 0,2% do solo oceânico, mas podem reter carbono no sedimento equivalente a mais de metade do armazenamento global de carbono verde (carbono armazenado nos ecossistemas terrestres) e até 33% da captação total de $CO_2$ oceânico (*204*). Nestes ecossistemas, o carbono azul pode ser armazenado como biomassa viva acima do solo (folhas, ramos, caules, lâminas), a biomassa viva subterrânea (raízes) e biomassa não viva. Os ecossistemas costeiros estão sujeitos a níveis crescentes de pressão, especialmente devido ao desenvolvimento costeiro e de outras atividades humanas que minam a sua resiliência e persistência. Dada a capacidade de armazenar quantidades significativas de $CO_2$, o impacto potencial da perda destes ecossistemas no orçamento global de $CO_2$ é um tópico relevante e que está a ser debatido atualmente.

No caso de sapais e ervas marinhas, quando a vegetação é removida, o sedimento fica exposto à erosão e à atmosfera ou à coluna de água, resultando na ligação do carbono armazenado com oxigénio para formar $CO_2$ e outros gases com efeito de estufa (GEE). Ao contrário de outros ecossistemas de carbono azul, as florestas de macroalgas não possuem tais substratos sedimentares. Em vez disso, a sua biomassa rica em carbono pode separar-se e ser decomposta em cadeias alimentares, por organismos que vão desde animais herbívoros a bactérias. Contudo, as exportações de carbono de

macroalgas podem contribuir significativamente para o armazenamento de carbono, se estas se acumularem em *habitats* com capacidade de depósito de carbono a longo prazo, tais como pradarias de ervas marinhas ou depósitos de sedimentos *offshore* (*205*). Além disso, estudos recentes mostraram que os tecidos de macroalgas contêm compostos de carbono refratários que podem constituir importantes reservatórios de carbono orgânico no oceano (*206*). Face a estas evidências recentes, os *habitats* dominados por macroalgas estão a ser cada vez mais valorizados como importantes fornecedores de carbono (*207*) dentro do ciclo costeiro do carbono (*208*) e há muita investigação a ser feita para determinar que parte é enterrada e se pode considerar armazenamento de carbono, estando neste momento a ser iniciados em Portugal projetos nesta temática.

Dados sobre o sequestro e capacidade de armazenamento de carbono dos ecossistemas de carbono azul em Portugal continental são escassos na literatura. Alguns estudos analisaram a capacidade de armazenamento de carbono dos sapais e pradarias marinhas portuguesas, recolhendo dados apenas para alguns casos: sapais e pradarias de ervas marinhas da Ria de Aveiro (*183*, *209*), Estuário do Mondego (comparação em termos de sequestro de carbono entre as três plantas mais abundantes no local, duas halófitas típicas dos sapais e *Z. noltii*) (*210*), e os sapais do Estuário do Tejo (*211*). Estes valores recuperados da bibliografia foram medidos e multiplicados pela área ocupada por estes ecossistemas em cada sítio, para obter uma estimativa da quantidade de carbono armazenada a nível local (Tabelas 3.4.3.2.a-b).

**Tabela 3.4.3.2. a.** Área total ocupada por sapais em Portugal e stock local de carbono por ano (dados retirados pela Carta de Uso e Ocupação do Solo - Direção-Geral do Território).

| Local | Superfície (ha) | Data do levantamento | Zona de proteção | Stock local de carbono (MgC/y) |
|---|---|---|---|---|
| Caminha | 200,66 | 2018 | ZEC, ZPE | 711,32 |
| Viana do Castelo | 249,50 | 2018 | ZEC | 884,49 |
| Esposende | 103,95 | 2018 | ZEC, RNAP | 368,49 |
| Esmoriz | 63,89 | 2018 | ZEC | 226,48 |
| Ria de Aveiro | 5229,85 | 2018 | ZEC, ZPE | 18539,83 |
| Figueira da Foz | 141,67 | 2018 | Não | 502,20 |
| Lagoa de Óbidos | 199,93 | 2018 | Não | 708,75 |
| Estuário do Tejo | 1643,54 | 2018 | ZEC, ZPE, RNAP | 5826,36 |

**Tabela 3.4.3.2. b.** Área total ocupada pelos prados de ervas marinhas em Portugal, com referência às espécies e à localização e stock local de carbono por ano. Fontes: dados de cobertura retirados de (128); dados de zonas de proteção retirados pela Carta de Uso.

| Espécie | Local | Cobertura (ha) | Data do levantamento | Zona de proteção | Stock local de carbono (MgC/y) |
|---|---|---|---|---|---|
| ***Cymodocea nodosa*** | | | | | |
| | Rio Sado | 2,2 | 2007 | ZEC ZPE, RNAP | 13,79 |
| | Praia Alporchinhos | 0,01 | 2009 | Não | 0,06 |
| | Praia Marinha | 0,08 | 2009 | Não | 0,50 |
| | Praia Santa Eulália | 15 | 2009 | Não | 94,05 |
| | Praia Arrifes | 0,1 | 2009 | Não | 0,63 |
| | Ria Formosa | 91,3 | 2007 | ZEC, ZPE | 572,45 |
| | Sendil | 0,051 | 2007 | ZEC, ZPE | 0,32 |
| ***Zostera marina*** | | | | | |
| | Ria de Aveiro (canal de Mira) | 0,0002 | 2008 | ZEC, ZPE | 0,0013 |
| | Laguna de Óbidos | 1,05 | 2010 | Não | 6,58 |
| | Ponta do Adoche | 1,21 | 2009 | ZEC, ZPE, RNAP | 7,59 |
| | Ponta do Adoche | Muito rara | 2010 | ZEC, ZPE, RNAP | NC |
| | Costa da Galé | 0,13 | 2009 | ZEC, ZPE, RNAP | 0,82 |
| | Costa da Galé | Muito rara | 2010 | ZEC, ZPE, RNAP | NC |
| | Rio Mira | 0,04 | 2009 | ZEC, ZPE, RNAP | 0,25 |
| | Rio Mira | Muito rara | 2010 | ZEC, ZPE, RNAP | NC |
| | Ria Formosa | 5 | 2007 | ZEC, ZPE | 31,35 |
| | Sendil | 0,005 | 2007 | ZEC, ZPE | 0,032 |
| ***Zostera noltii*** | | | | | |
| | Ria de Aveiro (canal de Mira) | 13 | 2008 | ZEC, ZPE | 81,51 |
| | Ria de Aveiro (canal de Ovar) | 43,1 | 2010 | ZEC, ZPE | 270,24 |
| | Rio Mondego | 4,4 | 2009 | ZEC, ZPE | 27,59 |
| | Rio Tagus | 21 | 2009 | ZEC, ZPE, RNAP | 131,67 |
| | Rio Sado | 29 | 2007 | ZEC, ZPE, RNAP | 181,83 |
| | Ponta do Adoche | Muito rara | 2010 | ZEC, ZPE, RNAP | NC |
| | Costa da Galé | Muito rara | 2010 | ZEC, ZPE, RNAP | NC |
| | Rio Mira | 7,5 | 2010 | ZEC, ZPE, RNAP | 47,03 |
| | Ria de Alvor | 1 | 2009 | ZEC | 6,27 |
| | Rio Arade | 0,4 | 2009 | ZEC | 2,51 |
| | Ria Formosa | 1449 | 2007 | ZEC, ZPE | 9085,23 |
| | Rio Guadiana | 5,4 | 2009 | ZEC, ZPE | 33,86 |
| **Portugal continental** | | **1689,98** | | | **10596,15** |

Dados sobre a contribuição das algas marinhas para o sequestro de carbono também são escassos, uma vez que o papel das macroalgas no ciclo costeiro do carbono só atraiu a atenção científica nos últimos anos. As macroalgas exportam cerca de 43% da sua produção, quer como carbono orgânico particulado (POC), quer como carbono orgânico dissolvido (DOC), para outros ecossistemas, não sendo utilizado dentro dos ecossistemas em que elas habitam (*205*, *212*). Apenas alguns estudos documentaram o destino do carbono das macroalgas, mas ajudam a fornecer uma primeira estimativa da sua contribuição para o sequestro de carbono a partir do enterramento em sedimentos costeiros e exportação para o mar profundo, onde o carbono é sequestrado durante largos períodos de tempo. Krause-Jensen & Duarte (*213*) combinaram a informação existente sobre o destino do carbono macroalgal (DOC e POC) para obter uma estimativa da contribuição das macroalgas no sequestro global de carbono. No seu trabalho, calcularam que cerca de 33% do fluxo de carbono como DOC (117 TgC por ano) é exportado para o mar profundo. Quanto ao destino da exportação de POC, os autores sugeriram que cerca de 11% (35 TgC por ano) alcança o mar profundo. A sua primeira estimativa da contribuição das macroalgas para o sequestro de carbono é, então, de cerca de 173 TgC por ano, dos quais cerca de 88% são sequestrados no fundo do mar, e o restante enterrado em sedimentos costeiros, fornecendo provas da importância das macroalgas na captura biológica de $CO_2$ (Figura 3.4.3.2.a).

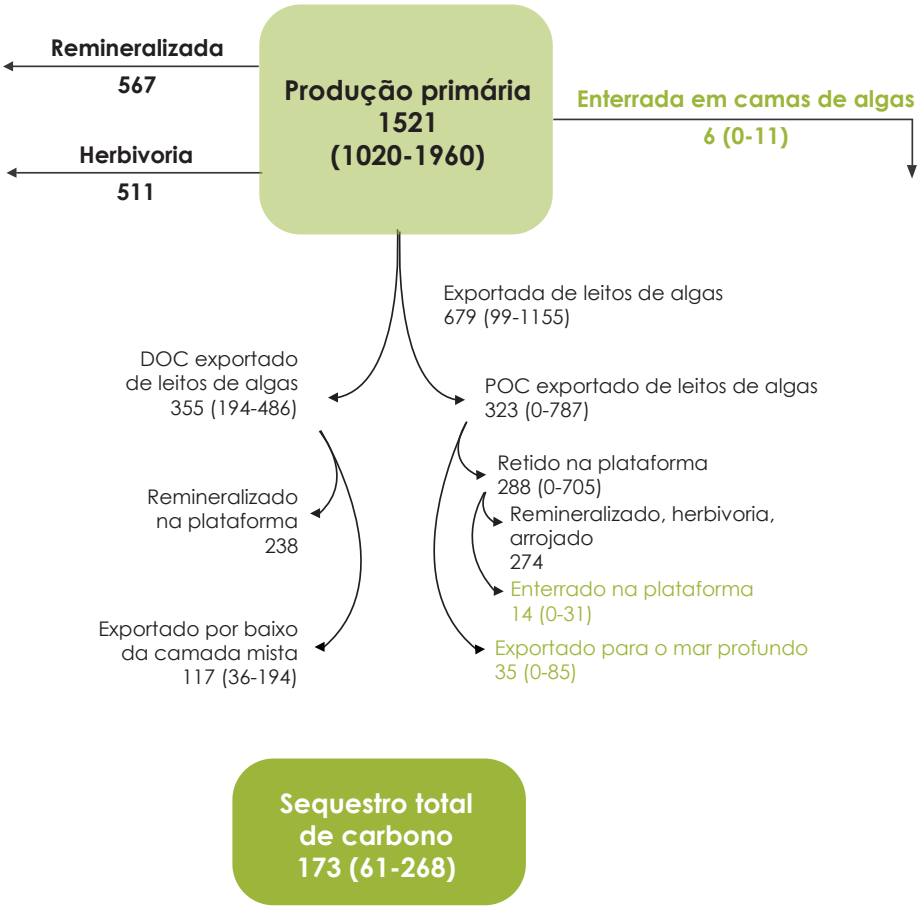



**Figura 3.4.3.2. a**. Etapas do fluxo de carbono desde a produção primária global de macroalgas (NPP) até ao sequestro de carbono (em azul) *(213)*. Todos os valores estão em TgC ano$^{-1}$.

Apesar da escassa disponibilidade de dados sobre o papel das *kelps*, as grandes algas castanhas, no sequestro de carbono, uma investigação recente realizada na região do Atlântico NE, explorou o potencial de armazenamento de carbono das florestas de *Laminaria hyperborea*, mostrando que 11,49 Tg $C_{org}$ são mantidos na biomassa viva destas florestas e estimando uma quota de libertação de partículas de carbono de cerca de 5,71 Tg $C_{org}$ por ano (*214*).

### 3.4.3.3. Carbono azul no oceano aberto

O oceano dissolveu reservas de carbono que são pelo menos uma ordem de magnitude maior do que as dos solos terrestres globais, sendo a maior parte deste carbono dissolvido bicarbonato com um tempo de residência oceânica de cerca de 100.000 anos (*215*). O carbono orgânico dissolvido no oceano é quase igual ao $CO_2$ atmosférico (ver secção 2.2.) e aproximadamente 200 vezes a quantidade de carbono encontrada na biomassa marinha viva (*216*). O fitoplâncton marinho é responsável por ~50 % da produção primária

global (~50 Gt C/ano), e estas algas fotossintéticas podem fixar o carbono inorgânico dissolvido que é então consumido e armazenado principalmente na biomassa de outros organismos. A quantidade de carbono que é fixada pelo fitoplâncton, e depois sequestrada, varia regional e temporalmente, dependendo da produtividade da água superficial, herbivoria, degradação microbiana, e processos físicos como a turbulência (*217*, *218*). A decomposição microbiana do carbono orgânico produzido pelo fitoplâncton pode sequestrar quase 0.2 Pg C/ano no mar profundo (*219*) e cerca de 30% das partículas orgânicas do oceano exposto ao sol são exportadas para a zona abaixo da zona mesopelágica. As velocidades de afundamento e degradação do carbono do fitoplâncton são afetadas pelo tamanho celular, morfologia e composição química (*220*, *221*). *Pellets* fecais, exoesqueletos, animais mortos e as migrações verticais de animais em mar aberto também transportam o carbono do fitoplâncton para o mar profundo (*222*, *223*).

Os modelos de previsão indicam que o aquecimento e a acidificação dos oceanos devido às alterações climáticas irão reduzir o afundamento do carbono orgânico particulado para fundo do mar em cerca de 10-15% até ao final deste século, num cenário de elevada emissão de $CO_2$ devido a uma diminuição prevista na produção primária (*224*) e uma mudança das comunidades para o fitoplâncton com células mais pequenas (*225*).

### 3.4.3.4. Carbono azul no fundo do mar

O carbono orgânico dissolvido é aproximadamente 70% do carbono orgânico total no oceano, e a maior parte deste é encontrado em profundidades superiores a 1.000 m, onde este carbono permanece sem contacto com a atmosfera durante longos períodos de tempo (*226*). O zooplâncton mesopelágico e os peixes migram diariamente através da coluna de água para otimizar a sua própria alimentação e evitar predadores, o que desempenha um papel importante no transporte de carbono das águas superficiais (*227–229*). Os peixes de águas mais profundas transferem em seguida o carbono para armazenamento a longo prazo abaixo de 1.000 m de profundidade (*230*), onde a maior parte deste carbono permanece sequestrado durante milhares de anos. Os sedimentos marinhos são um dos reservatórios de carbono mais extensos e críticos do planeta; por conseguinte, são fundamentais para a regulação das alterações climáticas. O carbono orgânico enterrado nos sedimentos do oceano pode permanecer lá durante milhares a milhões de anos se não for perturbado (*231*, *232*). Contudo, os avanços na exploração humana do oceano tornaram os *stocks* de carbono, antigamente semipermanentes nos sedimentos marinhos, vulneráveis à remineralização, um processo que irá provavelmente exacerbar as futuras alterações climáticas.

Quando perturbados, os sedimentos marinhos podem tornar-se mistos e resuspensos, ficando expostos ao oxigénio e ao metabolismo heterotrófico que pode remineralizar o carbono a $CO_2$ (*233*). As alterações climáticas, o desenvolvimento costeiro, e os avanços na tecnologia que expandiram a pesca (por exemplo, a pesca de fundo), a exploração mineira (embora ainda muito limitada), e a exploração e perfuração de petróleo

e gás no oceano representam uma ameaça potencial para os *stocks* de carbono marinho, que pode levar à sua remineralização e perda significativa (*234*, *235*).

### 3.4.3.5. Efeito da pesca no sequestro de carbono

O papel potencial dos vertebrados marinhos, representando um *stock* de carbono azul oceânico de 0,7 Gt (69), tem recebido pouca atenção, ainda que estes grandes animais consigam armazenar carbono de diferentes formas. De facto, os peixes podem promover o sequestro de carbono em *habitats* de vegetação costeira, enquanto os predadores costeiros protegem este *stock* de carbono azul limitando a herbivoria, mas a sobrepesca esgotou já uma parte significativa dos mananciais pesqueiros, removendo, assim, quantidades massivas de carbono azul do oceano quando as capturas da pesca são desembarcadas, processadas, e consumidas, emitindo assim $CO_2$ atmosférico (*236*). Os peixes de grande tamanho, se não forem predados ou pescados, morrem naturalmente e afundam-se no oceano profundo, fixando-se no substrato. Neste caso, o carbono contido nos seus corpos pode ser sequestrado no oceano profundo durante períodos de tempo extremamente longos. Pelo contrário, quando um indivíduo é pescado, o carbono contido no seu corpo é exportado para terra, em vez de ficar armazenado no fundo do mar.

Mariani e colegas (*237*) estimaram como a captura de grandes peixes oceânicos pode ter afetado negativamente o seu potencial de sequestro de carbono. Os autores utilizaram a base de dados *Sea Around Us* para reunir as capturas de várias espécies de "grandes peixes" (definidas com tamanho > 30 cm), espacialmente explícitas, a nível mundial, desde 1950. No estudo, os autores utilizaram uma abordagem conservadora, excluindo áreas mais superficiais de 200 m e regiões costeiras de afloramento, porque estes ecossistemas podem atuar, tanto como um reservatório (os nutrientes aflorados estimulam a produtividade do fitoplâncton), como uma fonte (as águas afloradas são ricas em carbono inorgânico dissolvido) de carbono. Os autores assumiram que cada peixe individual contém, em média, 12,5% de carbono em relação ao seu peso corporal total (peso húmido). Para cada tonelada métrica de carbono extraído do oceano pela pesca, os autores consideraram que, pelo menos 94%, é emitido para a atmosfera, uma vez que a maioria das partes do corpo são consumidas ou processadas, pelo que o carbono é subsequentemente libertado através da respiração, excreção, e tratamento de resíduos. Os 6% restantes correspondem ao carbono contido nas espinhas de peixe, que não é reemitido imediatamente para a atmosfera, mas sim sequestrado em aterros sanitários. Os autores estimaram, então, a proporção média da biomassa de peixe extraída que teria morrido de senescência e doença e afundado no oceano profundo se não tivesse sido pescado ou predado. Dependendo do grupo taxonómico (ou seja, atum, cavala, tubarões e espadarte), os autores avaliaram que a pesca impede o sequestro de 28,8 a 94,6% do carbono extraído.

Limitar ou prevenir a extração de carbono azul e, ao mesmo tempo, gerir todas as pescas para manter a viabilidade a longo prazo e a produtividade dos recursos pesqueiros, per-

mitiria reconstituir a biomassa de peixe e beneficiar a armazenagem de carbono de três maneiras. Em primeiro lugar, a redução do esforço global de pesca reduziria as emissões de $CO_2$ através da utilização de menos combustível e da manutenção dos *stocks* de carbono dos fundos marinhos. Em segundo lugar, a reconstituição das populações de peixes aumentaria a biomassa viva de peixes de grande dimensão, promovendo o sequestro de carbono a curto prazo no compartimento vivo. Em terceiro lugar, a maior abundância de peixes de tamanho grande, e o consequente aumento do afundamento de carcaças, promoveriam um maior sequestro natural de carbono a longo prazo. Estudos anteriores sobre avaliação da eficácia e benefícios das medidas para enfrentar as alterações climáticas no oceano sugerem que a eliminação da sobrepesca e a criação de áreas marinhas protegidas podem apoiar uma melhor e mais rápida adaptação climática (*238*).

### 3.4.4. RESTAURO DE ECOSSISTEMAS DE CARBONO AZUL

#### 3.4.4.1. Pradarias de ervas marinhas

O declínio das ervas marinhas ao longo da costa portuguesa tem causado grande perda de biodiversidade marinha, contribuído para o empobrecimento da pesca costeira, para a diminuição da qualidade das águas costeiras e o aumento da erosão costeira. Os esforços de restauro passivo, ou de reabilitação, procuram reduzir os fatores de *stress* antropogénico, com medidas como a melhoria da qualidade da água através da remoção de efluentes de esgotos e escoamento agrícola para combater a eutrofização para facilitar a recuperação natural (*239*, *240*). Contudo, a reabilitação das ervas marinhas é um processo que leva anos a décadas para uma recolonização e estabelecimento de pradarias bem sucedidas (*241*, *242*). Assim, já foi feito um investimento significativo no restauro de pradarias de ervas marinhas existentes, ou a criação de novas pradarias onde anteriormente tinham existido, para facilitar a recuperação deste habitat em diferentes partes do mundo, incluindo na Europa (*243*) e em Portugal.

A maioria das pradarias de ervas marinhas em Portugal estão incluídas dentro de áreas protegidas (Tabela 3.4.3.4.b, Figura 3.4.4.1.a), mas, atualmente, apenas dois projetos de restauro foram implementados e monitorizados. O primeiro foi no estuário do Mondego, onde a pradaria de *Z. noltii* diminuiu de aproximadamente 150.000 $m^2$ em 1986 para 200 $m^2$ em 1997 (*244*), devido à interrupção da comunicação entre os dois braços do estuário, o que aumentou o tempo de residência da água e as concentrações de nutrientes. A pradaria recuperou até 4.423 $m^2$ (*128*) após um plano de recuperação implementado pela Autoridade de Gestão da Água que incluiu a proteção física dos poucos rebentos e rizomas restantes, a gestão das entradas de água doce no sistema e a implementação do transplante de ervas marinhas (*245*).

Em 2007, o projeto LIFE Biomares (LIFE 06 NAT/ P/192), iniciou um programa de restauro de ervas marinhas no Parque Marinho Professor Luiz Saldanha, que tinham sofrido uma perda

acentuada deste habitat desde 1983. Em 2001, apenas um fragmento de 50 $m^2$ de *Z. marina* podia ser visto nas fotografias aéreas, sem aumento significativo da cobertura nos anos seguintes. Em 2006, um consórcio de instituições, liderado pelo Centro de Ciências do Mar da Universidade do Algarve (CCMAR), conseguiu financiamento do programa LIFE da UE e da empresa privada de cimentos SECIL para implementar um projeto de conservação marinha no Parque, que incluía uma tarefa de restauro da pradaria de ervas marinhas do Portinho da Arrábida. As três espécies de ervas marinhas que ocorrem no estuário próximo do Sado, *Z. marina*, *Z. noltii* e *C. nodosa*, foram transplantadas entre 2007 e 2011, ao longo de uma distância de 4 km, utilizando diferentes métodos. Entre as três espécies, a *C. nodosa* e a *Z. marina* tiveram uma melhor sobrevivência do que a *Z. noltii*. Os transplantes resultaram num bom ajuste das plantas aos locais de restauro e num estabelecimento com muito sucesso de novas parcelas, uma vez que 80% de todas as parcelas plantadas tinham plantas estabelecidas com sucesso até ao final do Verão de 2009. Contudo, em Março de 2010, muito poucos rebentos de ervas marinhas tinham sobrevivido, devido ao efeito de fortes tempestades invernais que cobriram os locais de restauro com areia e detritos costeiros. Só uma população replantada sobreviveu e foi a que tinha uma área inicial maior (11$m^2$). Outra experiência deste projeto mostrou que para restauro de ervas marinhas em mar aberto, só sobrevivem manchas grandes que têm capacidade de se ancorar no sedimento e sobreviver a tempestades e ao grande hidrodinamismo da costa portuguesa (*246*). Neste momento, estão em curso outros projetos [RemediGrass (*247*), BioPradaRia (*248*) e Fita (*249*)] que se concentram na restauração das pradarias de *Zostera noltii* e *Zostera marina* na Ria de Aveiro.

Nestes projetos, várias técnicas de transplante foram testadas assim como soluções para mitigar a atividade de bioturbação de *Arenicola* sp., que pode afetar drasticamente os habitats de ervas marinhas (*250*). Os resultados preliminares destes projetos parecem promissores e permitirão o desenvolvimento de linhas de orientação para maximizar o sucesso da restauração de prados de *Zostera*. Mas, como já demonstrado noutros projetos, apesar do sucesso inicial, é preciso uma monitorização durante longos períodos de tempo para se poder avaliar a eficácia real das intervenções de restauro destes habitats (*251*).

### 3.4.4.2. Sapais

É importante ter em conta que as alterações no uso do solo resultam geralmente em erosão e degradação dos sapais (*252*). Este processo de degradação tem vindo a ocorrer durante um longo período, mas os maiores impactes surgiram com a implementação dos Planos de Desenvolvimento Agrícola Português (1953-1964), que visavam investimentos para estimular a economia. Em muitos locais, as práticas introduzidas pelos Planos Portugueses de Desenvolvimento Agrícola resultaram na destruição de sapais, sem hipótese de restauro (*253*).

A maioria das formações de sapal atualmente existentes situa-se em áreas protegidas (Tabela 3.4.3.4.a, Figura 3.4.4.1.a). A integração destas áreas sob um regime de proteção, e a legislação internacional (por exemplo, Convenção sobre Zonas Húmidas de Impor-

tância Internacional - Convenção de Ramsar, Convenção sobre a Diversidade Biológica, e Agenda 21), têm sido relativamente eficazes na proteção destes *habitats*. Contudo, as medidas que protegem estas áreas da ocupação humana podem não ser eficazes para prevenir outras formas de degradação, por exemplo, de origem sedimentar.

As formas de intervenção para recuperar os sapais são várias e incluem tanto a reabilitação de zonas existentes como a criação de novas áreas. A criação de áreas de sapal pode ser conseguida pela retirada de obras de defesa e pela correspondente inundação de terrenos agrícolas. Intervenções deste tipo são ainda pouco comuns, sendo mais frequentes situações de recuperação espontânea da vegetação de sapal, decorrentes do simples abandono das obras de defesa por motivos económicos. De experiências anteriores, conclui-se que se podem recriar áreas de sapal relativamente estáveis, a nível morfológico e sedimentar. Mas, do ponto de vista ecológico, a equivalência com as áreas naturais não pode ser garantida (*254*). Existem, em Portugal, poucos projetos de valorização de áreas de sapal como medida mitigadora associada a projetos portuários (por exemplo, recuperação dos sapais da zona marginal de Alvor), ou no âmbito de intervenções de requalificação de áreas urbanas e industriais degradadas (por exemplo, requalificação urbana e ambiental da EXPO'98), mas, em geral, estes projetos de valorização não conduzem necessariamente a um aumento da área de sapal. Em relação à reabilitação de áreas de sapal submetidas a processos erosivos, as soluções técnicas incluem:

**(a)** introdução de elementos que proporcionem abrigo relativamente à ação da onda, de forma a favorecer a deposição de sedimentos;

**(b)** alimentação artificial do raso de maré, através da colocação de sedimentos provenientes de operações de dragagem;

**(c)** estabelecimento de vegetação pioneira em rasos de maré. Neste contexto, vale a pena referir dois exemplos de projetos de restauro de sapais em Portugal: o projeto de regeneração do sistema hídrico do sapal de Venta-Moinhos, que tem vindo a ser executado na Reserva Natural do Sapal de Castro Marim; e um projeto de requalificação do sistema lagunar da Ria Formosa, baseado na dragagem de alguns canais com repulsão das areias dragadas para o cordão litoral (*255*).

#### 3.4.4.3. Florestas de algas marinhas

Poucas provas de recuperação natural têm sido relatadas nas florestas de macroalgas marinhas (*256*, *257*), mesmo quando a área volta às condições antes do declínio das florestas (*258*). As estratégias de restauro, para serem eficazes, devem ser combinadas com a identificação, mitigação, ou eliminação dos fatores de *stress* (*259*). Experiências anteriores demonstraram que as florestas de macroalgas podem mudar para estados degradados (por exemplo, rocha nua ou coberta de algas de pequenas dimensões)

se a cobertura das algas que forma a canópia for removida ou danificada (*260*). Nestas circunstâncias, e quando as condições ambientais da área a restaurar tiverem sido recuperadas até aos níveis anteriores à regressão ou desaparecimento da floresta, a recuperação induzida pela intervenção humana pode ser de importância crítica.

Como em todos os tipos de ecossistemas, os esforços de restauro das florestas de macroalgas devem ser planeados cuidadosamente (*261*). O processo deve ser subdividido em: (1) seleção dos locais de restauro; (2) seleção das espécies objetivo de restauro; (3) seleção dos locais doadores; (4) seleção das técnicas de restauro; (5) definição de ações complementares (p.ex., controlo de herbívoros ou reintrodução em áreas marinhas protegidas). Neste contexto, foram feitos esforços significativos por várias instituições da UE, especialmente na região mediterrânica, para investigar ferramentas para o restauro de *habitats* costeiros [p.ex., projeto MERCES EU (*262*), AFRIMED (*263*), ROCPOP-life (*264*)], e propor técnicas eficazes para promover populações autossustentáveis (*261*). Os primeiros projetos de reflorestação de macroalgas em Portugal são o "Seaforest Portugal" e "Seaforest Cascais", incluídos na iniciativa "Seaforester" (*265*), cujo objetivo é inverter o desaparecimento das florestas de macroalgas através da reflorestação. O principal objetivo destes projetos é testar e implementar métodos para a recuperação de populações de diferentes espécies de *kelp* nativas ao longo da costa portuguesa.

Além do restauro das florestas de macroalgas, outra solução para melhorar o sequestro de carbono nas zonas costeiras é o aumento significativo de biomassa de algas marinhas cultivadas para fins comerciais (*Bancos de aquicultura de macroalgas*, SABs). Esta abordagem é especialmente promissora quando os SABs estão localizados em águas onde a biomassa natural de vegetação está ausente ou é baixa (*266*). O papel potencial de sequestro dos SABs, contudo, ainda não foi avaliado com precisão, mas um estudo recente realizado na região Ásia-Pacífico demonstrou que 694.636 t de carbono ($2{,}54\times10^6$ t de $CO_2$) poderiam ser assimiladas anualmente pelos SABs (*267*).

**Tabela 3.4.4.3. a.** Proposta de ações de gestão de ecossistemas marinhos de interesse em Portugal de acordo com o tipo de ameaça local (informação adaptada de (128, 191, 268). Estão excluídas da tabela ameaças globais como as alterações climáticas porque as ações sugeridas são de âmbito local.

| Fatores | Ameaças | Soluções de gestão |
|---|---|---|
| **Ervas marinhas** | | |
| **Destruição das pradarias** | Construção costeira; dragagem de canais; enchimento de praias, cultivo de bivalves (amêijoa e ostra) | Aplicação da política ambiental; sensibilização das instituições públicas e de gestão costeira; implementação de Áreas Marinhas Protegidas |
| **Fragmentação das pradarias** | Amarração livre; escarificação de hélices de barcos; recolha de amêijoas e iscos à mão; arrasto industrial de amêijoas e com arrasto manual | Boias permanentes; melhor sinalização dos canais; informação pública com licença de barco; aplicação das políticas; proibição de arrasto de amêijoas nos habitats de ervas marinhas; criação de plano de gestão para áreas de recolha de amêijoas/iscos, programas de sensibilização do público |
| **Aumento da sedimentação no local** | Operações de dragagem, abertura de enseadas<br><br>Tempestades | Melhoria das práticas de drenagem da água (agricultura e barreiras naturais)<br><br>Aplicação da política ambiental<br><br>Implementação da Diretiva Quadro da Água |
| **Aumento da eutrofização no local** | Esgotos urbanos e industriais<br><br>Florescimento de algas | Sensibilização das instituições públicas e de gestão costeira<br><br>Implementação de planos de gestão para espécies exóticas |
| **Sapais** | | |
| **Erosão dos sapais** | Pisoteio<br><br>Erosão em grande escala, inundações | Reduzir danos superficiais, identificação de áreas sensíveis a perturbações e/ou pisoteio, utilização de tecidos geotêxteis fixados à superfície dos pântanos<br><br>Reduzir a energia das ondas que causam a erosão, barreiras de proteção, estabelecimento vegetação pioneira, introdução de sedimentos frescos, plantação de vegetação |
| **Perda de sapais** | Construção, drenagem, construção de barragens | Aplicação da política ambiental, monitorização das condições, criação de novos sapais |
| **Mudança na vegetação do sapal** | Pastoreio; espécies invasoras | Melhores práticas na gestão de pastagens; implementação de planos de gestão para espécies exóticas |
| **Introdução de contaminantes** | Descargas de esgotos, escoamento de fertilizantes/pesticidas e outras substâncias prioritárias incluídas na Diretiva da Água | Aplicação da Diretiva Quadro da Água, aplicação de boas práticas das bacias hidrográficas, sensibilização do público e das instituições de gestão costeira |
| **Perturbação de aves nidificadoras** | Acesso público, pisoteio | Identificação de áreas sensíveis à perturbação, redução/proibição de acesso |
| **Florestas de macroalgas** | | |
| **Redução das florestas** | Herbivoria; espécies invasoras | Integração em Áreas Marinhas Protegidas; adoção de planos de gestão para espécies exóticas |
| **Perda de florestas** | Construção costeira; aumento da sedimentação | Aplicação da política ambiental; sensibilização das instituições públicas e de gestão costeira; inclusão em avaliações de risco, reflorestação com espécies/estirpes nativas mais resistentes também ao aumento de temperatura (métodos in situ e ex situ) |

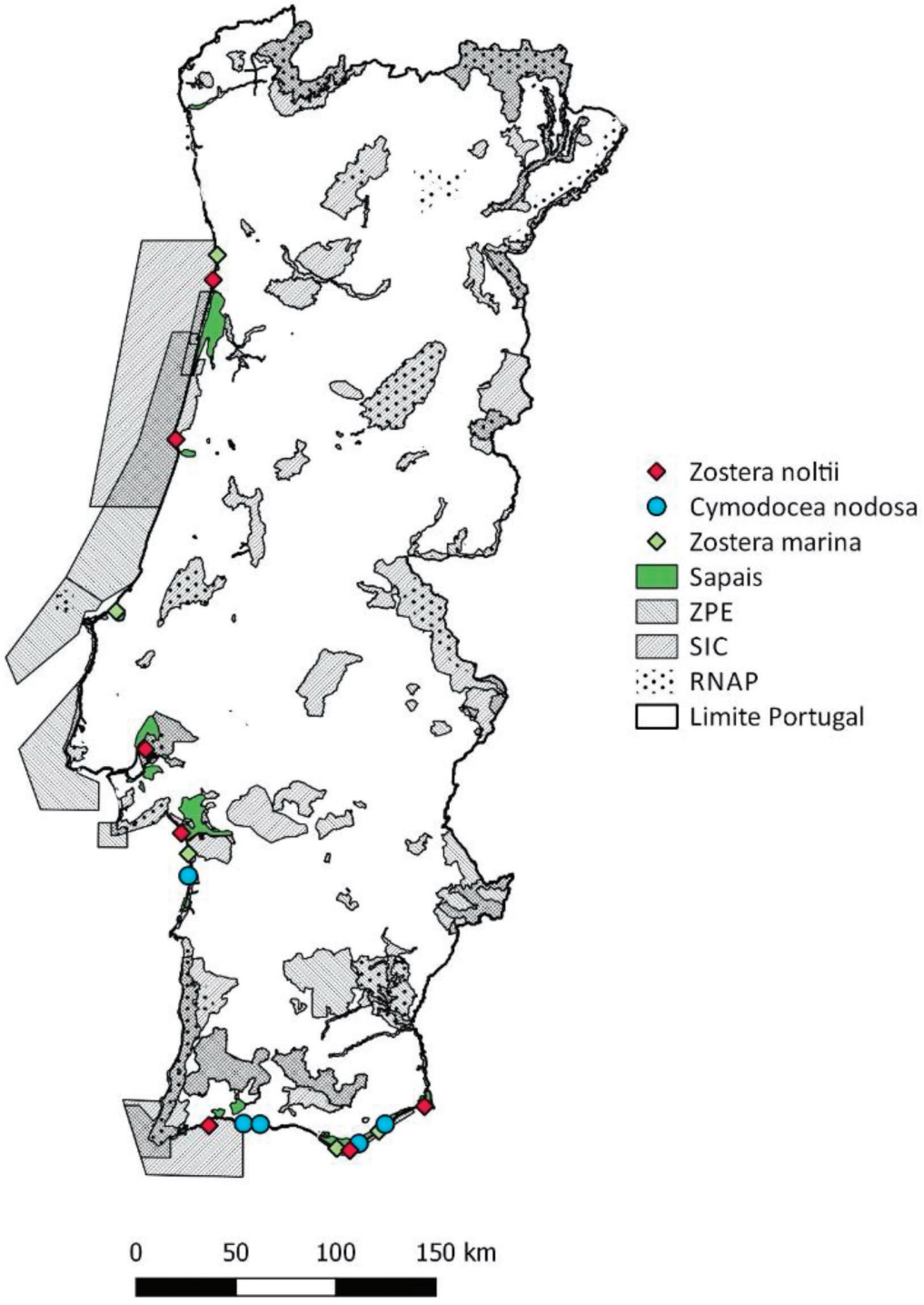



**Figura 3.4.4.3. a.** Mapa de distribuição das principais pradarias de ervas marinhas e sapais de Portugal continental.

### 3.4.5. RECURSOS PESQUEIROS

#### 3.4.5.1. Biodiversidade e estado dos recursos pesqueiros

A pesca excessiva poderá alterar a biodiversidade marinha e o funcionamento dos ecossistemas que dela dependem. O impacto da pesca na biodiversidade ocorre por efeitos i) diretos, como a remoção dos recursos pesqueiros alvo, ou ii) indiretos, por captura acidental de outras espécies (*bycatch*) de peixes, mamíferos, aves e répteis marinhos e invertebrados, assim como a destruição física dos ecossistemas/*habitats* marinhos.

A Política Comum da Pesca (PCP), criada pela União Europeia (UE) em 1983, é um dos instrumentos mais significativos de proteção, à escala europeia, de uma série de espécies. Esta contém um conjunto de regras de gestão (total admissível de capturas - TAC; quotas; malhagens permitidas; artes de pesca permitidas; zonas de pesca permitidas; controlo do esforço de pesca - p.ex., licenças de pesca, dias de pesca etc.; tamanhos mínimos de captura; proibição de captura de determinadas espécies; obrigação de desembarque de determinadas espécies) destinadas a garantir a proteção sustentável das unidades populacionais dos recursos pesqueiros, tanto nas águas comunitárias, como nas águas a que as frotas pesqueiras europeias têm acesso. Embora estas iniciativas tenham recebido ampla aceitação, nem sempre foram eficazes no combate aos problemas de sobre-exploração de recursos e proteção do meio marinho.

Os modelos de avaliação de recursos pesqueiros forneceram aos gestores de pescas informações valiosas sobre a regulamentação de muitos recursos pesqueiros e a avaliação de estratégias de gestão desde a década de 1970. Essas avaliações baseiam-se no pressuposto de que a sobre-exploração está diretamente ligada ao esforço de pesca. A teoria da produção excedente fornecia um único ponto de referência de meta referido na Convenção da Lei do Mar, o rendimento máximo sustentável, que, até a década de 1970, era considerada a meta apropriada para a gestão pesqueira (*269*). No entanto, com o colapso dos recursos pesqueiros à escala global (*146*) e o crescente risco de extinção de várias espécies de peixes e invertebrados marinhos devido à atividade da pesca, tornou-se evidente que as tradicionais ferramentas técnicas de gestão (exemplo: avaliação de recursos pesqueiros, tamanhos mínimos de captura) não alcançaram os seus objetivos.

Mais recentemente, tem vindo a dar-se progressivamente atenção a uma perspetiva mais ecológica da avaliação dos recursos pesqueiros. Esta evolução vai no sentido de contemplar, para além da exploração pela pesca, também outras atividades humanas e outros fatores (ambientais) que têm influência no estado dos recursos. A aplicação de uma abordagem ecológica à gestão pesqueira exige que os gestores identifiquem medidas para preservar a biodiversidade marinha (p. e., espécies, *habitats*) enquanto se concentram igualmente nos recursos pesqueiros. Assim, os indicadores de biodiversidade tornaram-se uma ferramenta para avaliar os impactos da pesca e a eficácia da gestão e, assim, orientar o desenvolvimento das políticas e gestão costeira. O aconselhamento

científico à gestão às pescarias não contempla, contudo, ainda a integração de indicadores de biodiversidade/ecológicos. No entanto, os decisores políticos já olham para estes indicadores ecológicos/biodiversidade para orientar as suas estratégias de decisões, nomeadamente no contexto da nova Diretiva Quadro Estratégia Marinha (DQEM).

Com um recente aumento na consciencialização do público (incluindo indivíduos e instituições, ainda que de diferentes formas e níveis) sobre os problemas associados à pesca, à questão das rejeições, às alterações climáticas, entre outros, Portugal tem necessidade de implementar, no quadro da nova Política Comum de Pesca (PCP) da UE, um conjunto de medidas com objetivos específicos que permitirão, p. ex., diminuir o desperdício das rejeições de pescado que ocorrem no exercício da pesca, e proceder à recuperação dos níveis dos recursos pesqueiros e à preservação dos *habitats* marinhos, através de uma exploração mais sustentável do mar. Estes aspetos são parte integrante da atual PCP.

### 3.4.5.2. A pesca em Portugal

Os recursos marinhos (peixe e marisco) são parte integrante do património social e cultural português, constituindo um importante meio de subsistência de muitas comunidades costeiras que dependem quase exclusivamente da pesca e atividades relacionadas. A exploração dos recursos pesqueiros nas águas portuguesas é dominada pela pesca local e costeira de pequena escala. A pesca artesanal permanece social e economicamente importante para as populações costeiras que aumentaram nas últimas décadas ao longo do litoral de Portugal.

O desenvolvimento histórico da pesca em Portugal Continental foi descrito por vários estudos (*270*, *271*). Em 1821, a frota pesqueira portuguesa contava com 2.457 barcos e 21.159 pescadores, enquanto em 1853, a frota tinha crescido para 3.430 barcos e 29.564 pescadores (Alves, 1991). A indústria da pesca comercial continuou a desenvolver-se e, em 1886, um total de 6.176 barcos e 29.766 pescadores estavam empregados na indústria (Baldaque da Silva 1891). Quanto à população de pescadores comerciais, entre 1853 a 1911, regista-se um declínio contínuo do número relativo de pescadores. Em 1853, os pescadores representavam 1,4% do total da população ativa. No entanto, em 1890, isso tinha diminuído para 1,0% e em 1911 para 0,7% (Alves, 1991). Um ligeiro aumento no número de pescadores foi observado, em 1950, quando a percentagem de pescadores no total da população ocupada era de 0,9% (Alves, 1991).

Em linha com a modernização típica da pesca (equipamentos a bordo, motorização, estruturas de armazenamento do pescado, tamanho das embarcações, etc.), e contrastando com a diminuição do número de pescadores, o número de barcos de pesca aumentou entre 1821 e 1950. Durante este tempo existiram melhorias tecnológicas substanciais e mudanças nas pescarias. Por exemplo, em meados de 1800, os navios movidos a vapor foram introduzidos na frota de pesca, o que resultou numa redução do total de pescadores. Neste período, os pescadores começaram a utilizar uma arte

industrial, o arrasto com vara, que imediatamente criou conflitos entre o pequeno sector da pesca artesanal e o sector industrial em desenvolvimento. O resultado foi os pescadores artesanais exigirem a intervenção governamental para parar "… a destruição das artes artesanais, a destruição dos peixes e áreas de desova, devido à velocidade das redes e pequenos tamanhos de malhas utilizadas…" (*272*). Em resposta, o Governo português aprovou uma lei provisória, em 1891, restringindo a pesca de arrasto de fundo. Mas os proprietários dos arrastões contestaram imediatamente e a lei acabou por ser revogada. O Governo Português, em 2014, proibiu a pesca de arrasto em quase todo o território nacional para profundidades maiores de 800 metros.

Ocorreu a diminuição do número de embarcações na frota de pesca portuguesa, entre 1989 e 1999, mas esta diminuição foi compensada por um aumento do poder de motorização das embarcações. Em 1996, 98% da frota pesqueira era motorizada. De acordo com um censo populacional de 1991, havia 20.114 pessoas empregadas na pesca portuguesa, ou seja, menos de 1% do total da população empregável (*273*). Destes, 97% eram homens, muitas vezes com baixos níveis de escolaridade, 9% dos homens eram analfabetos e 68% não tinham qualquer formação para além da escola primária. Em geral, os jovens pescadores apresentaram níveis mais elevados de educação do que os pescadores mais velhos. Em 1996, 98% da frota pesqueira era motorizada.

Nenhum dos relatos históricos, publicados entre 1800 e 1950, sobre a pesca portuguesa, aborda o problema das capturas acessórias e rejeições, ou do impacto sobre os *habitats* marinhos (*270*). A falta de informação sobre capturas acessórias e rejeições desse período pode sugerir que a maioria das capturas artesanais, perto da costa, eram consumidas ou usadas, não rejeitadas ao mar. Por outro lado, os estudos sobre o impacto da pesca eram diminutos ou inexistentes e não chegavam ao grande público.

A adesão à Comunidade Económica Europeia (CEE), em 1986, trouxe mudanças significativas para os portugueses no que respeita à indústria da pesca. Por exemplo, Portugal perdeu a autonomia na negociação do acesso à pesca em países em desenvolvimento, para a sua frota de águas distantes, o que levou à perda de acesso a algumas áreas de pesca, incluindo áreas em que Portugal, historicamente, sempre havia pescado, como as águas marroquinas.

Atualmente, em Portugal continental, as artes utilizadas na pesca costeira, incluem desde as artes móveis, como as ganchorras para os bivalves (p. ex., amêijoas) e o arrasto de peixe ou crustáceos (camarão, gamba), até artes estáticas, como as redes de emalhar, tresmalhos, palangres demersais e armadilhas. Portanto, uma grande variedade de espécies é desembarcada e a composição das capturas difere de arte para arte, e de acordo com as zonas geográficas, *habitat* marinhos e das artes de pesca usadas.

### 3.4.5.3. Desembarques da pesca – longo termo

Os dados históricos do Instituto Nacional de Estatística (INE) mostram que os desembarques da pesca têm diminuído desde a década de 60, mas mais intensamente após 1985/86, quando Portugal aderiu à CEE, comprometendo-se com a nova/reformulada Política Comum da Pesca (PCP). Os dados do INE têm, contudo, um baixo grau de resolução taxonómica, já que muitas espécies ou grupos são englobados em categorias generalistas (p. ex., raias). Os desembarques da pesca estão correlacionados com as variações da frota e com o número de pescadores, ou seja, com o esforço de pesca. Desde o final de 1990, assiste-se à redução contínua e significativa do número de pescadores, dos barcos, da capacidade da frota em termos de Tonelagem de Arqueação Bruta (TAB), total/barco e ou potência de motorização total da frota. Contudo, desde 1996 que os valores de potência por barco da frota (Kw/barco) aumentaram e os valores TAB/barco se mantêm constantes.

Entre 1955-1994 os desembarques da frota ultrapassam sempre as 200 mil toneladas/ano, mas após 2000 existe um decréscimo e os valores de desembarques são sempre inferiores a 200 mil toneladas/ano (Figura 3.4.5.3.a).

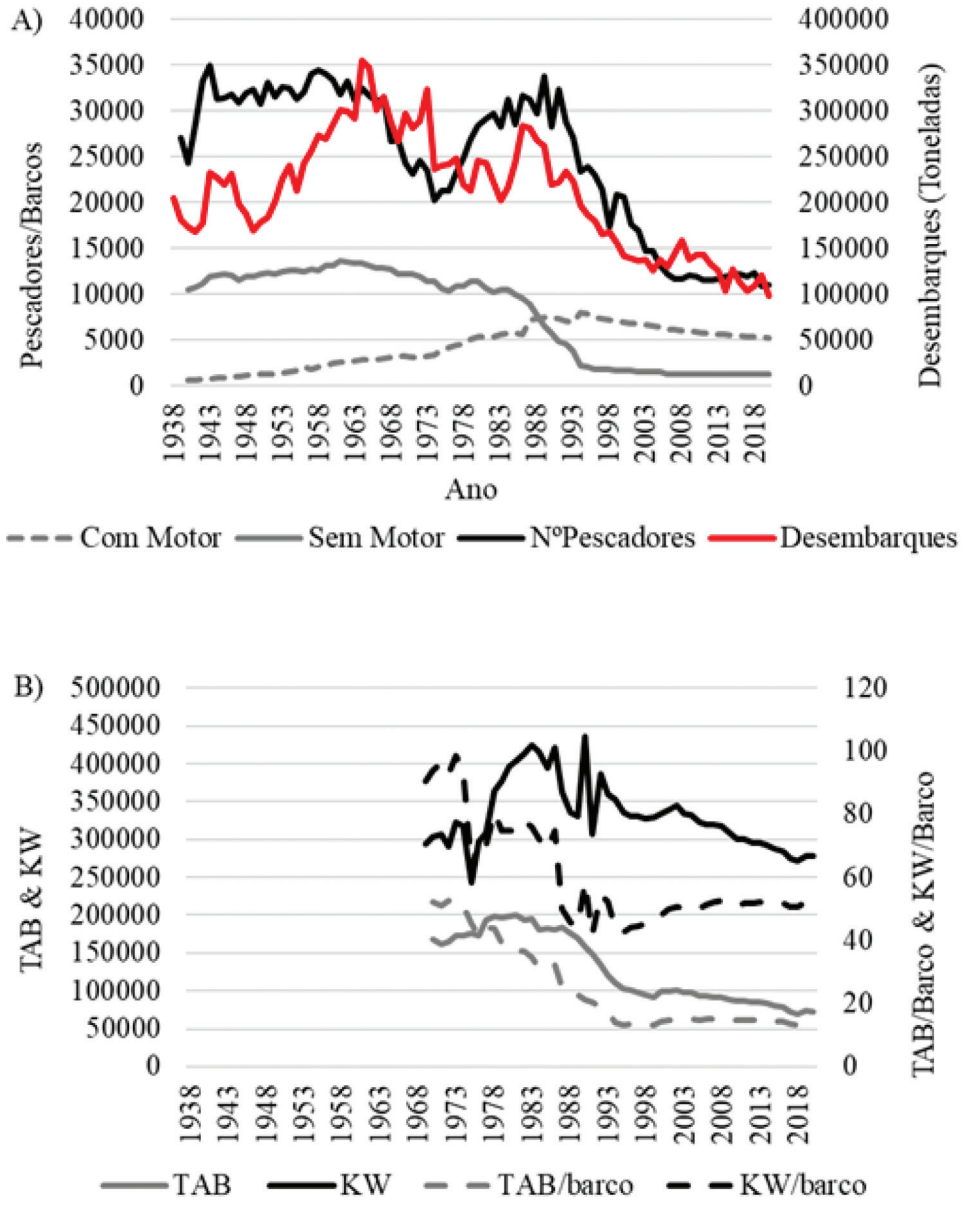



**Figura 3.4.5.3. a.** A) Desembarques totais da pesca entre 1938-2020 e respetiva variação do esforço de pesca em termos de barcos com motor, barcos sem motor e pescadores licenciados em Portugal continental; B) Tonelagem de Arqueação Bruta (TAB) e Motorização (KW) da frota continental Portuguesa.

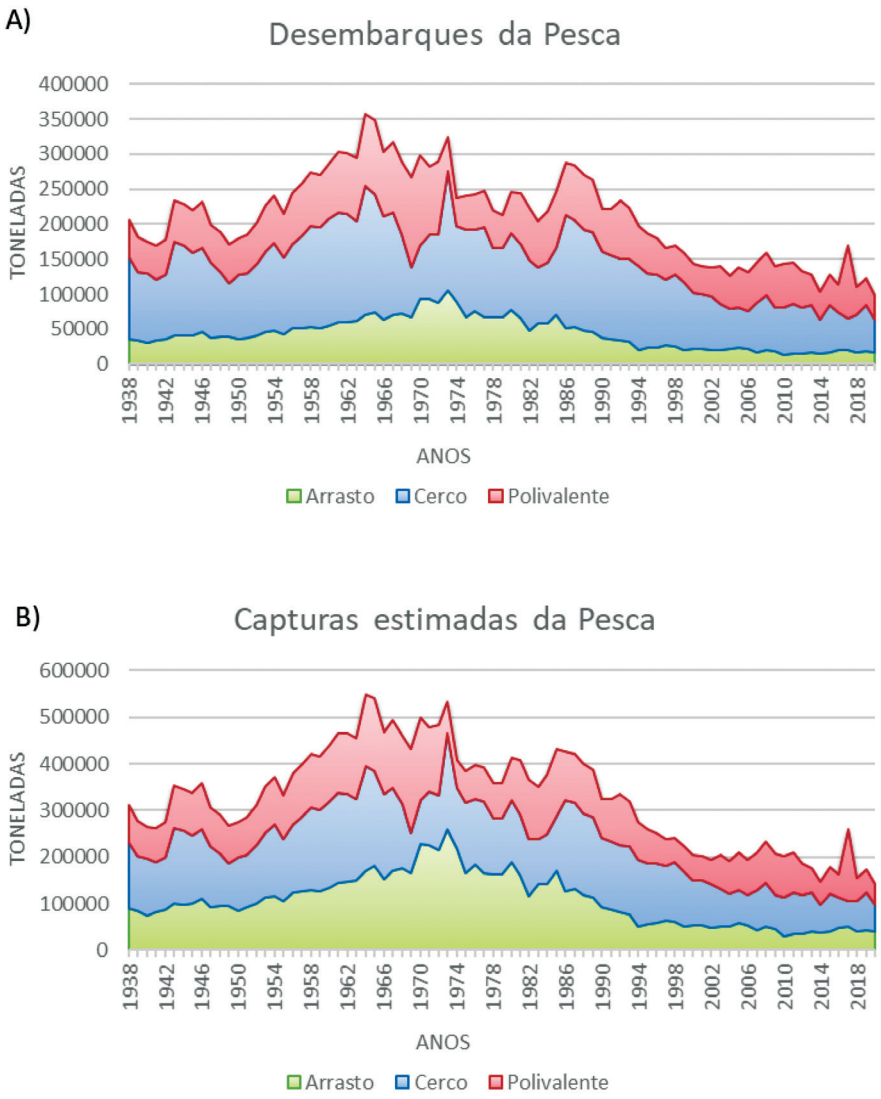



**Figura 3.4.5.3. b.** A) Desembarques da pesca; B) Reconstrução das capturas da pesca (Capturas estimadas da pesca) em toneladas por artes de pesca: arrasto, cerco e pesca polivalente-artesanal. Fonte: *INE [1938-2020; ver metodologia de reconstrução em (270)]*.

O cerco contribui com cerca de metade dos desembarques da pesca (49±7%) a nível nacional entre 1938-2020, seguido da pesca artesanal/polivalente (30±7%) e arrasto (21±6%) (Figura 3.4.5.3.b). Um dos aspetos relacionados com a biodiversidade e o efeito da pesca é a compreensão do que ocorre com as espécies que são acidentalmente capturadas ou não declaradas em lota. Desta forma, se reconstruirmos as capturas podemos ter uma ideia da pesca ilegal, não declarada/rejeitada ou não regulamentada (IUU) e, desta forma, da pressão exercida sobre os ecossistemas marinhos, sobre os recursos e a biodiversidade. Em média, cerca de 35±3.9 % do peixe total capturado (Figura 3.4.5.3.b) que não é reportado/aproveitado, tem origem nas rejeições da pesca

(cerca de 98.5%). Contudo, as estimativas de reconstrução das capturas variaram entre um mínimo de 28% e um máximo de 41%.

A proporção de peixe rejeitado varia, ainda, entre sectores da frota. As estimativas da reconstrução das capturas, entre 1938-2020, mostra que a maior quantidade de pescado capturado que não é aproveitado/desembarcado ocorre no arrasto (Média: 54.3±8.4%; Mínimo: 46.2%; Máximo: 69.0%), seguido da pesca polivalente artesanal (Média: 24.9±7.2%; Mínimo: 19.0; Máximo: 28.2) e do cerco (Média: 19.3±5.6%; Mínimo: 10.6; Máximo: 24.1).

O facto de não existirem registos das capturas totais, que não são desembarcadas, faz com que aumente a incerteza sobre a composição estrutura das comunidades marinhas, e, consequentemente, sobre os efeitos da pesca na biodiversidade e sobre os ecossistemas marinhos, o que se traduz em maiores dificuldades de gestão e conservação dos recursos marinhos, nomeadamente numa perspetiva mais ecológica de gestão e preservação da biodiversidade.

As espécies com maior contributo para os desembarques da pesca em Portugal continental mantêm-se ao longo do tempo (Figura 3.4.5.3.c.) e incluem a sardinha (*Sardina pilchardus*), o carapau (*Trachurus trachurus*), a cavala (*Scomber colias*), a pescada (*Merluccius merluccius*), o polvo (*Octopus vulgaris*), a faneca (*Trisopterus luscus*), o verdinho (*Micromesistius poutassou*) e a sarda (*Scomber scombrus*). Em conjunto, as espécies anteriores correspondem a 73% da dos desembarques da pesca entre 1938-2020, correspondendo cumulativamente a um valor médio de 155 621 toneladas/ano. Se considerarmos as mesmas espécies, e considerando agora as capturas totais/reconstruídas o valor médio entre 1938-2020 somaria 216.657 toneladas/ano, ou seja mais 40% que o valor estimado para os desembarques.

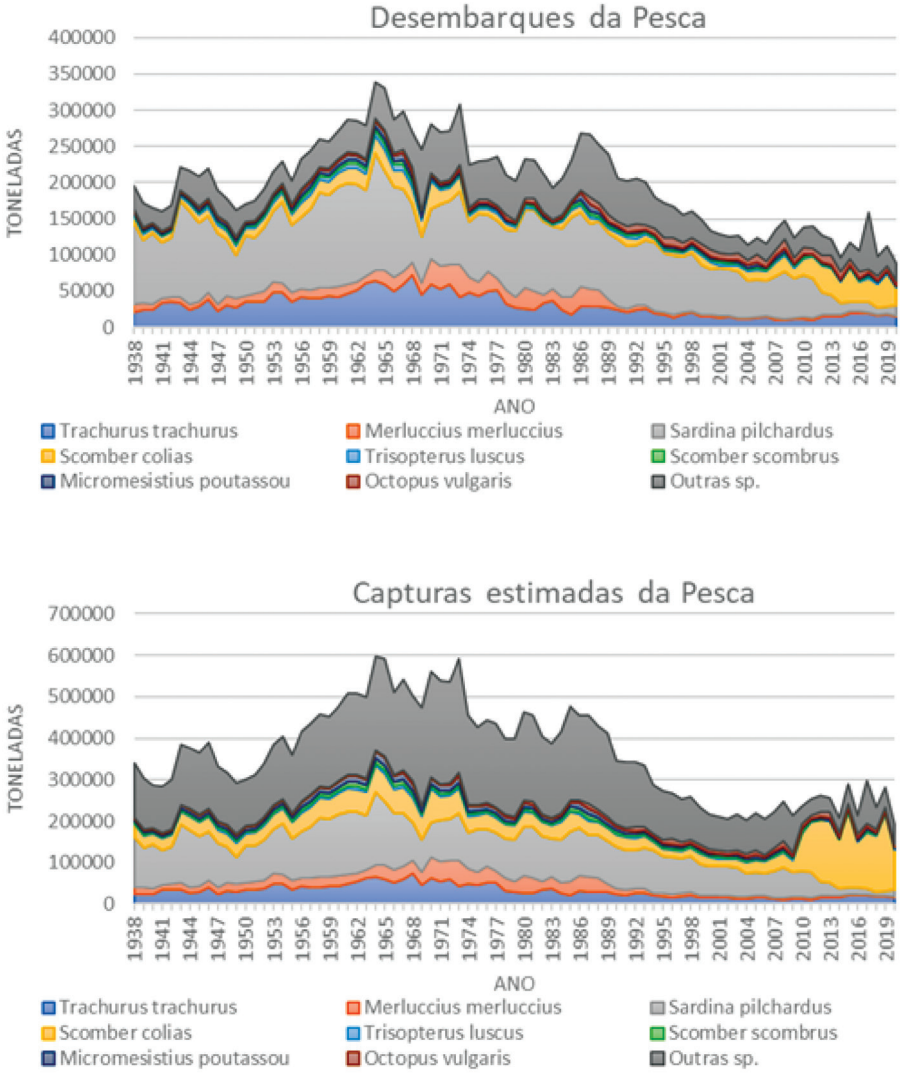



**Figura 3.4.5.3. c**. A) Desembarques da pesca; B) Reconstrução dos desembarques da pesca (Capturas estimadas da pesca) das principais espécies desembarcadas. Fonte: INE (1938-2020).

Salienta-se, ainda, que o documento deve ter em conta que as capturas e desembarques são resultantes de artes de pesca com diferentes seletividades e este tema é tido em conta na metodologia aplicada para reconstrução de capturas uma vez que são aplicadas taxas de rejeição. No entanto, poderá haver espaço para melhoria da metodologia tendo em vista variação temporal da seletividade e rejeições por arte, especialmente no que diz respeito à frota polivalente que engloba uma grande variedade de artes de pesca com grande dinâmica espaço-temporal.

### 3.4.5.4. Desembarques históricos da pesca e biodiversidade

Os dados de desembarques da pesca da Direção-Geral dos Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos (DGRM), desde 1989 a 2020, apresentam um rigor satisfatório em termos de desagregação taxonómica por espécies, e, por este motivo, foram utilizados para fins de análise das tendências da pesca, em termos da ecologia das populações e da biodiversidade marinha.

Existem cerca de 320 espécies/*táxon* de interesse comercial que são desembarcadas pela frota, incluindo diferentes crustáceos, bivalves, peixes e cefalópodes (Tabela de Análise Suplementar 4.2.a). Para fins de análise das tendências da biodiversidade, optou-se por agrupar os dados das espécies inicialmente em grupos funcionais (ver nota *1 em Análise Suplementar 4.2.). Estes grupos funcionais são, por norma, dominados pelos desembarques de 2 ou 3 espécies de pescado que representam mais de 80% dos desembarques dentro de cada grupo funcional. Os dados das séries temporais (ver nota *2, Análise Suplementar 4.2), em termos de grupos funcionais, mostram três padrões/tendências estatisticamente significativos em termos de desembarques da pesca entre 1989-2020:

- **Tendência 1:** constante decréscimo dos desembarques da pesca ao longo do tempo. Na última década (2010-2020), mantém-se um decréscimo linear dos grupos funcionais associados a esta tendência. Esta tendência correlaciona-se, positivamente e negativamente, com vários grupos (Figura 3.4.4.4.a).

- **Tendência 2:** aumento anual bastante significativo dos desembarques até 2006, com diminuição bastante marcada até 2015, altura a partir da qual os valores estabilizam. Explica principalmente oscilações nos grupos funcionais dos Peixes de Recife (>=90 cm, grupo G) e Demersais (30 - 90 cm, grupo M), estando estes negativamente correlacionados com esta tendência (ou seja, aumento na última década destes grupos).

- **Tendência 3:** oscilação dos desembarques, sendo visível o aumento dos desembarques até 1996.Os desembarques, entre 1989 e 1991, são estáveis, posteriormente diminuem, estabilizando entre 2007-2011 para valores semelhantes aos de 1989. Após 2011, os desembarques aumentaram substancialmente.

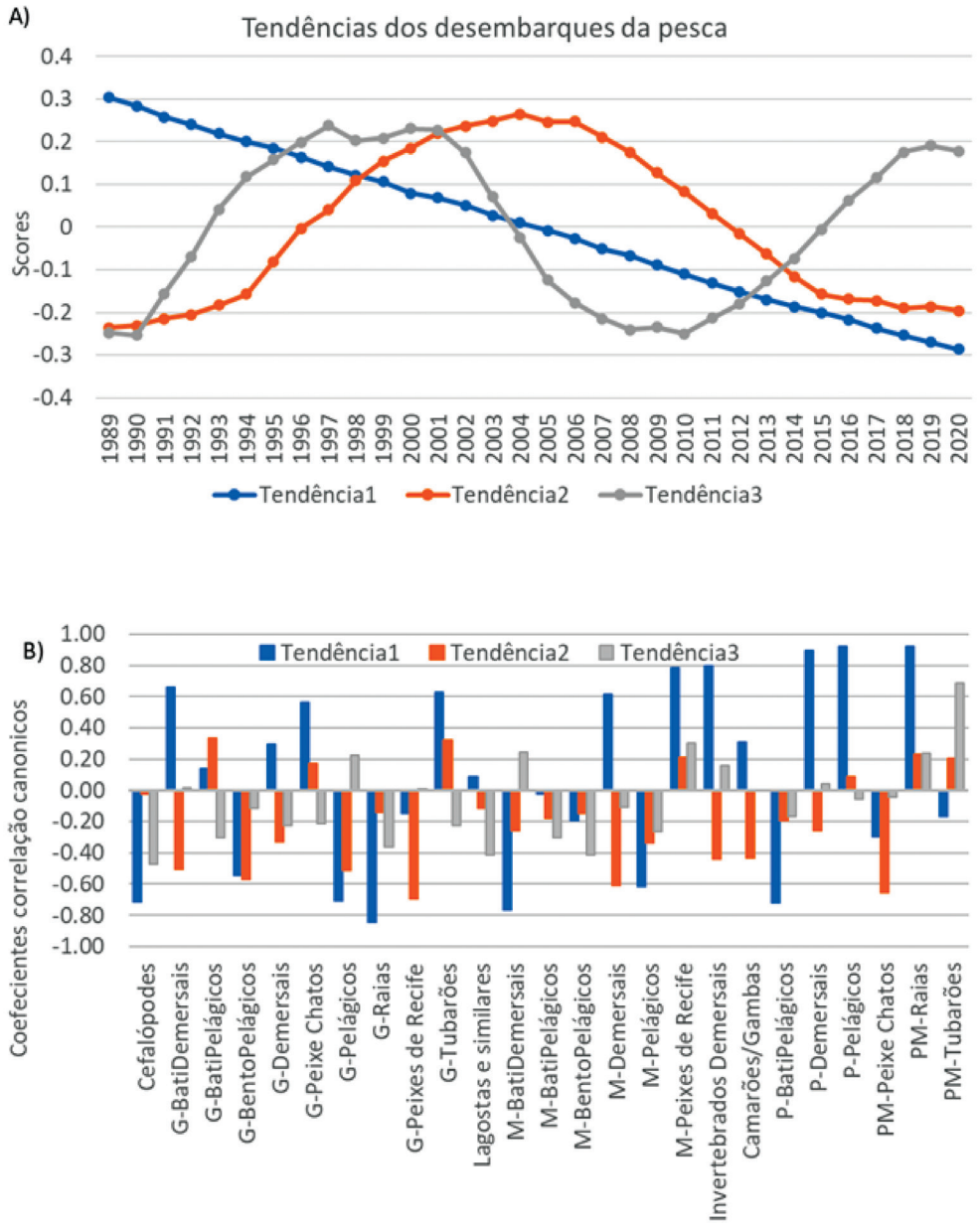



**Figura 3.4.5.4. a.** Correlação dos diferentes grupos funcionais com as diferentes tendências 1-3 dos desembarques. Os valores superiores a 0.4 mostram que o grupo funcional está correlacionado estatisticamente com a tendência. Por exemplo, os cefalópodes estão negativamente correlacionados com a tendência-1, logo estão entre os grupos que estão a aumentar em termos de desembarques. G-Grandes (>90cm); P – Pequenos (<30cm); M-Médios (30-90cm).

Das análises de tendências dos grupos funcionais (ver nota *3, Análise Suplementar 4.2.) conclui-se que os recursos do mar profundo e os níveis tróficos intermédio-elevados, e de maiores profundidades (cefalópodes, grandes bentopelágicos, grandes raias e peixes chatos, médios batidemersais e pelágicos, pequenos-médios demersais e tubarões), têm aumentado em termos de contributo para o total dos desembarques. Enquanto que os pequenos pelágicos, grandes tubarões pelágicos e os grandes peixes chatos, que são tradicionalmente pescados pela frota continental nas últimas décadas, têm diminuído em termos de contributo para o total dos desembarques da pesca.

As mudanças na composição (ver nota *4, Análise Suplementar 4.3) dos desembarques da pesca ao longo dos anos (Figura de Análise Suplementar 4.3.a) estão associadas com as tendências da pesca (Figura 3.4.5.4.a), nomeadamente das capturas dos diferentes grupos funcionais e/ou espécies que compõem estes grupos. Estas alterações são visíveis em termos de grupos funcionais (Figura de Análise Suplementar 4.3.b) que mais contribuem para os desembarques. A composição estrutural dos desembarques mudou substancialmente em 2012, período após o qual se regista uma diferença de 48.73% relativa ao período anterior (1989 - 2011) em termos de composição por espécies/taxa (Figura de Análise Suplementar 4.3.b).

**Tabela 3.4.5.4. a.** Principais espécies que explicam as diferenças entre os grupos 1 (período 1989-2011) e 2 (período 2012-2020). A alteração da composição estrutural dos desembarques foi acompanhada por uma alteração da composição específica dos desembarques de determinadas espécies, que explicam a diferença entre os dois períodos de tempo, Grupo 1 e Grupo 2, identificados (Figura de Análise Suplementar 4.2.b).

| | | Diferença entre Grupo 1 & 2 (%) | Contribuição (%) | Cumulativo (%) |
|---|---|---|---|---|
|  | *Sardina pilchardus* | 21.57 | 44.27 | 44.27 |
|  | *Scomber colias* | 8.02 | 16.47 | 60.73 |
|  | *Trachurus trachurus* | 2.19 | 4.48 | 65.22 |
|  | *Engraulis encrasicolus* | 1.89 | 3.87 | 69.09 |
|  | *Thunnus obesus* | 1.07 | 2.2 | 71.29 |
|  | *Trachurus picturatus* | 0.97 | 2 | 73.28 |
|  | *Octopus vulgaris* | 0.87 | 1.79 | 75.08 |

As diferenças entre os períodos 1989-2011 e 2012-2020 (Tabela 3.4.5.4.a) são explicadas por diferenças nos desembarques de 7 espécies que cumulativamente explicam 75% das diferenças encontradas entre os períodos anteriores: *Sardina pilchardus* (Sardinha); *Scomber colias* (cavala); *Trachurus trachurus* (carapau); *Engraulis encrasicolus* (biqueirão); *Thunnus obesus* (atum patudo); *Trachurus picturatus* (Carapau negrão); *Octopus vulgaris* (Polvo).

As alterações da composição dos desembarques da pesca refletem-se ao nível da variabilidade da diversidade marinha. O índice de diversidade específica para os desembarques da pesca revela um aumento gradual ligeiro desde 1989, sendo uma vez mais acentuado a partir de 2011 (Figura 3.4.5.4.b). Em geral, os índices ecológicos mostram que o aumento da diversidade está relacionado com a diminuição da abundância total relativa das espécies/taxa dominantes, ou seja, existe melhor distribuição das capturas por um maior número de espécies.

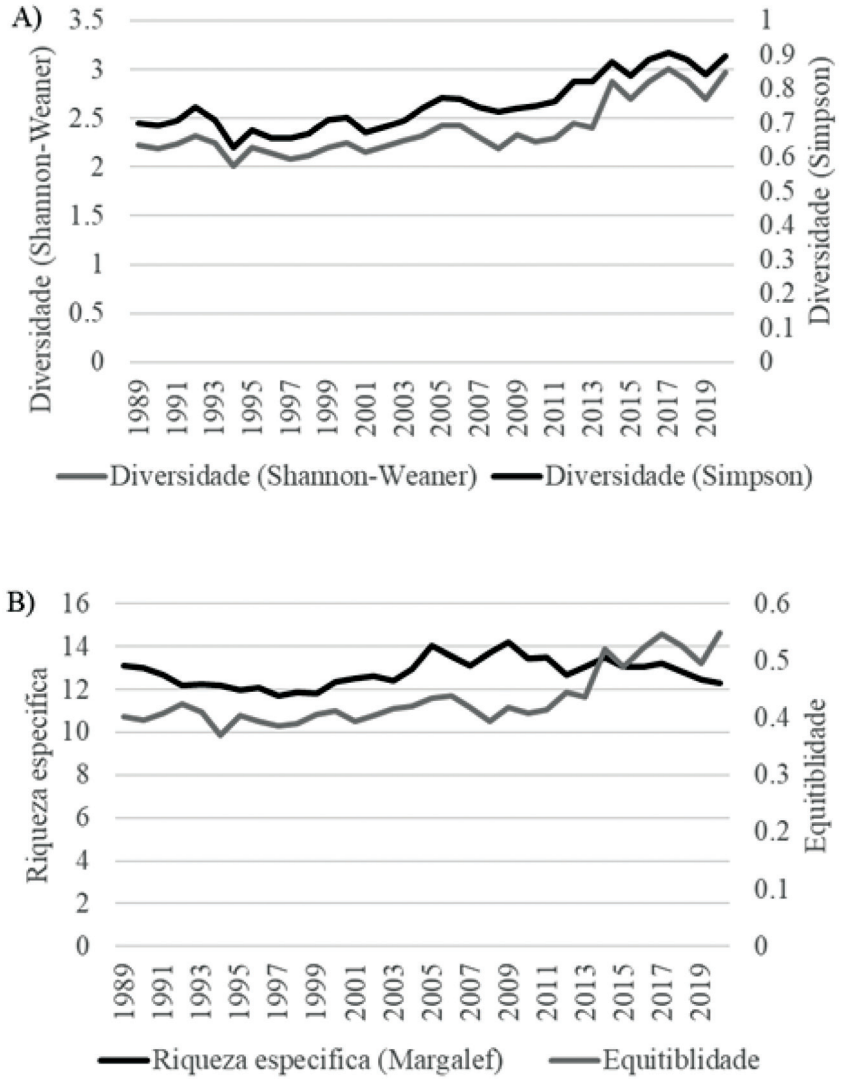



**Figura 3.4.5.4. b**. Índices ecológicos mostrando as tendências evolutivas da diversidade marinha entre 1989 e 2020.

Complementarmente aos índices ecológicos utilizou-se o Índice Trófico Marinho (ITM), utilizado para compreender alterações na biodiversidade marinha (Figura 3.4.5.4.c). O valor do Índice Trófico Marinho tem aumentado ao longo dos anos. Isto significa que o aumento da diversidade tem sido assegurado pelo aumento das espécies pertencentes aos grupos tróficos mais altos. Estes grupos tróficos são os que foram identificados nas tendências da pesca para os grupos funcionais (Figura 3.4.5.4.a). O decréscimo e tendência negativa do Índice de Equilíbrio da Pesca (IEP) evidencia que as alterações da forma de pescar em termos de cadeia trófica marinha podem não ser sustentáveis, ou seja, potencialmente a pesca retira uma quantidade de pescado dos ecossistemas que prejudica o seu funcionamento ecológico (Figura 3.4.5.4.c).

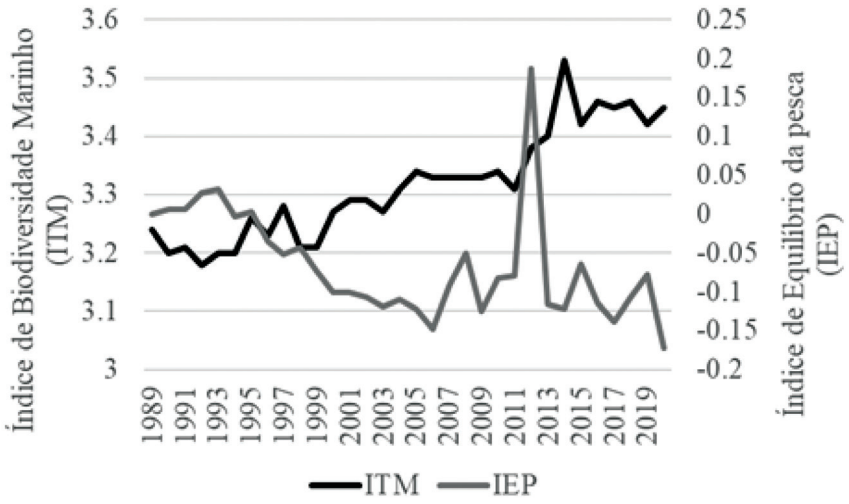



**Figura 3.4.5.4. c.** Índices ecológicos (ITM- Índice Trófico Marinho, também chamado Índice de Biodiversidade Marinha e IEP – Índice de Equilíbrio da Pesca), mostrando as tendências evolutivas da biodiversidade marinha entre 1989 e 2020.

### 3.4.5.5. Vulnerabilidade das espécies de pescado ao efeito do clima

Na Tabela de Análise Suplementar 4.2.b, apresentam-se os resultados detalhados relativos à vulnerabilidade climática das principais espécies desembarcadas na pesca [ver metodologia em (274)]. As 74 espécies estudadas são responsáveis por 95% dos desembarques com a arte do cerco, 70% da pesca do arrasto e 70% da pesca artesanal-multiespecífica. A maioria das espécies foi classificada como de vulnerabilidade muito baixa, baixa, ou moderada, perante as potenciais alterações do clima marinho (Figuras 3.4.5.5.a-b). Sendo este aspeto transversal aos diferentes grupos de interesse comercial, nomeadamente, bivalves, cefalópodes, crustáceos (camarões, gambas, caranguejos) e peixes, incluindo tubarões em geral. Ou seja, a maioria das espécies de pescado desembarcadas apresenta moderada a baixa vulnerabilidade às alterações climáticas,

quando consideramos as alterações esperadas do clima marinho para o período 2041-2059. Os resultados de vulnerabilidade obtidos, relativos aos efeitos do clima, são explicados pela alta resiliência /capacidade de adaptação das espécies capturadas pela frota nacional. Estas espécies são espécies de clima temperado, que apresentam características biológicas desenvolvidas ao longo do tempo, como resposta às pressões/variações ambientais do seu *habitat* (p.ex., sazonalidade), o que lhes confere resiliência a futuras alterações do clima/*habitat* marinho. Em geral, a intensidade dos impactos esperados (que podem ser positivos, neutros ou negativos) também foi muito baixa para as espécies com Alta ou Muito alta vulnerabilidade.

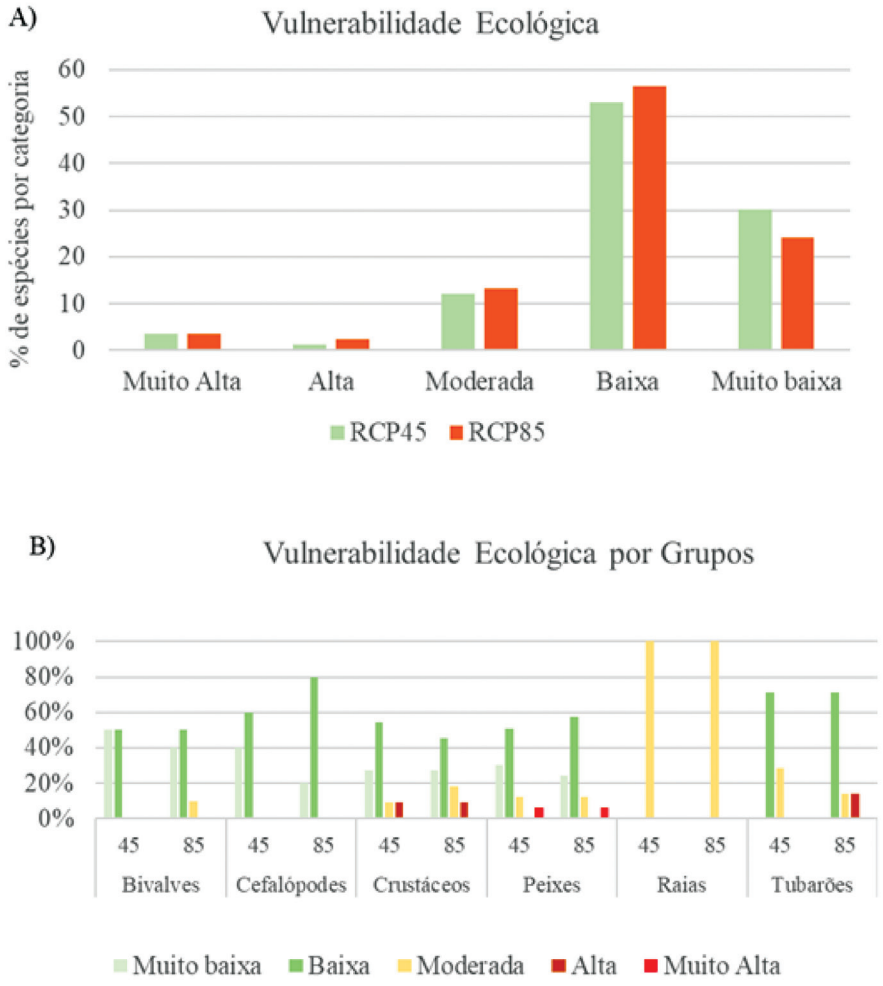



**Figura 3.4.5.5. a.** A) Vulnerabilidade Ecológica das principais espécies de interesse comercial da costa portuguesa e B) por grupos comerciais para os cenários RCP4.5 (equivalente atualmente ao cenário SSP245) e RCP8.5 (equivalente atualmente ao cenário SSP585).

Os resultados encontrados, relativos à vulnerabilidade por espécie ao clima, são ainda semelhantes para os dois cenários climáticos, nomeadamente RCP4.5 (que prevê um aumento da temperatura da água de 1.8ºC até ao final do século, considerado um cenário moderado) e RCP8.5 (que prevê um aumento da temperatura da água de 3.7ºC até ao final do século).




**Figura 3.4.5.5. b.** Espécies com vulnerabilidade alta e muito alta aos efeitos do clima, para o período próximo de 2041-2059 considerando os cenários RCP4.5 (equivalente atualmente ao cenário SSP245) e RCP8.5 (equivalente atualmente ao cenário SSP585).

Contudo, existem espécies migratórias e tubarões mais vulneráveis às mudanças climáticas (Figura 3.4.5.5.b). As espécies com vulnerabilidade alta ou muito alta foram a enguia (*Anguilla anguilla*), a lagosta (*Palinurus elephas*) e o tubarão Galhudo-malhado (*Squalus acanthias*). Para as espécies mais vulneráveis às alterações climáticas, espera-se um efeito negativo, nomeadamente em termos de produção de biomassa e/ou na distribuição das espécies.

### 3.4.5.6. Análise resumo das tendências

Da análise dos dados da evolução da frota, das tendências da pesca em termos dos desembarques históricos, composição da estrutura ecológica dos desembarques, em conjunto com os índices de biodiversidade marinha e situação socioeconómica, podem sintetizar-se as seguintes ideias:

1. Os desembarques da pesca nas últimas décadas estão a diversificar-se com uma redistribuição do esforço de pesca, das espécies mais tradicionais para um leque mais alargado de espécies. Esta diversificação é convergente com uma gestão ecológica da atividade mas pode igualmente resultar da adaptação da frota ao declínio das espécies mais tradicionais e à diminuição dos desembarques totais na sua generalidade.

2. O Índice Trófico Marinho (ITM) mostra que as pescas nas últimas décadas têm evoluído com a captura de grupos tróficos mais altos. Em geral, desde 1993, a frota está a pescar a maior profundidade e em grupos funcionais cuja longevidade é maior, o que indica que a frota está também a pescar mais ao largo, um aspeto que poderá estar ligado ao aumento da capacidade de motorização da frota e a uma maior mobilidade de acesso aos pesqueiros.

3. Existe um decréscimo acentuado dos desembarques de espécies tradicionais, como pequenos pelágicos (p. ex., sardinha), o que indica que estes recursos devem ser recuperados, pois são determinantes para a estabilidade da estrutura trófica das comunidades marinhas e da sua funcionalidade, consequentemente para a manutenção da biodiversidade. Este decréscimo está a ser compensado pelo aumento dos níveis tróficos seguintes, nomeadamente com o aumento dos pelágicos médios (cavala, sarda, carapau, biqueirão), em termos percentuais relativos ao total dos desembarques, e dos cefalópodes que têm um ciclo de vida curto/rápido.

4. Outros grupos funcionais (espécies), que desde 1930 têm aumentado em termos de desembarques, são os grandes bentopelágicos, grandes raias e peixes chatos, médios batidemersais, médios peixes demersais e tubarões. Estes grupos (espécies) são capturados mais ao largo/profundidade e representam espécies de vida mais longa/sensível. Estes não devem ser considerados um substituto direto para compensar o declínio dos recursos em águas mais costeiras (de grupos espécies de ciclo de vida mais curtos/menos sensíveis à pesca), pois estas áreas oferecem refúgio para alguns recursos costeiros com uma extensa distribuição vertical, onde historicamente ocorreu uma reduzida ou menor taxa de exploração da pesca. Com uma expansão da pesca em águas mais profundas, ao largo, estes refúgios deixarão de funcionar, a não ser que sejam protegidos, o que efetivamente já ocorre por implementação de regulamentos da UE que visam o princípio de precaução como medida de proteção de grupos/espécies 2012 (regulamentos (CE) No. 2270/2004, No. 2015/2006,1359/2008, 1225/2010).

5. O Índice de Equilíbrio da Pesca (IEP) apresenta uma tendência negativa, indicando que a atividade piscatória tem efeito sobre as funções ecológicas das comunidades marinhas de interesse comercial, consequentemente sobre a biodiversidade marinha. No entanto, a evolução deste índice está principalmente associada ao depauperamento dos grupos de peixes que compõem o nível trófico primário, como é o caso dos pequenos pelágicos, que têm um grande peso nas capturas.

6. A evolução dos dados históricos da pesca mostra que os desembarques estão longe de poder alimentar as necessidades de consumo de pescado da população portuguesa com as importações a crescer para satisfazer a procura (ver Análise Suplementar 4.3.1. Perspetiva socioeconómica da pesca). O esforço de pesca tem decrescido consideravelmente nas últimas décadas, nomeadamente desde 1990, sem que isso se traduza num aumento das capturas que está a níveis bastante reduzidos comparativamente aos registados em meados da década de 1980, onde se verificaram os valores máximos registados. Este facto salienta a necessidade de recuperar os mananciais pesqueiros através de medidas de gestão da pesca e de proteção marinha.

7. A maioria das espécies que são capturadas na costa portuguesa (espécies de climas temperados) são resilientes, têm baixa vulnerabilidade às alterações do clima a médio prazo. Estas conclusões servem para as condições atuais do clima e para as projeções feitas para o período 2041-2059. Esta resiliência às alterações do clima no futuro permite ter uma janela de oportunidade para que os gestores implementem medidas para melhor gerir a pesca num contexto de alteração do clima marinho. No entanto, algumas espécies apresentam uma elevada vulnerabilidade climática e devem ser alvo de medidas adicionais de proteção.

8. As ferramentas tradicionais da gestão da pesca, como o ajuste da seletividade das artes, os tamanhos mínimos de captura, as paragens da pesca, parecem ter tido pouco efeito nos últimos anos, face às tendências observadas nos desembarques. Atividades como a aquicultura têm sido implementadas como formas de aliviar a pressão da pesca de pescado selvagem e satisfazer a procura de peixe. No entanto, a aquicultura também exerce pressão sobre os ecossistemas e o preço custo/produção aquícola é ainda elevado quando comparado com alguns dos recursos extraídos diretamente da natureza. Foram criadas algumas reservas marinhas de forma a diminuir e/ou melhor gerir os efeitos da pressão da pesca em zonas mais vulneráveis, mas sem uma estratégia coordenada de gestão de recursos. Em Portugal, foram também colocados recifes artificiais para aumentar a produção dos recursos e promover a biodiversidade, mas ainda em pequena escala, e os seus efeitos são difíceis de avaliar. Em suma, existem muitas ferramentas de gestão da pesca, mas estas parecem não surtir o efeito de aumentar/assegurar o nível biológico de produção sustentável (que se poderá converter em maiores capturas a longo termo) e/ou proteger a biodiversidade. Neste aspeto é de esperar que as Áreas Marinhas Protegidas possam constituir uma ferramenta de gestão adicional com potencial para ajudar a recuperar a valores históricos dos desembarques da pesca já registados, tendo como referência períodos onde as capturas atingiram 2-3 vezes mais do que nas últimas duas décadas. Desta forma, a estratégia do nosso país, no que se refere às pescas, passa por gerir sustentavelmente a pesca, considerando como potencial meta atingir os valores históricos dos desembarques já registados em períodos anteriores.


4

# ORDENAMENTO, GESTÃO E GOVERNANÇA DAS ÁREAS CLASSIFICADAS

A conservação da biodiversidade pressupõe a existência de um enquadramento jurídico sólido no âmbito da regulamentação do ordenamento do território e dos recursos hídricos, da gestão da biodiversidade e da governança das áreas classificadas com estatuto de conservação. Em Portugal, a abordagem regulatória no âmbito do ordenamento do território tem assumido primazia face à gestão ativa da biodiversidade e ao aprofundamento da governança participada. Em terra, o território é primordialmente privado sem que existam contrapartidas ou incentivos suficientemente atrativos para induzir a promoção de ações de manutenção e promoção do capital natural por parte dos agentes que gerem esses ativos. O processo de cogestão em vigor é, aliás, incompleto, já que não capacita nem responsabiliza os agentes locais pela gestão da biodiversidade, remetendo-lhes um papel secundário na gestão de infraestruturas logísticas de visitação. Acresce que existe uma sobreposição de competências na autoridade nacional de conservação da natureza e da biodiversidade, o ICNF, ao acumular a fiscalização e a execução das ações concretas de gestão da biodiversidade, que prejudicam a avaliação independente das políticas de conservação. O mesmo se aplica, no que ao mar diz respeito, à DGRM, que acumula funções de regulador e fiscalizador. A consolidação de um modelo de governança para as áreas classificadas obrigará a separar as funções de promoção, fiscalização e avaliação, da função de execução, sugerindo-se que as primeiras sejam executadas pelas autoridades nacionais responsáveis pela manutenção e restauro da biodiversidade e as segundas sejam objeto de cogestão aprofundada. Esta cogestão aprofundada deverá ser objeto de contratualização a entidades terceiras mediante definição de cadernos de encargos detalhados, elaborados com metas de execução verificáveis e quantificáveis.

4

## 4.1. **CONTEXTO**

A Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, além de comprometer os Estados-membros a aumentar a superfície europeia protegida para, pelo menos, 30% do território terrestre e marinho de cada Estado-membro, incluindo 10% com categoria de conservação estrita, preconiza o reforço da eficácia da gestão destas áreas (ver seção 1.3):

"Gerir de forma efetiva todas as áreas protegidas da União Europeia, definindo objetivos e medidas de conservação claras e implementando mecanismos de monitorização adequados."

Porém, englobados no conceito de gestão de áreas classificadas coexistem três conceitos que se complementam, mas que frequentemente se confundem:

- **Ordenamento do território,** que regulamenta a ocupação e uso do solo e, no caso dos recursos hídricos, o uso da água, e do mar, o ordenamento do espaço marinho, em função de condicionantes biofísicas e socioeconómicas;

- **Gestão da biodiversidade,** que determina objetivos específicos à escala de populações, espécies, comunidades, ou ecossistemas, e adota medidas concretas para manutenção e/ou restauro do capital natural, assim como mecanismos de monitorização para aferir se as medidas de gestão implementadas estão a obter os resultados esperados;

- **Governança das áreas classificadas,** que determina o âmbito das jurisdições, a competências das entidades com responsabilidade sobre a regulamentação e gestão dos territórios protegidos, e o envolvimento dos diferentes atores nessa gestão: "quem é quem", "quem faz o quê", e "quem financia o quê", em matéria de ordenamento do território, gestão da biodiversidade, monitorização, avaliação e fiscalização.

Esta "taxonomia" de ações de gestão de áreas classificadas, está parcialmente refletida no Artigo 6.º do Regime Jurídico da Conservação da Natureza e da Biodiversidade (RJCNB) (Decreto-Lei n.º 142/2008, de 24 de julho, na sua atual redação), que agrupa as ações de conservação da biodiversidade em duas categorias:

a) **Ações de conservação ativa**, que correspondem ao conjunto de medidas e ações de intervenção dirigidas ao maneio direto de espécies, *habitats*, ecossistemas (...), bem como o conjunto de medidas e ações de intervenção associadas a atividades socioeconómicas, tais como a silvicultura, a mineração, a agricultura, a pecuária, a caça ou a pesca, com implicações significativas na gestão de espécies, *habitats*, ecossistemas (...), tendo em vista a sua manutenção ou recuperação para um estado favorável de conservação;

**b) Ações de suporte,** que correspondem à regulamentação, ordenamento, monitorização, acompanhamento, cadastro, fiscalização, apoio às ações de conservação ativa, visitação, comunicação e vigilância dos valores naturais classificados.

Em Portugal, a maior parte das ações de gestão das áreas de conservação coincidem com a tipologia de **ações de suporte**, contrariamente à tradição anglo-saxónica, menos propensa a incentivar as interferências do Estado no usufruto dos direitos de propriedade e onde o foco incide em **ações de conservação ativa.**

Tal como descrito no relatório do CNADS sobre Áreas Protegidas (*275*), dois fatores têm dificultado o desenvolvimento de uma cultura de gestão ativa da biodiversidade no SNAC. Em primeiro lugar, a fragmentação da propriedade privada dificulta a intervenção dos responsáveis das áreas classificadas, ao terem de lidar com uma multiplicidade de atores, com diferentes interesses e expectativas. Em segundo lugar, o facto de não existirem recursos financeiros suficientemente dimensionados para gerir o SNAC, limita o envolvimento dos proprietários, ou usufrutuários dos terrenos, na gestão do capital natural que neles ocorre (um assunto que será abordado no capítulo 5).

A interação entre estes dois fatores, aliada à tradição herdada do Direito Romano, que introduz a possibilidade do Estado condicionar a ocupação e uso do território por parte dos seus proprietários, integrado no nosso ordenamento jurídico através do estabelecimento de múltiplas servidões administrativas e restrições de utilidade pública (seção 1.4), levou os organismos Estatais a darem primazia a uma cultura administrativa assente na regulamentação da ocupação e uso território, incluindo da água, e na fiscalização da aplicação dos respetivos regulamentos, em detrimento de uma cultura de gestão ativa da biodiversidade. Ainda de acordo com o referido relatório do CNADS, as "Áreas Protegidas e restantes áreas classificadas têm sido, assim, por via de planos e regulamentos, reduzidas a uma espécie de servidão administrativa", que, como sugerido nas secções 3.3 e 3.4 e aprofundado na secção 4.4, poderá não ter tido um impacte suficiente para diferenciar pela positiva as dinâmicas de ocupação e uso do solo e de gestão da qualidade da água no SNAC relativamente ao restante território não classificado. Por diferenciação positiva entenda-se a capacidade de adequar a ocupação do solo à aptidão ecológica dos territórios que configuram as áreas classificadas com o objetivo de, por esta via, responderem ao desígnio para que foram criadas - conservação do seu património natural e, em alguns casos, cultural e paisagístico. Uma vez que é sabido que cerca de 40% do território nacional não respeita tal adequação (*276*), e uma vez demonstrado que ocorreram as mesmas trajetórias de mudança de uso do solo e qualidade das águas interiores, dentro e fora das áreas classificadas, depreende-se que este fator possa ser crítico para o objetivo de conservação mencionado. Contudo, tal como já referido em 3.2.2.2, o conhecimento fino sobre a relação entre biodiversidade e ocupação e uso do solo e da água (particularmente na intensidade do impacte) é ainda limitado e deverá ser aprofundado, conforme algumas das recomendações que são referidas na caixa 4.1.a.

**Caixa 4.1. a. Recomendações para mitigar os principais problemas identificados no ordenamento e gestão do território.**

- Reforço do conhecimento do impacto do uso do solo e da utilização dos recursos hídricos sobre a biodiversidade e os ecossistemas aquáticos, aplicado tanto ao desenho de políticas públicas como a práticas de gestão ativa.
- Reforço do conhecimento sobre o efeito das medidas de gestão da água nos ecossistemas aquáticos e terrestres para permitir a articulação destas medidas com a gestão da biodiversidade.
- Reforço da eficácia das políticas públicas através da convergência e articulação de objetivos de biodiversidade e da gestão dos recursos hídricos e solo com os recursos financeiros fundamentais para a gestão ativa.
- Aprofundamento do modelo de cogestão das áreas classificadas de modo a permitir arquiteturas variáveis de colaboração, consignar a gestão ativa da biodiversidade, e evoluir no sentido da contratualização.
- Reforço do financiamento da cogestão (no modelo atual por inclusão de orçamento próprio em sede de PIDDAC, no modelo contratualizado por via de orçamentação própria em sede de contrato).
- Reforço da solidez dos mecanismos de cogestão por via da separação da prática de gestão ativa da regulação (promoção, avaliação) e fiscalização.

A adoção das medidas propostas para mitigar os principais problemas identificados no ordenamento e gestão do território (Caixa 4.1.a) contribuirá para a coerência e convergência de políticas intersectoriais e uma mais eficiente alocação de recursos escassos. Por coerência de políticas públicas entende-se o atributo que "reduz sistematicamente os conflitos e promove sinergias entre, e dentro, de diferentes áreas de política para alcançar objetivos de política acordados em conjunto" (277). Por outras palavras, procura-se identificar o "estado geral de consistência mútua entre diferentes políticas públicas" (278), visando promover a sua estabilidade e reduzir a probabilidade de instrumentos mal direcionados ou ineficazes, e falhas de implementação substantivas.

## 4.2. **MEIO TERRESTRE**

O ordenamento do território e, por inerência, os bens públicos a ele associado (ver capítulo 5), está constitucionalmente consagrado como uma função pública e, como tal, é tarefa fundamental do Estado. No entanto, como política pública, a sua ineficácia ao longo do tempo remeteu-o para um lugar de descrédito, no âmbito do qual é difícil concretizar mudanças com efeito prático, positivo, sobre as dinâmicas territoriais. Diversas são as razões que concorrem para esta situação, sendo de notar uma fragilidade na articulação com outras dimensões de política sectorial, nomeadamente com a conservação da natureza e da biodiversidade e a sua adaptação climática. O conceito de ordenamento do território aplicado às áreas protegidas no contexto dos regimes jurídicos que têm concretizado os respetivos instrumentos de gestão territorial[1], através de Planos Especiais de Ordenamento do Território, agora convertidos em Programas Especiais, é disso exemplo. À data do presente relatório, todos os Planos Especiais de Ordenamento do Território em vigor nas áreas protegidas são anteriores a 2011, os Sítios Natura 2000 não têm Planos de Gestão aprovados e outras áreas no âmbito do SNAC (como as Reservas da Biosfera, e áreas classificadas ao abrigo da Convenção de Ramsar) não têm qualquer referencial próprio de gestão, não podendo, como tal, figurar na lista de áreas a integrar na Rede Transeuropeia de Conservação da Natureza (Capítulo 3). Mesmo tendo em conta que as Reservas da Biosfera articulam a sua gestão com as Áreas Protegidas que a elas se sobrepõem, entende-se que aquelas carecem de mecanismos próprios, já que os objetivos nem sempre são os mesmos, ainda que devam ser articulados. Por outro lado, pelo facto de se encontrar em curso a recondução dos Planos Especiais de Ordenamento do Território a Programas Especiais, bem como a contratação pública, elaboração ou consulta pública dos Planos de Gestão dos Sítios da Rede Natura 2000, entende-se ser de enorme importância e oportunidade a consideração dos pressupostos regulatórios, de gestão e de governança elencados neste capítulo.

Neste capítulo, pretende-se contribuir para a definição de um marco regulatório para o ordenamento do território, para a gestão da biodiversidade e para a governança das áreas de conservação em meio terrestre que permita abrir caminho para novas oportunidades, i) resultantes de uma maior convergência de políticas no âmbito da adaptação climática da biodiversidade, ii) de transposição para o ordenamento do território de instrumentos que facilitem a adaptação climática da biodiversidade, e iii) de reforma do atual modelo de governança, assente no aprofundamento de mecanismos de cogestão (Cogestão 2.0) que, por sua vez, implica uma mais nítida clarificação dos papéis de promoção, avaliação, fiscalização e execução das ações de conservação da biodiversidade.

Para que se compreenda o âmbito das propostas apresentadas em 4.4, desde logo, importa considerar os três conceitos que integram a gestão das áreas classificadas que se referem no início deste capítulo. Assume-se que, coincidente com pontos de vista

1 Decreto-Lei n.º 80/2015 de 14 de maio

expressos em investigação recente (2020) (*113*), sendo a função identitária das áreas protegidas a conservação da natureza, as principais pressões a que estão sujeitas estão sobretudo relacionadas com usos e atividades humanas, originadas por uma complexa teia de forças motrizes, na qual a ineficácia/desadequação do sistema de governança assume especial destaque. Aliás, na mesma linha, o estudo encomendado pelo ICN ao ISCTE, em 2004 - Parques Visão XXI. Estratégia e Modelo de Gestão para os Parques Naturais (*279*), já concluía como constrangimento à atuação do ICN o modelo de posicionamento e gestão demasiadamente centrado no exercício da autoridade Estado.

Assim, após a revisão de documentos de natureza académica, de onde ressaltam orientações que ao longo de duas décadas parecem não ter encontrado condições de operacionalização, entende-se que a conservação da biodiversidade, especialmente nas áreas classificadas, deverá ser articulada, entre o ordenamento do território, que define as normas que condicionam a distribuição espacial dos usos e das funções, e a gestão, que determina as práticas relativas aos usos e ocupação do solo. À luz deste entendimento, o ordenamento e a gestão poderão implicar o envolvimento de atores diferentes, sendo o ordenamento um exercício frequentemente técnico e a gestão o resultado da interação de atores e, em boa medida, da decisão no terreno, por parte de proprietários e agentes económicos locais. Contudo, por falta persistente de um modelo de governança adequado, tem-se verificado que nem sempre é possível a articulação entre o exercício de ordenamento e a prática de gestão, sendo este um dos fatores que condicionam o cumprimento dos objetivos de conservação da biodiversidade nas áreas classificadas.

No que se refere ao ordenamento do território, as transformações do uso e ocupação do solo não têm merecido uma particular atenção na relação que estabelecem com a gestão da biodiversidade. Na Europa, as áreas protegidas têm permitido conter e até reduzir a intensidade destas transformações, no pressuposto que é fundamental uma certa estabilidade na ocupação do território para cumprir com objetivos de conservação da biodiversidade (*280*). Esta afirmação, ainda que entendida de forma genérica, pretende realçar que as dinâmicas de uso e ocupação do solo nas áreas protegidas em Portugal, como demonstrado em 3.2.2.1, ocorreram em contraciclo com o que se observa nas áreas protegidas europeias, sensivelmente no mesmo período (1993-2014): um aumento das áreas agrícolas e uma perda de floresta (*115*). Por outro lado, não se encontram ainda suficientemente estabelecidas abordagens de cogestão que permitam articular os diferentes atores em processos de aprendizagem coletiva, capazes de converter cenários normativos *top-down* em compromissos operativos *bottom-up* de planificação e gestão do território, alinhados com objetivos de conservação da biodiversidade para um determinado horizonte temporal (*281*).

Este tipo de abordagem, em que são articuladas diversas componentes de política num contexto multiatores, aplicadas ao ordenamento e à gestão em áreas classificadas com estatuto de conservação, pode constituir-se como uma oportunidade experimental e demonstrativa de grande relevância para aprofundar e reforçar o modelo de cogestão

das áreas protegidas[2] e na gestão de novos espaços a estabelecer para o cumprimento dos objetivos da ENCNB 2030.

Como tal, a avaliação das políticas públicas, com implicações na gestão do território e a análise da sua coerência com a ENCNB 2030 e com os objetivos do SNAC, em meio terrestre, é um passo prévio e necessário para fundamentar propostas conducentes à implementação de uma Estrutura de Adaptação Climática para a Biodiversidade (EACB) que complemente o SNAC e a Rede Fundamental de Conservação da Natureza (RFCN). Com este intuito, foram analisadas as políticas sectoriais do Clima, do Ordenamento do Território, da Floresta e da Agricultura. Para cada uma delas, a análise detalhada da elaboração da matriz de coerência permite destacar mensagens-chave, de acordo com os documentos consultados (ver Análise Suplementar 5). Complementarmente, foi efetuado o mesmo tipo de avaliação para as políticas públicas com incidência sobre as águas interiores e costeiras e a biodiversidade.

### 4.2.1. Avaliação das políticas públicas e de gestão

Com vista a avaliar a coerência de políticas que operam no SNAC, considerámos um conjunto de metodologias que visam aferir a coerência horizontal, vertical e interna de diferentes quadros de política pública, que têm como objetivo apoiar o seu desenho, implementação e regulamentação futuras (*277*, *282*). Em termos operativos, estas metodologias de aferição de base matricial focam-se na análise dos documentos legislativos em vigor, regulatórios ou estratégicos, de modo a identificar lacunas, incoerências ou contradições.

Nesta secção apresentamos orientações para a revisão do marco regulatório da gestão das áreas de conservação. Começamos pela análise da coerência das políticas públicas que enquadram a conservação da biodiversidade em Portugal, designadamente, do Clima, Ordenamento do Território, Floresta, Agricultura, e Águas interiores e costeiras. Para este efeito, avalia-se se os seus objetivos são compartilhados intra- e inter-políticas públicas sectoriais relevantes e se estes objetivos estão alinhados com a missão da ENCNB 2030. Os resultados desta análise traduzem-se no diagnóstico que apoia a fundamentação das propostas (ver Análise Suplementar 5).

Cada análise efetuada tem como enfoque legislação de âmbito geral (p.ex., Lei de Bases) e o regime jurídico correspondente, documentos estratégicos à escala nacional, subnacional e transfronteiriça, e instrumentos programáticos de implementação direta.

Ao nível metodológico, cada análise efetuada baseia-se no preenchimento de uma matriz de duas entradas. Estas pretendem identificar a ocorrência de mensagens-chave enquadradas na ENCNB 2030 (conservação, biodiversidade, adaptação climática, co-

2 Decreto-Lei n.º 116/2019 de 21 agosto

nectividade ecológica) nas peças legislativas relevantes. Esta análise foi feita a quatro níveis: a) coerência de conteúdo - se há referências explícitas ou somente implícitas às mensagens-chave em causa; b) natureza do conteúdo - se plasma um carácter de intervenção pública exclusivamente regulador/reativo, ou se integra elementos de índole promotora/proativa; c) implementação - se está delineado um quadro de gestão ativa ou passiva da mesma; d) interconexão - se está prevista uma articulação intersectorial forte ou fraca na operacionalização da política pública em causa. A interação entre políticas será traduzida numa escala qualitativa [+ / 0 / -]:

- \+ indica uma interação positiva, ou seja, as políticas reforçam-se;
- 0 indica uma interação nula, ou seja, as políticas coexistem sem interagirem de modo significativo;
- \- indica uma interação conflituosa, ou seja, as políticas contradizem-se ou contrapõem-se, gerando conflito.

Desta análise conclui-se que a política climática é aquela onde é feito um maior reconhecimento explícito da biodiversidade e dos objetivos da ENCNB 2030, incluindo-a nos sectores e linhas de ação da ENAAC2020 (Estratégia Nacional de Adaptação às Alterações Climáticas) /P3AC (Programa de Ação de Adaptação às Alterações Climáticas), sendo amplamente referenciada no PNEC2030 (Plano Nacional Energia e Clima 2030), e explicitamente associada a algumas das propostas da RNC2050 (Roteiro para a Neutralidade Carbónica 2050), nomeadamente no que se refere ao impacto do sector agroflorestal. Há uma clara articulação intersectorial e no P3AC faz-se referência explícita à expansão da conectividade ecológica, bem como à necessidade de "fomentar a criação de refúgios e corredores ecológicos para espécies vulneráveis da fauna". No PNEC2030 é explícita a necessidade de "Continuar a apoiar e desenvolver Programas de Remuneração de Serviços de Ecossistemas em Espaços Rurais".

Contudo, a tradução prática dessa integração, quer ao nível do desenho de instrumentos, quer ao nível da alteração das soluções de governança territorial, está ainda em estado embrionário. Por sua vez, as principais lacunas que existem na política de ordenamento do território para responderem ao estabelecido na ENCNB 2030, encontram-se na prevalência de uma gestão passiva (ou de suporte, na terminologia do Decreto-Lei n.º 142/2008, de 24 de julho, na sua atual redação) e numa fraca articulação intersectorial. As mesmas lacunas são identificadas na política florestal, com a agravante de prevalecerem as interações nulas na maioria dos parâmetros. De acordo com os documentos oficiais analisados, a política agrícola é aquela que parece gerar menos conflitos na relação com a ENCNB 2030, sendo na prática igualmente frágil na articulação intersectorial (vejam-se os exemplos referidos em 1.4.1).

Em todas elas, é no domínio da conectividade ecológica que se encontram as maiores fragilidades, ainda que estejam previstos mecanismos jurídicos para a definição de estruturas de âmbito regional, suportados pelos princípios de continuidade e conectividade da Rede Fundamental de Conservação da Natureza (RFCN). No caso do orde-

namento do território, a ERPVA nos PROT, no caso da Floresta os corredores ecológicos previstos nos Planos Regionais de Ordenamento Florestal (PROF). No entanto, estes não têm tido uma aplicação prática, nem qualquer perspetiva de articulação concreta, nem com a conservação de espécies e *habitats* nem com a adaptação climática.

Daqui se depreende o enorme esforço que é necessário fazer para alcançar uma convergência das diversas políticas sectoriais que concorrem para o estabelecimento de redes de base ecológica, como é o caso da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB) que agora se propõe.

## 4.3. MEIO AQUÁTICO

Nesta secção fazemos uma análise da coerência das políticas públicas que enquadram a gestão da água e a gestão da biodiversidade de águas interiores e costeiras, e se estes objetivos estão alinhados com a missão da ENCNB 2030 (ver Análise Suplementar 5.2). Como na secção 4.2, focamo-nos em legislação de âmbito geral (p.ex., Lei da Água, Plano Nacional da Água, Programa da Orla Costeira - POC) e documentos estratégicos à escala nacional e subnacional. Ao nível metodológico, cada análise efetuada baseia-se no preenchimento de uma matriz de duas entradas, já descrita em cima.

### 4.3.1. Avaliação das políticas públicas e de gestão

A análise das peças legislativas (Análise Suplementar 6.1) mostra que, desde 2000, com a implementação da Diretiva Quadro da Água (DQA), os ecossistemas aquáticos têm recebido especial atenção no tocante à sua qualidade, estado de conservação e biodiversidade. No entanto, essa atenção ainda não se traduz numa melhoria significativa da qualidade ecológica dos rios e zonas costeiras e, tal como no território terrestre, não parece existir uma diferença significativa entre as tendências de qualidade ecológica da água dentro e fora das áreas do SNAC. A análise de conteúdos dos documentos examinados revela preocupação na conservação de habitats e espécies, bem como nos efeitos de alterações climáticas nos ecossistemas aquáticos (fenómenos hidrológicos extremos – inundações/secas, erosão costeira). De uma forma menos explícita, regista-se ainda alusão à conectividade ecológica desses ecossistemas evidenciado na importância da remoção de barreiras físicas responsáveis pela fragmentação de *habitats* e populações. Quando a análise da documentação se debruça sobre a natureza dos conteúdos, observa-se que o Estado tem o papel essencialmente de regulador sobre aspetos relacionados com conservação (*habitats* e espécies), adaptação climática e conectividade ecológica, revelando um fraco poder promotor. No tocante à relação com a promoção regista-se gestão ativa no que concerne à conservação de habitats e espécies, uma vez que são utilizados dados de monitorização dos ecossistemas para adaptação de medidas de gestão. Mais ainda, identifica-se a descrição de algumas dessas medidas e ações sobre os recursos naturais, mas sem operaciona-

lidade, fiscalização e análise crítica dos resultados obtidos. A articulação intersectorial foi um fator também analisado, e percebe-se que a legislação em vigor identifica um conjunto de sectores-chave responsáveis pela qualidade e valorização do capital natural dos ecossistemas aquáticos (p. ex., turismo, sector energético). Porém, apesar desta identificação, na articulação intersectorial a fiscalização e avaliação dos resultados obtidos desta ligação não se observa de uma forma coerente.

Relativamente às zonas costeiras, os POOC/POC refletem preocupação com os efeitos das alterações climáticas nos ecossistemas costeiros, especialmente na interface terrestre (p.ex., erosão), e segurança pública de populações e construções. Estes documentos legislativos evidenciam um caráter essencialmente regulador, ainda que sejam referidos enfoques de promoção da conectividade ecológica desses ecossistemas. Por exemplo, a identificação de um programa de execução demonstra a enumeração de um conjunto de ações para promover esse objetivo (p.ex., implementação de estruturas verdes multifuncionais, que garantam a compatibilização entre a função ecológica e recreativa das áreas ripícolas; técnicas de engenharia natural). Os programas POLIS, em particular, têm sido um exemplo de gestão ativa já que promovem processos de requalificação de áreas costeiras (p.ex., remoção de construções, restauro de ecossistemas dunares, eliminação de espécies exóticas e invasoras), tendo por base resultados obtidos em monitorização e avaliação de impacte ambiental. No que concerne à articulação intersectorial, os POOC/POC destacam sinergias entre conservação da natureza e o turismo de natureza, no entanto, ainda não se observa uma ação conjunta com as políticas de ordenamento florestal, energéticas, conservação do solo e biodiversidade.

Ao longo dos últimos 20 anos têm sido produzidos inúmeros documentos de cariz governamental, académico e não governamental que identificam os impactes das atividades humanas nos rios, estuários e zonas costeiras e propõem medidas para minimizar os efeitos destas atividades sobre os ecossistemas. Os Planos de Gestão de Região Hidrográfica já propõem medidas específicas para cada massa de água, onde a boa qualidade ecológica não foi atingida como, p.ex., a redução ou eliminação de cargas poluentes, promoção da sustentabilidade das captações de água, minimização de alterações hidromorfológicas, controle de espécies exóticas e pragas.

Paralelamente, diversas entidades têm identificado pressões sobre os ecossistemas aquáticos que promovem efeitos significativos sobre a sua qualidade. Na Análise Suplementar 6.2 apresentam-se alguns exemplos de análises que impulsionaram medidas de ação e gestão ativa para a melhoria da qualidade ecológica das massas de água (definida em função de descritores químicos e biológicos, entre os quais se encontram os peixes, fitoplâncton, e macroinvertebrados bentónicos) e conservação da biodiversidade. No entanto, aponta-se um conjunto de medidas, de cariz transversal a diversas áreas (território, solo, mar, água), capazes de otimizar a gestão dos ecossistemas (Caixa 4.3.1.a).

**Caixa 4.3.1. a. Síntese de políticas a implementar de modo a maximizar a qualidade ecológica e biodiversidade dos ecossistemas aquáticos interiores e costeiros.**

- Reforçar informação ambiental. A legislação geral portuguesa, embora recente e em alguns casos moderna, não garante a existência de mecanismos que assegurem o acesso facilitado à informação centralizada. Ainda que a legislação ambiental reforce os princípios de informação e participação, essas dificuldades subsistem principalmente a nível operacional.

- Descentralização das competências sobre a gestão e conservação do domínio hídrico, revertendo as diversas responsabilidades para entidades com habilitações específicas de cada bacia hidrográfica (p. ex., Administrações de Região Hidrográfica (ARH), Associações de Municípios, ou ONG), capazes de auxiliar in situ, mais precocemente, em programas de monitorização e restauro.

- Reforçar a fiscalização ambiental de modo a garantir a aplicação das medidas já identificadas e descritas em vários documentos, sendo esta promovida por entidades independentes e que sejam obrigadas a remeter a informação para uma base de dados nacional pública.

A análise da qualidade das massas de água e da sua biodiversidade (ver secção 3.3.1) revela que ainda não foram atingidos os objetivos da DQA, uma vez que existem 45% de massas de água em Portugal Continental que não atingem o bom estado ecológico. O cumprimento destes objetivos, cuja responsabilidade de monitorização, fiscalização e licenciamento para a implementação de medidas recai principalmente sobre a APA e, acessoriamente, sobre o ICNF, nos domínios da proteção dos ecossistemas aquáticos, deveria incluir mais medidas conducentes à melhoria da qualidade ecológica dos rios e das zonas costeiras. No entanto, resultados de sucesso só poderão ser alcançados decorrentes de sinergias com outros sectores que contribuem igualmente para a qualidade dos ecossistemas aquáticos interiores (p. ex., turismo, agricultura, floresta, indústria).

Regra geral, a análise de dados efetuada (ver seção 3.3.1) revelou que não há uma relação direta entre o estatuto de conservação das áreas em que se inserem os troços de rios analisados e a sua qualidade ecológica. Assim, as medidas de proteção aplicadas nestas áreas protegidas não estão a gerar resultados tangíveis na qualidade ecológica dos rios e das águas costeiras, nem a atingir as metas obrigatórias no âmbito da Diretiva Quadro da Água. Mais ainda, na sequência da análise das políticas sobre a gestão da água, conclui-se que as organizações públicas têm atuado quase exclusivamente como reguladores (p. ex., licenciamentos) e menos como promotores diretos da qualidade das massas de água e da sua biodiversidade. Embora haja alguns exemplos de implementação de medidas de restauro (p.ex., demolição de açudes, requalificação de margens ribeirinhas), há uma reduzida ação direta sobre o incremento de qualidade destes ecossistemas. Acresce ainda que estas intervenções requerem financiamentos avultados, nem sempre disponíveis nas entidades

responsáveis pela sua execução, e por vezes estão sujeitos à oposição das entidades locais (p.ex., associações de proprietários).

Perante os problemas identificados nos ecossistemas aquáticos englobados pelo SNAC, elencamos um conjunto de recomendações que poderiam ajudar a minimizá-los (Caixa 4.3.1.b).

**Caixa 4.3.1. b. Recomendações para mitigar os problemas identificados no ordenamento e gestão da água e dos ecossistemas aquáticos.**

- Promover e enquadrar, nos instrumentos de gestão territorial, o uso do solo em áreas adjacentes a massas de água, nomeadamente albufeiras (ecossistemas lênticos que sofrem impactes significativos pelos processos de lixiviação do solo enriquecido com nutrientes provenientes das atividades agrícolas que promovem processos de eutrofização), propondo alterações sinérgicas (p. ex., zonas tampão, sem uso do solo, nas margens das albufeiras; restrições ao uso de adubos e fertilizantes agrícolas) entre sectores de modo a maximizar o uso do solo com garantia da qualidade e quantidade dos ecossistemas aquáticos expresso no planeamento municipal e nos planos de ordenamento/programas especiais de albufeiras;

- Promover a remoção de barreiras, especialmente as obsoletas, de modo a restabelecer a conectividade fluvial e permitir a migração de peixes, e o restabelecimento do transporte sedimentar até às áreas costeiras. No entanto, os pressupostos para essa remoção (p. ex., desmantelamento de açudes e barragens) devem ser previamente avaliados em estudos de avaliação de impacte ambiental (EIA) no âmbito de procedimentos de Avaliação de Impacte Ambiental (AIA);

- Reduzir ao mínimo indispensável a construção de novas barragens, incentivando a requalificação das barragens existentes com estruturas que garantam a conectividade fluvial (p. ex., escada ou elevadores para peixes);

- Promover a criação de novas áreas protegidas em rios com elevado valor ecológico, pelos ecossistemas aquáticos e biodiversidade que albergam, promovendo o restauro ativo dos troços degradados por forma a reverter a tendência global e nacional de degradação destes sistemas. Em coerência com o ordenamento jurídico (Lei de conservação da natureza e da biodiversidade, Decreto-Lei n.º 142/2008, de 24 de julho, alterada pelo Decreto-Lei n.º 242/2015, de 15 de outubro), todos os locais onde ocorram espécies cuja medida principal de conservação consiste em assegurar a conectividade fluvial, devem ser classificados como reservas de conservação estrita (figura semelhante às "reservas fluviais" existentes em Espanha desde 2001).

- Promover a utilização de soluções baseadas na natureza em processos de renaturalização e restauro dos ecossistemas (p. ex., plantação de vegetação ripícola autóctone, contribuindo igualmente para promover a estabilização de sedimentos e evitar a erosão das margens);

- Reforçar a fiscalização dos titulares das barreiras físicas e dos utilizadores de recursos hídricos. Aplicar o princípio do utilizador - pagador e do poluidor--pagador e outras obrigações legais a estes agentes, revertendo o excedente a favor do capital natural aquático na área, (p. ex., melhorando a qualidade dos ecossistemas a montante);

- Produzir e disponibilizar informação, melhorando e maximizando as redes de monitorização, sistematização e disponibilização de informação, bem como fomentar a participação pública nos processos de tomada de decisão;

- Acompanhar e fiscalizar a implementação das medidas já propostas pelas entidades competentes (APA, ICNF) relacionadas com a redução das pressões e restauro de ecossistemas com monitorização para averiguar o sucesso efetivo das medidas aplicadas, e a forma como esse sucesso se reflete na qualidade das massas de água e na sua biodiversidade.

## 4.4. Propostas de ordenamento, gestão e governança

O conceito de infraestrutura verde foi desenvolvido, na Europa, em 2012, como abordagem auxiliar para a salvaguarda da biodiversidade. A infraestrutura verde foi então definida como "uma rede estrategicamente planeada de zonas naturais e seminaturais, concebida para prestar uma ampla gama de serviços ecológicos. Incorpora espaços verdes (ou azuis, se envolver ecossistemas aquáticos, sendo nesses casos referida como infraestrutura azul) e outras características físicas em zonas terrestres (incluindo as costeiras) e marinhas. Em terra, a infraestrutura verde está presente em meios rurais e urbanos" (*283*). Em 2013, a Comissão Europeia adotou uma estratégia para a infraestrutura verde da União Europeia (*284*), incentivando um maior investimento no capital natural da Europa para atingir os objetivos em matéria de biodiversidade até 2020. A estratégia incluiu quatro vertentes de ação prioritária: promover a infraestrutura verde nos principais domínios das políticas; melhorar a informação, reforçar a base de conhecimento e promover a inovação; melhorar o acesso ao financiamento; e contribuir para a implementação de projetos de infraestrutura verde ao nível da União Europeia.

Em Portugal, tal como referido na secção 1.4, a figura legal que mais se aproxima deste conceito é a Estrutura Regional de Proteção e Valorização Ambiental (ERPVA) - a rede de base ecológica que se encontra definida a nível nacional, em sede dos Planos Regionais de Ordenamento do Território (PROT). Contudo, a sua implementação não teve

ainda efeitos práticos e, mais recentemente, têm surgido trabalhos que propõem uma nova estrutura ecológica nacional (*285*). O Programa Nacional da Política de Ordenamento do Território (PNPOT) (*286*) inclui, ainda, um esboço preliminar de conectividade ecológica que poderá contribuir para a futura definição da infraestrutura verde e azul.

De notar que qualquer uma destas estruturas não contempla de forma explícita a dimensão da biodiversidade, muito menos das alterações climáticas. Na proposta metodológica para o mapeamento da estrutura ecológica nacional, a biodiversidade é considerada apenas ao nível da vegetação potencial [um conceito polémico na literatura científica (*287*)], excluindo qualquer informação relativa à fauna. Além disso, qualquer uma das estruturas apresenta uma área demasiadamente extensa para que, pragmaticamente, possa ser vertida para instrumentos operacionais de gestão, correspondendo o total da Estrutura Regional de Proteção e Valorização Ambiental (ERPVA) a cerca de 65% do território nacional continental e a rede ecológica nacional a 85% desse mesmo território.

Tendo em conta o significativo atraso verificado na proposta de implementação de uma infraestrutura verde em Portugal (*288*), conforme recomendado pela Comissão Europeia, considera-se que a criação de uma Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB) deva contemplar orientações concretas para a sua implementação, por via do quadro regulatório do ordenamento, da gestão e da governança das áreas com estatuto de conservação e outras que possam vir a obtê-lo para contribuírem para as metas das estratégias de conservação da natureza e da biodiversidade, nacional e europeia, no horizonte de 2030.

De acordo com a proposta de EACB apresentada na seção 3.2.1, ilustrada pelas Figuras 3.2.1.i-l, para assegurar uma cobertura de pelo menos 100 km$^2$ por espécie em condições de segurança climática, será necessário proteger 0.44% (RCP 6.0) de território adicional ao que já está coberto pelo SNAC. Se considerarmos metas mais exigentes de conservação, de 500 km$^2$ e 1000 km$^2$ por espécie, então seria necessário um aumento de área de conservação de 3.08% no cenário climático moderado e 8.94% no cenário acentuado. Espera-se que estes valores sejam mais exigentes no cenário RCP 8.5.

Independentemente do cenário climático considerado, que invoca a necessidade de uma abordagem estratégica, de base territorial, para a sua implementação, esta deverá também incluir medidas operativas, fundamentadas em restrições de utilidade pública ao uso do solo e acompanhada de instrumentos complementares de índole promotora, que visem identificar contrapartidas, e/ou incentivos à adequação entre ocupação de solo e gestão por parte dos atores privados. Naturalmente, estes fundamentos são, de momento, referenciados no quadro legal em vigor, tratando-se de reforçar o seu carácter operativo, sem prejuízo deste poder vir a ser alterado para facilitar a prossecução dos objetivos das Estratégias, nacional e europeia, da biodiversidade 2030.

As propostas de operacionalização, organizam-se, assim, em três domínios: ordenamento do território; gestão da biodiversidade; governança das áreas classificadas; e são

parcialmente informados pelos resultados da análise da transformação do uso e ocupação do solo e da avaliação da coerência entre políticas sectoriais efetuadas nas secções 3.2 e 4.2, respetivamente.

### 4.4.1. Ordenamento do território

A componente excessivamente reguladora e restritiva dos instrumentos de ordenamento territorial de âmbito municipal tem vindo a ser substituída por uma abordagem mais estratégica (i.e., orientada por objetivos) no quadro do Programa SIMPLEX (*289*) desenvolvido pela DGT. Para permitir que o ordenamento do território se adeque mais eficazmente aos desafios atuais, esta nova abordagem inclui a integração de temáticas inovadoras, tais como a adaptação da biodiversidade às alterações climáticas, o restauro de ecossistemas e a sustentabilidade económica da gestão territorial associada à biodiversidade. Novas abordagens à regulamentação do uso e ocupação do solo e da água poderão contribuir para a implementação da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB proposta na seção 1.1.1) através de duas vias complementares:

- Via regulamentar, o que inclui, por um lado, a harmonização, simplificação e desburocratização dos instrumentos de ordenamento do território e, por outro lado, o aumento da eficácia das figuras legais em vigor, como a Reserva Ecológica Nacional (REN), a Reserva Agrícola Nacional (RAN), o Domínio Hídrico (DH), tal como a Estrutura Regional de Proteção e Valorização Ambiental (ERPVA) e a Estrutura Ecológica Municipal (EEM);

- Via novas abordagens ao planeamento do uso do solo (*290*) e dos recursos hídricos, nomeadamente, através da integração de novos conceitos, como a codefinição de estratégias integradas à escala de unidades territoriais amplas, como sejam as unidades de paisagem definidas para o continente (291), unidades biogeográficas (prevalecente na análise de complementaridade das áreas classificadas ao nível da Rede Natura 2000), ou de simples agrupamentos funcionais de áreas classificadas (lógica já existente no âmbito dos recursos hídricos, ao considerar-se a rede hidrográfica como unidade básica de gestão), que, em simultâneo, compatibilizem as necessidades da biodiversidade e os objetivos socioeconómicos (292, 293).

Para além disso, a articulação com a gestão da biodiversidade e a governança das áreas classificadas, implica aprofundar o enquadramento normativo da cogestão, que designamos como modelo de cogestão 2.0 (ver Figura 4.2.a e Tabela 4.2). Este modelo pressupõe uma lógica de contratualização da gestão orientada por objetivos, definidos em cadernos de encargos estabelecidos pela Autoridade Nacional de Conservação da Natureza e da Biodiversidade (ANCNB), considerando as especificidades inerentes à implementação de modelos de gestão adaptativa, implementados por atores agrupados em equipas de cogestão, com competências e interesses complementares nos mesmos territórios.

Considerando que têm vindo a ser dados passos no sentido da simplificação e desburocratização, referidos na primeira via, sem prejuízo de ser desejável um aumento da sua eficácia, é sobre as novas abordagens ao planeamento do uso do solo e da água, referidos na segunda via, que iremos incidir.

De acordo com os resultados obtidos da análise das dinâmicas de uso e ocupação do solo, em que se verificou serem idênticas as transformações ocorridas nas áreas classificadas e no território nacional (ver secção 3.2.2), assim como não se encontraram diferenças entre a qualidade dos rios e outras massas de água dentro e fora dessas áreas (ver secção 3.2.3), associado ao modelo excessivamente regulamentar da política de conservação, consideramos justificar-se a necessidade de novas abordagens, através de conceitos e práticas que permitam assegurar uma articulação mais forte com os objetivos de conservação e adaptação climática da biodiversidade, nas áreas classificadas, à semelhança do que tem vindo a ser preconizado em outros países (*294*).

Tais abordagens *place-based*, deverão integrar a dimensão socioeconómica e cultural na codefinição dos objetivos e do programa de ação, passando a assumir-se como soluções de planeamento colaborativo (*295*). Partindo desta base, será possível contemplar, no exercício de ordenamento do território, a definição do padrão e do mosaico cultural mais adequado para cada uma das áreas de conservação, em função de objetivos de longo prazo e não apenas na conservação de espécies e habitats, tendo por base o modo como se encontram atualmente distribuídos.

A cenarização estratégica, entendida como metodologia de antecipação de possibilidades de mudança decorrentes de opções de gestão alternativas, é uma base importante para a articulação de objetivos de conservação em contextos de marcada mudança climática e socioeconómica, podendo constituir-se como orientação para os agentes privados relativamente às suas tomadas de decisão e para a fundamentação de eventual negociação com agentes públicos.

Evoluir no sentido da utilização de cenarização nos processos de decisão implica reforçar o papel das decisões baseadas na evidência (*evidence-based decision making*), comum e imprescindível na gestão económica e financeira das empresas e do Estado, mas incipiente na articulação de decisões complexas na área da biodiversidade. Tal abordagem, correspondente à fase 1 do processo de gestão adaptativa, descrito na Figura 4.4.2.a, é essencial para a exploração de soluções de política pública que assegurem a convergência entre sectores de política nacional, nomeadamente climática, agrícola, florestal e de gestão da água, na relação com a conservação da biodiversidade, tal como identificado na secção 4.2.

Este entendimento do ordenamento do território em áreas classificadas é particularmente importante quando a biodiversidade a conservar se inscreve numa matriz cultural. Por exemplo, áreas protegidas nas categorias V e VI da UICN, que correspondem à maior parte da RNAP, quando as ações de gestão a preconizar permitem a conver-

gência entre algum tipo de aproveitamento económico e os objetivos de conservação estipulados. Além disso, também o restauro de ecossistemas, tanto no sentido da renaturalização como da reconversão dos usos do solo e da gestão dos recursos hídricos, com vista a uma maior sustentabilidade das atividades produtivas, deverá ser planeado e fundamentado no exercício de distribuição espacial dos usos e funções no território protegido, de acordo com princípios de aptidão ecológica (296), de modo a poder suportar a biodiversidade e a sua adaptação climática. A prática do ordenamento do território, tendo por base estas premissas, implica um investimento considerável na coprodução de conhecimento empírico acerca dos *trade-offs* entre biodiversidade, clima e uso e ocupação do solo. A gestão da água também necessita de mais conhecimento sobre os impactes das diferentes opções de gestão na biodiversidade aquática, mas também terrestre. A falta de informação a este nível é um constrangimento à inovação e adaptação do quadro jurídico atual e dos programas especiais de ordenamento e gestão do território, face à necessidade de definição e/ou adaptação de soluções para a implementação da estrutura ecológica que agora se propõe.

A operacionalização da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB) resultaria, assim, de uma articulação entre medidas de natureza regulamentar e contratual entre o Estado e os agentes privados, proprietários ou outros a quem estes deleguem a gestão (Figura 4.4.1.a).

No que se refere aos nodos da EACB, ou seja os refúgios climáticos, prevê-se que estes possam corresponder a duas soluções de implementação:

- Integração no SNAC com medidas de gestão ativa prevista em sede de Planos Especiais vertidos nos PDM, com vista à sua integração na Rede Transeuropeia de Conservação da Natureza;

- Áreas não classificadas no SNAC mas que sejam objeto de contratos-gestão entre a Autoridade Nacional de Conservação da Natureza e da Biodiversidade e os agentes privados.

Relativamente aos corredores de conectividade climática da EACB, por corresponderem a sistemas lineares mais ou menos extensos e terem como pressuposto um uso transitório por parte da biodiversidade (primordialmente para deslocação ainda que pontualmente possam ter outros usos, como alimentação e reprodução), poderão ser implementados também através de duas soluções de implementação:

- Através da sua integração em servidões administrativas de utilidade pública, como a Reserva Ecológica Nacional (REN), ou outras, passando esta a incluir a definição de critérios de conservação e adaptação da biodiversidade às alterações climáticas, articulados com mecanismos de gestão e financiamentos adequados. Nestes casos, estas áreas passariam a integrar a Estrutura Ecológica Municipal (EEM) em sede de PDM. A sua integração numa servidão administrativa como a Reserva

Ecológica Nacional (REN) é de particular relevância no sentido de estabelecer prioridades de gestão em propriedade privada, o que poderá ainda facilitar a identificação de prioridades para a remuneração dos serviços dos ecossistemas ou outras soluções de financiamento que suportem as medidas de gestão ativa a preconizar. Esta poderia ser uma oportunidade de atribuir à REN uma maior capacidade de operacionalização na gestão do solo rústico, tal como decorre no solo urbano, e que à luz da legislação atual, não é contemplada;

- Áreas não sujeitas a classificação regulamentar incluindo contratos de gestão celebrados entre a autoridade nacional de conservação e da biodiversidade e agentes privados pelo período considerado adequado. As áreas a gerir de acordo com contratos de gestão poderão corresponder a *Other Effective area-based Conservation Measures* (OECM) (297), podendo assim contribuir para as metas da Estratégia Europeia da Biodiversidade 2030.

À escala regional, a EACB poderia integrar a Estrutura Regional de Proteção e Valorização Ambiental (ERPVA), aquando da elaboração dos Programas Regionais de Ordenamento do Território (PROT) e, em articulação com outras redes de base ecológica, configurar uma estrutura nacional de conectividade ecológica ou infraestrutura verde a nível nacional, já esboçada no Programa Nacional da Política de Ordenamento do Território (PNPOT).

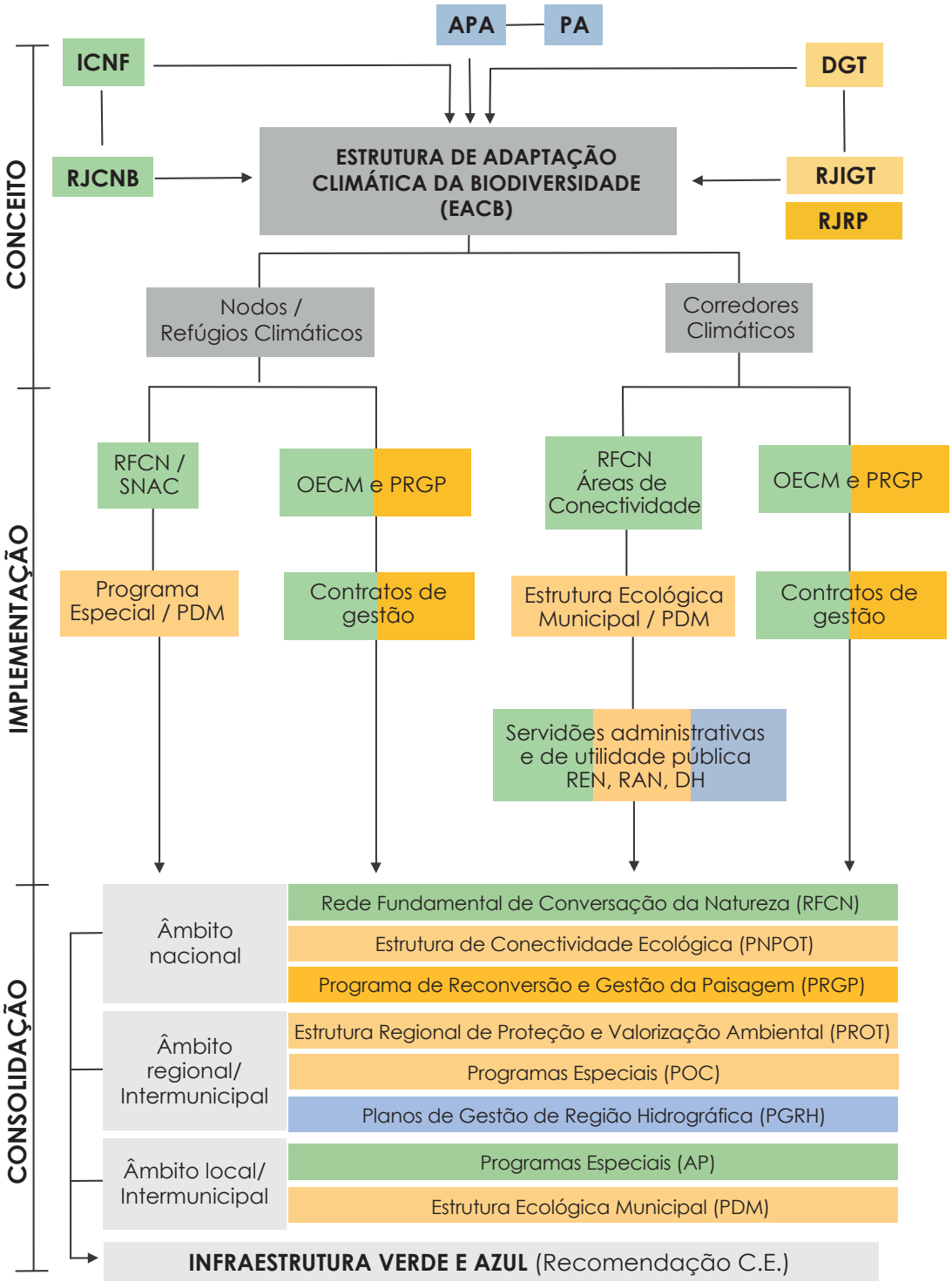



**Figura 4.4.1. a.** Enquadramento da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB) no regime jurídico português. Regime Jurídico da Conservação da Natureza e da Biodiversidade (RJCNB); Regime Jurídico dos Instrumentos de Gestão Territorial (RJIGT); Regime Jurídico da Reconversão da Paisagem (RJRP); Política da Água (PA). Preveem-se ainda soluções de implementação com base em contratos de gestão. As cores representam a jurisdição. Múltiplas cores na mesma caixa denotam a necessidade de coordenação entre jurisdições (verde=ICNB; Azul=APA; Laranja=DGT).

### 4.4.2. Gestão da biodiversidade

Uma boa gestão implica uma gestão orientada por objetivos. No caso da biodiversidade, o objetivo é a sua manutenção (i.e., persistência) no horizonte temporal dos planos de gestão e, idealmente, para lá dos mesmos (*298*). A boa gestão também implica o acompanhamento dos resultados da gestão (monitorização), com base em indicadores de resultado, que permitem avaliar se os resultados esperados são realizados. Sempre e quando o financiamento da gestão não for próprio, isto é, quando o promotor não for o financiador (no caso de fundos públicos o financiador, os contribuintes, nunca são, por definição, os promotores), será necessário acompanhar o procedimento de avaliação de uma fiscalização externa.

Esta sequência de procedimentos, que se poderia classificar de boas práticas, é manifestamente inexistente na gestão ativa da biodiversidade, tirando o caso de ações *ad hoc*, de gestão, decorrentes de projetos financiados por mecanismos externos, como são o caso de projetos financiados ao abrigo do programa LIFE. A gestão ativa no SNAC, enquadrada no âmbito de procedimentos tipificados pelo RJCNB, restringe-se ao articulado do ponto 2 do Artigo 23.º: "Podem ainda ser delimitadas áreas de intervenção específica, para as quais, independentemente dos níveis de proteção aplicáveis, é previsto o desenvolvimento de um plano, programa ou projetos de intervenção específica".

Porém, dada a circularidade e opacidade da definição do conceito de "áreas de intervenção específicas", que servem para fazer "intervenções específicas", esta figura tem sido usada tanto para especificar salutares ações de conservação, como muitas vezes para regulamentar (alternativamente interpretável como "legitimar") intervenções urbanísticas ou extrativas de elevado impacte ambiental. É o caso, a título de exemplo, do Plano de Rega do Mira[3], igualmente referido na Figura 1.4.1.a.

Estas áreas de intervenção específica, que constam dos Programas de Ordenamento das Áreas Protegidas (POAP), ocupam uma área total de 81.879 ha, ou seja, 10.25% da RNAP. Elas são particularmente representativas no Parque Nacional da Peneda Gerês, onde englobam uma superfície equivalente a 68% do território classificado como de Proteção Total, ainda que com apenas 0.14% nas áreas de proteção parcial e 11% nas áreas de proteção complementar (Tabela 4.4.2.a). Nas áreas de Paisagem Protegida as áreas de intervenção específica também englobam porções assinaláveis de território, 49% das áreas de Proteção Complementar, 44% das áreas de Proteção Parcial, e 24% das áreas de Proteção Total. No restante território protegido, as áreas englobadas por intervenções específicas rondam os 10%, excetuando as reservas naturais que nos níveis de proteção parcial e total, possuem apenas 5% dos territórios cobertos por medidas de intervenção específicas (algo surpreendente dado que o foco central destas áreas é a conservação da natureza e da biodiversidade).

3 Artigo 46º da Resolução do Conselho de Ministros n.º 11-B/2011

**Tabela 4.4.2. a.** Superfície ocupada pelas áreas protegidas portuguesas em função da sua tipologia, nível de proteção, e abrangência das áreas de intervenção específica.

| | | Área (ha) | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Nível de proteção** | **Nível de intervenção** | Parque Nacional | Parques Naturais | Reservas Naturais | Paisagens Protegidas |
| Proteção Complementar | Total | 37013.46 | 317173.84 | 27203.94 | 411.70 |
| | Intervenção específica | 4067.77 | 32248.37 | 2900.49 | 199.99 |
| Proteção Parcial | Total | 27446.21 | 257895.13 | 37296.38 | 1291.03 |
| | Intervenção específica | 3728.63 | 26709.96 | 2055.82 | 561.90 |
| Proteção Total | Total | 4297.01 | 4998.57 | 4304.60 | 159.24 |
| | Intervenção específica | 2920.60 | 448.71 | 219.80 | 38.18 |

Não nos foi possível tipificar o âmbito global destas intervenções específicas, ou avaliar a eficácia destas medidas no terreno, mas da leitura de alguns POAP onde as medidas são detalhadas, ressalta que os passos seguintes à determinação dos objetivos num plano de gestão ativa, mormente a calendarização, orçamentação, determinação de meios disponíveis e de mecanismos de acompanhamento (monitorização), e critérios de avaliação, não são apresentados, muito menos detalhados.

Num contexto acelerado de alteração climática, os objetivos especificamente formulados, de manutenção de componentes da biodiversidade, definidos ao nível do plano de gestão, deverão considerar, explicitamente, a necessidade de adaptação das populações de diferentes espécies às alterações climáticas (ver capítulo 2) e destrinçar territórios com potencial para se configurarem como áreas nucleares, ou nodos, de uma rede de adaptação climática (i.e., refúgios climáticos) e outros com potencial para se estabelecerem como eixos (corredores) de conectividade climática, favorecendo a dispersão entre nodos.

A gestão ativa da biodiversidade implica, assim, a adoção de um processo de tentativa-erro, pois a complexidade dos sistemas naturais, associados a dinâmicas diferenciadas das espécies, comunidades e ecossistemas em territórios diversos, limita a capacidade de aplicação de soluções de gestão previamente tipificadas. No atual contexto de alteração climática e da previsível necessidade de adaptação dos organismos a este processo, a gestão ativa da biodiversidade acarreta níveis adicionais de complexidade que são inerentes à dinâmica das populações, comunidades e ecossistemas, e a incerteza associada às dinâmicas climáticas e sua interação com os diferentes níveis hierárquicos de organização da biosfera.

O procedimento formal mais correto para lidar com este nível de complexidade e incerteza é a gestão adaptativa, definida como o processo iterativo de gestão, que inclui o

teste de hipóteses e decorrente ajuste das medidas de gestão em função dos conhecimentos e resultados intercalares obtidos no decurso do plano de gestão (*299*). A gestão para adaptação da biodiversidade implica ainda o reforço da dimensão temporal dos planos de gestão em horizontes de pelo menos 30 anos, pois a própria definição de clima implica tal horizonte, o que pressupõe, necessariamente, o estabelecimento de cenários que tenham em consideração a incerteza e que prevejam mecanismos de monitorização e retroavaliação periódica para o ajustamento das políticas e dos instrumentos de ordenamento do território (*300*) (Figura 4.4.2.a).

Inerente ao conceito de gestão adaptativa está o investimento na aquisição de conhecimento à escala das unidades de gestão, que ajude a identificar alterações contextuais e promova os necessários ajustes face às intervenções planeadas. A avaliação e a monitorização de base técnica têm, pois, de ser convenientemente asseguradas, a par de ações de fiscalização de intuito mais regulatório, que penalizem o incumprimento das ações prescritas e previnam o seu insucesso. A construção dos cenários e respetivas metas, fundamentadas em informação técnica e científica, deverá assegurar a participação de múltiplos atores com implicação sobre os territórios protegidos, a partir dos quais deverão ser delineadas as medidas de gestão a implementar. A avaliação deste ciclo permitirá incorporar a mudança que terá ocorrido, permitindo reavaliar as metas e as ações para o ciclo seguinte. Esta avaliação cíclica que já está consagrada, por exemplo, na Lei da Água, pode ser aperfeiçoada reforçando a monitorização, mas também a reavaliação de metas e medidas tendo em conta as alterações climáticas e o seu combate.

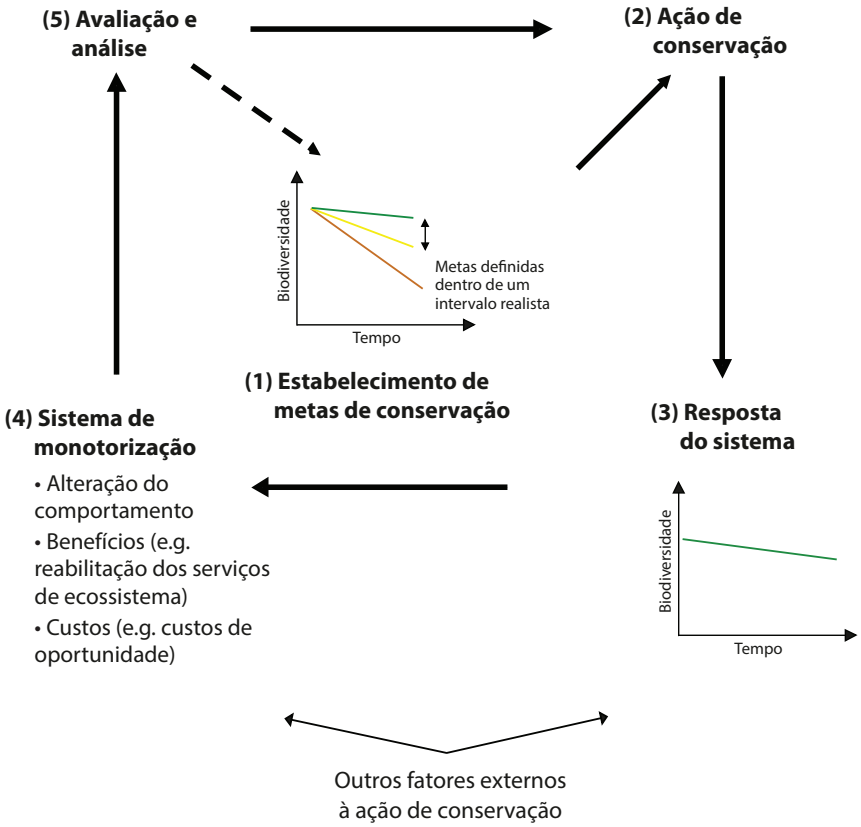



**Figura 4.4.2. a.** A gestão adaptativa em cinco fases 1) definição de cenários futuros plausíveis e estabelecimento de metas de conservação dentro deste intervalo plausível; 2) execução de ações de conservação; 3) novos comportamentos dentro do sistema; 4) monitorização para detetar alterações no sistema; 5) análise dos impactes das ações de conservação e ajustamento das metas iniciais em conformidade (300).

A gestão adaptativa configura, assim, uma oportunidade de associar processos de decisão a processos de contínua recolha de informação e monitorização por parte das instituições e organizações envolvidas, constituindo-se como a base para uma governança adaptativa (*113*), que permita conduzir o sistema socioecológico para um estado de conservação desejável, como descrito em 4.4.3.

No caso da implementação da EACB, é expectável que tanto os nodos da rede como os corredores de conectividade climática possam assumir diferentes configurações espaciais ao longo do tempo (*301*) (é possível conceber elementos da estrutura de conectividade que cumprem funções numa determinada década e que se tornam obsoletos noutra década mais adiante) (*48*), o que torna particularmente relevante esta dimensão adaptativa da gestão e da governança.

A gestão adaptativa implica níveis de flexibilidade ao nível da sua operacionalização que são difíceis de materializar no quadro jurídico atual e de cultura administrativa portuguesa. Para viabilizar esta conceção de gestão, uma revisão estrutural da cultura institucional de governança deverá ser considerada nos termos que se propõem na seção seguinte.

### 4.4.3. Governança das áreas classificadas

Por governança entendem-se as "interações entre estruturas, processos e tradições que determinam como o poder e as responsabilidades são exercidos, como as decisões são tomadas e como cidadãos ou outros interessados diretos manifestam a sua opinião" (*302*). Governança é, assim, fundamentalmente diferente de gestão. Se a última está relacionada com "o que se faz em busca de determinados objetivos" e "os meios e ações para alcançar esses objetivos", a primeira está relacionada com "quem decide e quais são os objetivos", "o que fazer para atingi-los", e "com que meios", "como essas decisões são tomadas", "quem detém o poder, a autoridade e a responsabilidade", "quem deve (ou deveria) prestar contas".

**No quadro das áreas protegidas, a UICN define quatro modelos de governança:**

- Governança por governos, i.e., exercida pelas instituições públicas;
- Governança compartilhada, i.e., exercida pelos detentores dos direitos de propriedade em colaboração com os interessados na exploração das áreas;
- Governança privada, i.e., exercida por parte de indivíduos e organizações privadas;
- Governança por povos indígenas e/ou comunidades locais.

Em Portugal, o modelo dominante tem sido o da governança exercida por instituições públicas, ainda que nada obste a que sejam considerados modelos diferenciados em função dos níveis de proteção e das especificidades sociodemográficas e socioeconómicas de cada território classificado. As áreas protegidas de âmbito privado, que são relativamente recentes no contexto nacional, representam uma oportunidade para testar modelos alternativos de governança de áreas protegidas. Seria, aliás, interessante iniciar um processo participado com os atores envolvidos na gestão local da biodiversidade, que tivesse como ponto de partida a análise das áreas classificadas portuguesas à luz da matriz proposta pela UICN para classificar as áreas protegidas, em função do seu estatuto de conservação e do(s) modelo(s) de governança que possam ser concebidos para essas áreas (Figura 4.4.3.a), com vista à análise e discussão de alternativas ao modelo de gestão exclusivamente público,  atualmente em vigor.

| Tipo de governança / Categoria de gestão | A. Governança por governos | | | B. Governança compartilhada | | | C. Governança privada | | | D. Governança por povos indígenas e comunidades locais | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Ministro ou agencia federal ou nacional encarregados | Ministério ou agência subnacional encarregados | Gestão delegada por governos (por exemplo, a uma ONG) | Governança transfronteiriça | Governança colaborativa (varias formas de influência pluralista) | Governança conjunta (órgão pluralista de governança) | As áreas conservadas estabelecidas e administradas por proprietários indmduais | .. por organizações sem fins lucrativos (por exemplo, ONGs, universidades) | .. por organizações com fins lucrativos (por exemplo, empresas proprietárias de terras) | Áreas e territórios conservados de povos indígenas - estabelecidos e administrados por povos indígenas | Áreas e territórios conservados por comunidades - estabelecidos e administrados por comunidades locais |
| I a. Reserva Natural Estrita | | | | | | | | | | | |
| I b. Reserva ecológica | | | | | | | | | | | |
| II. Parque Nacional | | | | | | | | | | | |
| III. Monumento Natural | | | | | | | | | | | |
| IV. Gestão de Habitats/Espécies | | | | | | | | | | | |
| V. Paisagem Terrestre-marinha Protegida | | | | | | | | | | | |
| VI. Área Protegida com Uso Sustentavel dos Recursos Naturais | | | | | | | | | | | |

**Figura 4.4.3. a.** Sistema de classificação do estatuto das áreas protegidas e dos sistemas de governança associados. Fonte: UICN.

No que se refere especificamente à relação entre gestão e governança de áreas protegidas, o conceito de gestão adaptativa pode ser associado ao conceito de governança adaptativa. No pressuposto que são diversos os métodos que poderão ser prosseguidos para a governança adaptativa, considera-se que todos deverão garantir aspetos essenciais como: significativa colaboração entre atores e escalas; uma efetiva coordenação das iniciativas; empoderamento das lideranças; construção de capital social, através do envolvimento ativo da comunidade, da sua capacitação, e da articulação entre conhecimento, tomada de decisão, e monitorização fundamentada (*303*).

O sistema de governança pública das áreas protegidas em Portugal enferma de fragilidades estruturais, mormente o facto de incidir sobre terrenos que raras vezes são públicos. Esta característica conduz a um difícil exercício de quadratura do círculo, cujas soluções, ensaiadas em diferentes momentos, têm vindo a ser duramente criticadas (*113*, *279*).

Subjacente à criação, em 1975, do Serviço Nacional de Parques, Reservas e Património Paisagístico (SNPRPP), convertido, em 1983, no Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza (SNPRCN), antecessor do Instituto da Conservação da Na-

tureza (ICN), depois da Biodiversidade (ICNB) e agora das Florestas (ICNF), existia uma conceção centralizada da gestão das áreas protegidas, moldada à imagem dos serviços responsáveis pela gestão de áreas protegidas em territórios públicos, como nos EUA. Porém, contrariamente aos EUA, onde grande parte das áreas protegidas coincidem com extensas áreas de território público, em Portugal a matriz territorial sobre a qual incidem as áreas protegidas é invulgarmente complexa, mesmo para o contexto europeu. Além de uma multiplicidade de usos e funções que coexistem com a conservação da biodiversidade, as áreas protegidas possuem uma elevada diversidade de atores, cada um deles com expectativas, interesses e responsabilidades diferentes. Lidar com esta diversidade pressupõe a definição de mecanismos de partilha de responsabilidades, preferencialmente envolvendo mecanismos que promovam a coaprendizagem com as comunidades locais (*304*).

De acordo com os estudos referidos (*290*, *291*), as reformas ao modelo centralizado do SNPRPP/SNPRCN/ICN, foram motivadas, parcialmente, pela imposição de cortes nas chefias da administração pública, mas também na sequência das recomendações constantes do estudo Parques Visão XXI (*279*). Este estudo, concluiu que, à data, "o modelo reativo e condicionador de posicionamento do ICN está baseado, fundamentalmente, no exercício da autoridade do Estado, sendo questionado pelas comunidades locais, designadamente autarquias e ONGA, preconiza um novo modelo radicado essencialmente na interação com os *stakeholders* da conservação da natureza, focando na criação de valor para a criação de um ciclo virtuoso de proteção do património natural, onde mais do que limitações aos agentes económicos e às populações residentes, fosse gerada uma dinâmica de desenvolvimento sustentável que introduza 'energia' e proatividade na conservação da natureza."

Volvidas quase duas décadas, uma das principais críticas ao modelo atual, que resulta de uma reforma minimalista, senão incompleta, face às propostas do estudo Parques Visão XXI *(279)*, é que a extinção da unidade de gestão centrada na área protegida e sua substituição por departamentos desconcentrados do ICNF (que continua a ser a entidade que *de facto* tem a seu cargo a gestão da biodiversidade). Estes departamentos, localizados fora das áreas protegidas, por vezes distantes das mesmas, não estão estruturados por forma a responder às necessidades de gestão ativa da biodiversidade nas áreas protegidas, nem estão otimizados para desenvolver um diálogo de proximidade com as comunidades locais de modo a capacitá-las para poderem ocupar um papel mais ativo na governança e gestão das áreas protegidas.

O modelo atual de governança das áreas protegidas (denominado de cogestão) que evoluiu a partir do modelo desconcentrado de 2007, definido pelo Decreto-Lei 116/2019 de 21 de agosto, continua, não obstante, a possuir fraca autonomia, a carecer de massa crítica, com forte implantação local, necessária para uma eficaz orientação técnica das atividades de gestão da biodiversidade. Falta, por exemplo, a figura de um Diretor Executivo, de perfil técnico, que responda politicamente perante a comissão de cogestão das áreas protegidas e, de forma generalizada, de equipas técnicas capacitadas

para responder às inúmeras solicitações que uma gestão e fiscalização ativa do território classificado obrigam. A comissão de cogestão, por sua vez, tem funções muito limitadas, fundamentalmente associadas à promoção, sensibilização e comunicação e o ICNF, com reduzida implantação técnica local, continua a acumular, sem demasiados êxitos, funções de gestão, fiscalização e avaliação da gestão da biodiversidade num território cuja propriedade é, regra geral, privada.

Não estando atualmente estabelecido um modelo de governança que possa responder plenamente ao desafio da gestão ativa, de cariz colaborativo e adaptativo, proposto na secção anterior, propomos a sua evolução de acordo com as recomendações da UICN em matéria de governança de áreas protegidas que, aliás, é coincidente com o espirito do Decreto-Lei 116/2019, onde se define o modelo de cogestão das áreas protegidas e concretiza o princípio de participação dos órgãos municipais na respetiva gestão, ao abrigo da Lei-quadro da transferência de competências para as autarquias locais e para as entidades intermunicipais (Lei 50/2018, de 16 de agosto).

Nesta matéria, coincidimos com as recentes recomendações do Grupo de Trabalho de Áreas Protegidas do CNADS, em que "o papel de gestão de proximidade poderá em muitos casos ser assumido com vantagem por atores locais, com diversas configurações institucionais, como de resto já existem diversos exemplos em Portugal (e múltiplos exemplos a nível internacional)" e que o aprofundamento do modelo de cogestão das áreas protegidas, eventualmente extensível a outros territórios classificados, deverá ser feito por via de um reforço da sua autonomia e legitimidade; o que necessariamente implica um empoderamento técnico e financeiro destas estruturas. A Tabela 4.4.3.a e a Figura 4.4.3.b proporcionam uma análise comparada de algumas características importantes do modelo de cogestão atual e do modelo de cogestão que propomos e que designaremos de modelo de cogestão 2.0.

**Tabela 4.4.3. a.** Análise comparada do modelo de cogestão em vigor e do modelo de cogestão 2.0 proposto.

| Critérios de Cogestão | Cogestão (DL 116/2019) | Cogestão 2.0 |
|---|---|---|
| **Composição do consórcio** | Definida por decreto. | Decidida por iniciativa das entidades concorrentes, ainda que com critérios definidos pela entidade reguladora. |
| **Personalidade jurídica** | Não tem. | Tem. |
| **Orçamento** | Não tem. Verbas indefinidas do Fundo Ambiental e porventura do Fundo Florestal Permanente e Fundo Azul. | Tem. Estabelecido em contrato programa. Capacidade de autofinanciamento através da implementação, por exemplo, do princípio utilizador-pagador, ou de fundos originados por licenças, taxas ou donativos. |
| **Objetivos de conservação** | Não tem. | Tem. Definido em caderno de encargos pela entidade reguladora. |
| **Gestão ativa da biodiversidade** | Não tem. | Tem. Após um tempo determinado contratualmente, deverá apresentar plano de gestão ativa da biodiversidade para aprovação por parte da entidade reguladora. |
| **Equipas profissionalizadas** | Não tem. | Tem. Incluindo equipas técnicas e diretor executivo que responde perante a Direção do consórcio de cogestão. |

No modelo de cogestão proposto deverá haver uma separação clara entre o poder de avaliação e fiscalização da gestão e do poder de execução dessa gestão. A separação entre poderes de execução e fiscalização é elementar para uma boa governança e emana de tradições tão antigas como a clássica, representada por Aristóteles (384-322 a.C.) e sintetizada no seu tratado de "Política" (*305*), como da tradição Iluminista representada por Charles-Louis de Secondat, barão de La Brède e de Montesquieu, conhecido como Montesquieu (1689-1755), através do seu "O Espírito das Leis" (*306*). A acumulação destes poderes numa só instituição, como acontece atualmente com a política de conservação, representa uma anomalia num Estado de Direito consolidado. Desta forma, preconizamos que a Autoridade Nacional de Conservação da Natureza e da Biodiversidade (ANCNB), atualmente o ICNF, deva atuar como promotor, avaliador e fiscalizador das atividades de gestão ativa da biodiversidade, sendo que seriam entidades externas, contratualizadas pelo ICNF, as executoras da gestão. No terreno, o ICNF continuaria a ser responsável pelo estudo e monitorização dos valores naturais no âmbito da RFCN, continuando, p.ex., a exercer tutela sobre os vigilantes da natureza.

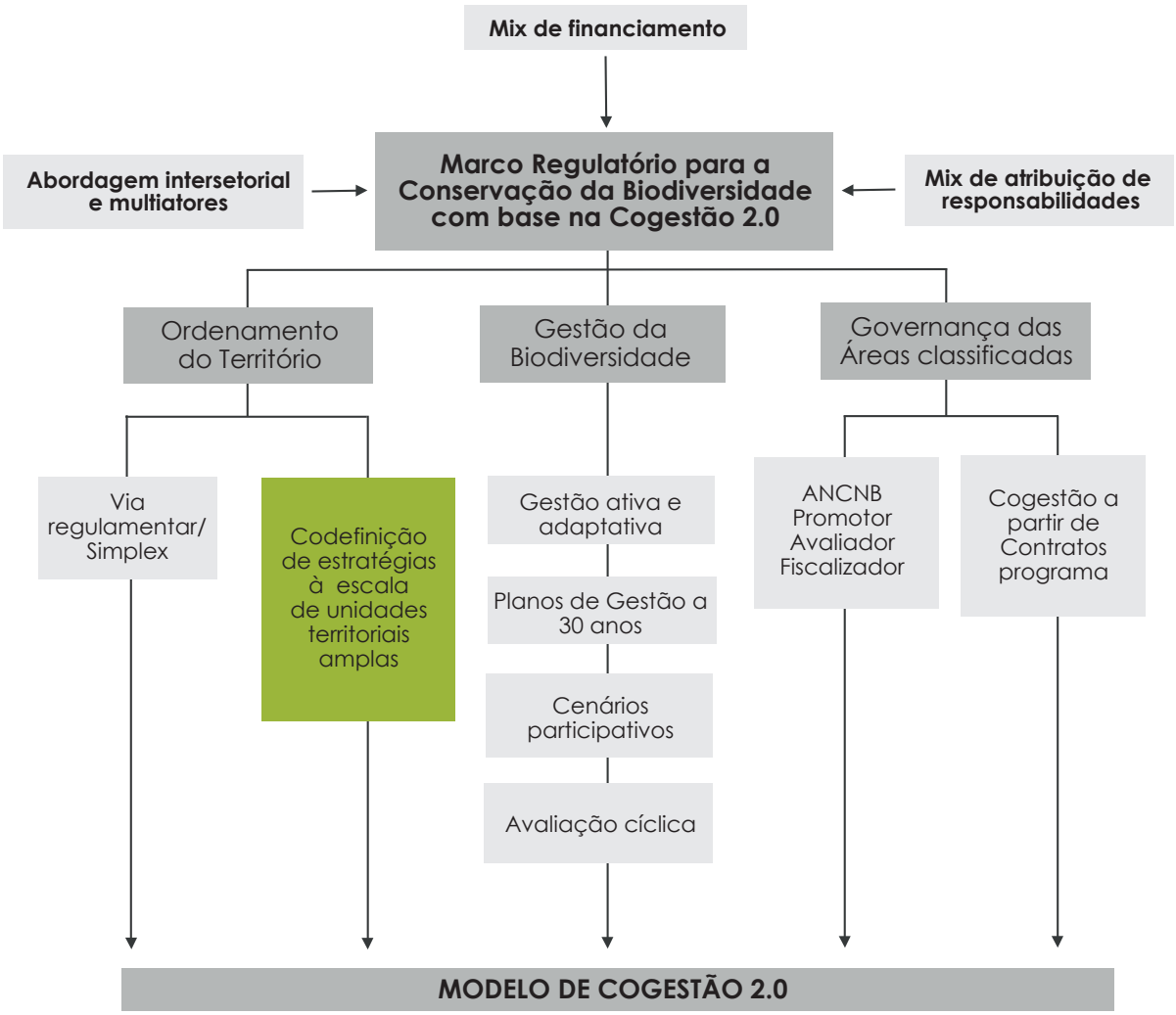



**Figura 4.4.3. b.** Componentes a considerar na proposta de marco regulatório no contexto da cogestão 2.0. A caixa a verde indica componentes que poderão, ou não, ser incluídas consoante a complexidade e escala dos contextos de cogestão.

As entidades de gestão a ser contratualizadas pelo ICNF poderiam assumir diversas modalidades, desde consórcios de municípios, cooperativas de residentes e/ou proprietários, organizações não governamentais, fundações, empresas, empresas de capitais públicos, como é o caso da empresa Parques de Sintra Monte da Lua (PSML), ou outro tipo de soluções mistas. A celebração de contratos programa implica, naturalmente, a definição de um conjunto de deveres e responsabilidades, por parte da entidade contratualizada, que seriam objeto de financiamento direto por parte da entidade contratante podendo ser, complementarmente, criados mecanismos financeiros adicionais (públicos e privados) que permitissem alavancar a gestão da conservação e restauro da biodiversidade para patamares mais exigentes (ver capítulo 5).

A vantagem do modelo contratualizado, além de permitir a salutar separação entre execução versus promoção, avaliação e fiscalização seria, também, permitir uma maior convergência entre governança participada (modelo de cogestão) e gestão ativa da biodiversidade. Dependendo dos contextos específicos de cada área classificada, os consórcios concorrentes aos concursos públicos para contratualização da gestão das áreas classificadas poderiam, com vantagem, incluir agrupamentos institucionais que facilitassem a coordenação intersectorial, deste modo facilitando uma melhor articulação da aplicação de regulamentos com incidência territorial. Nos casos em que fosse apropriado, os próprios cadernos de encargos deveriam ser explícitos sobre a necessidade desta articulação, valorizando positivamente os consórcios que garantam a representatividade dos agentes locais nos órgãos de decisão das entidades de cogestão. Estas entidades, além de terem orçamento próprio, que acompanharia a realização do caderno de encargos, poderiam e deveriam ter capacidade de autofinanciamento, com regras acordadas de mútuo acordo com a Autoridade Nacional de Conservação da Natureza e da biodiversidade (ANCNB) (ver capítulo 5).

O estabelecimento de contratos de gestão de longo prazo (entre 10 a 30 anos) é necessário de modo a viabilizar o cumprimento dos objetivos de conservação e de gestão adaptativa que, por definição, são aferíveis em ciclos longos de gestão. Pela sua exigência temporal, estes programas de gestão carecem de financiamento, como o que se encontra previsto para a remuneração dos serviços de ecossistemas. Contudo, os contratos de gestão não devem esgotar-se no compromisso com proprietários e agentes privados, ou outro tipo de entidades que assumam a responsabilidade de pôr em prática um programa de ação. Também as instituições envolvidas neste quadro de compromisso e responsabilidade deverão estar alinhadas com os restantes atores de modo a assumirem, conjuntamente, os compromissos estabelecidos, para além da alternância dos ciclos políticos de médio prazo, tanto a nível central como autárquico.


5

# FINANCIAMENTO PARA A BIODIVERSIDADE

A OCDE estima que a concretização dos objetivos de Biodiversidade 2030 requer investimentos de *ca.* 1% do PIB mundial para manter um capital natural responsável por 50% do PIB. A Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, com um âmbito de intervenção mais restrito, determina que a manutenção e restauro do capital natural na Europa irá requerer investimentos na ordem dos €20 mil milhões/ano. Considerando o tamanho da economia portuguesa (1.3% do PIB da UE), o volume de investimento nacional em conservação da biodiversidade deveria situar-se acima dos €260 milhões por ano. Se considerássemos o rácio da biodiversidade portuguesa no contexto europeu o montante seria ordens de magnitude superior. O financiamento deverá provir de mecanismos públicos (europeus e nacionais) e privados. As expectativas de financiamento público, por parte de organismos europeus, são brevemente abordadas, mas o cerne da discussão foca-se nos mecanismos privados, por serem aqueles com menos expressão em Portugal. Neste sentido, partimos do pressuposto que as decisões dos agentes económicos, além de influenciadas por valores subjetivos, estão intimamente relacionadas com o custo da aquisição de bens e serviços, integrados na sua cadeia de produção, provenientes do capital natural. Propomos usar uma abordagem de mercado, assumindo que, para o mercado funcionar, é fundamental existir um enquadramento institucional adequado para acelerar o envolvimento dos agentes económicos na promoção da biodiversidade. Assim propomos: 1) a aplicação do princípio do utilizador-pagador aos utentes das áreas protegidas, por forma a financiar a gestão e restauro do capital natural destas áreas, convertendo os gestores do território em "protetores-recebedores"; 2) a implementação do princípio do poluidor-pagador, onerando a degradação do capital natural em todo o território nacional e usando o resultado dessa tributação no financiamento da manutenção e restauro do capital natural, nomeadamente remunerando os serviços de ecossistema geridos em propriedades inseridas nos territórios protegidos; 3) remuneração dos serviços dos ecossistemas que são mantidos e regenerados por entidades públicas e privadas através do desenvolvimento de um enquadramento que promova a transação de créditos de biodiversidade; 4) uma política fiscal que estimule os agentes económicos a investir e financiar projetos capazes de restaurar, regenerar e melhorar a biodiversidade e os serviços dela decorrentes.

## 5.1. **CONTEXTO**

Uma maior ambição para a biodiversidade no horizonte 2030 terá de corresponder uma maior ambição de financiamento. Se o primeiro o relatório do *High Level Panel* de 2012 (*307*) previa necessidades de investimento anual na ordem dos $150-440 mil milhões para cumprir com as metas de Aichi até 2020, o montante efetivamente mobilizado em 2019 foi de apenas $124-143 mil milhões. As estimativas de necessidades de financiamento no horizonte 2030, apontam para valores anuais na ordem dos $722-967 mil milhões até 2030 (*308*), ou seja, aproximadamente 0.7-1.0% do PIB global (valores de 2019). Estes valores empalidecem com a contribuição direta do capital natural para a economia mundial, estimados pela OCDE em 50% do PIB mundial (seção 1.1). A lacuna de financiamento para a biodiversidade situa-se, assim, entre os $598-824 mil milhões. Estas necessidades de financiamento estão calculadas em consonância com as conclusões do GBO5 (ver seção 1.2, Figura 1.2.2.a) que indicam que uma inversão da trajetória de perda de biodiversidade terá de ir além da expansão e reforço de eficácia da gestão das áreas protegidas (que custaria $149-192 mil milhões/ano até 2030 para cumprir metas de financiamento) requerendo, igualmente, a mobilização de financiamento na transição para a sustentabilidade dos sistemas produtivos. É neste contexto, aliás, que deve ser interpretado o compromisso da UE de investir 10% do seu orçamento em políticas de biodiversidade, ou, pelo menos, em políticas convergentes com os objetivos de biodiversidade, até ao final do período do seu quadro financeiro plurianual.

Entre vários mecanismos de financiamento disponíveis através da UE (p. ex., Plano de Recuperação e Resiliência, Programas Operacionais dos Fundos Estruturais, Horizonte Europa, Programa LIFE, Programa BEST), destaca-se a nova PAC 2023-2027 (*309*) que contém reformas que reforçam o apoio à transição para uma agricultura e floresta sustentáveis, em alinhamento com os objetivos do Pacto Ecológico Europeu. Consistente com este alinhamento com a política ambiental, 40% do orçamento da PAC converge com a política climática e de biodiversidade. Cabe a cada país desenvolver o seu plano estratégico da PAC (PEPAC) (*310*) e espera-se que Portugal demonstre maior ambição em matéria de ambiente e ação climática relativamente ao período de programação anterior. Para o efeito, deverá ser reforçada a articulação intersectorial entre os ministérios com tutela sobre agricultura e ambiente (que continua a ser surpreendentemente reduzida).

O regime de condicionalidade implica que os beneficiários da PAC terão os seus pagamentos condicionados ao efetivo cumprimento de requisitos obrigatórios, por exemplo, em cada exploração agrícola, pelo menos 3% das terras aráveis serão dedicadas à biodiversidade e elementos não produtivos, com a possibilidade de incrementar o apoio através de regimes ecológicos até perfazer 7% do total da área beneficiada. No 1º pilar, os ecorregimes beneficiarão de pelo menos 25% do orçamento para pagamentos diretos, proporcionando incentivos fortes para práticas e abordagens agrícolas amigas do clima e da biodiversidade. No 2º pilar, o desenvolvimento rural contará com pelo menos 35% dos fundos para medidas de apoio ao clima, biodiversidade, ambiente e bem-estar animal. Considerando

que Portugal deverá aumentar os níveis de ambição do PEPAC, a aplicação de fundos da PAC para a gestão da biodiversidade afigura-se como uma incontornável oportunidade.

A mobilização de financiamento público para a biodiversidade é fundamental para promover a alteração da trajetória de perda de biodiversidade, mas é insuficiente se não se alterarem alguns pressupostos do funcionamento das instituições públicas, da política fiscal e da própria economia de mercado. Ao nível da política pública é fundamental erradicar os chamados "subsídios perversos" que financiam atividades económicas geradoras de externalidades negativas sobre bens públicos, como a biodiversidade. É o caso, p. ex., dos subsídios perversos à agricultura, floresta e pescas que representam, globalmente, valores estimados em $451 mil milhões, $55 mil milhões e $36 mil milhões, respetivamente, excluindo subsídios à produção de combustíveis de origem fóssil estimados em 395-478 mil milhões adicionais (Figura 5.1.a). A convergência de políticas intersectoriais ensaiada pela UE no âmbito do Pacto Ecológico Europeu vai na boa direção, mas resta avaliar como será aplicada nos Estados-membros, designadamente naqueles que possuem níveis de biodiversidade importantes, logo maior potencial de conflitualidade com usos alternativos para o território, como é o caso de Portugal.

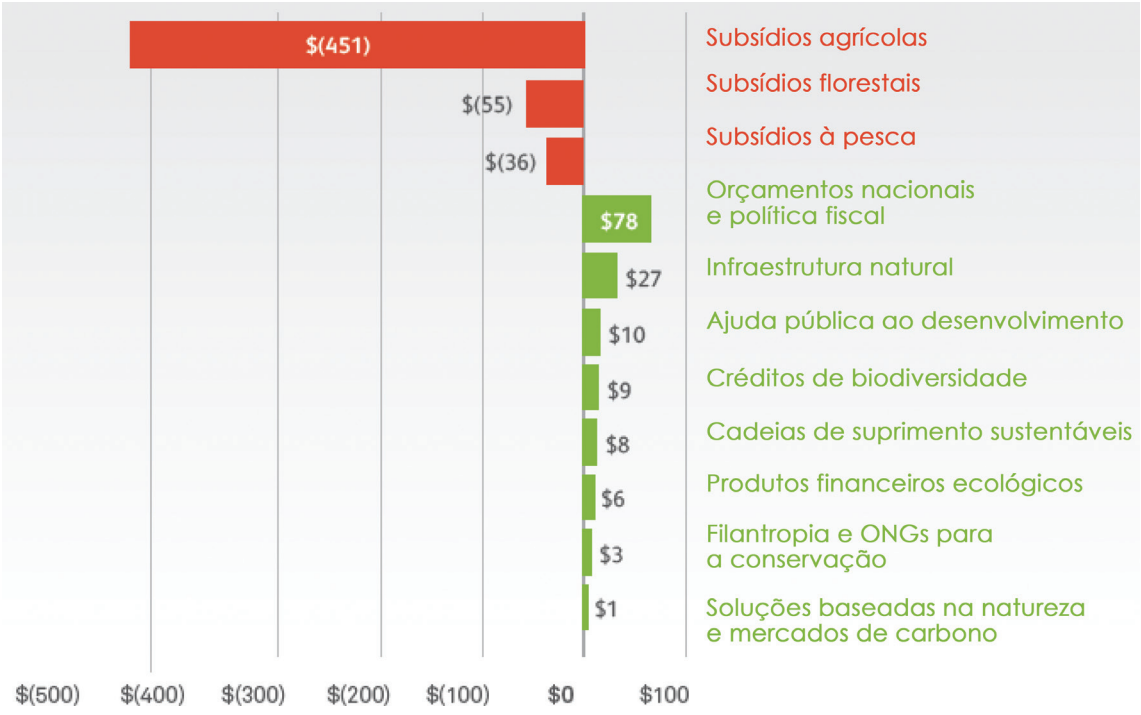



**Figura 5.1. a.** Subsídios perversos e fluxos globais destinados à conservação da biodiversidade (estimativas da OCDE para 2019 em US$ mil milhões/ano) *(311)*.

A mobilização de financiamento para viabilizar a política de biodiversidade deverá provir de múltiplas fontes (Figura 5.1.b). Os Estados têm ainda um papel fundamental a desempenhar como catalisadores de inovação financeira, através da criação de instrumentos financeiros e fiscais que incentivem o sector privado para uma maior mobilização de fi-

nanciamento para a biodiversidade, p.ex., através de: políticas fiscais positivas; criação de instrumentos de investimento "verdes"; opção por novas infraestruturas verdes em detrimento das infraestruturas tradicionais cinzentas, promovendo, assim, soluções necessárias à qualidade de vida humana, mas também garantindo a manutenção e criação de capital natural; desenvolvimento de inovação relacionada com soluções baseadas na natureza (envolvendo restauro ecológico) para auxiliar a mitigação e adaptação climática; e a implementação de mecanismos formais de compensação pela biodiversidade deteriorada, em projetos que tenham impactes ambientais impossíveis de minimizar.

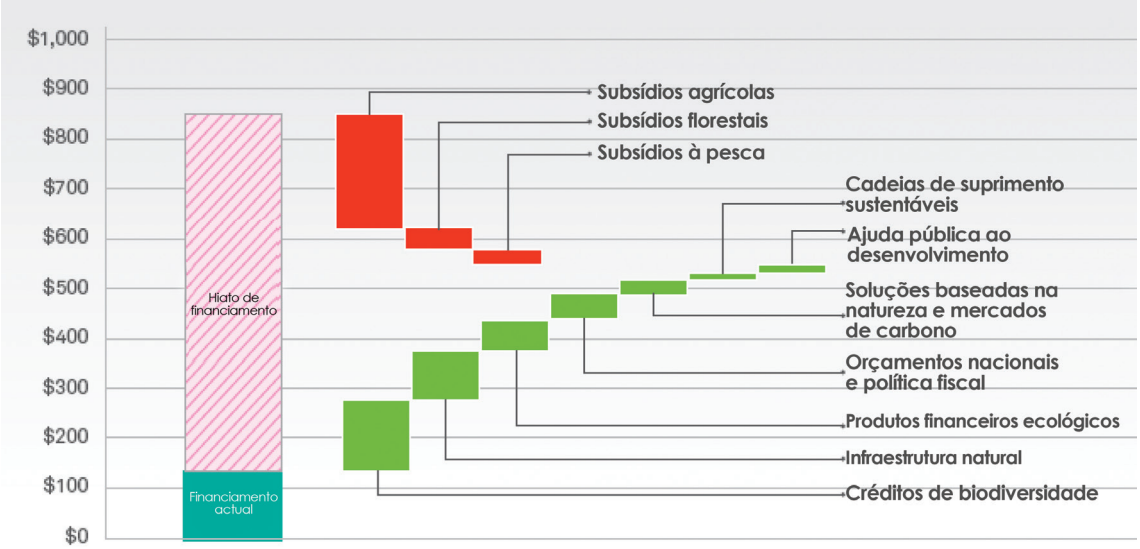



**Figura 5.1. b.** Financiamento atual, financiamento necessário no âmbito das metas de biodiversidade 2030 e estimativas de fontes de financiamento possíveis para cobrir essas necessidades *(308)*.

O sector privado teria a possibilidade de se converter no verdadeiro "cisne negro" (*312*) da política de biodiversidade, se, por um lado, conseguisse incorporar rapidamente as recomendações da *Task Force on Nature Financial Disclosures* (*313*) e, por outro, conseguisse implementar análises internas que lhe permitissem reportar o alinhamento dos seus empréstimos com a taxonomia, em particular com o objetivo associado aos serviços dos ecossistemas. Desta forma, incentivar-se-ia o reconhecimento que, a médio e longo prazo, é vantajoso investir e emprestar capital em projetos de restauro, uma vez que estes poderão garantir a viabilidade de múltiplas cadeias de valor, bem como a projetos que garantam a implementação de práticas e processos de produção assentes em mecanismos mais sustentáveis e menos intensivos.

No entanto, e dada a natureza do sector financeiro e o facto de apenas nos últimos três anos ter sido este chamado a ter um papel ativo no alinhamento dos seus investimentos com as políticas ambientais, é essencial que o Estado reconheça a importância de criar políticas públicas e enquadramentos fiscais temporários que permitam a diminuição das falhas de mercado associadas com: a) desconhecimento por parte do sector finan-

ceiro sobre a importância da biodiversidade na continuidade da rentabilidade de vários sectores; b) ausência de estímulos que os induzam a promover estes investimentos; c) ausência de mecanismos mitigadores de risco (como garantias) para projetos desta natureza; d) ausência de uma plataforma de entendimento, onde as entidades financeiras e públicas possam desenvolver e testar produtos financeiros verdes inovadores.

## 5.2. CORRIGINDO FALHAS DE MERCADO

Os mercados, definidos como processos de troca de bens e serviços entre consumidores e produtores, são mecanismos de regulação de comportamentos sociais e económicos (refira-se que nos sistemas ecológicos somos todos consumidores, visto que produtoras são as plantas que transformam energia solar em energia química utilizável pelos consumidores). No entanto, para que o mercado funcione é necessário existir informação disponível, conhecimento, capacidade de produção e vontade de comprar a um determinado preço. Quando existem as chamadas falhas de mercado, normalmente não existem informação e conhecimento suficientes para que um bem ou serviço possa ser alvo de um plano de negócio, que origine um preço para transação de cada unidade vendida. No caso dos serviços da biodiversidade, existem várias falhas de mercado, uma vez que não existe um preço de mercado para este serviço. Uma vez que as externalidades negativas sobre a biodiversidade não têm ainda um valor, elas não são incorporadas nos custos diretos das organizações. Se existe uma degradação, mas tal não está a ser contabilizado como custo em nenhum agente, então uma sobreutilização da biodiversidade poderá conduzir a situações de colapso nos sistemas ambientais, devido ao consumo excessivo dos ativos naturais, afetando a viabilidade económica da cadeia de abastecimento de variadíssimos sectores (p.ex., retalho, farmacêutico, cosmética, turismo).

Um mercado ambientalmente funcional implica a existência de mecanismos de internalização dos custos ambientais, ou seja, implica a existência de uma afetação de responsabilidade decorrente dos impactes ambientais das escolhas realizadas pelos agentes económicos. Uma forma de internalizar essa responsabilidade é por via da introdução de taxas que permitam contemplar, no preço final ($p_i$), o custo ambiental da produção ou consumo de bens e serviços, de modo que:

$$p_i = q_i + e_i \qquad \textbf{Equação 5.2.a}$$

Sendo que $q_i$ é o valor de mercado do bem ou serviço *i*, e $e_i$ é o valor da externalidade marginal gerada pela produção ou consumo de *i*.

Se o valor de mercado for nulo, como se verifica com alguns bens públicos associados à biodiversidade (p. ex., serviços de ecossistema de regulação, como o fornecimento de oxigénio, a formação de solo, a regularização do ciclo hidrológico), o valor de $p_i$ será apenas o valor da externalidade $e_i$.

Acontece que a externalidade pode ser negativa ou positiva. Se o valor agregado de consumo marginal de capital natural de uma dada atividade económica for superior ao valor agregado de regeneração marginal desse capital, a externalidade é negativa. Será o caso, por exemplo, de alguns tipos de agricultura intensiva, cujo consumo de nutrientes do solo e de água são superiores à capacidade de recuperação dos *stocks* desses recursos. Em contraste, se o valor agregado de regeneração marginal do capital natural for superior ao consumo marginal, então estamos perante uma externalidade positiva. Será o caso, por exemplo, de alguns sistemas agro-silvo-pastoris que, geridos de forma extensiva e em regime de uso múltiplo, poderiam reforçar a concentração de nutrientes do solo, incrementar a retenção de água nos lençóis freáticos e favorecer a biodiversidade local.

Decorre do acima exposto que a externalidade negativa sobre bens públicos de biodiversidade deve ser onerada ao "poluidor" (i.e., destruidor de capital natural) e a externalidade positiva deve ser remunerada ao "protetor" desse capital (ou "criador", no caso de atividades de restauro ecológico). O financiamento para a remuneração dessas externalidades positivas deverá provir, pelo menos em parte, de transferências de capital financeiro decorrentes da internalização, no preço dos bens de consumo, das externalidades negativas que são impostas à biodiversidade por uma determinada atividade económica e da rentabilidade que outros sectores têm em virtude do efeito de externalidades positivas, nas cadeias de valor, geradas por "protetores" ou "regeneradores" de biodiversidade.

Assim, quando a utilização de um determinado capital natural implicar manutenção, é razoável que o utilizador seja onerado na justa proporção do efeito do uso sobre os investimentos associados à gestão do bem ou serviço utilizado. Em determinadas condições, esse pagamento poderá provir do pagamento de impostos, refletindo-se na fatia do orçamento do Estado dedicada à conservação da biodiversidade. Noutros casos, poderá ser defensável a aplicação do princípio do utilizador-pagador. É o caso, como se defende neste capítulo, do acesso ao capital natural objeto de gestão nas áreas protegidas. Noutras situações, e caso seja possível criar-se um fundo/cabaz de produtos verdes com preço de mercado, com origem nesse capital natural, então o investimento associado à gestão do mesmo pode provir de uma percentagem das vendas existentes desse fundo/cabaz.

Neste capítulo, dando sequência às recomendações da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030, advogamos a necessidade de reforçar o financiamento para a biodiversidade por via de mecanismos fiscais que contribuam para internalizar os custos da gestão e da recuperação do capital natural na estrutura de preços de bens e serviços que deles dependem:

*"The Commission will further promote tax systems and pricing to reflect real environmental costs, including the cost of biodiversity loss. This should involve encouraging changes in fiscal systems so that Member States shift the tax burden from labour to pollution, under priced resources and other environmental externalities. The "user pays" and "polluter pays" principles have to be applied to prevent and correct environmental degradation".*

Defendemos, igualmente, a introdução de mecanismos de mercado que contribuam para a aceleração de projetos inovadores que possam servir, em simultâneo, para regenerar a biodiversidade e sequestrar carbono, permitindo estimular, quer a regeneração da natureza, quer a neutralidade carbónica.

## 5.3. APLICAÇÃO DO PRINCÍPIO DO UTILIZADOR-PAGADOR

### 5.3.1. Contexto

O princípio do utilizador-pagador determina que os beneficiários de um determinado serviço de ecossistema deverão contribuir para o investimento de manutenção desse serviço, incluindo o investimento da infraestrutura necessária para acesso e fruição do serviço.

As áreas classificadas para conservação da biodiversidade (em Portugal, o SNAC) proporcionam uma série de serviços de ecossistema, sendo que alguns destes assumem o carácter de bens privados e outros (a maioria) de bens públicos (Tabela 5.3.1.a). Formalmente, os bens públicos são bens ou serviços sem "rivalidade" (i.e., o acesso ao bem público por um grupo de pessoas não afeta a quantidade disponível para outros grupos) e sem "exclusividade" (i.e., nenhuma pessoa pode ser excluída do acesso ao bem). Como as externalidades positivas dos bens públicos são, por definição, abundantes, não é expectável que os mercados incentivem os agentes económicos a fornecer bens públicos como parte da atividade económica privada, já que o benefício da oferta desse bem é partilhado por todos, enquanto que os custos da produção são exclusivamente assumidos pelo gestor ou produtor desses bens.

Naturalmente, nem todas as componentes de valor da biodiversidade se manifestam como bens públicos. O impacte económico do turismo nas áreas protegidas revela a multiplicidade de opções de comercialização de valores decorrentes da exploração do capital natural destas áreas. Por outro lado, há valores que emanam da exploração ou extração de recursos naturais de elevada qualidade e que são facilmente apropriáveis pelos mercados. É o caso da fibra (p. ex., madeira, cortiça), de alimentos variados, provenientes de sistemas naturais ou seminaturais, com transformação (p. ex., doçaria, mel, pão) ou sem transformação (p. ex., cogumelos, frutos silvestres). O resultado do gasto, ou investimento direto nas áreas protegidas, por exemplo, para a contratação de vigilantes da natureza ou para a construção e manutenção de infraestruturas de visitação, também traz benefícios económicos tangíveis para as economias locais.

**Tabela 5.3.1. a.** Características dos bens produzidos nas áreas protegidas. Modificado a partir de *(314)*.

| Valor / Serviço | Sem exclusividade | Sem rivalidade | Tipo de bem |
|---|---|---|---|
| Impacto económico de gasto/ investimento direto | Não | Não | Privado |
| Produção/consumo/ usos de solo extrativos | Não | Não | Privado |
| Impacto económico turismo | Não | Não | Privado |
| Valor de experiência | Sim/ parcial | Sim/ parcial | Público c/ limite uso |
| Valores diretos intangíveis de uso | Não | Sim/ parcial | Público c/ limite uso |
| Recurso genéticos/ biodiversidade | Sim/ parcial | Sim | Público c/ limite uso |
| Prevenção de cheias e inundações | Sim | Sim | Público |
| Regulação do ciclo hidrológico | Sim | Sim | Público |
| Purificação do ar | Sim | Sim | Público |
| Formação de solo | Sim | Sim | Público |
| Regulação climática | Sim | Sim | Público |
| Prevenção riscos naturais | Sim | Sim | Público |

Porém, há valores que, sendo públicos, são apenas parcialmente apropriáveis pelo mercado. Por exemplo, o valor da experiência associada à imersão numa área de *wilderness* gera opções de comercialização de serviços transacionáveis. No entanto, estes serviços dificilmente poderão ser remunerados na sua justa medida, face aos custos globais necessários para a sua manutenção (Caixa 5.3.1.a). Outro exemplo, é o valor cultural e recreativo da biodiversidade, conhecido por proporcionar mercados na área dos serviços de lazer e turismo (p. ex., *birdwatching*).

Os serviços decorrentes da exploração da natureza e da biodiversidade, quando explorados pelo mercado, não deixam de beneficiar de valores mantidos ou criados na sequência de ações de ordenamento do território (p.ex., estabelecimento de servidões administrativas e classificação das áreas para conservação), de gestão da biodiversidade (pública ou privada) e de governança dos espaços naturais classificados (pública ou privada). Os agentes económicos que exploram esses valores são, desta forma, remunerados pelo consumo de um capital natural de que não são materialmente responsáveis (mesmo sendo "protetores" ou "criadores" de capital natural local serão, regra geral, beneficiados de dinâmicas que extravasam a unidade de gestão).

Ou seja, existem bens e serviços associados à natureza e biodiversidade que não sendo privados, também não são tipicamente públicos. Referir-nos-emos a eles como bens ou serviços públicos com limitações. Por exemplo, os valores culturais da biodiversidade e os valores intangíveis de uso e de experiência de *wilderness* são sujeitos a rivalidade,

contrariamente aos bens tipicamente públicos (o acesso ao bem por um grupo de pessoas afeta a quantidade - ou qualidade - disponível para outros grupos). Como refere *Aldo Leopold*, em citação proporcionada na caixa 5.3.1.a, "*All conservation of wildness is self-defeating, for to cherish we must see and fondle, and when enough have seen and fondled, there is no wilderness left to cherish*". Decorre deste facto que a regra da exclusividade dos bens públicos (nenhuma pessoa pode ser excluída do acesso ao bem) deve ser matizada: nenhuma pessoa pode ser excluída do acesso ao bem, sempre e quando contribua na justa medida para a manutenção desse bem (p. ex., seja pelos impostos que paga e/ou pela aplicação do princípio do utilizador-pagador); e o seu acesso não ponha em causa a sua regeneração e/ou futuro acesso por parte de outros utilizadores (p. ex., impondo limites de acesso em função da capacidade de carga).

**Caixa 5.3.1. a. Frases selecionadas do conservacionista norte-americano, Aldo Leopold, sobre o valor intangível das áreas de wilderness.**

*"There are some who can live without wild things and some who cannot."*

*"To those devoid of imagination a blank place on the map is a useless waste; to others, the most valuable part."*

*"Our ability to perceive quality in nature begins, as in art, with the pretty. It expands through successive stages of the beautiful to values as yet uncaptured by language."*

*"Only the mountain has lived long enough to listen objectively to the howl of the wolf."*

*"All conservation of wildness is self-defeating, for to cherish we must see and fondle, and when enough have seen and fondled, there is no wilderness left to cherish."*

*"A thing is right when it tends to preserve the integrity, stability and beauty of the biotic community. It is wrong when it tends otherwise."*

*"Harmony with land is like harmony with a friend; you cannot cherish his right hand and chop off his left. That is to say, you cannot love game and hate predators... The land is one organism."*

O conceito de regeneração está implícito noutro conceito mais abrangente e, frequentemente, usado em gestão de áreas protegidas, o conceito de capacidade de carga. Se *G* for a taxa de regeneração da biodiversidade, *S* o *stock* de valor de biodiversidade, *N* o número de consumidores, *y* o consumo *per capita*, $\alpha$ a eficiência do consumo, medido em unidades de impacto por unidade de consumo (Figura 5.3.1.a.), então a

utilização de bens e serviços de biodiversidade (*Ny* / α), de modo a não exceder a capacidade de carga, deverá ser de tal modo que:

$$Ny / \alpha < G(S) \qquad \textbf{Equação 5.3.1.a}$$

A aplicação destes conceitos às áreas protegidas justifica a imposição de limitações de acesso de visitantes, em função da capacidade de carga dos ecossistemas, G(S), que, por sua vez, é modulável através da implementação de condicionalismos que reduzam o impacte (ou eficiência do consumo α) por visitante (p. ex., passadiços em zonas dunares, restrições ao acesso a determinadas áreas sensíveis).




**Figura 5.3.1. a.** Balanço entre capacidade de regeneração de um recurso e o impacte sobre o mesmo *(315)*.

Decorre do acima exposto que: i) qualquer valoração económica das áreas protegidas que não contemple a importância dos bens públicos, com e sem limitação, subestima, de forma grosseira, o valor que estas representam para a sociedade; e ii) o mercado não tem tido, de forma massificada, mecanismos para internalizar esses valores, pelo que deverá de ser o Estado, através de mecanismos regulamentares a acelerar o enquadramen-

to favorável ao surgimento de mercados, onde a participação dos cidadãos, empresas, filantropos e terceiro sector possam funcionar em harmonia e de forma aceleradora na regeneração do capital natural e na valorização dos serviços dos ecossistemas.

A eficácia das ações de conservação da biodiversidade depende do nível de financiamento disponível (*316*) e da qualidade das opções aplicadas no terreno. Em Portugal, a dimensão cidadã e filantrópica desse financiamento tem vindo a crescer sendo, no entanto, ainda pouco representativa. À data da elaboração deste relatório, apenas três áreas protegidas de cariz privado foram reconhecidas em Portugal (Faia Brava, com 214ha (*317*), Fraga Viva - Reduto do Batráquio, com 14ha[1], ambas na Beira Interior, e Vale das Amoreiras, com 10ha[2], no Algarve, havendo, no entanto, outras propriedades adquiridas e/ou geridas para fins de manutenção ou restauro ecológico da biodiversidade, dentro e fora do SNAC, através de acordos de parceria e/ou contratos de comodato, com Organizações Não Governamentais de Ambiente (ONGA). Também existem alguns casos de projetos empresariais associados ao restauro da biodiversidade, pastagens e sequestro de carbono, que têm sido financiados por empresas que optam por compensar as suas emissões de carbono através do mercado voluntário, estando gradualmente a reforçar o seu interesse em contribuir para a regeneração da biodiversidade, até porque é esperado que as grandes empresas venham a ter de divulgar como estão a combater o decréscimo da biodiversidade resultantes das recomendações que estão a ser desenvolvidas pela *Task Force on Nature-Related Financial Disclosures*. Assim sendo, é expectável que a dinâmica de mercado voluntário pela compensação de perdas de biodiversidade venha a crescer consideravelmente, podendo ser acelerado com alguns estímulos fiscais, quer para quem vende, quer para quem compra.

Até agora, a atividade reguladora do Estado tem incidido, fundamentalmente, no uso de instrumentos de ordenamento que limitam o uso e ocupação de território por parte dos seus proprietários e/ou gestores (ver discussão no capítulo 4). A justificação para esta opção reside no baixo custo que comporta. É menos oneroso para o Estado, trasladar o ónus das opções de conservação de bens públicos para pessoas individuais gestoras desses bens (ou do território que os alberga), do que assumir esse custo, remunerando os responsáveis pela sua gestão. A eficácia desta abordagem é, porém, limitada. Quando, além da preservação do bem público, as normas regulamentares procurarem restringir o uso de bens públicos e de bens privados, é desejável que, além de restrições, existam mecanismos de incentivo à gestão ativa do território no sentido encorajar o gestor a desenvolver as atividades conducentes à manutenção e restauro do capital natural. Esse financiamento poderá provir do Orçamento do Estado (dos impostos de cidadãos portugueses e/ou de cidadãos de outros países europeus por via de mecanismos de financiamento de política comum) ou de mecanismos de correção de mercado (taxas sobre uso e degradação de capital natural).

1 Despacho n.º 835/2022 de 5 de agosto de 2021

2 Despacho n.º 836/2022 de 5 de agosto de 2021

É com base neste enquadramento - e no disposto na Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030; ver, igualmente, seção 1.3. deste relatório - que encontramos a justificação para adoção do princípio do utilizador-pagador das áreas protegidas[3]. Estas áreas, além de fornecerem uma elevada quantidade de bens públicos, que são usufruídos primordialmente pelos seus utilizadores ativos (que as visitam), mas também pelos utilizadores passivos (que não visitando, beneficiam de serviços dos ecossistemas nelas produzidos), têm associados investimentos de gestão corrente e estruturais. Estes investimentos podem ser agrupados em três categorias:

- **De gestão de áreas existentes -** focados nos procedimentos de gestão e restauro do capital natural de cada uma das áreas protegidas;

- **De suporte** da rede de áreas protegidas - focados nos procedimentos necessários à articulação dos objetivos de gestão das áreas protegidas com o território envolvente;

- **Estruturais** para classificação de novas áreas protegidas - focados na identificação, priorização, (eventual) aquisição e gestão de novos espaços protegidos.

Nestas três categorias de investimentos incluem-se ainda os de planificação, de execução e de investimento. Entre os de planificação, refiram-se os associados com a estrutura e funcionamento das instituições responsáveis pela execução da política de conservação, os associados à fiscalização das atividades com incidência negativa sobre a biodiversidade, os associados à compilação de dados biológicos, monitorização de tendências ecológicas e estudos de carácter variado. Entre os de execução, encontram-se a implementação de ações diretas de gestão das espécies, *habitats* e ecossistemas, com incidência positiva sobre os serviços dos ecossistemas valorizados em cada área protegida. Entre os estruturais, podemos referir, entre outros, a aquisição de novas áreas, as obras de construção e restauro de infraestruturas de suporte à gestão e/ou visitação, a manutenção e restauro de *habitats* e ecossistemas, e a reintrodução de espécies nativas.

Quando as áreas protegidas incluem propriedade privada, poderão considerar-se ainda os custos de oportunidade, definidos como oportunidades renunciadas, especialmente nas regiões mais produtivas (p.ex., regiões ricas em minério, solos da Reserva Agrícola Nacional, ou beneficiando de proximidade a sistemas de rega) e economicamente dinâmicas do país (p.ex., litoral e proximidade das áreas metropolitanas de Lisboa e Porto), associados à imposição de restrições ao uso e usufruto das propriedades para garantir a manutenção dos elementos de biodiversidade que ali existem. O ressarcimento destes custos de oportunidade, por parte do Estado, depende de opções políticas que trans-

3 Excluímos desta discussão as áreas da Rede Natura 2000 por estas, atualmente, não possuírem sistemas de governança formal que lhes permitiria gerir e redistribuir proventos de programas de visitação. Mas caso a situação seja alterada, nada obsta a que o princípio seja extensível a estas áreas classificadas (os proprietários de áreas da Rede Natura 2000 podem organizar-se no sentido de criar mecanismos de pagamento de serviços de ecossistema através da adoção do princípio do utilizador-pagador).

cendem o objeto deste estudo. Não obstante, notamos que os eventuais conflitos, entre o dever social de preservação do bem público e o direito privado de usufruto destas propriedades, seriam resolvidos se as propriedades classificadas pela sua elevada importância para a preservação de bens públicos (p.ex., áreas de conservação estrita à luz da Estratégia Europeia da Biodiversidade 2030) fossem adquiridas pelo Estado.

### 5.3.2. Benefícios e custos de gestão das áreas protegidas

Numa economia de mercado, o valor económico das áreas protegidas pode ser estimado pela valoração que os consumidores delas fazem. Há várias formas de quantificar esta valoração. Por exemplo, o valor de existência da biodiversidade pode ser abordado através da análise de contingências, desenvolvido pelo economista David Pearce (*318*), que consiste em perguntar aos potenciais utilizadores quanto é que estariam dispostos a pagar para manter um determinado atributo de biodiversidade, ou quanto estariam dispostos a receber para o perder. Estas estimativas são abstratas e, como qualquer estimativa, tem as suas limitações. Medidas mais objetivas baseiam-se em estimativas de visitação e de consumo realizado nestas áreas. Estas medidas também têm limitações, mas constituem uma aproximação útil para contextualizar as potencialidades de autofinanciamento das ações de conservação da biodiversidade nas áreas protegidas.

A nível internacional, as estimativas atuais indicam que as áreas protegidas recebem, em média, 8 mil milhões de visitantes por ano. Destes visitantes, quase metade (3.8 mil milhões) acorre a áreas protegidas localizadas na Europa (*319*). Sendo estes valores provenientes de uma amostragem, as estimativas comportam inevitáveis erros. O valor global de visitantes / ano deverá variar entre os 5.4 e os 18.5 mil milhões (95% de Intervalo de Confiança).

O investimento direto associado à visitação destas áreas (dentro de cada país e excluindo gastos indiretos) está estimado em $600 mil milhões/ano (cerca de €520 mil milhões) a nível global (preços de 2014). Estes valores são, provavelmente, conservadores dado que, nos EUA e Canadá, estimativas independentes sugerem um impacto económico direto da visitação nas áreas protegidas na ordem dos $350–550 mil milhões/ano (€310-490 mil milhões) (*320*).

O rendimento direto obtido pela visitação das áreas protegidas pode ser contrastado com as estimativas de custo global da gestão dessas mesmas áreas protegidas, que ronda os $10 mil milhões /ano (€8.9 mil milhões) (*321*)—um valor considerado insuficiente para estancar a perda de biodiversidade nestes territórios (*322–324*). Mesmo desconsiderando os benefícios da manutenção e restauro dos bens públicos das áreas protegidas (ver tabela 5.2.1.a), por definição incomensuráveis, ou de difícil monetarização, os benefícios económicos da visitação e consumo direto de bens e serviços nas áreas protegidas são significativamente mais elevados do que os custos de gestão destes territórios. O diferencial entre o benefício económico das áreas protegidas e os custos

de gestão corrente e de investimento a elas associados, expõe de forma incontroversa o risco económico do subinvestimento em conservação da biodiversidade e releva as oportunidades de investimento na recapitalização das áreas protegidas (através do restauro do seu capital natural), e do aumento da área territorial reservada à conservação da biodiversidade. Ambas as medidas, aliás, foram acordadas pelos Estados-membros da UE no âmbito de compromissos assumidos na Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 e noutros instrumentos de política (ver secção 1.3).

Em Portugal, a maioria das áreas protegidas tem sido financiada através dos orçamentos alocados pelo Estado e, ainda, através de fundos comunitários e internacionais. No entanto, está a assistir-se a uma gradual alteração de trajetória com maior diversificação das origens do financiamento. Para além do financiamento do Estado, existem progressivamente mais contribuições provenientes de organizações não governamentais e do sector privado (incluindo o Terceiro Sector). Estas fontes de financiamento, adicionais quando não alternativas ao financiamento público, estão normalmente associadas a planos financeiros e de desenvolvimento socioeconómico diferenciados, onde se analisam os custos e benefícios de diversas atividades económicas, o que pode resultar, posteriormente, num aumento dos orçamentos definidos pelo próprio Estado. No entanto, em períodos de constrangimentos orçamentais, as áreas protegidas tendem a não ser prioritárias no âmbito do Orçamento de Estado. Esta tendência de menores fatias orçamentais dedicadas às áreas protegidas, em particular, e à conservação da biodiversidade em geral, tem incentivado a procura de alternativas de financiamento. No caso dos países em desenvolvimento, têm vindo até a surgir os chamados *Debt for Nature Swaps*, onde as dívidas públicas dos países mais pobres são compradas por instituições, como fundações ou bancos multilaterais, e, conjuntamente, com esta instituição, o País, com o valor que poupa com os juros que deixou de pagar, investe em projetos de biodiversidade (*325*). Também têm surgido fundos de investimento a nível internacional que investem em serviços dos ecossistemas, como sequestro de carbono, polinização, madeira, alimentação, entre outros. Estas inovações financeiras indicam caminhos que Portugal poderia explorar num futuro próximo.

### 5.3.3. Experiência internacional no âmbito do princípio do utilizador-pagador

Na maioria dos países europeus, não é possível aplicar as taxas turísticas com valores elevados como os que são aplicadas na Nova Zelândia, seja porque a população não tem a mesma capacidade financeira, seja porque o número de turistas predispostos a pagar essas taxas não são consideráveis. Isto significa que as taxas aplicadas precisam de ser baseadas em diversos fatores: predisposição dos turistas a pagar determinada quantia (*willingness to pay*), custo real da manutenção da área protegida, número previsto de turistas, análise das taxas aplicadas e possíveis repercussões no número de turistas, entre outros.

Em vários países existe diferenciação no custo de acesso às áreas protegidas por parte de cidadãos nacionais (que financiam uma parte do custo de gestão das áreas protegidas através dos impostos) e por parte dos visitantes internacionais.

O financiamento decorrente da implementação do princípio do utilizador-pagador nas áreas protegidas, não substitui financiamento estatal para a gestão destas áreas antes complementando-o (*326*, *327*). Por exemplo, na América Latina, os orçamentos de Estado representam, em média, 60% do orçamento das áreas protegidas (*328*), sendo o remanescente proveniente de autofinanciamento. Em certos países, p.ex., Montenegro (*329*), a tendência tem sido para um gradual decréscimo da componente de financiamento do orçamento de Estado (que chega a representar menos de 50% dos custos de gestão das áreas protegidas), colocando os gestores destas áreas na contingência de reduzir custos (comprometendo a eficácia da gestão) ou de aumentar a quota de co-financiamento (que, como qualquer bem e serviço está sujeito a elasticidades próprias do mercado). Em alguns países, como é o caso da República Checa, as taxas turísticas foram aplicadas muito recentemente e são, neste momento, recolhidas por instituições não governamentais (ONG) para a gestão das áreas protegidas. Devido a uma redução nos custos do Estado, o orçamento delineado para as áreas protegidas tem vindo a decrescer e, por isso, as taxas turísticas tornam-se, assim, uma forma das pessoas que mais usufruem destes espaços protegidos terem a oportunidade de contribuir para a gestão dos mesmos. Paralelamente, noutros casos, o crescente peso do autofinanciamento no orçamento das áreas protegidas, decorre de um aumento sustentado nos preços de entrada. É o caso, por exemplo, das áreas protegidas geridas pela *SANParks* na África do Sul que, entre 2005 e 2015, beneficiaram de aumentos nas taxas de acesso na ordem dos 5% acima da inflação (*330*). Dada a assimetria de popularidade das áreas protegidas, com o *Kruger Park* à cabeça da popularidade, o *SANParks* tem promovido uma política de "subsidiação cruzada" entre parques "ricos" e parques "pobres".

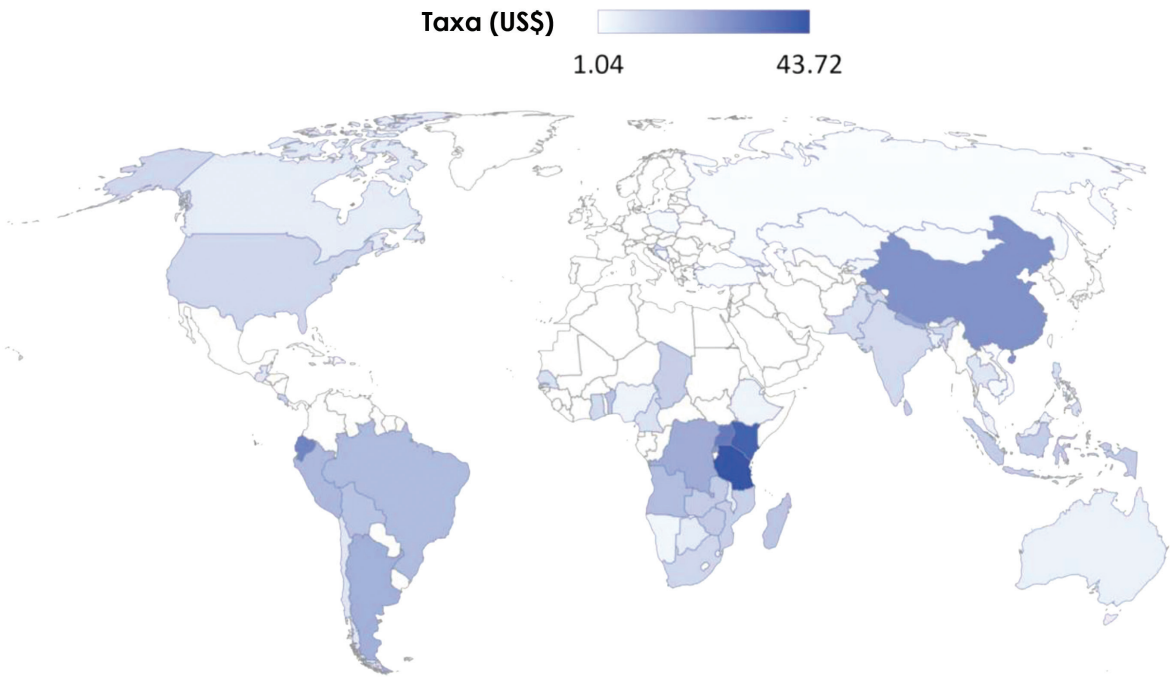



**Figura 5.3.3. a.** Custo médio do acesso a áreas protegidas por turistas internacionais desagregado por país *(331)*.

O financiamento decorrente da adoção do princípio do utilizador-pagador não cobre, nem é suposto cobrir, a totalidade do orçamento das áreas protegidas, designadamente a componente alocada à conservação e restauro de bens públicos (*sensu* Tabela 5.3.1.a). No entanto, conceptualmente, é de esperar que contribuam para a gestão de bens públicos com limitação, dado que estes bens são afetados pela quantidade de utilizadores (equação 5.3.a). Tendo o utilizador de um bem público sujeito a limitação efeito na qualidade e quantidade de disponibilização desse bem a outros utilizadores, é legítimo que os primeiros contribuam para os custos de gestão necessários à manutenção e, quando necessário, à regeneração do bem. Acresce que, além de contribuir para cobrir custos de gestão dos bens públicos sujeitos a limitação, a cobrança de taxas de acesso às áreas protegidas tem, pelo menos, outros dois efeitos colaterais positivos:

- Modera a afluência às áreas protegidas de pessoas que não valorizam as características únicas destes espaços, desviando-as para localizações alternativas menos sensíveis do ponto de vista da biodiversidade;

- Permite alinhar as taxas cobradas nas áreas protegidas, com as taxas praticadas por outras atrações turísticas, fomentando a consciência sobre os valores das áreas protegidas e reforçando o grau de exigência sobre a qualidade dos serviços prestados.

Sinteticamente, a aplicação do princípio do utilizador-pagador pode auxiliar no financiamento das áreas protegidas. As taxas turísticas podem ser aplicadas diretamente aos visitantes que usufruem das áreas protegidas como taxa de "entrada" ou "circulação", ou podem ser aplicadas nos serviços turísticos realizados nas áreas protegidas.

### 5.3.4. Princípio do utilizador-pagador nas áreas protegidas portuguesas

Em Portugal, a utilização do princípio do utilizador-pagador nas áreas protegidas é ainda incipiente e mais incipiente é a aplicação do princípio conexo, necessário para a sua aceitação social, de que o pagamento feito pelo utilizador do capital natural protegido deve reverter diretamente para o protetor (ou regenerador) desse mesmo capital.

Um dos exemplos mais conhecidos de aplicação do princípio do utilizador-pagador às áreas protegidas portuguesas é cobrança de uma portagem, desde 2007, de €1.50 aos turistas que no período de verão atravessam de automóvel, na Mata da Albergaria, um percurso de cerca de seis quilómetros, pela EN 308-1. A estrada liga Portela do Homem (freguesia de Campo do Gerês) - junto à fronteira com a Galiza-, a Leonte, na localidade de Vilar da Veiga, concelho de Terras de Bouro, cruzando a que constitui uma das poucas florestas primitivas de Portugal[4]. Em 2013, esta taxa teria contribuído para arrecadar €68 mil que teriam sido usados para uma intervenção de beneficiação orçada em €70 mil (*332*), mas desconhecem-se reinvestimentos posteriores dos montantes arrecadados com as portagens. Veja-se, p.ex., o caso da "beneficiação do caminho florestal entre Leonte e a Portela do Homem", integrado "Projeto 4 – Ordenamento e Sustentabilidade da Zona de Proteção Total da Mata de Albergaria" (Resolução do Conselho de Ministros n.º 83/2016, de 15 de dezembro) que terá sido articulado entre o ICNF e a Câmara Municipal de Terras de Bouro (iniciada em Junho de 2019 e inaugurada em Julho de 2020), numa intervenção apoiada em 533 mil euros pelo Fundo Ambiental e sem recurso à verba das portagens.

Em rigor, o problema assume um caráter estrutural dado que não se preveem, de forma explícita, mecanismos de redistribuição destes valores junto das comunidades locais. Conforme se dispõe o n.º 4 do artigo 38.º do Decreto-Lei n.º 142/2008, de 24 de julho[5], na atual redação, "O produto das taxas de acesso e visita às áreas integradas no SNAC deve ser preferencialmente aplicado pela Autoridade Nacional da Conservação da Natureza e da Biodiversidade (ANCNB) em ações com incidência na respetiva área classificada". Também o n.º 5 do mesmo artigo dispõe que as taxas são disciplinadas por portaria do membro do Governo responsável pela área do ambiente, constituindo o respetivo produto receita própria da autoridade nacional de conservação e da biodiversidade. Na prática, a determinação de "preferencialmente aplicado" acaba por não se efetivar, o que constitui um constrangimento à concretização da aplicação local (e mais generalizada) deste tipo de taxas.

Existem outros mecanismos, em vigor, para cobrança de serviços de acesso a estruturas de visitação integradas na rede de áreas protegidas (*333*), que se listam na tabela

4 A abertura desta fronteira foi alvo de contestação nos anos oitenta do século passado, tendo sido alvo de uma campanha liderada pela Liga para a Proteção da Natureza, em virtude de permitir o atravessamento de uma área muito sensível do ponto de vista ecológico.

5 Resolução do Conselho de Ministros n.º 83/2016.

5.3.4.a, ao que poderíamos acrescentar a recente publicação da Portaria n.º 19/2022, de 5 de janeiro, que fixa o valor da taxa devida pelo acesso à área terrestre da ilha da Berlenga, no valor de 3€ por dia e por pessoa. Outro exemplo de implementação do princípio do utilizador-pagador, ainda que diferente dos anteriores, por não ser tão direto, é o caso da Reserva Natural do Estuário do Sado, onde se instituiu uma taxa de 10 cêntimos que a transportadora (da Sonae) aplica em cada bilhete e que no final do ano entrega ao ICNF (via Troia Natura) com o objetivo de que seja utilizado para o estudo de monitorização dos golfinhos do Sado.

**Tabela 5.3.4. a.** Custos de acesso a estruturas de visitação em áreas integradas no SNAC da titularidade do ICNF ou sob sua gestão.

| Acesso a estruturas de visitação em áreas integradas no SNAC da titularidade do ICNF, IP ou sob a sua regiãow | Custo |
|---|---|
| Lisboa Vale do Tejo - Parque Natural Serra Aires e Candeeiros - Centro Interpretação Subterrânea da Gruta Algar do Pena - Entrada individual | 4,50 € |
| Lisboa Vale do Tejo - Parque Natural Serra Aires e Candeeiros - Centro Interpretação Subterrânea da Gruta Algar do Pena - Entrada de grupos organizados (até 30 pax) | 92,10 € |
| Lisboa Vale do Tejo - Parque Natural Serra Aires e Candeeiros - Centro Interpretação Subterrânea da Gruta Algar do Pena - Entrada de grupos organizados (de 31 a 60 pax) | 138,00 € |
| Lisboa Vale do Tejo - Parque Natural Serra Aires e Candeeiros - Centro Interpretação Subterrânea da Gruta Algar do Pena - Visita integral - com recurso a cordas (máx. 6 pax) | 194,20 € |
| Lisboa Vale do Tejo - Reserva Natural Estuário do Tejo - Marinha Vale Frades - Entrada de grupos organizados (máx. 15 pax) | 92,10 € |
| Lisboa Vale do Tejo - ZPE - Lagoa Pequena (Lagoa Albufeira) - Entrada individual | 2,40 € |
| Lisboa Vale do Tejo - Parque Natural da Arrábida - Museu Oceanográfico Prof. Luiz Saldanha | 2,40 € |
| Alentejo - Reserva Natural das Lagoas de Santo André e da Sancha - Percurso Pedestre do Salgueiral da Galiza - Entrada individual | 1,80 € |
| Algarve - Parque Natural da Ria Formosa - Centro de Educação Ambiental de Marim - Entrada individual | 2,80 € |
| Algarve - Parque Natural da Ria Formosa - Centro de Educação Ambiental de Marim - Entrada individual - cartão mensal | 10,50 € |
| Algarve - Parque Natural da Ria Formosa - Centro de Educação Ambiental de Marim - Entrada de grupos organizados (máx. 30 pax) | 92,70 € |

Atualmente é difícil estimar o impacte económico associado à generalização do princípio do utilizador-pagador às áreas protegidas portuguesas, já que desconhecemos o número de pessoas/dia que as visitam, assim como o seu poder económico e disponibilidade para contribuir para a manutenção do capital natural destas áreas; uma insuficiência de informação comum à maior parte das áreas protegidas europeias, que decorre do facto de não existirem mecanismos formais de controlo da visitação (*314*). Por exemplo, o ICNF mantém uma base de dados sobre os visitantes dos centros de interpretação das áreas protegidas, mas não das áreas *per se*, que indica a afluência de meio milhão de visitantes/ano nas instalações das áreas protegidas, entre 2015 e 2019 (*334*). Se estes visi-

tantes representassem 5% dos visitantes globais das áreas protegidas (uma estimativa feita pelo simples propósito da construção de um argumento mas que será, provavelmente, inflacionada já que uma grande parte dos visitantes não se desloca a estas instalações) e se considerássemos uma média de 2 dias de visita por visitante (em consonância com a média nacional de estadias em alojamentos turísticos (*335*), teríamos uma estimativa de 10 milhões de visitas/estadias por ano em territórios protegidos portugueses. Tendo por base uma taxa turística de €2 a €5/ dia (o primeiro em linha com o valor praticado em diversas cidades do país, o segundo em linha com o valor mínimo admitido no estudo Parques Visão XXI[6]), as áreas protegidas teriam um potencial de receita combinada de entre €40 a €100 milhões por ano (que corresponderia, no valor mais baixo, aproximadamente à dotação orçamental do Fundo Florestal Permanente disponível para o ICNF em 2021 e, no valor mais alto, pouco mais de ⅓ das necessidades mínimas estimadas para implementação dos objetivos da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 em Portugal).

No entanto, contrariamente ao ideal de área protegida que encontramos que encontramos em várias partes do mundo e que constituem ilhas de natureza mais ou menos individualizadas de uma matriz rural ou urbana, as áreas protegidas nacionais são, elas próprias, um mosaico de paisagens urbanas, rurais e seminaturais integradas em matrizes territoriais complexas onde coexistem espaços urbanos e rurais sujeitos a uma multiplicidade de usos. Portanto, qualquer solução de implementação do princípio do utilizador-pagador nas áreas protegidas portuguesas, ou outras tipologias de áreas classificadas do SNAC, deverá ser objeto de soluções criativas decorrentes de uma análise de detalhe que considere as particularidades de cada área.

Antevemos, assim, um conjunto de dificuldades e oportunidades na implementação do princípio do utilizador-pagador nas áreas classificadas portuguesas:

### Oportunidades

- Existe experiência na operacionalização de portagens virtuais (shadow tolls) nas que eram conhecidas SCUT (Portagens Sem Cobrança aos Utilizadores) mas que hoje são autoestradas e vias rápidas com cobrança direta ao utilizador. Estas portagens permitem cobrar pela circulação numa rede viária, no final do período considerado, sendo o valor a pagar proporcional aos quilómetros percorridos que, no contexto das áreas protegidas, seria o tempo de permanência na área protegida abrangida pela dita rede de circulação. Esta abordagem teria vantagem face à taxa per diem, paga em função da quantidade de dias com registo de entrada, por contabilizar o número de horas de permanência e não o número de entradas. Além de introduzir uma maior proporcionalidade no preço ao consumi

6 No inquérito realizado pelo estudo do ISCTE, há cerca de 20 anos atrás, cerca de 70% dos respondentes indicaram que estariam dispostos a gastar até €5 dia para remunerar os serviços prestados pelas áreas protegidas. Os restantes 30% estariam dispostos a remunerar quantias superiores, entre 5 e 15 euros/ dia.

dor, desincentiva a pernoitar dentro do perímetro da área protegida, reduzindo carga turística e o seu impacto e incentivando o uso de territórios adjacentes.

- Um pouco por todo o país estão a ser aplicadas taxas turísticas de âmbito municipal por pernoitar em instalações hoteleiras, para fazer face aos custos de sobrecarga de serviços municipalizados de limpeza, saneamento básico, e manutenção de serviços e infraestruturas urbanas básicas. A aplicação destas taxas, frequentemente polémicas no momento da sua instauração, acaba por ser assumida pela cidadania e agentes económicos que, frequentemente, evoluem de uma posição de oposição liminar para uma posição de maior exigência sobre a transparência e utilidade da utilização das verbas arrecadadas. Lisboa, p.ex., cobra €2 por noite e cidades como Amesterdão cobram o equivalente a 7% do custo do alojamento (excluído o custo do pequeno-almoço), ao que se somam €3 por pessoa/noite. A gradual implementação destas taxas turísticas tem feito progredir a perceção sobre as mesmas, normalizando o que no princípio era um foco permanente de contestação.

- São várias as atividades económicas desenvolvidas nas áreas protegidas, frequentemente associadas ao turismo, sendo que seria benéfico identificar quais os impactes económicos e sociais criados por cada uma delas e implementar um benefício fiscal àquelas atividades que possuem impactes ambientais, económicos e sociais, positivos, melhorando a qualidade e quantidade dos serviços de ecossistemas provisionados bem como a qualidade de vida das regiões. Este benefício poderia criar um ciclo de *feedback* positivo, resultando num aumento de consumidores e de fornecedores deste tipo de atividades, ao mesmo tempo que a biodiversidade é beneficiada.

### Desafios

- Apesar da gradual normalização das taxas turísticas em diferentes municípios do território português, é inevitável que a aplicação do conceito de utilizador-pagador às áreas protegidas e/ou outras áreas do SNAC seja recebida com alguma contestação. A normalização deste princípio será facilitada se a aplicação das verbas arrecadadas for transparente e se estas forem usadas em ações de promoção da biodiversidade e recapitalização do capital natural associado, transferindo, sempre que possível, uma parte ou a totalidade das verbas para os gestores que ativamente gerem o território e a biodiversidade. A utilização destas verbas para cobrir custos de funcionamento da autoridade nacional de conservação e da biodiversidade é um erro capaz de comprometer a aplicação generalizada do princípio do utilizador-pagador às áreas classificadas portuguesas, pelo que se considera urgente a revisão do n.º 4 do artigo 38.º do Decreto-Lei n.º 142/2008, de 24 de julho, na sua atual redação, no sentido de consignar a disponibilização destas verbas para as comissões de cogestão das áreas classificadas, quer seja no âmbito de um programa contratualizado de cogestão aprofundada, como preconizamos neste estudo, ou não.

As áreas protegidas portuguesas são diversas e complexas e serão poucos os casos onde a abordagem clássica de estabelecimento de portagens fixas seja possível. As Berlengas são uma exceção reconhecida pela Portaria n.º 19/2022, de 5 de janeiro, e é possível que o modelo possa ser adaptado com relativa facilidade a outras áreas, como são os casos da Reserva Natural da Serra da Malcata e do Parque Natural da Serra da Arrábida, onde as populações residentes são reduzidas e circunscritas. Na maior parte dos casos, porém, existem aglomerados urbanos dentro das áreas classificadas e vias de circulação de atravessamento que dificultam a aplicação do conceito de portagem fixa de entrada na área protegida. O modelo de portagem virtual usado nas anteriores SCUT será de mais fácil implementação técnica e ao permitir ajustar o preço proporcionalmente ao uso, será sempre mais fácil de justificar junto dos utilizadores casuais. Não obstante, é um modelo que não contempla uma cobrança pelo número de utilizadores, nem permite considerar a cobrança pelo acesso de utilizadores que se desloquem de formas alternativas (p. ex., transportes públicos, bicicleta, acessos por vias secundárias). Portanto, seria desejável o seu complemento com outro tipo de taxas, como as taxas turísticas sobre hotelaria ou restauração, ou taxas sobre bilhetes de transporte público concessionados.

### 5.3.5. Equidade e aplicação do princípio do utilizador-pagador

Assegurar a convergência entre políticas de sustentabilidade ambiental e de sustentabilidade social é um dos desafios do Pacto Ecológico Europeu (*Green Deal*) promulgado pela UE para o horizonte 2030. A aplicação do princípio do utilizador-pagador é um exemplo em que a implementação de critérios de sustentabilidade, se corretamente implementados, pode fazer convergir política ambiental e social. Especificamente, reforça a equidade social ao instituir mecanismos que permitam redistribuir riqueza das regiões mais produtivas do país (p.ex., grandes cidades no litoral) para regiões menos produtivas (p.ex., território rural, alguns dos quais sujeitos a abandono). Em contrapartida, se implementada incorretamente, como poderá decorrer do articulado dos números 4 e 5 do artigo 38.º do Decreto-Lei n.º 142/2008, de 24 de julho, na sua atual redação, contribuirá para a divergência de ambas as políticas, criando conflitos desnecessários entre dimensões sociais e ambientais da sustentabilidade.

Deste modo, a aplicação do princípio do utilizador-pagador nas áreas classificadas que coexistem com múltiplas propriedades privadas e tenham residentes nelas instaladas, deve seguir quatro regras de ouro:

1. Os residentes, incluindo os que detêm propriedades de segunda residência, devem estar isentos de pagamento de taxas acesso e/ou circulação, pois já pagam outro tipo de imposições fiscais sobre a propriedade;

2. As verbas arrecadadas devem ser utilizadas na manutenção e/ou requalificação do capital natural das áreas classificadas e não utilizadas para financiar gestão corrente (salvo, eventualmente, uma taxa fixa <10% para cobrir custos indiretos);

3. Uma parte significativa das verbas deve ser redistribuída pelos agentes responsáveis pela gestão equilibrada do território e da biodiversidade que nele ocorre, devendo ser criados mecanismos claros e transparentes para acesso a esses fundos;

4. Deve existir total transparência na utilização destas verbas devendo o destino das mesmas ser anualmente publicitado através de uma plataforma online simples, clara e de acesso universal.

Porque o capital natural das áreas classificadas não é independente do capital natural das áreas circundantes, mormente do capital natural de outras áreas classificadas, e porque a política de conservação da biodiversidade implica investimento na aquisição de conhecimento e na monitorização de tendências gerais de biodiversidade, as quatro regras de ouro acima descritas podem (em certos casos deveriam) coincidir com o princípio da "subsidiação cruzada" que implicaria a retenção, pela Autoridade Nacional de Conservação na Natureza e da Biodiversidade (ANCNB), de uma componente fixa da verba arrecadada (p. ex., 20%), a ser utilizada no restauro de áreas protegidas com menos capacidade de autofinanciamento, ou no desenvolvimento de estudos e monitorizações de biodiversidade, de índole nacional. Este princípio de "subsidiação cruzada" tem sido usado, com resultados vantajosos, na África do Sul, como referido na seção 5.3.3.

A implementação do princípio do utilizador-pagador, respeitando as quatro chaves de ouro acima descritas e assegurando a criação de mecanismos de "subsidiação cruzada", pressupõe, como referido no capítulo 4, que a promoção avaliação e fiscalização das áreas protegidas estejam dissociadas da execução da gestão e que a segunda seja contratualizada, a entidades externas, pela Autoridade Nacional de Conservação e da Biodiversidade, que seria responsável pela elaboração dos cadernos de encargos, além de avaliadora e fiscalizadora do cumprimento das condições contratuais. Em Portugal, este princípio de contratualização da gestão de bens públicos, ou públicos com limitação, é relativamente inovador mas existem alguns precedentes que vale a pena assinalar:

- Os Parques de Sintra - Monte da Lua, S.A. (PSML) de que são acionistas diferentes entidades públicas com jurisdição sobre valores patrimoniais classificados e propriedade exclusiva do Estado: a Direção-Geral do Tesouro e Finanças (35%); o Instituto da Conservação da Natureza e Florestas (35%); o Turismo de Portugal (15%); e a Câmara Municipal de Sintra (15%). Face ao contexto pandémico, em 2021 a Parques de Sintra - Monte da Lua, S.A. foi apoiada pelo Fundo Ambiental em 400 mil euros para a execução do projeto "Restauro e conservação de áreas florestais sob gestão da Parques de Sintra-Monte da Lua no Parque Natural de Sintra-Cascais", tendo em conta a significativa quebra de receitas verificada.

- A Tapada Nacional de Mafra, gerida por uma Cooperativa de Interesse Público de Responsabilidade Limitada – designada por Tapada Nacional de Mafra - Centro Turístico, Cinegético e de Educação Ambiental, que foi criada através da Resolução do Conselho de Ministros n.º 7/98 (2.ª série), de 21 de janeiro, e é constituída pelo Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, I. P., a Câmara Municipal de Mafra, o Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, I. P., a Direção Regional de Agricultura Pescas de Lisboa e Vale do Tejo, a Direção-Geral do Tesouro e Finanças, o Clube Português de Monteiros, a Liga dos Amigos de Mafra, a Federação dos Arqueiros e Besteiros de Portugal, a Evasão Sem Limites – Aventura e Lazer, Lda., e a Associação dos Agricultores do Concelho de Mafra. Em 2020 e em 2021, foi apoiada pelo Fundo Ambiental em 800 mil euros para a execução do projeto "Ações de conservação da natureza, educação ambiental, requalificação e melhoria das condições de visitação – Tapada de Mafra".

- A Herdade da Contenda, E.M. criada pela Câmara de Moura, em 2012, na sequência do protocolo subscrito em 2009 com a Autoridade Florestal Nacional, para a transferência da gestão deste património municipal. Tem por objeto a promoção do desenvolvimento local e regional e a gestão integrada e sustentada da Herdade da Contenda. Em 2021, foi apoiada pelo Fundo Ambiental em 400 mil euros para a execução do projeto "Gestão de habitats e espécies ameaçadas e melhoria das condições de visitação no Perímetro Florestal da Contenda".

- A Fundação Mata do Buçaco, F. P. (FMB, F. P.), fundação pública de direito privado, criada pelo Decreto-Lei n.º 120/2009, de 19 de maio, que foi instituída pelo Estado Português com o objetivo de gerir de forma integrada o património florestal, histórico, cultural e religioso incluído na Mata Nacional do Buçaco. Em 2021, foi apoiada pelo Fundo Ambiental em 250 mil euros para a execução do projeto "Ações de conservação da natureza, requalificação e melhoria das condições de visitação - Fundação Mata do Bussaco".

Apesar da ainda limitada experiência neste modelo de contratualização de gestão, a PSML, p.ex., foi sucessivamente eleita como melhor empresa do mundo na área da conservação no âmbito da *World Travel Award* (*336*), o que indicia o potencial do modelo de contratualização da (co)gestão aprofundada que propomos e que deverá ser explorada, adaptada e generalizada a maiores porções do território protegido.

# 5.4. APLICAÇÃO DO PRINCÍPIO DO POLUIDOR-PAGADOR

## 5.4.1. Contexto

O Princípio do poluidor-pagador foi estabelecido formalmente, em 1972, pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico (OCDE), fazendo parte de um conjunto de princípios mais abrangentes para contribuir para o desenvolvimento sustentável (Declaração do Rio de 1992) (*337*). Este princípio, de acordo com a OCDE, deve ser utilizado para atribuir custos de medidas de prevenção e de controlo de poluição e para desincentivar o uso insustentável dos recursos naturais, devendo também cobrir as despesas de restauro ambiental, seguindo as diretrizes fornecidas pelas autoridades nacionais, de forma a repor as condições ambientais iniciais ou, não sendo possível, minimizar os impactes causados (*338*). Nos casos em que são prejudicadas pessoas, esses danos deverão ser igualmente compensados ou minimizados.

O Princípio do poluidor pagador pode ser aplicado de várias formas:

- Punitiva - através de taxas e impostos às entidades que provocam danos à biodiversidade;
- Pressões regulamentares - através de regulamentos que obriguem as empresas a reportarem como as suas atividades se alinham com objetivos de biodiversidade, indicando se esse alinhamento tem repercussões no acesso ao capital e/ou à rentabilidade da organização. Esta pressão implica a existência de uma preocupação para que, desde o início da atividade empresarial, esta seja concebida de forma a contribuir para a redução de danos sobre a biodiversidade e para a redução dos custos associados ao restauro ecológico;
- Mercados de Créditos de Biodiversidade - através da transação de créditos de biodiversidade em que quem danifica a biodiversidade paga um valor a outra entidade para que seja realizada uma compensação desse dano.

## 5.4.2. Mecanismos para aplicação punitiva - taxas e impostos

Na maior parte das vezes, o princípio do poluidor-pagador é utilizado para aplicação de taxas a atividades ou produtos que têm consequências negativas para o ambiente.

No que diz respeito à valorização dos ecossistemas, da biodiversidade, e aos serviços que os ecossistemas prestam à sociedade, é possível estabelecer-se um imposto que seja aplicado a quem danifique os ecossistemas e a biodiversidade. Este imposto pode ser determinado em conjunto com as várias partes interessadas, sendo importante fazer uma auscultação aos diferentes especialistas que trabalham na área da valoração dos ecossistemas. Tal pode ser realizado de duas formas, não sendo mutuamente exclusivas:

- As entidades que degradam ou prejudicam a biodiversidade têm de pagar um imposto adicional, sendo para isso necessário introduzir leis sobre espécies ou *habitats* ameaçados, bem como a identificação da "biodiversidade mínima" que tem de ser assegurada (o que é necessário para se ter um mercado de créditos de biodiversidade), de forma que os custos sejam destinados a repor essa dimensão mínima, ou a reforçá-la;

- As entidades cuja atividade contribui para manter ou regenerar a biodiversidade, têm benefícios fiscais sendo para tal necessário criar uma política fiscal verde para incentivar a conservação da natureza, bem como a "biodiversidade gerida e salvaguardada" por estas entidades.

É importante referir que a degradação da biodiversidade acontece em todos os ecossistemas, não estando apenas afeto a habitats prioritários, estando estes protegidos atualmente por lei, e consequentemente, não sendo possível realizar atividades que levam à sua degradação. Esta degradação não se dá apenas por ações que resultam em impactes negativos nos ecossistemas, podendo mesmo ocorrer pela inação que leva ao deterioramento da biodiversidade com o tempo.

São exemplo as taxas adicionais aplicadas sobre pesticidas e fertilizantes que tentam refletir as consequências negativas que a sua utilização tem no meio ambiente. Estas taxas, se em montantes capazes de alterar o modelo de negócio existente, acabam por funcionar como incentivos, tanto para os produtores como para os próprios consumidores, alterando os seus comportamentos. Apesar da alteração comportamental ser a intenção primordial destas taxas, há sempre o risco que as empresas e os consumidores, não reajam da forma esperada se concluírem que continuam a ter vantagens em nada mudar. Estes tipos de taxas aumentaram, em média (2016-2018), $7.5 mil milhões por ano em todos os países da OCDE e um total de $7.7 mil milhões por ano em todos os países (incluindo a OCDE). Os países que mobilizaram o maior montante de receitas de impostos relacionados com o princípio poluidor-pagador incluem os Países Baixos, a França, os Estados Unidos da América, o Reino Unido, a Dinamarca, a Mauritânia, o México, a Polónia, a Bélgica e a República Checa (*339*).

Em termos económicos, se uma entidade comercial estiver legalmente obrigada a pagar custos de prevenção, ou compensação por danos ao ambiente (através de taxas ou impostos), devido às suas atividades comerciais, isto significa, que, numa lógica de maximização do lucro, os custos vão ser vertidos pela entidade nos preços dos bens e ou serviços comercializados. Assim, os preços irão aumentar e, portanto, de acordo com a lei da oferta-procura, a procura irá diminuir. Numa visão simplista, se a procura diminuir, a entidade comercial terá de optar por reduzir a sua margem de lucro ou alterar o seu bem ou serviço, de forma a causar menos impacto ambiental e, por conseguinte, diminuir os seus custos. Segundo David W. Pearce, o princípio básico do princípio do poluidor-pagador é que o preço de um bem deve refletir inteiramente o custo total de produção, incluindo o custo de todos os recursos utilizados (*340*) e, portanto, a opção

mais racional para a empresa seria o aumento do preço do bem ou serviço, baixando assim o montante comprado pelo consumidor.

No entanto, e porque a economia de mercado tem "tempos" diferentes do tempo em que os impactes das decisões são efetivamente sentidos, a grande maioria das externalidades negativas não são internalizadas quando deveriam ser, pois não há pressão de mercado para tal. E quando essa situação ocorre, existe a tendência de recorrer ao apoio Estatal. É, contudo, desejável criarem-se as condições que permitam a internalização da externalidade negativa, de forma a se conseguirem evitar impactes negativos sobre a biodiversidade e/ou compensar adequadamente aqueles que não se conseguem evitar.

De acordo com Nicholas Sadeleer, o princípio do poluidor-pagador deve ser visto como um elemento desencorajador, para atividades poluidoras, uma vez que as entidades responsáveis pela poluição têm de pagar o custo da sua poluição. Este princípio tem sido especificamente utilizado em relação à emissão de gases com efeito de estufa, que agravam as alterações climáticas (*341*). De notar que este princípio pode e deve ser visto também como um estímulo à investigação e desenvolvimento, pois existindo um custo em "poluir" ou em "danificar" a biodiversidade, então passa a fazer sentido económico investir em tecnologia ou noutras áreas que permitam às empresas diminuir os seus impactes negativos.

O destino destes impostos e taxas é fundamental. Existem vários estudos que sugerem que estas receitas "verdes" deveriam ser destinadas a despesas e/ou investimentos verdes, de forma a catalisar e acelerar a promoção da economia verde. A abordagem de *green budgeting* defende precisamente este princípio. É por isso necessário garantir que as receitas provindas destas taxas sejam, pelo menos parcialmente, utilizadas para a manutenção e regeneração da biodiversidade nacional, como referido no capítulo anterior em relação ao princípio do utilizador-pagador.
Assim, é possível identificar um conjunto de benefícios da aplicação do princípio do poluidor-pagador através da abordagem punitiva:

- Os benefícios económicos, pois é promovida uma maior eficiência no uso dos recursos que pode contribuir para a continuidade do abastecimento da cadeia de valor ao longo dos anos, apesar destes benefícios serem percecionados como benefícios futuros;

- Os benefícios legais, uma vez que promove a justiça e equidade intergeracional, pois quem causa o impacte negativo é obrigado a agir ou a pagar;

- Os benefícios orçamentais, sendo uma fonte de rendimento para o Estado;

- Os benefícios ambientais, uma vez que as taxas e impostos obtidos são utilizados diretamente para o benefício da biodiversidade e associado capital natural;

- Os benefícios de inovação, uma vez que estimula economicamente a procura de soluções que diminuam os impactes ambientais, e, portanto, o seu custo, por parte das empresas;

- Os benefícios da criação de emprego verde, decorrente da investigação, inovação, processos, bens e serviços que podem ser desenvolvidos para minimizar os impactes ambientais das organizações.

### 5.4.3. Mecanismos para aplicação de mercado - Regulação

Em 2018 a Comissão Europeia lançou um Plano para Financiar o Crescimento Sustentável, também conhecido como plano para o financiamento sustentável. Esse Plano tem três objetivos, sendo um deles o de reorientar os fluxos de capitais para investimentos sustentáveis, a fim de assegurar um crescimento sustentável e inclusivo. Este objetivo implica a existência de uma definição sobre o que são investimentos sustentáveis, o que levou à necessidade de se definir o que são atividades económicas ambientalmente sustentáveis. O Regulamento Delegado (UE) 2020/852 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 18 de junho de 2020, também conhecido como "Taxonomia" define os critérios para que uma atividade económica possa ser considerada como ambientalmente sustentável, designadamente:

**1)** Contribuir, substancialmente, para um ou mais dos seguintes 6 objetivos ambientais:

- Mitigação às alterações climáticas;
- Adaptação às alterações climáticas;
- Uso e proteção dos recursos marinhos;
- Transição para a economia circular, prevenção dos resíduos e reciclagem;
- Prevenção e controlo da poluição;
- Proteção de ecossistemas saudáveis e sustentáveis.

**2)** Não causar danos significativos em nenhum dos outros objetivos.

**3)** Cumprir com os critérios mínimos sociais (e.g., OCDE *Guidelines on Multinational Enterprises and the UN Guiding Principles on Business and Human Rights*).

**4)** Cumprir com os critérios técnicos definidos na taxonomia através de atos delegados específicos para cada objetivo ambiental.

No que concerne a dar um "Contributo substancial para a proteção e o restauro da biodiversidade e dos ecossistemas", a Taxonomia (*342*) afirma que:

"Uma atividade económica é qualificada como contribuindo substancialmente para a proteção e o restauro da biodiversidade e dos ecossistemas, se essa atividade contribuir

substancialmente para proteger, conservar e restaurar a biodiversidade ou para alcançar as boas condições dos ecossistemas ou proteger os ecossistemas que já se encontrem em boas condições do seguinte modo: a) Conservando a natureza e a biodiversidade, incluindo mediante a obtenção de um estado de conservação favorável dos habitats naturais e seminaturais e das espécies, ou a prevenção da sua deterioração, caso já se encontrem num estado favorável de conservação, e através da proteção e do restauro dos ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos, a fim de melhorar o seu estado e reforçar a sua capacidade de prestação de serviços dos ecossistemas; b) Utilizando e gerindo de forma sustentável as terras, o que passa nomeadamente pela proteção adequada da biodiversidade dos solos, pela neutralidade em termos de degradação dos solos e pela reabilitação das áreas contaminadas; c) Aplicando práticas agrícolas sustentáveis, nomeadamente as que contribuem para melhorar a biodiversidade ou para travar ou prevenir a degradação dos solos e outros ecossistemas, a desflorestação e a perda de habitats; d) Gerindo de forma sustentável as florestas, o que passa nomeadamente por práticas e usos das florestas e dos solos florestais que contribuam para melhorar a biodiversidade ou para travar ou prevenir a degradação dos ecossistemas, a desflorestação e a perda de habitats; ou e) Potenciando qualquer uma das atividades enumeradas nas alíneas a) a d) do presente número…"

Por outro lado, uma atividade ambientalmente sustentável, podendo não contribuir para o objetivo dos ecossistemas, ela também não pode prejudicar de forma significativa (o princípio *do no significant harm*) nenhum dos outros objetivos ambientais. No âmbito da taxonomia, entende-se como "prejuízo significativo" para o objetivo ambiental de "proteção e o restauro da biodiversidade e dos ecossistemas", se uma atividade i) prejudicar, de forma significativa, as boas condições e a resiliência dos ecossistemas, ou ii) prejudicar o estado de conservação dos habitats e das espécies, incluindo os de interesse da União.

Torna-se, assim, claro que as empresas que queiram ser consideradas ambientalmente sustentáveis, terão de ter um papel positivo relativamente ao seu impacte na biodiversidade. A Taxonomia, e as suas definições, tornam-se de elevada relevância quando o próprio sistema financeiro começa a ter regulação que o obriga a reportar como é que os seus investimentos e empréstimos estão alinhados com a Taxonomia, i.e., que percentagem de ativos e empréstimos contribuem para pelo menos um dos 6 objetivos ambientais e não prejudica significativamente nenhum dos outros. Para além da obrigatoriedade deste reporte, que se inicia gradualmente em 2022, os rácios de requisitos de capital da banca vão passar, em 2022, a incluir os riscos ambientais e sociais, o que significa que conceder crédito a empresas alinhadas com a taxonomia também vai contribuir para a rentabilidade dos bancos, passando a existir, assim, um incentivo em emprestar dinheiro a empresas e projetos sustentáveis, em detrimento daqueles que não apresentem alinhamento com a taxonomia.

Deste modo, hoje em dia, existem vários motivos para as empresas queiram investir na compensação de perdas de biodiversidade e na regeneração da biodiversidade:

- Os bancos vão ter de indicar a percentagem dos seus empréstimos que estão alinhados com a taxonomia europeia, e vão ter os seus requisitos de capital associados à exposição de risco ambiental que lhes está imputada. Isto quer dizer que as empresas terão interesse em mitigar os seus impactes ambientais para poderem manter o acesso ao financiamento em condições vantajosas;

- Ainda relacionado com a taxonomia europeia, é relevante referir que esta também define que para as atividades serem consideradas ambientalmente sustentáveis, não basta contribuírem para um dos objetivos ambientais referidos no ponto anterior - é necessário também não criarem um prejuízo significativo a nenhum desses objetivos (princípio do *no significant harm*). Isto significa que as atividades económicas financiadas pelo sector financeiro, para serem consideradas sustentáveis, não podem danificar a biodiversidade;

- Os fundos de investimento também terão de reportar a percentagem dos seus ativos (empresas) que estão alinhados com a taxonomia, o que significa que os fundos de investimento terão um estímulo para adquirir empresas que consigam minimizar os seus impactes ambientais. Para isso, as empresas terão de evidenciar como compensam as emissões e também como contribuem para a valorização dos serviços dos ecossistemas e da biodiversidade;

- Os investidores das grandes empresas cotadas também questionam as empresas sobre as suas práticas no que diz respeito à biodiversidade e à forma como gerem os impactos na natureza. Índices como o *Dow Jones Sustainability Index*, entre outros, colocam este tipo de questões, pelo que as grandes empresas têm um estímulo para entrarem como compradores de créditos de biodiversidade num potencial mercado voluntário que possa surgir;

- Os bancos centrais já compreenderam que perdas de biodiversidade constituem riscos financeiros e macroeconómicos significativos, até porque cerca de 50% do PIB provém da natureza (*343*), o que significa que, quer bancos, quer empresas terão muito em breve de reportar e quantificar de que forma estão, ou não, expostas ao risco de perda de biodiversidade, e o que estão a fazer para minimizar esse risco. É por isso que está em desenvolvimento a *Task Force on Nature-related Financial Disclosures* (TNFD) que vai emitir recomendações sobre as informações que qualquer empresa e instituição financeira deve reportar sobre como está a combater e adaptar o seu negócio aos impactes das perdas de biodiversidade;

- Podemos, assim, constatar que está a surgir um novo mundo da economia e do sistema financeiro que reconhece as alterações climáticas e a perda de biodiversidade como riscos financeiros. Sendo que a estabilidade dos mercados financeiros depende da minimização de riscos financeiros e sistémicos, podemos dizer que a estabilidade do sector financeiro, e do próprio crescimento do PIB, depende da boa gestão da biodiversidade, tornando-se, agora sim, reconhecida a importância

de se lhe atribuir um valor. Adicionalmente, a partir do reconhecimento da biodiversidade como um risco, também ele financeiro, advém um alinhamento das diversas fontes de financiamento, quer do sector público, quer do sector privado, com as boas práticas de gestão da biodiversidade. São exemplos disso os objetivos consubstanciados no Pacto Ecológico Europeu e na taxonomia europeia.

### 5.4.4. Mecanismos para aplicação de mercado - mercados voluntários

No seguimento do Protocolo de Quioto (*344*), surgiram os mercados de carbono regulados. Este Protocolo visou a redução das emissões de Gases com Efeito de Estufa (GEE) por parte dos países com maior número de emissões, através da criação de obrigações para as empresas emissoras, definição de limites de emissões, e possibilidade de compra de créditos de carbono, através de mecanismos criados pelo Protocolo, tendo em conta o princípio do pagador-poluidor.

Em paralelo com a criação deste mercado regulado, surgiu o mercado de carbono voluntário. Essencialmente, o mercado voluntário distingue-se do regulado, na medida em que permite a qualquer governo, empresa ou pessoa, gerar e/ou comprar créditos de carbono voluntariamente.

Atualmente, os mercados voluntários de carbono possuem diversos tipos de projetos (de prevenção, redução ou captura) em diversos âmbitos. O *Voluntary Carbon Market Dashboard* (*345*), desenvolvido pela *Climate Focus*, identifica 3597 projetos registados, dos quais cerca de 10% são projetos relacionados com Soluções Baseadas na Natureza, estando mais de 192 milhões de toneladas de $CO_2$ em circulação. Isto significa que estes projetos relacionados com Soluções Baseadas na Natureza, para além da capacidade de compensação carbónica, estão também associados a outros benefícios ambientais como, por exemplo, a promoção da biodiversidade. De seguida, na tabela 5.4.4.a é possível perceber o tipo de projetos associados à promoção da biodiversidade que, simultaneamente, promovem o sequestro de carbono.

**Tabela 5.4.4. a**. Exemplos de projetos relacionados com Soluções Baseadas na Natureza que possibilitam a promoção da biodiversidade.

| Categorias | Tipo de Projetos |
|---|---|
| Prevenção (346) | Prevenção (346)<br>Diminuição da área ardida.<br>Redução (346)<br>Agricultura biológica, de conservação e de precisão;<br>Pastagens biodiversas; |
| Redução (346) | Melhoria da gestão de efluentes pecuários;<br>Redução do uso de fertilizantes sintéticos e sua substituição por composto orgânico. |

À semelhança dos mercados de carbono, é possível criarem-se mercados voluntários de créditos de biodiversidade onde podem ser feitas trocas de créditos de biodiversidade. Apesar de desenvolvimentos recentes, algumas das dificuldades de implementação deste tipo de projetos são: a criação de um "preço-base" da promoção de biodiversidade; a quantificação da biodiversidade ou das ações promotoras de biodiversidade; a existência de uma regulação mínima destes mercados que garanta a qualidade dos créditos e a sua não dupla quantificação, o que faz com que, na maioria dos casos os acordos e os preços sejam definidos entre o comprador e vendedor e, especificamente, para uma situação em concreto. Adicionalmente, é necessário ter em conta as diferenças do mercado de carbono e a biodiversidade, uma vez que a inação na gestão dos ecossistemas pode levar à sua degradação, o que não acontece no carbono.

Portanto, o mercado de biodiversidade não poderá ser construído de forma idêntica ao mercado de carbono, ainda que possam existir complementaridades entre os dois mercados (como o caso da gestão de ecossistemas com fins de fixação de carbono).

A criação de mercados de biodiversidade regulados pretende acelerar o processo de gestão ativa da biodiversidade e seus ecossistemas, de forma a impulsionar os serviços que deles dependem, criando benefícios para toda a sociedade. Para que um mercado exista é necessário existir algo para transacionar. É assim que surgem os créditos de biodiversidade, como sendo as unidades de transação deste mercado.

#### 5.4.4.1. Créditos de biodiversidade

Os créditos de biodiversidade (*biodiversity banks* na expressão anglo-saxónica) surgiram pela primeira vez em 1970 nos Estados Unidos da América (EUA), e pretendiam garantir que não havia uma perda líquida das zonas húmidas nos EUA. Desde então vários países, nomeadamente Austrália, Canadá, China, França e Alemanha (*347*), implementaram esta abordagem.

Citando a OCDE (*347*), os créditos de biodiversidade são impactes mensuráveis de conservação da biodiversidade, que resultam de ações desenhadas para compensar perdas significativas de biodiversidade provenientes da implementação de projetos (p. ex., empreendimentos, fábricas, barragens). Estes créditos devem ser implementados apenas depois de vários passos terem sido dados de forma a minimizar as perdas de biodiversidade no local. Os créditos de biodiversidade têm por base a assunção de que os impactes dos projetos podem ser compensados, se existirem *habitats* que possam ser protegidos, melhorados ou restaurados num outro local. Estes instrumentos económicos, baseados no princípio do poluidor-pagador, têm como objetivo internalizar os custos externos das perdas de biodiversidade resultante dos projetos, impondo um custo nas atividades que causam impactes adversos na biodiversidade. O objetivo mais comum desta abordagem é obter uma "não perda líquida" de *habitats*, espécies, *status* ecológico ou serviços dos ecossistemas, embora alguns programas implementados tenham adotado um objetivo mais ambicioso como "ganho líquido".

É importante compreender que esta abordagem de créditos de biodiversidade só deve ser realizada depois de todos os esforços terem sido feitos para proteger a biodiversidade no local onde o projeto está a ser realizado, e, portanto, apenas depois de o promotor do projeto ter dado provas de que:

- Implementou medidas para evitar as perdas de biodiversidade;
- Minimizou as perdas de biodiversidade relativamente ao cenário de referência;
- Desenvolveu e quantificou as medidas de restauro e reabilitação realizadas.

Se, depois de todas estas etapas terem sido cumpridas, continuarem a existir perdas de biodiversidade imputáveis ao projeto, então poderão ser usados créditos de biodiversidade, por forma a que, em termos nacionais ou regionais (consoante seja definido), não exista perda líquida.

Os créditos de biodiversidade podem ser uma fonte importante de financiamento para a conservação da biodiversidade. Existem alguns mecanismos documentados de bancos de *habitats* e *pools* de compensação, onde é possível agrupar vários projetos com impactes positivos nos *habitats* e na biodiversidade. Desta forma, é possível:

- Os promotores de projetos privados acederem a financiamento para continuarem a gerir os habitats e ecossistemas de forma a produzir benefícios ambientais;
- As empresas e instituições responsáveis por atividades económicas, onde foram identificados impactes negativos inevitáveis nos ecossistemas, compensarem estes impactes através do financiamento de projetos com benefícios ambientais.

Os créditos de biodiversidade devem ficar registados a nível nacional numa plataforma que se constitui como um repositório de créditos de compensação disponíveis, onde cada crédito significa um ganho quantificável de biodiversidade (*347*). Assim, a compensação pode ser realizada através da aquisição desses créditos, ou podem ser comprados por fundos de créditos de biodiversidade.

#### 5.4.4.2. Exemplos de mercados biodiversidade

Existem vários exemplos de mercados de créditos de biodiversidade. De acordo com o *Ecosystem Marketplace* (*348*), à data desta publicação, existiam 39 projetos de créditos de biodiversidade ativos, e outros 25 programas em vários estágios de desenvolvimento ou investigação. É na América do Norte que este tipo de projetos está mais desenvolvido, com 14 programas ativos e 5 em desenvolvimento. O valor de créditos em transação atinge um mínimo de $1.5- $2.5 mil milhões por ano.

Este estudo reconhece que em 2010, na Europa, os mercados de biodiversidade ainda eram uma ideia em desenvolvimento, o que, à data de hoje, não sofreu alterações significativas. Identificaram-se quatro programas de créditos de biodiversidade em implementação, e mais três em estágios iniciais de desenvolvimento. O maior programa europeu foi identificado na Alemanha, onde o Regulamento de Mitigação de Impacto tem, pelo menos, 2.600 hectares conservados em *pools* de compensação.

#### 5.4.4.2.1. Créditos de Biodiversidade em New South Wales, Austrália

Foi criado em 2008, no New South Wales (NSW), na Austrália, um sistema de créditos de biodiversidade (*349*) com o objetivo de implementar incentivos, baseados no mercado, potenciadores da conservação e desencorajadores de atividades com impactes negativos sobre a biodiversidade. Os proprietários de terras geriam as suas terras de forma a criarem créditos de biodiversidade através da manutenção ou melhoria dos valores gerais de biodiversidade do local. Essas terras detinham assim um conjunto de créditos que podiam ser vendidos a entidades com um impacte negativo noutra área/região. Uma parte do valor transacionado era destinado ao *BioBanking Trust Fund*, que agregava e geria esses créditos, permitindo assim realizar também atividades de restauro e proteção de terras, compensatórias ou mitigadoras dos impactes de atividades económicas. Na Austrália, a quantidade de créditos disponíveis estava regulada, tendo sido desenvolvida uma metodologia que permite avaliar e calcular os créditos gerados. Foi, assim, possível criar uma base de dados com informações detalhadas de 1600 tipos de vegetação e características de espécies ameaçadas listadas.

#### 5.4.4.2.2. Créditos de Biodiversidade no Reino Unido

Em Inglaterra, as primeiras abordagens ao conceito de compensação por perdas de biodiversidade ocorreram em 2007, como parte de uma discussão mais ampla sobre a possibilidade de criação de um mercado de biodiversidade em todo o Reino Unido. Em 2009, o Departamento de Ambiente, Alimentação e Assuntos Rurais (Defra) encomendou um estudo para definir a forma como os créditos de biodiversidade e as compensações poderiam funcionar no mercado. Nesta altura, o Plano de Ação para a Biodiversidade do Reino Unido estava focado na gestão de tipos de habitats individuais e espécies, que pudessem servir de base para definir os créditos de biodiversidade transacionáveis.

Em 2010, o Governo de Coligação considerou que a criação do mecanismo formal de compensações poderia proporcionar o contexto adequado para internalizar os efeitos negativos de projetos de desenvolvimento económico na biodiversidade, deste modo influenciando as escolhas do mercado. Em 2011, o *Natural Environment White Paper* anunciou a decisão da Defra em testar o mercado de compensação de biodiversidade, usando projetos-piloto (2012 a 2014), englobando as áreas de Devon; Doncaster; Essex; Greater Norwich; Nottinghamshire; Warwickshire, Coventry e Solihull. Nestas localidades, as autoridades locais, ONGs e empresas, formaram parcerias público-privadas para dinamizar os projetos de mercados voluntários de créditos de biodiversidade. Em 2012, surgiu a

primeira iniciativa privada - *Environment Bank* - como *broker* de créditos de biodiversidade no Reino Unido (*350*), tendo como objetivo constituir-se como uma plataforma onde os proprietários poderiam registar os créditos e as empresas poderiam comprá-los.

Atualmente, o Reino Unido tem o *Natural Environment Investment Readiness Fund* (NEIRF) (*351*), que apoia projetos que contribuam para o plano ambiental de 25 anos (*352*), para a estratégia de financiamento verde (*353*) e para os 10 pontos-chave considerados necessários para uma revolução industrial verde (*354*). Este fundo atribui subsídios de £10.000 a £100.000 a projetos que:

- ajudem a alcançar um ou mais resultados ambientais naturais do plano ambiental de 25 anos;
- tenham a capacidade de gerar receitas de serviços ecossistémicos para atrair e pagar o investimento;
- produzam um modelo de investimento que pode ser ampliado e reproduzido.

Este fundo ambiciona apoiar projetos que se foquem em gerar receitas dos serviços dos ecossistemas, em vez de receitas provindas de bens ou *commodities*. Adianta ainda que alguns exemplos de serviços de ecossistemas poderiam ser:

- venda de créditos de carbono de criação de floresta e restauro de turfeiras, usando as metodologias (355) ou (356);
- venda de créditos de biodiversidade, usando as métricas do Reino Unido definidas na publicação" (357);
- venda de serviços como melhoria da qualidade da água e gestão de cheias, resultantes das melhorias ambientais.
- Mais recentemente, pode-se consultar o "*Habitat Banking Investment Scheme*" (*358*) como sendo um dos 27 projetos que beneficiam deste fundo. Este projeto vai permitir uma parceria entre Oxfordshire, Warwickshire e Cheshire, para a criação de uma bolsa de créditos de biodiversidade que depois poderão ser transacionados no mercado.

Para a criação deste mecanismo em Portugal seria necessário definir-se quais seriam os créditos de biodiversidade a constituir (que *habitats*, que serviços dos ecossistemas, que espécies), o objetivo do mecanismo (não perda líquida, ou ganho líquido) e a sua área de abrangência (nacional, regional ou local).

#### 5.4.4.2.3. Créditos de Biodiversidade em Portugal

Em Portugal foi criado, em 2009, o Fundo para a Conservação da Natureza e da Biodiversidade que, no seu artigo 2.º, referente à Missão e Objetivos, afirmava que:

"O *Fundo pode estabelecer mecanismos de articulação com outros fundos públicos ou privados, de direito nacional, comunitário ou internacional, relacionados com o desenvolvimento de mecanismos de valorização económica dos serviços dos ecossistemas através, designadamente, de instrumentos de mercado ou de sistemas de créditos de biodiversidade*".

Desta frase deduz-se que Portugal teria o enquadramento legal para a criação de créditos de biodiversidade, conseguindo assim alavancar não só a proteção da biodiversidade, como também o sequestro de carbono.

No entanto, este fundo foi extinto pelo Decreto-Lei n.º 42-A/2016, de 12 de agosto, e substituído pelo Fundo Ambiental. Este último financia entidades, atividades, ou projetos que cumpram com vários objetivos, entre os quais a proteção e conservação da natureza e da biodiversidade. Muito possivelmente, da mesma forma que o Fundo Ambiental financia projetos e atividades que tenham como objetivos o "Recurso ao mercado de carbono para cumprimento de metas internacionais" e o "Fomento da participação de entidades no mercado de carbono", o Fundo Ambiental poderia voltar a reconhecer a necessidade de investimento em projetos associados ao mercado de créditos de biodiversidade, mantendo assim o pioneirismo existente no antigo Fundo para a Conservação da Natureza e da Biodiversidade.

Por fim, é importante referir que a existência de um mecanismo de créditos de biodiversidade, que valorize as terras, que, devido à sua forte componente de biodiversidade, não podem ser alvo de projetos de urbanização, poderá trazer uma valorização de ativos que hoje são considerados de fraco valor.

## 5.5. INSTRUMENTOS DE FINANCIAMENTO

Financiar a biodiversidade pode ter origem em vários instrumentos provenientes de: financiamentos públicos; mercado de créditos de biodiversidade; e fundos privados. Sugerimos de seguida algumas dessas possibilidades.

### 5.5.1. Instrumentos de Financiamento Público

Para além do financiamento provenientes de fundos comunitários no âmbito do Pacto Ecológico Europeu, PAC, PRR, Horizonte 2027 e COMPETE (entre outros), ao nível do sector público, poder-se-iam desenvolver os seguintes instrumentos para a obtenção de financiamento para a biodiversidade:

- Introdução gradual, mas generalizada, de uma taxa de acesso a espaços de alto valor de biodiversidade com as exceções identificadas neste capítulo;

- Criação de um imposto sobre as empresas que impactam negativamente o ambiente e que contribuem para a diminuição da biodiversidade;

- Criação de benefícios fiscais às organizações e indivíduos que adquirem créditos de biodiversidade, numa primeira fase, para incentivar o desenvolvimento do mercado, o que dará origem a receitas futuras para o Estado;

- Criação de benefícios fiscais às organizações vendedoras de créditos de biodiversidade, para acelerar os investimentos na criação de créditos, bem como a dinâmica do mercado e a criação de emprego e valor acrescentado neste novo sector de atividade, o que dará origem a receitas futuras para o Estado;

- Criação de benefícios fiscais para aqueles que são proprietários de terrenos que, não podendo construir ou alterar devido ao seu valor natural, sejam compensados pelos benefícios que as suas terras geram e que são utilizados por outras atividades económicas, como os créditos de biodiversidade, o que dará origem a receitas futuras para o Estado;

- Eliminação da despesa do Estado e atribuição de subsídios a sectores que são diretamente prejudiciais à biodiversidade, o que aumentará de imediato a disponibilidade financeira do Estado;

- Criação de uma regulação simples que desenvolva o Mercado de Créditos de Biodiversidade em Portugal, dando informação ao mercado sobre os métodos e abordagens associadas a cada projeto gerador de créditos, a correta contabilização dos créditos, o registo público das transações e dos créditos efetivamente vendidos e dos ainda existentes para venda, promovendo assim a transparência

de informação ao mercado, de forma a permitir a criatividade para o surgimento de soluções inovadoras por parte dos *players* de mercado;

- Emissão de uma Obrigação Soberana Verde, em que o capital levantado seja exclusivamente utilizado para promover a biodiversidade em Portugal, incluindo: custos operacionais; investimentos em restauro ecológico e outras atividades que promovam a biodiversidade; perdas de receitas fiscais devido a incentivos fiscais à promoção da criação e compra de créditos de biodiversidade; aumento dos valores inseridos no âmbito do Instrumento para a Remuneração de Serviços dos Ecossistemas em Áreas Florestais e Agroflorestais, e/ ou do Fundo para a Conservação da Natureza e da Biodiversidade; investimento público necessário para a Criação do Mercado de Créditos de Biodiversidade em Portugal. A emissão de Obrigações Verdes Soberanas é já uma prática corrente em vários países europeus (p.ex., Alemanha, França, Bélgica, Irlanda, Reino Unido, Espanha), sendo um instrumento valorizado pela Presidente do Banco Central Europeu nos seus vários discursos, podendo deduzir-se que a preferência de aquisição de obrigações verdes soberanas por parte do Banco Central poderá ser um cenário plausível. Assumindo as necessidades anuais de 260 milhões de euros para a promoção da biodiversidade em Portugal, poderia considerar-se a emissão de uma obrigação verde incidindo sobre biodiversidade e alterações climáticas que permitisse alavancar ações convergentes com os objetivos da Estratégia de Biodiversidade até 2030;

- Envolver o Banco Português de Fomento, com algum cofinanciamento europeu e com a participação remanescente de investidores privados, a desenvolver projetos-piloto de fundos de biodiversidade, na criação e gestão destes fundos. O envolvimento deste banco, como agente pró-ativo e disponível para participar em fundos de biodiversidade criados pelos agentes privados, contribuiria para a diminuição da perceção de risco de perda de capital que normalmente se associa a este tipo de fundos.

Estas receitas poderiam, assim, destinar-se a:

- Cobrir custos operacionais, despesas correntes da gestão ativa realizada pelo Estado nos ecossistemas, investimento na recuperação de ecossistemas degradados, ou investimento público em economia verde;

- Promover a melhoria contínua do Mercado de Créditos de Biodiversidade;

- Aumentar a verba destinada ao Instrumento para a Remuneração de Serviços dos Ecossistemas em Áreas Florestais e Agroflorestais, e/ ou do Fundo para a Conservação da Natureza e da Biodiversidade;

- Promover a investigação & inovação aplicada em matéria de serviços dos ecossistemas e bioeconomia.

## 5.5.2. Mercados de Créditos de Biodiversidade

À semelhança dos mercados de carbono, podem criar-se mercados voluntários de créditos de biodiversidade onde são feitas trocas de créditos de biodiversidade. A criação deste mercado em Portugal significaria a existência de uma definição do que são os "valores" mínimos de biodiversidade por região. Tal permitiria compreender quando uma atividade contribui para diminuir esse "valor" ou quando contribui para o manter ou restaurar (Figura 5.5.2.a). Esta é a base da criação de um "Mercado de Créditos de Biodiversidade". Organizações públicas e privadas, podem recorrer a este mercado e pagar para manter ou restaurar a biodiversidade noutros locais, devido à sua incapacidade de eliminar os impactes negativos da sua atividade, acordando um preço a pagar por esse serviço aos promotores dos projetos.

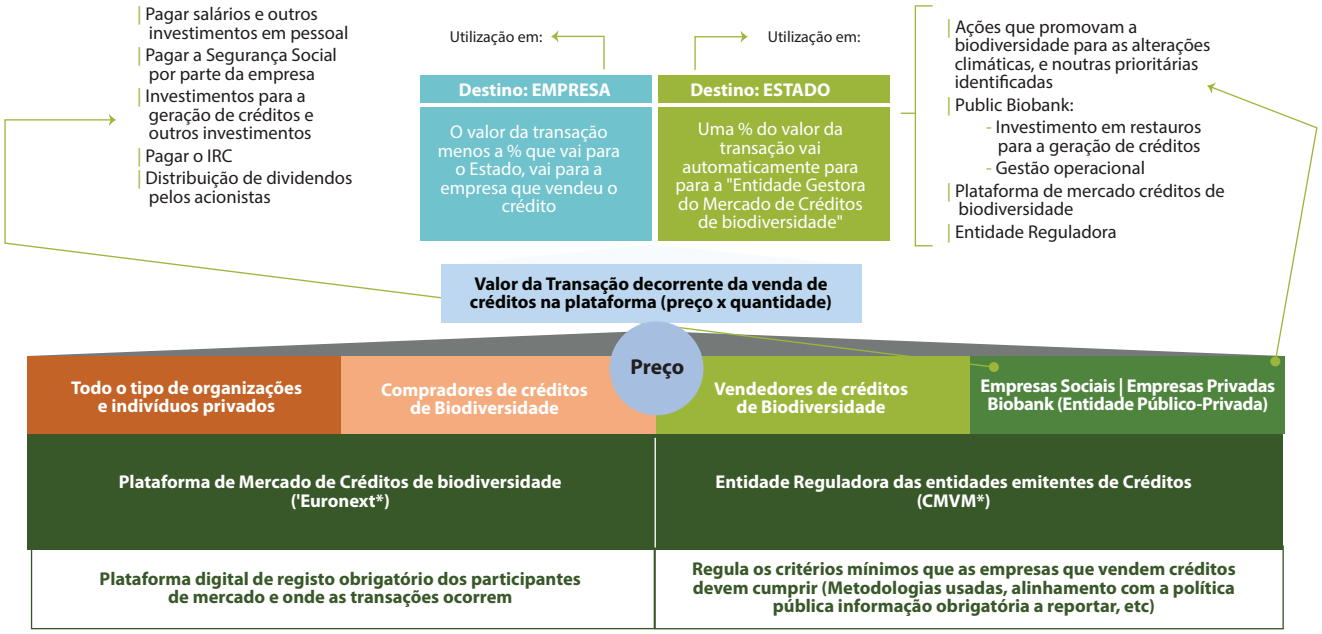



**Figura 5.5.2. a.** Mercado de Créditos de Biodiversidade: agentes e fluxos.

O Mercado de Créditos de Biodiversidade tem os seguintes agentes:

- Vendedores de créditos - são os promotores de projetos com impactes positivos comprovados na biodiversidade (através de verificações por entidades terceiras e outras boas práticas de mercado), que mantêm e/ou restauram a biodiversidade. Estes promotores podem ser Empresas Sociais, Empresas Privadas e uma entidade Público-Privada designada de "Biobank". Estes vendedores têm de se registar, de forma gratuita, na Plataforma digital;

- Compradores de créditos - são todo o tipo de organizações, incluindo cidadãos individuais. Existem empresas e outro tipo de entidades que optam por compensar voluntariamente os danos que, na sequência dos efeitos que as suas atividades

des comerciais, ou outras, provocam na biodiversidade e não os conseguem minimizar de forma mais expressiva. Estes compradores têm de se registar, de forma gratuita, na Plataforma digital;

- Plataforma digital do Mercado de Créditos - onde os participantes de mercado (vendedores e compradores) se têm de registar; os vendedores têm de divulgar a informação obrigatória ao mercado sobre o projeto gerador de créditos; as transações monetárias ocorrem e ficam registadas;

- Entidade Reguladora das entidades vendedoras de Créditos - que define os critérios mínimos que as empresas que vendem créditos devem cumprir, nomeadamente sobre metodologias usadas, alinhamento com a política pública, informação obrigatória a reportar, etc. Em concreto, esta Entidade: define como se criam os créditos de biodiversidade; as tipologia de créditos existentes (associadas ao valor de cada projeto) e a respetiva valoração hierárquica (p.ex., créditos de manutenção ou restauro de biodiversidade em áreas de proteção estrita ou total podem valer mais que créditos de biodiversidade em terreno produtivo); indica as melhores metodologias existentes, as melhores práticas e define a informação obrigatória que cada projeto tem de divulgar ao mercado; define quem podem ser as organizações vendedoras de créditos bem como define a obrigatoriedade dessas empresas terem o seu modelo de negócio e a política de gestão da biodiversidade alinhada com as prioridades nacionais e/ou regionais;

- *Public Biobank* - uma entidade público-privada que realiza investimentos em restauro de biodiversidade para gerar créditos em terras públicas ou nas terras privadas que têm acordos com o Estado para a boa gestão da biodiversidade (p.ex., ver OECM no capítulo 4). As organizações e privados podem comprar créditos a projetos que existam no mercado e que estejam inseridos na plataforma digital ou podem comprar créditos ao *Public Biobank*.

Neste mercado, o produto transacionado são créditos de biodiversidade gerados pelos projetos no terreno, e o valor da transação final resulta do preço acordado entre a procura e a oferta. Sobre o valor da transação final propomos que exista uma repartição automática do valor transacionado entre o vendedor e o Estado, onde uma % do valor da transação vai automaticamente para a "Entidade Gestora do Mercado de Créditos de Biodiversidade" e o restante fica para a empresa vendedora (Figura 5.5.2.b).

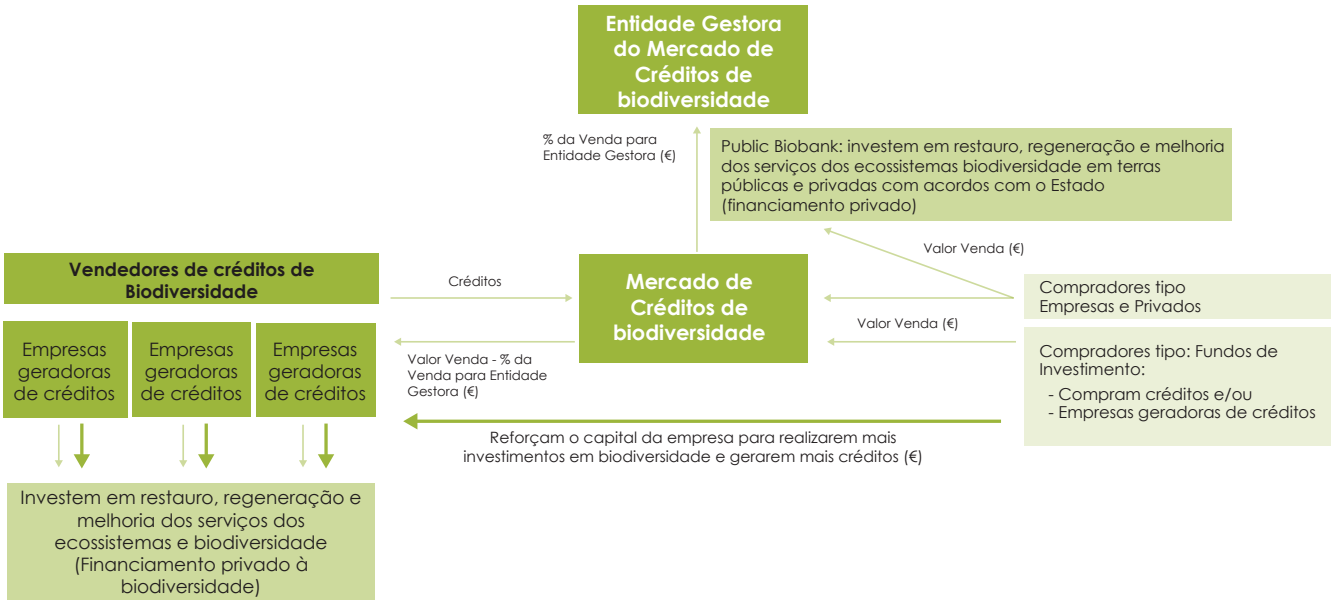



**Figura 5.5.2. b**. Mecanismo de funcionamento do Mercado de Créditos de Biodiversidade.

É importante enfatizar o papel da Entidade Gestora do Mercado de Créditos de Biodiversidade (Figura 5.5.2.c), uma vez que será ela a responsável pela gestão do Mercado. Tal implicará:

- Identificação de ações que promovam a biodiversidade para as alterações climáticas e outras prioridades;
- A existência de um *Public Biobank* que resulte de investimentos públicos em restauro ecológico para criar créditos de biodiversidade em terras públicas ou terras privadas com as quais o Estado tem acordos de melhoria de práticas de gestão da biodiversidade;
- A criação e manutenção da plataforma digital de mercados de créditos de biodiversidade (Figura 5.5.2.d);
- A criação e funcionamento corrente da Entidade Reguladora das entidades que vendem créditos de biodiversidade.

A Entidade Gestora do Mercado de Créditos de Biodiversidade terá várias fontes de financiamento sendo, uma delas, uma percentagem do volume de transações efetuados na Plataforma.

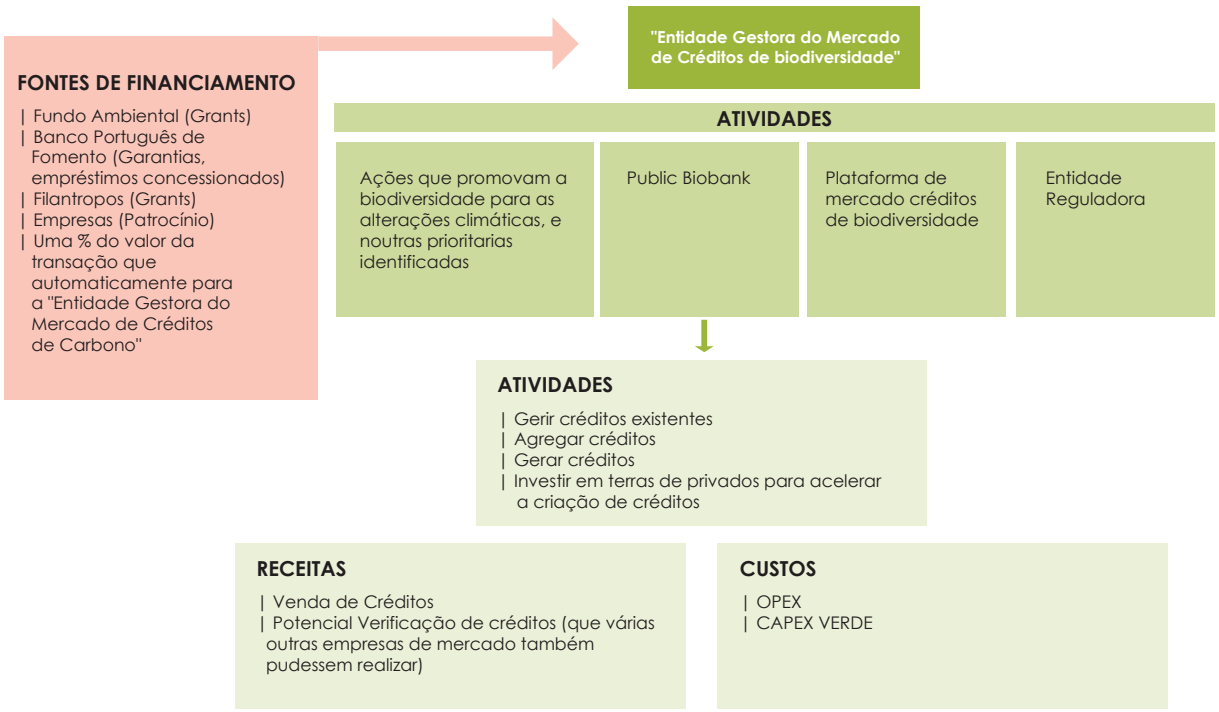



**Figura 5.5.2. c**. As funções da Entidade Gestora do Mercado de Créditos.

## PLATAFORMA DE MERCADO DE CRÉDITOS DE BIODIVERSIDADE ("EURONEXT"')

Plataforma digital de registo obrigatório dos participantes de mercado e onde as transações ocorrem.

### Plataforma Digital de Registo

**1)** Regista: as entidades que têm créditos para vender; as quantidades a vender; o valor de venda; o valor transacionado; o "Biodiversity fact sheet"
**2)** Faz a transação monetária.
**3)** Faz a transferência automática da % do valor transacionado para o "Biodiversity Bank".
**4)** O registo das empresas nesta plataforma é obrigatório.
**5)** O registo na plataforma pelas entidades vendedoras de crédito é gratuito.

**Figura 5.5.2. d.** Sistema de Funcionamento do Mercado de Créditos de Biodiversidade: a Plataforma Digital.

### 5.5.3. Instrumentos de Financiamento Privado

O sector privado tem tido um papel progressivamente mais ativo em questões ambientais, nomeadamente com a biodiversidade. Com a existência de um mercado de créditos de biodiversidade, que podem ser transacionados numa plataforma digital, será possível criar fundos de investimento que usem a plataforma para comprar créditos e constituir fundos de investimento em biodiversidade. Estes fundos deveriam ser pensados de forma a poderem ter no seu portefólio um *mix* de atividades com maior risco (como este tipo de créditos) e outras com menor risco e que estão associadas à produção de bens e serviços que têm por base uma utilização sustentável dos recursos naturais (p.ex., papel certificado, madeira / móveis certificados, alimentos com certificações diversas, turismo sustentável, energias renováveis).

Estes fundos de biodiversidade poderiam investir em ativos como:

- empresas/organizações produtoras de madeira certificada FSC/PEFC.
- empresas/organizações produtoras de papel ecológico.
- pequenas empresas/organizações de agricultura biológica.
- pequenas empresas/organizações de ecoturismo.
- empresas/organizações que promovam a compensação das emissões de $CO_2$.
- pequenas empresas/organizações com projetos de restauro de habitats.
- créditos de biodiversidade e de carbono que sejam transacionados no mercado nacional registados na plataforma oficial.

Estes fundos podem ser geridos por sociedades gestoras de investimento, *private equities*, ou outras entidades consideradas apropriadas.


6



# REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

# 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS


1. R. Gibb, D. W. Redding, K. Q. Chin, C. A. Donnelly, T. M. Blackburn, T. Newbold, K. E. Jones, Zoonotic host diversity increases in human-dominated ecosystems. *Nature*. **584**, 398–402 (2020).

2. OECD, *Biodiversity: Finance and the Economic and Business Case for Action* (OECD, 2019; https://www.oecd-ilibrary.org/environment/biodiversity-finance-and-the-economic-and-business-case-for-action_a3147942-en).

3. GDP loss due to COVID-19 by economy 2020 | Statista, (available at https://www.statista.com/statistics/1240594/gdp-loss-covid-19-economy/).

4. P. Dasgupta, *The economics of biodiversity: the Dasgupta review: full report* (HM Treasury, London, Updated: 18 February 2021., 2021).

5. Brazil Urges Biden to Distrust Bolsonaro on Amazon, Climate | Time, (available at https://time.com/5956519/brazil-biden-climate-change/).

6. Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services | IPBES secretariat, (available at https://ipbes.net/global-assessment).

7. M. Lambertini, *Living Planet Report 2020: Bending the Curve of Biodiversity Loss* (2020; http://www.deslibris.ca/ID/10104983).

8. M. Mendoza, M. B. Araújo, Climate shapes mammal community trophic structures and humans simplify them. *Nat. Commun.* **10**, 5197 (2019).

9. B. Unit, 2010 Biodiversity Target (2010), (available at https://www.cbd.int/2010-target/).

10. The Paris Agreement | UNFCCC, (available at https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement/the-paris-agreement).

11. S. Díaz, N. Zafra-Calvo, A. Purvis, P. H. Verburg, D. Obura, P. Leadley, R. Chaplin-Kramer, L. De Meester, E.

Dulloo, B. Martín-López, M. R. Shaw, P. Visconti, W. Broadgate, M. W. Bruford, N. D. Burgess, J. Cavender-Bares, F. DeClerck, J. M. Fernández-Palacios, L. A. Garibaldi, S. L. L. Hill, F. Isbell, C. K. Khoury, C. B. Krug, J. Liu, M. Maron, P. J. K. McGowan, H. M. Pereira, V. Reyes-García, J. Rocha, C. Rondinini, L. Shannon, Y.-J. Shin, P. V. R. Snelgrove, E. M. Spehn, B. Strassburg, S. M. Subramanian, J. J. Tewksbury, J. E. M. Watson, A. E. Zanne, Set ambitious goals for biodiversity and sustainability. *Science*. **370**, 411–413 (2020).

12. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, "Global Biodiversity Outlook 5" (Montreal, 2020), (available at http://www.cbd.int).

13. I. I. for A. S. Analysis, Bending the curve of biodiversity loss, (available at https://phys.org/news/2020-09-biodiversity-loss.html).

14. E. Carqueijeiro, "Ponto de Situação Final - Presidência Portuguesa UE - Área Biodiversidade" (Gabinete do Secretário de Estado da Conservação da Natureza, das Florestas e do Ordenamento do Território, Lisboa, 2021).

15. European Comission, Communication from the Comission to the Euopean Parliament, the Council, the European economic and Social Committee and the Committee of the Regions - EU Biodiversity Strategy for 2030 - Bringing nature back into our lives (2020), (available at https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52020DC0380).

16. Global Biodiversity Outlook 5. *Conv. Biol. Divers.*, (available at https://www.cbd.int/gbo5).

17. State of nature in the EU — European Environment Agency, (available at https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-nature-in-the-eu-2020).

18. B. Horta e Costa, J. M. dos S. Gonçalves, G. Franco, K. Erzini, R. Furtado, C. Mateus, E. Cadeireiro, E. J. Gonçalves, Categorizing ocean conservation targets to avoid a potential false sense of protection to society: Portugal as a case-study. *Mar. Policy*. **108**, 103553 (2019).

19. M. Dureuil, K. Boerder, K. A. Burnett, R. Froese, B. Worm, Elevated trawling inside protected areas undermines conservation outcomes in a global fishing hot spot. *Science*. **362**, 1403–1407 (2018).

20. European Commission. Joint Research Centre., *Mapping and assessment of ecosystems and their services: an EU wide ecosystem assessment in support of the EU biodiversity strategy*. (Publications Office, LU, 2020; https://data.europa.eu/doi/10.2760/757183).

21. European Commission. Joint Research Centre., *Mapping and assessment of ecosystems and their services: an EU wide ecosystem assessment in support of the EU biodiversity strategy : supplement (indicator fact sheets)*. (Publications Office, LU, 2020; https://data.europa.eu/doi/10.2760/519233).

22. D. Evans, The Habitats of the European Union Habitats Directive. *Biol. Environ. Proc. R. Ir. Acad.* **106**, 167–173 (2006).

23. European Environment Agency., *State of nature in the EU :results from reporting under the nature directives 2013 2018.* (Publications Office, LU, 2020; https://data.europa.eu/doi/10.2800/705440).

24. M. B. Araújo, J. M. Lobo, J. C. Moreno, The Effectiveness of Iberian Protected Areas in Conserving Terrestrial Biodiversity: Performance of Iberian Protected Areas. *Conserv. Biol.* **21**, 1423–1432 (2007).

25. Conservation status of habitats at Member State level, 2013-2018 — European Environment Agency, (available at https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/conservation-status-of-habitats-at-1).

26. F. C. Cabral, in *O Continuum Naturale e a conservação da natureza. Lisboa: Serviços de Estudos do Ambiente* (Serviços de Estudos do Ambiente, Lisboa, 1980), *Conservação da Natureza*.

27. M. D. R. Oliveira, in *I Mobilidades Des Envolvimentos: o Rural Desafiado* (Universidade de Lisboa- CEG-IGOT, Lisboa, 2012), pp. 123–145.

28. Protected Area Categories. *IUCN* (2016), (available at https://www.iucn.org/theme/protected-areas/about/protected-area-categories).

29. D. Kleijn, R. A. Baquero, Y. Clough, M. Díaz, J. Esteban, F. Fernández, D. Gabriel, F. Herzog, A. Holzschuh, R. Jöhl, E. Knop, A. Kruess, E. J. P. Marshall, I. Steffan-Dewenter, T. Tscharntke, J. Verhulst, T. M. West, J. L. Yela, Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries: Biodiversity effects of European agri-environment schemes. *Ecol. Lett.* **9**, 243–254 (2006).

30. D. Kleijn, W. J. Sutherland, How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *J. Appl. Ecol.* **40**, 947–969 (2003).

31. J. Ekroos, O. Olsson, M. Rundlöf, F. Wätzold, H. G. Smith, Optimizing agri-environment schemes for biodiversity, ecosystem services or both? *Biol. Conserv.* **172**, 65–71 (2014).

32. MVBIODIV, Adaptação à mudança num contexto de complexidade e incerteza. *NATURAE Digit. Rev. Cult. Científica Mus. Virtual Biodiversidade Universidade Évora* (2020), (available at https://naturaemuseubiodiv.wordpress.com/2020/11/12/adaptacao-a-mudanca-num-contexto-de-complexidade-e-incerteza/).

33. T. Merckx, H. M. Pereira, Reshaping agri-environmental subsidies: From marginal farming to large-scale rewilding. *Basic Appl. Ecol.* **16**, 95–103 (2015).

34. EDIA, *Regadio 2030 - Levantamento do Potencial de Desenvolvimento do Regadio de Iniciativa Pública no Horizonte de uma Década* (EDIA - Empresa de Desenvolvimento e Infra-estruturas do Alqueva, S.A., Beja, 2021).

35. EDIA (Direção de Economia da Água e Promoção do Regadio – Departamento de Planeamento e Economia da Água), *Anuário Agrícola de Alqueva 2020* (EDIA - Empresa de Desenvolvimento e Infra-

estruturas do Alqueva, S.A., Beja, 2020).

36. La "nueva Ibiza" de Portugal desata el interés de los inversores internacionales | Macroeconomía, (available at https://www.elmundo.es/economia/macroeconomia/2019/12/09/5ded2a12fc6c83e5238b463f.html).

37. H. M. Pereira, L. M. Navarro, *Rewilding European Landscapes* (Springer Open, 2015; https://library.oapen.org/bitstream/handle/20.500.12657/28102/1001892.pdf?sequence=1).

38. Who owns the forests and how are they managed? | European Forest Institute, (available at https://efi.int/forestquestions/q2).

39. H. Doremus, A policy portfolio approach to biodiversity protection on private lands. *Environ. Sci. Policy*. **6**, 217–232 (2003).

40. M. J. Canadas, A. Novais, M. Marques, *Gestão em comum do espaço agro-florestal – Zonas de Intervenção Florestal* (Animar - Associação Portuguesa para o Desenvolvimento Local, ISA - Instituto Superior de Agronomia INIAV - Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, Rota do Guadiana - Associação de Desenvolvimento Integrado, 2013; https://www.animar-dl.pt/site/assets/files/1304/gestao_do_espaco_comum.pdf).

41. M. Marques, M. Oliveira, J. G. Borges, An approach to assess actors' preferences and social learning to enhance participatory forest management planning. *Trees For. People*. **2**, 100026 (2020).

42. Programa de Reordenamento e Gestão da Paisagem (PRGP) | DGT, (available at https://www.dgterritorio.gov.pt/paisagem/ptp/prgp).

43. G. Hardin, The Tragedy of the Commons. *Science*. **162**, 1243–1248 (1968).

44. K. Grorud-Colvert, J. Sullivan-Stack, C. Roberts, V. Constant, B. Horta e Costa, E. P. Pike, N. Kingston, D. Laffoley, E. Sala, J. Claudet, A. M. Friedlander, D. A. Gill, S. E. Lester, J. C. Day, E. J. Gonçalves, G. N. Ahmadia, M. Rand, A. Villagomez, N. C. Ban, G. G. Gurney, A. K. Spalding, N. J. Bennett, J. Briggs, L. E. Morgan, R. Moffitt, M. Deguignet, E. K. Pikitch, E. S. Darling, S. Jessen, S. O. Hameed, G. Di Carlo, P. Guidetti, J. M. Harris, J. Torre, Z. Kizilkaya, T. Agardy, P. Cury, N. J. Shah, K. Sack, L. Cao, M. Fernandez, J. Lubchenco, The MPA Guide: A framework to achieve global goals for the ocean. *Science*. **373**, eabf0861 (2021).

45. United Nations Environment Programme and International Union for Conservation of Nature, *Nature-based solutions for climate change mitigation* (Nairobi and Gland, 2021).

46. C. D. Ziter, E. J. Pedersen, C. J. Kucharik, M. G. Turner, Scale-dependent interactions between tree canopy cover and impervious surfaces reduce daytime urban heat during summer. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **116**, 7575–7580 (2019).

47. Soil Water Dynamics | Learn Science at Scitable, (available at https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/soil-water-dynamics-103089121/).

48. M. B. Araújo, "Protected Areas and Climate Change in Europe," *Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats* (Bern, 2009).

49. Comissão Europeia, Criar uma Europa resiliente às alterações climáticas - a nova Estratégia da UE para a Adaptação às Alterações Climáticas (2021), (available at https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/HTML/?uri=CELEX:52021DC0082&from=EN).

50. Pörtner, Hans-Otto, Scholes, Robert J., Agard, John, Archer, Emma, Arneth, Almut, Bai, Xuemei, Barnes, David, Burrows, Michael, Chan, Lena, Cheung, Wai Lung (William), Diamond, Sarah, Donatti, Camila, Duarte, Carlos, Eisenhauer, Nico, Foden, Wendy, Gasalla, Maria A., Handa, Collins, Hickler, Thomas, Hoegh-Guldberg, Ove, Ichii, Kazuhito, Jacob, Ute, Insarov, Gregory, Kiessling, Wolfgang, Leadley, Paul, Leemans, Rik, Levin, Lisa, Lim, Michelle, Maharaj, Shobha, Managi, Shunsuke, Marquet, Pablo A., McElwee, Pamela, Midgley, Guy, Oberdorff, Thierry, Obura, David, Osman Elasha, Balgis, Pandit, Ram, Pascual, Unai, Pires, Aliny P. F., Popp, Alexander, Reyes-García, Victoria, Sankaran, Mahesh, Settele, Josef, Shin, Yunne-Jai, Sintayehu, Dejene W., Smith, Peter, Steiner, Nadja, Strassburg, Bernardo, Sukumar, Raman, Trisos, Christopher, Val, Adalberto Luis, Wu, Jianguo, Aldrian, Edvin, Parmesan, Camille, Pichs-Madruga, Ramon, Roberts, Debra C., Rogers, Alex D., Díaz, Sandra, Fischer, Markus, Hashimoto, Shizuka, Lavorel, Sandra, Wu, Ning, Ngo, Hien, "Scientific outcome of the IPBES-IPCC co-sponsored workshop on biodiversity and climate change" (Zenodo, 2021), , doi:10.5281/ZENODO.4659158.

51. Counsil of the European Union, Preparations for the United Nations Framework on Climate Change (UNFCCC) meetings (Glasgow, 31 October - 12 November 2021) - Council conclusions (2021), (available at https://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-12594-2021-INIT/en/pdf).

52. R. A. Garcia, M. Cabeza, C. Rahbek, M. B. Araújo, Multiple Dimensions of Climate Change and Their Implications for Biodiversity. *Science*. **344**, 1247579 (2014).

53. G. T. Pecl, M. B. Araújo, J. D. Bell, J. Blanchard, T. C. Bonebrake, I.-C. Chen, T. D. Clark, R. K. Colwell, F. Danielsen, B. Evengård, L. Falconi, S. Ferrier, S. Frusher, R. A. Garcia, R. B. Griffis, A. J. Hobday, C. Janion-Scheepers, M. A. Jarzyna, S. Jennings, J. Lenoir, H. I. Linnetved, V. Y. Martin, P. C. McCormack, J. McDonald, N. J. Mitchell, T. Mustonen, J. M. Pandolfi, N. Pettorelli, E. Popova, S. A. Robinson, B. R. Scheffers, J. D. Shaw, C. J. B. Sorte, J. M. Strugnell, J. M. Sunday, M.-N. Tuanmu, A. Vergés, C. Villanueva, T. Wernberg, E. Wapstra, S. E. Williams, Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science*. **355**, eaai9214 (2017).

54. G. L. Foster, D. L. Royer, D. J. Lunt, Future climate forcing potentially without precedent in the last 420 million years. *Nat. Commun.* **8**, 14845 (2017).

55. M. B. Araújo, in *Spatial Conservation Prioritization and Computational Tools*, A. Moilanen, A. W. Kerrie, H.

P. Possingham, Eds. (Oxford University Press, 2009), pp. 172–184.

56. W. Behringer, W. Behringer, *A cultural history of climate* (Polity, Cambridge, 2010).

57. R. P. Anderson, E. Martínez-Meyer, M. Nakamura, M. B. Araújo, A. T. Peterson, J. Soberón, R. G. Pearson, *Ecological Niches and Geographic Distributions (MPB-49):* (Princeton University Press, 2011; https://www.degruyter.com/document/doi/10.1515/9781400840670/html).

58. M. B. Araújo, F. Ferri□Yáñez, F. Bozinovic, P. A. Marquet, F. Valladares, S. L. Chown, Heat freezes niche evolution. *Ecol. Lett.* **16**, 1206–1219 (2013).

59. D. A. Fordham, H. R. Akçakaya, B. W. Brook, A. Rodríguez, P. C. Alves, E. Civantos, M. Triviño, M. J. Watts, M. B. Araújo, Adapted conservation measures are required to save the Iberian lynx in a changing climate. *Nat. Clim. Change*. **3**, 899–903 (2013).

60. M. B. Araújo, A. T. Peterson, Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology*. **93**, 1527–1539 (2012).

61. S. Liu, E. D. Lorenzen, M. Fumagalli, B. Li, K. Harris, Z. Xiong, L. Zhou, T. S. Korneliussen, M. Somel, C. Babbitt, G. Wray, J. Li, W. He, Z. Wang, W. Fu, X. Xiang, C. C. Morgan, A. Doherty, M. J. O'Connell, J. O. McInerney, E. W. Born, L. Dalén, R. Dietz, L. Orlando, C. Sonne, G. Zhang, R. Nielsen, E. Willerslev, J. Wang, Population Genomics Reveal Recent Speciation and Rapid Evolutionary Adaptation in Polar Bears. *Cell*. **157**, 785–794 (2014).

62. W. Miller, S. C. Schuster, A. J. Welch, A. Ratan, O. C. Bedoya-Reina, F. Zhao, H. L. Kim, R. C. Burhans, D. I. Drautz, N. E. Wittekindt, L. P. Tomsho, E. Ibarra-Laclette, L. Herrera-Estrella, E. Peacock, S. Farley, G. K. Sage, K. Rode, M. Obbard, R. Montiel, L. Bachmann, O. Ingolfsson, J. Aars, T. Mailund, O. Wiig, S. L. Talbot, C. Lindqvist, Polar and brown bear genomes reveal ancient admixture and demographic footprints of past climate change. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **109**, E2382–E2390 (2012).

63. C. Hof, I. Levinsky, M. B. Araújo, C. Rahbek, Rethinking species' ability to cope with rapid climate change: BIODIVERSITY AND RAPID CLIMATE CHANGE. *Glob. Change Biol.* **17**, 2987–2990 (2011).

64. L. D. Mech, H. D. Cluff, Movements of Wolves at the Northern Extreme of the Species' Range, Including during Four Months of Darkness. *PLoS ONE*. **6**, e25328 (2011).

65. A. T. Peterson, Projected climate change effects on Rocky Mountain and Great Plains birds: generalities of biodiversity consequences: Climate Change Effects on Biodiversity. *Glob. Change Biol.* **9**, 647–655 (2003).

66. IPCC, in *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N. M. Weyer, Eds. (In press., 2019; https://www.ipcc.ch/srocc/chapter/summary-for-policymakers/).

67. M. Henriques, E. Gonçalves, V. Almada, Rapid shifts in a marine fish assemblage follow fluctuations in winter sea conditions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **340**, 259–270 (2007).

68. L. A. Rutterford, S. D. Simpson, S. Jennings, M. P. Johnson, J. L. Blanchard, P.-J. Schön, D. W. Sims, J. Tinker, M. J. Genner, Future fish distributions constrained by depth in warming seas. *Nat. Clim. Change*. **5**, 569–573 (2015).

69. Y. M. Bar-On, R. Phillips, R. Milo, The biomass distribution on Earth. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **115**, 6506–6511 (2018).

70. IPCC, Sixth Assessment Report, (available at https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/).

71. E. de la Vega, T. B. Chalk, P. A. Wilson, R. P. Bysani, G. L. Foster, Atmospheric CO2 during the Mid-Piacenzian Warm Period and the M2 glaciation. *Sci. Rep.* **10**, 11002 (2020).

72. C. L. Goodale, M. J. Apps, R. A. Birdsey, C. B. Field, L. S. Heath, R. A. Houghton, J. C. Jenkins, G. H. Kohlmaier, W. Kurz, S. Liu, G.-J. Nabuurs, S. Nilsson, A. Z. Shvidenko, Forest Carbon Sinks in the Northern Hemisphere. *Ecol. Appl.* **12**, 891–899 (2002).

73. J. G. Canadell, C. Le Quere, M. R. Raupach, C. B. Field, E. T. Buitenhuis, P. Ciais, T. J. Conway, N. P. Gillett, R. A. Houghton, G. Marland, Contributions to accelerating atmospheric CO2 growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **104**, 18866–18870 (2007).

74. R. Pravettoni, Carbon Cycle (2014), (available at https://www.grida.no/publications/151).

75. J. Bednar, M. Obersteiner, A. Baklanov, M. Thomson, F. Wagner, O. Geden, M. Allen, J. W. Hall, Operationalizing the net-negative carbon economy. *Nature*. **596**, 377–383 (2021).

76. S. M. Smith, A case for transparent net-zero carbon targets. *Commun. Earth Environ.* **2**, 24 (2021).

77. E. Sala, J. Mayorga, D. Bradley, R. B. Cabral, T. B. Atwood, A. Auber, W. Cheung, C. Costello, F. Ferretti, A. M. Friedlander, S. D. Gaines, C. Garilao, W. Goodell, B. S. Halpern, A. Hinson, K. Kaschner, K. Kesner-Reyes, F. Leprieur, J. McGowan, L. E. Morgan, D. Mouillot, J. Palacios-Abrantes, H. P. Possingham, K. D. Rechberger, B. Worm, J. Lubchenco, Protecting the global ocean for biodiversity, food and climate. *Nature*. **592**, 397–402 (2021).

78. A. J. Winkler, R. B. Myneni, G. A. Alexandrov, V. Brovkin, Earth system models underestimate carbon fixation by plants in the high latitudes. *Nat. Commun.* **10**, 885 (2019).

79. UNEP-WCMC, *Carbon and biodiversity: a demonstration atlas* (UNEP-WCMC, Cambridge, UK, 2008; https://www.unep.org/resources/report/carbon-and-biodiversity-demonstration-atlas).

80. F. Achard, H. D. Eva, P. Mayaux, H.-J. Stibig, A. Belward, *Glob. Biogeochem. Cycles*, in press,

doi:10.1029/2003GB002142.

81. V. H. A. Heinrich, R. Dalagnol, H. L. G. Cassol, T. M. Rosan, C. T. de Almeida, C. H. L. Silva Junior, W. A. Campanharo, J. I. House, S. Sitch, T. C. Hales, M. Adami, L. O. Anderson, L. E. O. C. Aragão, Large carbon sink potential of secondary forests in the Brazilian Amazon to mitigate climate change. *Nat. Commun.* **12**, 1785 (2021).

82. A. Ruesch, H. K. Gibbs, New IPCC Tier-1 Global Biomass Carbon Map For the Year 2000 (2008), (available at https://cdiac.ess-dive.lbl.gov/epubs/ndp/global_carbon/carbon_documentation.html).

83. Global Soil Data Task, in press, doi:10.3334/ORNLDAAC/569.

84. Joint Research Centre, New European map of topsoil organic carbon (2014), (available at https://ec.europa.eu/jrc/en/science-update/european-map-topsoil-organic-carbon).

85. K. Lee, S.-D. Choi, G.-H. Park, R. Wanninkhof, T.-H. Peng, R. M. Key, C. L. Sabine, R. A. Feely, J. L. Bullister, F. J. Millero, A. Kozyr, *Glob. Biogeochem. Cycles*, in press, doi:10.1029/2003GB002067.

86. M. D. Iglesias-Rodriguez, P. R. Halloran, R. E. M. Rickaby, I. R. Hall, E. Colmenero-Hidalgo, J. R. Gittins, D. R. H. Green, T. Tyrrell, S. J. Gibbs, P. von Dassow, E. Rehm, E. V. Armbrust, K. P. Boessenkool, Phytoplankton Calcification in a High-$CO_2$ World. *Science*. **320**, 336–340 (2008).

87. C. M. DUARTE, The future of seagrass meadows. *Environ. Conserv*. **29**, 192–206 (2002).

88. Climate Report | High Level Panel for a Sustainable Ocean Economy, (available at https://www.oceanpanel.org/climate).

89. O. Hoegh-Guldberg, "The Ocean as a Solution to Climate Change: Five Opportunities for Action" (World Resources Institute, Washington, DC, 2019), (available at https://oceanpanel.org/sites/default/files/2019-10/HLP_Report_Ocean_Solution_Climate_Change_final.pdf).

90. M. H. Huesemann, Ocean fertilization and other climate change mitigation strategies: an overview. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **364**, 243–250 (2008).

91. CNADS, Reflexão e Recomendação à Assembleia da República e ao Governo sobre a Gestão Sustentável de Áreas Protegidas no quadro do Pacto Ecológico Europeu (2021), (available at https://www.cnads.pt/images/documentos/2021_recomendacao-gestao-ap.pdf).

92. Conselho da Conselho da União Europeia, Biodiversidade – Necessidade de ação urgente – Conclusões do Conselho (2020).

93. B. Horta e Costa, "MPA X-ray - Diagnóstico das Áreas Marinhas Protegidas Portuguesas.2a edição incluindo contributos e comentários dos vários stakeholders" (WWF Portugal, Portugal, 2017), p. 80.

94. D. Alagador, M. B. Araújo, Expanding protected areas through rewilding in Europe. *Science* (in review).

95. M. B. Araujo, Distribution patterns of biodiversity and the design of a representative reserve network in Portugal. BIODIVERSITY RESEARCH. *Divers. Htmlent Glyphamp Asciiamp Distrib.* **5**, 151–163 (1999).

96. M. B. Araújo, C. Sérgio, Gap Analysis - Vantagens e desvantagens para uma avaliação da Rede Natura 2000 em Portugal. *Bol. Soc. Port. Entomol.* (1999), pp. 13–20.

97. M. B. Araújo, M. Cabeza, W. Thuiller, L. Hannah, P. H. Williams, Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods: CLIMATE CHANGE AND RESERVES. *Glob. Change Biol.* **10**, 1618–1626 (2004).

98. B. W. Brook, H. R. Akçakaya, D. A. Keith, G. M. Mace, R. G. Pearson, M. B. Araújo, Integrating bioclimate with population models to improve forecasts of species extinctions under climate change. *Biol. Lett.* **5**, 723–725 (2009).

99. R. G. Pearson, T. P. Dawson, P. M. Berry, P. A. Harrison, SPECIES: A Spatial Evaluation of Climate Impact on the Envelope of Species. *Ecol. Model.* **154**, 289–300 (2002).

100. M. B. Araújo, F. Guilhaumon, D. R. Neto, I. P. Ortego, P. Canaveira, N. Lacasta, A. P. Rodrigues, A. Loureiro, P. Viterbo, N. de Carvalho, R. G. Calmaestra, J. R. P. Ruggeroni, A. G. Teira, E. R. Camino, *Biodiversidade e Alterações Climáticas na Península Ibérica | Biodiversidad y Alteraciones Climáticas en la Península Ibérica* (Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território & Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Lisboa /Madrid, 2012).

101. M. B. Araújo, D. Alagador, M. Cabeza, D. Nogués-Bravo, W. Thuiller, Climate change threatens European conservation areas: Climate change threatens conservation areas. *Ecol. Lett.* **14**, 484–492 (2011).

102. M. B. Araújo, R. P. Anderson, A. Márcia Barbosa, C. M. Beale, C. F. Dormann, R. Early, R. A. Garcia, A. Guisan, L. Maiorano, B. Naimi, R. B. O'Hara, N. E. Zimmermann, C. Rahbek, Standards for distribution models in biodiversity assessments. *Sci. Adv.* **5**, eaat4858 (2019).

103. H. P. Dasari, I. Pozo, F. Ferri-Yáñez, M. B. Araújo, A Regional Climate Study of Heat Waves over the Iberian Peninsula. *Atmospheric Clim. Sci.* **04**, 841–853 (2014).

104. S. R. Loarie, P. B. Duffy, H. Hamilton, G. P. Asner, C. B. Field, D. D. Ackerly, The velocity of climate change. *Nature*. **462**, 1052–1055 (2009).

105. L. C. Terribile *et al.*, Areas of climate stability of species ranges in the Brazilian Cerrado: disentangling uncertainties through time. *Nat. Conserv.* **10**, 152–159 (2012).

106. R. A. Garcia, M. Cabeza, R. Altwegg, M. B. Araújo, Do projections from bioclimatic envelope models and climate change metrics match?: Bioclimatic models versus climate change metrics. *Glob. Ecol.*

*Biogeogr.* **25**, 65–74 (2016).

107. M. B. Araújo, W. Thuiller, P. H. Williams, I. Reginster, Downscaling European species atlas distributions to a finer resolution: implications for conservation planning: Downscaling species atlas distributions. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **14**, 17–30 (2005).

108. P. Williams, L. Hannah, S. Andelman, G. Midgley, M. Araújo, G. Hughes, L. Manne, E. Martinez-Meyer, R. Pearson, Planning for Climate Change: Identifying Minimum□Dispersal Corridors for the Cape Proteaceae. *Conserv. Biol.* **19**, 1063–1074 (2005).

109. D. Alagador, J. O. Cerdeira, M. B. Araújo, Climate change, species range shifts and dispersal corridors: an evaluation of spatial conservation models. *Methods Ecol. Evol.* **7**, 853–866 (2016).

110. O. Venter, E. W. Sanderson, A. Magrach, J. R. Allan, J. Beher, K. R. Jones, H. P. Possingham, W. F. Laurance, P. Wood, B. M. Fekete, M. A. Levy, J. E. M. Watson, Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nat. Commun.* **7**, 12558 (2016).

111. J. Yang, Y. A. El-Kassaby, W. Guan, The effect of slope aspect on vegetation attributes in a mountainous dry valley, Southwest China. *Sci. Rep.* **10**, 16465 (2020).

112. Spanning Tree Algorithm - an overview | ScienceDirect Topics, (available at https://www.sciencedirect.com/topics/computer-science/spanning-tree-algorithm).

113. C. I. M. da Fonseca, thesis, Faculdade de Ciências Sociais e Humanas - Universidade Nova de Lisboa, Lisboa (2020).

114. H. P. dos Santos, thesis, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto (2015).

115. L. Jiang, L. Yu, Analyzing land use intensity changes within and outside protected areas using ESA CCI-LC datasets. *Glob. Ecol. Conserv.* **20**, e00789 (2019).

116. T. Goeschl, T. Lin, Biodiversity Conservation on Private Lands: Information Problems and Regulatory Choices. *SSRN Electron. J.* (2004), doi:10.2139/ssrn.541107.

117. DGT, Uso e Ocupação do Solo em Portugal Continental (2020), (available at https://www.dgterritorio.gov.pt/sites/default/files/ficheiros-artigos/folheto_cos_lq.pdf).

118. LANDYN - Alterações de uso e ocupação de solo em Portugal Continental: caracterização, forças motrizes e cenários futuros | DGT, (available at https://www.dgterritorio.gov.pt/investigacao/projetos/LANDYN).

119. L. Lourenço, Forest fires in continental PortugalResult of profound alterations in society and territorial consequences. *Méditerranée* (2018), doi:10.4000/mediterranee.9958.

120. Incêndios rurais | Relatório do Estado do Ambiente, (available at https://rea.apambiente.pt/content/inc%C3%AAndios-rurais).

121. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES., "The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia" (Zenodo, 2018), , doi:10.5281/ZENODO.3237428.

122. P. Kristensen, C. Whalley, F. N??ry, N. Zal, T. Christiansen, European Environment Agency, *European waters: assessment of status and pressures 2018.* (2018; https://data.europa.eu/doi/10.2800/303664).

123. M. J. Collares-Pereira, I. G. Cowx, F. Ribeiro, J. A. Rodrigues, L. Rogado, Threats imposed by water resource development schemes on the conservation of endangered fish species in the Guadiana River Basin in Portugal: Water resource development and endangered fish. *Fish. Manag. Ecol.* **7**, 167–178 (2000).

124. F. Ribeiro, M. J. Collares-Pereira, P. B. Moyle, Non-native fish in the fresh waters of Portugal, Azores and Madeira Islands: a growing threat to aquatic biodiversity. *Fish. Manag. Ecol.* **16**, 255–264 (2009).

125. C. M. Alexandre, P. R. Almeida, *River Res. Appl.*, in press, doi:10.1002/rra.1308.

126. M. Beck, L. Airoldi, in *Oceanography and Marine Biology*, R. Gibson, R. Atkinson, J. Gordon, Eds. (CRC Press, 2007; http://www.crcnetbase.com/doi/abs/10.1201/9781420050943.ch7), vol. 20074975 of *Oceanography and Marine Biology - An Annual Review*, pp. 345–405.

127. K. A. Krumhansl, D. K. Okamoto, A. Rassweiler, M. Novak, J. J. Bolton, K. C. Cavanaugh, S. D. Connell, C. R. Johnson, B. Konar, S. D. Ling, F. Micheli, K. M. Norderhaug, A. Pérez-Matus, I. Sousa-Pinto, D. C. Reed, A. K. Salomon, N. T. Shears, T. Wernberg, R. J. Anderson, N. S. Barrett, A. H. Buschmann, M. H. Carr, J. E. Caselle, S. Derrien-Courtel, G. J. Edgar, M. Edwards, J. A. Estes, C. Goodwin, M. C. Kenner, D. J. Kushner, F. E. Moy, J. Nunn, R. S. Steneck, J. Vásquez, J. Watson, J. D. Witman, J. E. K. Byrnes, Global patterns of kelp forest change over the past half-century. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **113**, 13785–13790 (2016).

128. A. H. Cunha, J. F. Assis, E. A. Serrão, Seagrasses in Portugal: A most endangered marine habitat. *Aquat. Bot.* **104**, 193–203 (2013).

129. J. N. Franco, F. Tuya, I. Bertocci, L. Rodríguez, B. Martínez, I. Sousa-Pinto, F. Arenas, The 'golden kelp' *Laminaria ochroleuca* under global change: Integrating multiple eco-physiological responses with species distribution models. *J. Ecol.* **106**, 47–58 (2018).

130. CNA, "Grupo de Trabalho para a identificação, estudo e planeamento da remoção de infraestruturas hidráulicas obsoletas" (Lisboa, 2017).

131. Home - Dam Removal Europe, (available at https://damremoval.eu/).

132. S. Deinet et. al., "The Living Planet Index (LPI) for migratory freshwater fish - Technical Report" (World Fish

Migration Foundation, The Netherlands, 2020).

133. Tracking barriers and their impacts on European river ecosystems — European Environment Agency, (available at https://www.eea.europa.eu/themes/water/european-waters/water-use-and-environmental-pressures/tracking-barriers-and-their-impacts).

134. A Biodiversidade na Bacia do Douro - Rede Douro Vivo, (available at https://dourovivo.pt/a-biodiversidade-na-bacia-do-douro/).

135. R. Sousa, A. Ferreira, F. Carvalho, M. Lopes-Lima, S. Varandas, A. Teixeira, B. Gallardo, Small hydropower plants as a threat to the endangered pearl mussel Margaritifera margaritifera. *Sci. Total Environ.* **719**, 137361 (2020).

136. P. Branco, P. Segurado, J. M. Santos, M. T. Ferreira, Prioritizing barrier removal to improve functional connectivity of rivers. *J. Appl. Ecol.* **51**, 1197–1206 (2014).

137. M. J. Collares-Pereira, M. J. Alves, F. Ribeiro, I. Domingos, P. R. Almeida, L. da Costa, M. F. Magalhães, *Guia dos peixes de água doce e migradores de Portugal continental* (Afrontamento, Porto, 2021).

138. M. J. Cabral, J. Almeida, P. R. Almeida, T. Dellinger, N. Ferrand de Almeida, M. E. Oliveira, J. M. Palmeirim, A. I. Queirós, L. Rogado, M. Santos-Reis, Eds., *Livro vermelho dos vertebrados de Portugal* (Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa, 2005; http://hdl.handle.net/10174/6006).

139. A. Loureiro, N. Carretero, O. Paulo, *Atlas dos anfíbios e Répteis de Portugal* (Esfera do Caos, Lisboa, 2010).

140. R. P. Marques, thesis, Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências (2016).

141. D. Abecasis, B. Horta e Costa, P. Afonso, E. Gonçalves, K. Erzini, Early reserve effects linked to small home ranges of a commercial fish, Diplodus sargus, Sparidae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **518**, 255–266 (2015).

142. P. Afonso, M. Schmiing, J. Fontes, F. Tempera, T. Morato, R. S. Santos, Effects of marine protected areas on coastal fishes across the Azores archipelago, mid-North Atlantic. *J. Sea Res.* **138**, 34–47 (2018).

143. N. S. Barrett, G. J. Edgar, C. D. Buxton, M. Haddon, Changes in fish assemblages following 10 years of protection in Tasmanian marine protected areas. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **345**, 141–157 (2007).

144. J. Claudet, C. W. Osenberg, L. Benedetti-Cecchi, P. Domenici, J.-A. García-Charton, Á. Pérez-Ruzafa, F. Badalamenti, J. Bayle-Sempere, A. Brito, F. Bulleri, J.-M. Culioli, M. Dimech, J. M. Falcón, I. Guala, M. Milazzo, J. Sánchez-Meca, P. J. Somerfield, B. Stobart, F. Vandeperre, C. Valle, S. Planes, Marine reserves: size and age do matter. *Ecol. Lett.* **11**, 481–489 (2008).

145. M. J. Kaiser, in *World Fisheries*, R. E. Ommer, R. I. Perry, K. Cochrane, P. Cury, Eds. (Wiley-Blackwell, Oxford, UK, 2011; https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/9781444392241.ch21), pp. 351–358.

146. D. Pauly, V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese, F. Torres, Fishing Down Marine Food Webs. *Science*. **279**, 860–863 (1998).

147. D. Pauly, R. Watson, J. Alder, Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* **360**, 5–12 (2005).

148. C. M. Roberts, J. P. Hawkins, F. R. Gell, The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* **360**, 123–132 (2005).

149. R. Goñi, R. Hilborn, D. Díaz, S. Mallol, S. Adlerstein, Net contribution of spillover from a marine reserve to fishery catches. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **400**, 233–243 (2010).

150. B. Stobart, R. Warwick, C. González, S. Mallol, D. Díaz, O. Reñones, R. Goñi, Long-term and spillover effects of a marine protected area on an exploited fish community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **384**, 47–60 (2009).

151. K. Leleu, B. Remy-Zephir, R. Grace, M. J. Costello, Mapping habitats in a marine reserve showed how a 30-year trophic cascade altered ecosystem structure. *Biol. Conserv.* **155**, 193–201 (2012).

152. C. M. Roberts, B. C. O'Leary, D. J. McCauley, P. M. Cury, C. M. Duarte, J. Lubchenco, D. Pauly, A. Sáenz-Arroyo, U. R. Sumaila, R. W. Wilson, B. Worm, J. C. Castilla, Marine reserves can mitigate and promote adaptation to climate change. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **114**, 6167–6175 (2017).

153. F. M. Porteiro, A importância das campanhas oceanográficas do Príncipe Albert I do Mónaco para o conhecimento do Mar dos Açores. *Bol. Núcleo Cult. Horta*. **18** (2009), pp. 189–219.

154. R. S. Santos, P. Afonso, A. Colaço, M. Silva, F. Tempera, A investigação científica e a conservação do ambiente marinho nos Açores: dos primórdios a actualidade. *Bol. Núcleo Cult. Horta*. **18** (2009), pp. 29–60.

155. C. K. Pham, F. Vandeperre, G. Menezes, F. Porteiro, E. Isidro, T. Morato, The importance of deep-sea vulnerable marine ecosystems for demersal fish in the Azores. *Deep Sea Res. Part Oceanogr. Res. Pap.* **96**, 80–88 (2015).

156. M. Carreiro-Silva, O. Ocaña, D. Stankovi□, Í. Sampaio, F. M. Porteiro, M.-C. Fabri, S. Stefanni, Zoantharians (Hexacorallia: Zoantharia) Associated with Cold-Water Corals in the Azores Region: New Species and Associations in the Deep Sea. *Front. Mar. Sci.* **4**, 88 (2017).

157. V. de Matos, A. Braga-Henriques, R. S. Santos, P. A. Ribeiro, New species of Heteropathes (Anthozoa: Antipatharia) expands genus distribution to the NE Atlantic. *Zootaxa*. **3827**, 293 (2014).

158. F. Tempera, M. Carreiro-Silva, K. Jakobsen, F. M. Porteiro, A. Braga-Henriques, J. Jakobsen, An Eguchipsammia (Dendrophylliidae) topping on the cone. *Mar. Biodivers.* **45**, 3–4 (2015).

159. J. N. Gomes-Pereira, V. Carmo, D. Catarino, J. Jakobsen, H. Alvarez, R. Aguilar, J. Hart, E. Giacomello, G. Menezes, S. Stefanni, A. Colaço, T. Morato, R. S. Santos, F. Tempera, F. Porteiro, Cold-water corals and large hydrozoans provide essential fish habitat for Lappanella fasciata and Benthocometes robustus. *Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.* **145**, 33–48 (2017).

160. W. Thuiller, L. Brotons, M. B. Araújo, S. Lavorel, Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. *Ecography*. **27**, 165–172 (2004).

161. G. Tessarolo, T. F. Rangel, M. B. Araújo, J. Hortal, Uncertainty associated with survey design in Species Distribution Models. *Divers. Distrib.* **20**, 1258–1269 (2014).

162. Explore the World's Protected Areas, (available at https://www.protectedplanet.net/en).

163. J. Assis, E. Fragkopoulou, E. A. Serrão, B. Horta e Costa, M. Gandra, D. Abecasis, Weak biodiversity connectivity in the European network of no-take marine protected areas. *Sci. Total Environ.* **773**, 145664 (2021).

164. J. O. Hanson, R. Schuster, N. Morrell, M. Strimas-Mackey, B. P. M. Edwards, M. E. Watts, P. Arcese, J. Bennett, H. P. Possingham, *prioritizr: Systematic Conservation Prioritization in R* (2021; https://CRAN.R-project.org/package=prioritizr).

165. Gurobi Optimizer Reference Manual, (available at https://www.gurobi.com/documentation/9.5/refman/index.html).

166. D. S. Timonet, D. Abecasis, An integrated approach for the design of a marine protected area network applied to mainland Portugal. *Ocean Coast. Manag.* **184**, 105014 (2020).

167. M. Combes, S. Vaz, A. Grehan, T. Morato, S. Arnaud-Haond, C. Dominguez-Carrió, A. Fox, J. M. González-Irusta, D. Johnson, O. Callery, A. Davies, L. Fauconnet, E. Kenchington, C. Orejas, J. M. Roberts, G. Taranto, L. Menot, Systematic Conservation Planning at an Ocean Basin Scale: Identifying a Viable Network of Deep-Sea Protected Areas in the North Atlantic and the Mediterranean. *Front. Mar. Sci.* **8**, 611358 (2021).

168. N. C. Ban, K. M. Bodtker, D. Nicolson, C. K. Robb, K. Royle, C. Short, Setting the stage for marine spatial planning: Ecological and social data collation and analyses in Canada's Pacific waters. *Mar. Policy*. **39**, 11–20 (2013).

169. J. G. Álvarez□Romero, A. Munguía□Vega, M. Beger, M. Mar Mancha□Cisneros, A. N. Suárez□Castillo, G. G. Gurney, R. L. Pressey, L. R. Gerber, H. N. Morzaria□Luna, H. Reyes□Bonilla, V. M. Adams, M. Kolb, E. M. Graham, J. VanDerWal, A. Castillo□López, G. Hinojosa□Arango, D. Petatán□Ramírez, M. Moreno□Baez, C. R. Godínez□Reyes, J. Torre, Designing connected marine reserves in the face of global warming. *Glob. Change Biol.* **24** (2018), doi:10.1111/gcb.13989.

170. A. Boumaour, S. Grimes, L. Brigand, M. Larid, Integration process and stakeholders' interactions

analysis around a protection project: Case of the National park of Gouraya, Algeria (South-western Mediterranean). *Ocean Coast. Manag.* **153**, 215–230 (2018).

171. M. Gleason, E. Fox, S. Ashcraft, J. Vasques, E. Whiteman, P. Serpa, E. Saarman, M. Caldwell, A. Frimodig, M. Miller-Henson, J. Kirlin, B. Ota, E. Pope, M. Weber, K. Wiseman, Designing a network of marine protected areas in California: Achievements, costs, lessons learned, and challenges ahead. *Ocean Coast. Manag.* **74**, 90–101 (2013).

172. A. Di Franco, P. Thiriet, G. Di Carlo, C. Dimitriadis, P. Francour, N. L. Gutiérrez, A. Jeudy de Grissac, D. Koutsoubas, M. Milazzo, M. del M. Otero, C. Piante, J. Plass-Johnson, S. Sainz-Trapaga, L. Santarossa, S. Tudela, P. Guidetti, Five key attributes can increase marine protected areas performance for small-scale fisheries management. *Sci. Rep.* **6**, 38135 (2016).

173. S. Cabaço, R. Santos, Reproduction of the eelgrass *Zostera marina* at the species southern distributional limit in the Eastern Atlantic. *Mar. Ecol.* **31**, 300–308 (2010).

174. J. Figueiredo da Silva, R. W. Duck, J. B. Catarino, Nutrient retention in the sediments and the submerged aquatic vegetation of the coastal lagoon of the Ria de Aveiro, Portugal. *J. Sea Res.* **62**, 276–285 (2009).

175. F. Alberto, S. Massa, P. Manent, E. Diaz-Almela, S. Arnaud-Haond, C. M. Duarte, E. A. Serrão, Genetic differentiation and secondary contact zone in the seagrass *Cymodocea nodosa* across the Mediterranean-Atlantic transition region. *J. Biogeogr.* **35**, 1279–1294 (2008).

176. C. M. Smith, L. J. Walters, Fragmentation as a Strategy for Caulerpa Species: Fates of Fragments and Implications for Management of an Invasive Weed. *Mar. Ecol.* **20**, 307–319 (1999).

177. N. B. Stafford, S. S. Bell, Space competition between seagrass and Caulerpa prolifera (Forsskaal) Lamouroux following simulated disturbances in Lassing Park, FL. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **333**, 49–57 (2006).

178. J. Lloret, A. Marin, L. Marin-Guirao, J. Velasco, Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture. *Ocean Coast. Manag.* **48**, 828–842 (2005).

179. M. García-Sánchez, N. Korbee, I. M. Pérez-Ruzafa, C. Marcos, B. Domínguez, F. L. Figueroa, Á. Pérez-Ruzafa, Physiological response and photoacclimation capacity of Caulerpa prolifera (Forsskål) J.V. Lamouroux and Cymodocea nodosa (Ucria) Ascherson meadows in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Mar. Environ. Res.* **79**, 37–47 (2012).

180. A. Alexandre, R. Santos, Competition for nitrogen between the seaweed Caulerpa prolifera and the seagrass Cymodocea nodosa. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **648**, 125–134 (2020).

181. F. Parreira, B. Martínez-Crego, C. M. Lourenço Afonso, M. Machado, F. Oliveira, J. Manuel dos Santos Gonçalves, R. Santos, Biodiversity consequences of Caulerpa prolifera takeover of a coastal lagoon. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **255**, 107344 (2021).

182. L. Guerrero-Meseguer, P. Veiga, L. Sampaio, M. Rubal, Resurgence of Zostera marina in the Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Aquat. Bot.* **169**, 103338 (2021).

183. A. I. Sousa, D. B. Santos, E. F. da Silva, L. P. Sousa, D. F. R. Cleary, A. M. V. M. Soares, A. I. Lillebø, 'Blue Carbon' and Nutrient Stocks of Salt Marshes at a Temperate Coastal Lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Sci. Rep.* **7**, 41225 (2017).

184. M. Caetano, F. Marcelino, "CORINE Land Cover de Portugal Continental 1990-2000-2006-2012" (Relatório Técnico, Direção-Geral do Território (DGT), 2017).

185. S. Biskup, I. Bertocci, F. Arenas, F. Tuya, Functional responses of juvenile kelps, Laminaria ochroleuca and Saccorhiza polyschides, to increasing temperatures. *Aquat. Bot.* **113**, 117–122 (2014).

186. J. N. dos R. Franco, thesis, Universidade do Porto (2017).

187. F. Tuya, E. Cacabelos, P. Duarte, D. Jacinto, J. Castro, T. Silva, I. Bertocci, J. Franco, F. Arenas, J. Coca, T. Wernberg, Patterns of landscape and assemblage structure along a latitudinal gradient in ocean climate. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **466**, 9–19 (2012).

188. A. C. Cardoso, F. Arenas, I. Sousa-Pinto, A. Barreiro, J. N. Franco, Sea urchin grazing preferences on native and non-native macroalgae. *Ecol. Indic.* **111**, 106046 (2020).

189. J. Assis, N. Castilho Coelho, F. Alberto, M. Valero, P. Raimondi, D. Reed, E. Alvares Serrão, High and Distinct Range-Edge Genetic Diversity despite Local Bottlenecks. *PLoS ONE*. **8**, e68646 (2013).

190. J. Assis, A. V. Lucas, I. Bárbara, E. Á. Serrão, Future climate change is predicted to shift long-term persistence zones in the cold-temperate kelp Laminaria hyperborea. *Mar. Environ. Res.* **113**, 174–182 (2016).

191. J. N. Franco, T. Wernberg, I. Bertocci, D. Jacinto, P. Maranhão, T. Pereira, B. Martinez, F. Arenas, I. Sousa-Pinto, F. Tuya, Modulation of different kelp life stages by herbivory: compensatory growth versus population decimation. *Mar. Biol.* **164**, 164 (2017).

192. R. Buonomo, R. M. Chefaoui, R. B. Lacida, A. H. Engelen, E. A. Serrão, L. Airoldi, Predicted extinction of unique genetic diversity in marine forests of Cystoseira spp. *Mar. Environ. Res.* **138**, 119–128 (2018).

193. T. A. Norton, Why is Sargassum muticum so invasive? *Br. Phycol. J.* **11** (1976), pp. 197–198.

194. A. Engelen, R. Santos, Which demographic traits determine population growth in the invasive brown seaweed *Sargassum muticum? J. Ecol.* **97**, 675–684 (2009).

195. R. L. Fletcher, S. M. Fletcher, Studies on the Recently Introduced Brown Alga Sargassum muticum (Yendo) Fensholt I. Ecology and Reproduction. *Bot. Mar.* **18** (1975), doi:10.1515/botm.1975.18.3.149.

196. J. Otero-Schmitt, J. L. Pérez-Cirera, Infralittoral Benthic Biocoenoses from Northern Ría de Muros, Atlantic Coast of Northwest Spain. *Bot. Mar.* **45** (2002), doi:10.1515/BOT.2002.012.

197. K. Britton-Simmons, Direct and indirect effects of the introduced alga Sargassum muticum on benthic, subtidal communities of Washington State, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **277**, 61–78 (2004).

198. M. S. Thomsen, T. Wernberg, F. Tuya, B. R. Silliman, Evidence for Impacts of Nonindigenous Macroalgae: A Meta-analysis of Experimental Field Studies: Effects of Macroalgal Invasions. *J. Phycol.* **45**, 812–819 (2009).

199. J. C. Báez, J. Olivero, C. Peteiro, F. Ferri-Yáñez, C. Garcia-Soto, R. Real, Macro-environmental modelling of the current distribution of Undaria pinnatifida (Laminariales, Ochrophyta) in northern Iberia. *Biol. Invasions*. **12**, 2131–2139 (2010).

200. C. F. Boudouresque, M. Gerbal, M. Knoepffler-Peguy, L'algue japonnaise Undaria pinnatifida (Phaeophyceae, Laminariales) en Méditerranée. *Phycologia*. **24**, 364–366 (1985).

201. B. M. Forrest, S. N. Brown, M. D. Taylor, C. L. Hurd, C. H. Hay, The role of natural dispersal mechanisms in the spread of Undaria pinnatifida (Laminariales, Phaeophyceae). *Phycologia*. **39**, 547–553 (2000).

202. P. Farrell, R. L. Fletcher, An investigation of dispersal of the introduced brown alga Undaria pinnatifida (Harvey) Suringar and its competition with some species on the man-made structures of Torquay Marina (Devon, UK). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **334**, 236–243 (2006).

203. G. Casas, R. Scrosati, M. Luz Piriz, The Invasive Kelp Undaria Pinnatifida (Phaeophyceae, Laminariales) Reduces Native Seaweed Diversity in Nuevo Gulf (Patagonia, Argentina). *Biol. Invasions*. **6**, 411–416 (2004).

204. M. E. Röhr, M. Holmer, J. K. Baum, M. Björk, K. Boyer, D. Chin, L. Chalifour, S. Cimon, M. Cusson, M. Dahl, D. Deyanova, J. E. Duffy, J. S. Eklöf, J. K. Geyer, J. N. Griffin, M. Gullström, C. M. Hereu, M. Hori, K. A. Hovel, A. R. Hughes, P. Jorgensen, S. Kiriakopolos, P.-O. Moksnes, M. Nakaoka, M. I. O'Connor, B. Peterson, K. Reiss, P. L. Reynolds, F. Rossi, J. Ruesink, R. Santos, J. J. Stachowicz, F. Tomas, K.-S. Lee, R. K. F. Unsworth, C. Boström, Blue Carbon Storage Capacity of Temperate Eelgrass (*Zostera marina*) Meadows. *Glob. Biogeochem. Cycles*. **32**, 1457–1475 (2018).

205. R. Hill, A. Bellgrove, P. I. Macreadie, K. Petrou, J. Beardall, A. Steven, P. J. Ralph, Can macroalgae contribute to blue carbon? An Australian perspective: Can macroalgae contribute to blue carbon? *Limnol. Oceanogr.* **60**, 1689–1706 (2015).

206. S. Wada, M. Aoki, A. Mikami, T. Komatsu, Y. Tsuchiya, T. Sato, H. Shinagawa, T. Hama, Bioavailability of macroalgal dissolved organic matter in seawater. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **370**, 33–44 (2008).

207. J. Howard, S. Hoyt, K. Isensee, E. Pidgeon, M. Telszewski, Eds., *Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows*

(Arlington, Virgina, USA, Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature., 2014).

208. D. Krause-Jensen, C. M. Duarte, Expansion of vegetated coastal ecosystems in the future Arctic. *Front. Mar. Sci.* **1** (2014), doi:10.3389/fmars.2014.00077.

209. A. I. Sousa, J. F. da Silva, A. Azevedo, A. I. Lillebø, Blue Carbon stock in Zostera noltei meadows at Ria de Aveiro coastal lagoon (Portugal) over a decade. *Sci. Rep.* **9**, 14387 (2019).

210. T. Couto, B. Duarte, I. Caçador, A. Baeta, J. C. Marques, Salt marsh plants carbon storage in a temperate Atlantic estuary illustrated by a stable isotopic analysis based approach. *Ecol. Indic.* **32**, 305–311 (2013).

211. A. I. Sousa, A. I. Lillebø, M. A. Pardal, I. Caçador, The influence of Spartina maritima on carbon retention capacity in salt marshes from warm-temperate estuaries. *Mar. Pollut. Bull.* **61**, 215–223 (2010).

212. K. Krumhansl, R. Scheibling, Production and fate of kelp detritus. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **467**, 281–302 (2012).

213. D. Krause-Jensen, C. M. Duarte, Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nat. Geosci.* **9**, 737–742 (2016).

214. A. Pessarrodona, P. J. Moore, M. D. J. Sayer, D. A. Smale, Carbon assimilation and transfer through kelp forests in the NE Atlantic is diminished under a warmer ocean climate. *Glob. Change Biol.* **24**, 4386–4398 (2018).

215. F. J. Millero, The Marine Inorganic Carbon Cycle. *Chem. Rev.* **107**, 308–341 (2007).

216. A. Z. Worden, M. J. Follows, S. J. Giovannoni, S. Wilken, A. E. Zimmerman, P. J. Keeling, Rethinking the marine carbon cycle: Factoring in the multifarious lifestyles of microbes. *Science*. **347**, 1257594 (2015).

217. D. K. A. Barnes, C. J. Sands, A. Cook, F. Howard, A. Roman Gonzalez, C. Muñoz–Ramirez, K. Retallick, J. Scourse, K. Van Landeghem, N. Zwerschke, Blue carbon gains from glacial retreat along Antarctic fjords: What should we expect? *Glob. Change Biol.* **26**, 2750–2755 (2020).

218. N. Briggs, G. Dall'Olmo, H. Claustre, Major role of particle fragmentation in regulating biological sequestration of $CO_2$ by the oceans. *Science*. **367**, 791–793 (2020).

219. L. Legendre, R. B. Rivkin, M. G. Weinbauer, L. Guidi, J. Uitz, The microbial carbon pump concept: Potential biogeochemical significance in the globally changing ocean. *Prog. Oceanogr.* **134**, 432–450 (2015).

220. T. L. Richardson, Mechanisms and Pathways of Small-Phytoplankton Export from the Surface Ocean. *Annu. Rev. Mar. Sci.* **11**, 57–74 (2019).

221. L. T. Bach, P. Stange, J. Taucher, E. P. Achterberg, M. Algueró□Muñiz, H. Horn, M. Esposito, U. Riebesell, The Influence of Plankton Community Structure on Sinking Velocity and Remineralization Rate of Marine Aggregates. *Glob. Biogeochem. Cycles*. **33**, 971–994 (2019).

222. D. K. A. Barnes, G. A. Tarling, Polar oceans in a changing climate. *Curr. Biol.* **27**, R454–R460 (2017).

223. P. W. Boyd, H. Claustre, M. Levy, D. A. Siegel, T. Weber, Multi-faceted particle pumps drive carbon sequestration in the ocean. *Nature*. **568**, 327–335 (2019).

224. N. L. Bindoff, W. W. L. Cheung, J. G. Kairo, J. Arístegui, V. A. Guinder, R. Hallberg, "Changing Ocean, Marine Ecosystems, and Dependent Communities. IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate," *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate* (2019).

225. P. Flombaum, W.-L. Wang, F. W. Primeau, A. C. Martiny, Global picophytoplankton niche partitioning predicts overall positive response to ocean warming. *Nat. Geosci.* **13**, 116–120 (2020).

226. D. Hansell, C. Carlson, D. Repeta, R. Schlitzer, Dissolved Organic Matter in the Ocean: A Controversy Stimulates New Insights. *Oceanography*. **22**, 202–211 (2009).

227. D. K. Steinberg, M. R. Landry, Zooplankton and the Ocean Carbon Cycle. *Annu. Rev. Mar. Sci.* **9**, 413–444 (2017).

228. P. C. Davison, D. M. Checkley, J. A. Koslow, J. Barlow, Carbon export mediated by mesopelagic fishes in the northeast Pacific Ocean. *Prog. Oceanogr.* **116**, 14–30 (2013).

229. R. Kiko, H. Hauss, On the Estimation of Zooplankton-Mediated Active Fluxes in Oxygen Minimum Zone Regions. *Front. Mar. Sci.* **6**, 741 (2019).

230. C. N. Trueman, G. Johnston, B. O'Hea, K. M. MacKenzie, Trophic interactions of fish communities at midwater depths enhance long-term carbon storage and benthic production on continental slopes. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **281**, 20140669 (2014).

231. E. R. Estes, R. Pockalny, S. D'Hondt, F. Inagaki, Y. Morono, R. W. Murray, D. Nordlund, A. J. Spivack, S. D. Wankel, N. Xiao, C. M. Hansel, Persistent organic matter in oxic subseafloor sediment. *Nat. Geosci.* **12**, 126–131 (2019).

232. E. Mcleod, G. L. Chmura, S. Bouillon, R. Salm, M. Björk, C. M. Duarte, C. E. Lovelock, W. H. Schlesinger, B. R. Silliman, A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering $CO_2$. *Front. Ecol. Environ.* **9**, 552–560 (2011).

233. T. S. Bianchi, K. M. Schreiner, R. W. Smith, D. J. Burdige, S. Woodard, D. J. Conley, Redox Effects on Organic Matter Storage in Coastal Sediments During the Holocene: A Biomarker/Proxy Perspective. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* **44**, 295–319 (2016).

234. A. J. Davies, J. M. Roberts, J. Hall-Spencer, Preserving deep-sea natural heritage: Emerging issues in offshore conservation and management. *Biol. Conserv*. **138**, 299–312 (2007).

235. E. E. Cordes, D. O. B. Jones, T. A. Schlacher, D. J. Amon, A. F. Bernardino, S. Brooke, R. Carney, D. M. DeLeo, K. M. Dunlop, E. G. Escobar-Briones, A. R. Gates, L. Génio, J. Gobin, L.-A. Henry, S. Herrera, S. Hoyt, M. Joye, S. Kark, N. C. Mestre, A. Metaxas, S. Pfeifer, K. Sink, A. K. Sweetman, U. Witte, Environmental Impacts of the Deep-Water Oil and Gas Industry: A Review to Guide Management Strategies. *Front. Environ. Sci.* **4** (2016), doi:10.3389/fenvs.2016.00058.

236. T. B. Atwood, R. M. Connolly, E. G. Ritchie, C. E. Lovelock, M. R. Heithaus, G. C. Hays, J. W. Fourqurean, P. I. Macreadie, Predators help protect carbon stocks in blue carbon ecosystems. *Nat. Clim. Change*. **5**, 1038–1045 (2015).

237. G. Mariani, W. W. L. Cheung, A. Lyet, E. Sala, J. Mayorga, L. Velez, S. D. Gaines, T. Dejean, M. Troussellier, D. Mouillot, Let more big fish sink: Fisheries prevent blue carbon sequestration—half in unprofitable areas. *Sci. Adv*. **6**, eabb4848 (2020).

238. J.-P. Gattuso, A. K. Magnan, L. Bopp, W. W. L. Cheung, C. M. Duarte, J. Hinkel, E. Mcleod, F. Micheli, A. Oschlies, P. Williamson, R. Billé, V. I. Chalastani, R. D. Gates, J.-O. Irisson, J. J. Middelburg, H.-O. Pörtner, G. H. Rau, Ocean Solutions to Address Climate Change and Its Effects on Marine Ecosystems. *Front. Mar. Sci.* **5**, 337 (2018).

239. B. Riemann, J. Carstensen, K. Dahl, H. Fossing, J. W. Hansen, H. H. Jakobsen, A. B. Josefson, D. Krause-Jensen, S. Markager, P. A. Stæhr, K. Timmermann, J. Windolf, J. H. Andersen, Recovery of Danish Coastal Ecosystems After Reductions in Nutrient Loading: A Holistic Ecosystem Approach. *Estuaries Coasts*. **39**, 82–97 (2016).

240. S. Bryars, V. Neverauskas, Natural recolonisation of seagrasses at a disused sewage sludge outfall. *Aquat. Bot.* **80**, 283–289 (2004).

241. J. M. P. Vaudrey, J. N. Kremer, B. F. Branco, F. T. Short, Eelgrass recovery after nutrient enrichment reversal. *Aquat. Bot.* **93**, 237–243 (2010).

242. A. S. Leschen, K. H. Ford, N. T. Evans, Successful Eelgrass (Zostera marina) Restoration in a Formerly Eutrophic Estuary (Boston Harbor) Supports the Use of a Multifaceted Watershed Approach to Mitigating Eelgrass Loss. *Estuaries Coasts*. **33**, 1340–1354 (2010).

243. Y. M. Tan, J. E. Saunders, S. M. Yaakub, A proposed decision support tool for prioritising conservation planning of Southeast Asian seagrass meadows: combined approaches based on ecosystem services and vulnerability analyses. *Bot. Mar.* **61**, 305–320 (2018).

244. G. M. Martins, R. C. Thompson, A. I. Neto, S. J. Hawkins, S. R. Jenkins, Enhancing stocks of the exploited limpet Patella candei d'Orbigny via modifications in coastal engineering. *Biol. Conserv*. **143**, 203–211 (2010).

245. I. Martins, J. M. Neto, M. G. Fontes, J. C. Marques, M. A. Pardal, Seasonal variation in short-term survival of Zostera noltii transplants in a declining meadow in Portugal. *Aquat. Bot.* **82**, 132–142 (2005).

246. D. Paulo, A. H. Cunha, J. Boavida, E. A. Serrão, E. J. Gonçalves, M. Fonseca, Open Coast Seagrass Restoration. Can We Do It? Large Scale Seagrass Transplants. *Front. Mar. Sci.* **6**, 52 (2019).

247. RemediGrass project website - Website introduction. *RemediGrass*, (available at https://remedigrass.web.ua.pt/).

248. BioPradaRia Project, (available at https://biopradaria.weebly.com/).

249. FITA - FIghting Towards restoration Actions for Zostera marina (L.). *FITA*, (available at https://bio-eco.wixsite.com/fita).

250. V. Costa, M. R. Flindt, M. Lopes, J. P. Coelho, A. F. Costa, A. I. Lillebø, A. I. Sousa, Enhancing the resilience of Zostera noltei seagrass meadows against Arenicola spp. bio-invasion: A decision-making approach. *J. Environ. Manage.* **302**, 113969 (2022).

251. R. J. Rezek, B. T. Furman, R. P. Jung, M. O. Hall, S. S. Bell, Long-term performance of seagrass restoration projects in Florida, USA. *Sci. Rep.* **9**, 15514 (2019).

252. M. D. Bertness, B. R. Silliman, Consumer Control of Salt Marshes Driven by Human Disturbance. *Conserv. Biol.* **22**, 618–623 (2008).

253. D. Almeida, C. Neto, L. S. Esteves, J. C. Costa, The impacts of land-use changes on the recovery of saltmarshes in Portugal. *Ocean Coast. Manag.* **92**, 40–49 (2014).

254. P. W. Atkinson, S. Crooks, A. Grant, M. M. Rehfisch, "The success of creation and restoration schemes in producing intertidal habitat suitable for waterbirds Atkinson, P.W., Crooks, S., Grant, A. & Rehfisch, M.M. (2001) - The success of creation and restoration schemes in producing intertidal habitat suitable for waterbirds. English Nature Research Reports, 425" (Research Reports, English Nature, 2001), p. 425.

255. N. F. Matos, (INAG, APRH, Secretaria Regional do Ambiente dos Açores, 2001).

256. S. Perkol-Finkel, L. Airoldi, Loss and Recovery Potential of Marine Habitats: An Experimental Study of Factors Maintaining Resilience in Subtidal Algal Forests at the Adriatic Sea. *PLoS ONE*. **5**, e10791 (2010).

257. L. Iveša, T. Djakovac, M. Devescovi, Long-term fluctuations in Cystoseira populations along the west Istrian Coast (Croatia) related to eutrophication patterns in the northern Adriatic Sea. *Mar. Pollut. Bull.* **106**, 162–173 (2016).

258. S. Pinedo, M. Zabala, E. Ballesteros, Long-term changes in sublittoral macroalgal assemblages related to water quality improvement. *Bot. Mar.* **56** (2013), doi:10.1515/bot-2013-0018.

259. R. J. Orth, T. J. B. Carruthers, W. C. Dennison, C. M. Duarte, J. W. Fourqurean, K. L. Heck, A. R. Hughes, G. A. Kendrick, W. J. Kenworthy, S. Olyarnik, F. T. Short, M. Waycott, S. L. Williams, A Global Crisis for Seagrass Ecosystems. *BioScience*. **56**, 987 (2006).

260. T. Thibaut, S. Pinedo, X. Torras, E. Ballesteros, Long-term decline of the populations of Fucales (Cystoseira spp. and Sargassum spp.) in the Albères coast (France, North-western Mediterranean). *Mar. Pollut. Bull.* **50**, 1472–1489 (2005).

261. E. Cebrian, L. Tamburello, J. Verdura, G. Guarnieri, A. Medrano, C. Linares, B. Hereu, J. Garrabou, C. Cerrano, C. Galobart, S. Fraschetti, A Roadmap for the Restoration of Mediterranean Macroalgal Forests. *Front. Mar. Sci.* **8**, 709219 (2021).

262. Presenting MERCES project - Restoring European Seas, (available at http://www.merces-project.eu/).

263. AFRIMED, (available at http://afrimed-project.eu/).

264. ROC-POPLife Project - Cystoseira Restoration in MPAs, (available at http://www.rocpoplife.eu/).

265. SeaForester - Restoring the forgotten Forests in our Ocean, (available at https://seaforester.org/).

266. A. Mitra, S. Zaman, S. Pramanick, S. B. Bhattacharyya, A. K. Raha, Stored carbon in dominant seaweeds of Indian Sundarbans. *Pertanika J. Trop. Agric. Sci.* **37** (2014), pp. 263–275.

267. C. F. A. Sondak, P. O. Ang, J. Beardall, A. Bellgrove, S. M. Boo, G. S. Gerung, C. D. Hepburn, D. D. Hong, Z. Hu, H. Kawai, D. Largo, J. A. Lee, P.-E. Lim, J. Mayakun, W. A. Nelson, J. H. Oak, S.-M. Phang, D. Sahoo, Y. Peerapornpis, Y. Yang, I. K. Chung, Carbon dioxide mitigation potential of seaweed aquaculture beds (SABs). *J. Appl. Phycol.* **29**, 2363–2373 (2017).

268. L. I. Portela, *Recuperação de áreas de sapal: conceito, métodos e sua aplicação em Portugal* (LNEC, Lisboa, 2004).

269. J. F. Caddy, Fisheries management in the twenty-first century: will new paradigms apply? *Rev. Fish Biol. Fish.* **9**, 1–43 (1999).

270. F. Leitão, V. Baptista, D. Zeller, K. Erzini, Reconstructed catches and trends for mainland Portugal fisheries between 1938 and 2009: implications for sustainability, domestic fish supply and imports. *Fish. Res.* **155**, 33–50 (2014).

271. da S. A. A. Baldaque, *Baldaque da Silva AA (1891) Estado actual das Pescas em Portugal compreendendo a pesca marítima, fluvial e lacustre em todo o continente do Reino referido no ano de 1886. Imprensa nacional, Lisboa.* (Imprensa nacional, Lisboa, 19781).

272. J. F. Alvez, in *A Pesca e os Pescadores do Litoral Portuense em 1868*, Anon, Ed. (Faculdade de Letras, Porto, 1991), vol. III, pp. 151–183.

273. Instituto Nacional de Estatística, *Pescas em Portugal 1986–1996* (INE, Lisboa, 1998; https://www.ine.pt/xurl/pub/283418911).

274. J. Bueno-Pardo, D. Nobre, J. N. Monteiro, P. M. Sousa, E. F. S. Costa, V. Baptista, A. Ovelheiro, V. M. N. C. S. Vieira, L. Chícharo, M. Gaspar, K. Erzini, S. Kay, H. Queiroga, M. A. Teodósio, F. Leitão, Climate change vulnerability assessment of the main marine commercial fish and invertebrates of Portugal. *Sci. Rep.* **11**, 2958 (2021).

275. CNADS, *Conselho Nacional do Ambiente e do Desenvolvimento Sustentável - Coletânea de Pareceres e Reflexões 2017-2020* (Conselho Nacional do Ambiente e do Desenvolvimento Sustentável, Lisboa, 2020).

276. M. R. Magalhães, Ed., *Ordem ecológica e desenvolvimento. O futuro do território português* (ISA Press, Lisboa, 2015; https://bibliotecadigital.ipb.pt/handle/10198/17334).

277. M. Nilsson, T. Zamparutti, J. E. Petersen, B. Nykvist, P. Rudberg, J. McGuinn, Understanding Policy Coherence: Analytical Framework and Examples of Sector-Environment Policy Interactions in the EU: Understanding Policy Coherence. *Environ. Policy Gov.* **22**, 395–423 (2012).

278. OECD, Recommendation of the Council on Policy Coherence for Sustainable Development (2019).

279. J. Menezes, Parques Visão XXI. Estratégia e Modelo de Gestão para os Parques Naturais. (2004).

280. D. Rodríguez-Rodríguez, J. Martínez-Vega, Protected area effectiveness against land development in Spain. *J. Environ. Manage.* **215**, 345–357 (2018).

281. C. Vannier, A. Bierry, P.-Y. Longaretti, B. Nettier, T. Cordonnier, C. Chauvin, N. Bertrand, F. Quétier, R. Lasseur, S. Lavorel, Co-constructing future land-use scenarios for the Grenoble region, France. *Landsc. Urban Plan.* **190**, 103614 (2019).

282. P. J. May, J. Sapotichne, S. Workman, Policy Coherence and Policy Domains. *Policy Stud. J.* **34**, 381–403 (2006).

283. EUR-Lex - 52013DC0249 - PT, (available at https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/HTML/?uri=CELEX:52013DC0249&from=EN).

284. Comissão Europeia, Infraestrutura Verde — Valorizar o Capital Natural da Europa (2013), (available at https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:d41348f2-01d5-4abe-b817-4c73e6f1b2df.0009.03/DOC_1&format=PDF).

285. N. S. Cunha, M. R. Magalhães, Methodology for mapping the national ecological network to mainland Portugal: A planning tool towards a green infrastructure. *Ecol. Indic.* **104**, 802–818 (2019).

286. DGT | PNPOT, PNPOT 2019, (available at https://pnpot.dgterritorio.gov.pt/node/465).

287. A. Chiarucci, M. B. Araújo, G. Decocq, C. Beierkuhnlein, J. M. Fernández-Palacios, The concept of potential natural vegetation: an epitaph?: The concept of potential natural vegetation. *J. Veg. Sci.* **21**, 1172–1178 (2010).

288. COM, "Avaliação dos progressos na aplicação da estratégia da UE para a infraestrutura verde" (Comissão Europeia, 2019), (available at https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:52019DC0236&qid=1562053537296).

289. DGT, *PDM GO Boas práticas para os Planos Diretores Municipais* (Direção-Geral do Território, CNT-Comissão Nacional do Território., 2020; https://cnt.dgterritorio.gov.pt/sites/default/files/Guia_PDM-GO.pdf).

290. R. Oliveira, *A Paisagem no âmbito municipal. Orientações metodológicas para a implementação da Convenção Europeia da Paisagem, da Política Nacional de Arquitetura e Paisagem e do Programa Nacional da Política de Ordenamento do Território* (Direção Geral do território, 2019).

291. Carta das Unidades de Paisagem | DGT, (available at https://www.dgterritorio.gov.pt/cartografia/cartografia-tematica/cup).

292. D. Leclère, M. Obersteiner, M. Barrett, S. H. M. Butchart, A. Chaudhary, A. De Palma, F. A. J. DeClerck, M. Di Marco, J. C. Doelman, M. Dürauer, R. Freeman, M. Harfoot, T. Hasegawa, S. Hellweg, J. P. Hilbers, S. L. L. Hill, F. Humpenöder, N. Jennings, T. Krisztin, G. M. Mace, H. Ohashi, A. Popp, A. Purvis, A. M. Schipper, A. Tabeau, H. Valin, H. van Meijl, W.-J. van Zeist, P. Visconti, R. Alkemade, R. Almond, G. Bunting, N. D. Burgess, S. E. Cornell, F. Di Fulvio, S. Ferrier, S. Fritz, S. Fujimori, M. Grooten, T. Harwood, P. Havlík, M. Herrero, A. J. Hoskins, M. Jung, T. Kram, H. Lotze-Campen, T. Matsui, C. Meyer, D. Nel, T. Newbold, G. Schmidt-Traub, E. Stehfest, B. B. N. Strassburg, D. P. van Vuuren, C. Ware, J. E. M. Watson, W. Wu, L. Young, Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy. *Nature*. **585**, 551–556 (2020).

293. R. Padró, M. J. La Rota-Aguilera, A. Giocoli, J. Cirera, F. Coll, M. Pons, J. Pino, S. Pili, T. Serrano, G. Villalba, J. Marull, Assessing the sustainability of contrasting land use scenarios through the Socioecological Integrated Analysis (SIA) of the metropolitan green infrastructure in Barcelona. *Landsc. Urban Plan.* **203**, 103905 (2020).

294. A. Scott, C. Carter, M. Hardman, N. Grayson, T. Slaney, Mainstreaming ecosystem science in spatial planning practice: Exploiting a hybrid opportunity space. *Land Use Policy*. **70**, 232–246 (2018).

295. M. S. Reed, K. Allen, A. Attlee, A. J. Dougill, K. L. Evans, J. O. Kenter, J. Hoy, D. McNab, S. M. Stead, C. Twyman, A. S. Scott, M. A. Smyth, L. C. Stringer, M. J. Whittingham, A place-based approach to payments for ecosystem services. *Glob. Environ. Change*. **43**, 92–106 (2017).

296. M. R. Magalhães, S. B. Pena, A. Müller, N. S. Cunha, J. F. Silva, A. Saavedra Cardoso, L. T. Barata, L. Franco, EPIC WebGIS-A partilha de conhecimento como ferramenta de integração da paisagem nas políticas de ordenamento do território. *Rev. Cartográfica*, 159–176 (2019).

297. CBD, Protected Areas and Other Effective Area-based Conservation Measures (2018), (available at https://www.cbd.int/doc/c/9b1f/759a/dfcee171bd46b06cc91f6a0d/sbstta-22-l-02-en.pdf).

298. M. B. Araújo, P. H. Williams, Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biol. Conserv.* **96**, 331–345 (2000).

299. R. M. Gregg, J. M. Kershner, L. J. Hansen, in *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences* (Elsevier, 2015; https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780124095489093659), p. B9780124095489094000.

300. D. G. Hole, et al., in *Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes*, S. K. Herzog, R. Martínez, P. M. Jørgensen, H. Tiessen, Eds. (Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE), 2017), pp. 19–46.

301. D. Alagador, J. O. Cerdeira, M. B. Araújo, Shifting protected areas: scheduling spatial priorities under climate change. *J. Appl. Ecol.* **51**, 703–713 (2014).

302. G. Borrini-Feyerabend, T. Sandwith, A. Phillips, N. P. Broome, B. Lassen, T. Jaeger, N. Dudley, ICCA Consortium, Deutsche Gesellschaft f??r Internationale Zusammenarbeit, Germany, Bundesministerium f??r Wirtschaftliche Zusammenarbeit, Christensen Fund, United Nations Development Programme, IUCN World Commission on Protected Areas, International Union for Conservation of Nature, *Governance of Protected Areas: From understanding to action* (IUCN, Gland, Switzerland, 2013).

303. L. Sharma-Wallace, S. J. Velarde, A. Wreford, Adaptive governance good practice: Show me the evidence! *J. Environ. Manage.* **222**, 174–184 (2018).

304. Community-based Conservation | IUCN, (available at https://www.iucn.org/news/commission-environmental-economic-and-social-policy/202105/community-based-conservation).

305. Aristotle's Political Theory (Stanford Encyclopedia of Philosophy), (available at https://plato.stanford.edu/entries/aristotle-politics/).

306. B. de Montesquieu, *The Spirit of laws* (The Colonial Press, New York, 1899), vol. 1.

307. P. Sukhdev, et al., "Resourcing the Aichii Biodiversity Targets: A First Assessment of the Resources Required for Implementing the Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020" (Report of the High-level Panel on Global Assessment of Resources for Implementing the Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020, UNEP. CBD/COP/11/INF/20, 2012).

308. A. Deutza, M. H. Geoffrey, R. Niuc, E. Swansonc, T. Townshendc, Z. Lic, A. Delmard, A. Meghjid, S. A. Sethid, J. Tobin-de la Puente, "Financing Nature: Closing the global biodiversity financing gap" (he Paulson Institute, The Nature Conservancy, and the Cornell Atkinson Center for Sustainability, 2020).

309. The new common agricultural policy: 2023-27 | European Commission, (available at https://ec.europa.eu/info/food-farming-fisheries/key-policies/common-agricultural-policy/new-cap-2023-27_en).

310. PEPAC | Plano Estratégico da PAC 2023-2027 | PEPAC | POLÍTICA AGRÍCOLA, (available at https://www.gpp.pt/index.php/pepac/pepac-plano-estrategico-da-pac-2023-2027).

311. OECD, "A Comprehensive Overview of Global Biodiversity Finance" (Final Report, Organisation for Economic Cooperation and Development, 2020), (available at https://www.oecd.org/environment/resources/biodiversity/report-a-comprehensive-overview-of-global-biodiversity-finance.pdf).

312. N. N. Taleb, *The Black Swan: The Impact of the Highly Improbable* (Random House, United States, 2007).

313. TNFD – Taskforce on Nature-related Financial Disclosures, (available at https://tnfd.global/).

314. M. Mayer, H. Job, The economics of protected areas – a European perspective. *Z. Für Wirtsch.* **58**, 73–97 (2014).

315. P. Dasgupta, "Final Report - The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review - GOV.UK" (HM Treasury, London, 2021), (available at https://www.gov.uk/government/publications/final-report-the-economics-of-biodiversity-the-dasgupta-review).

316. A. G. Bruner, R. E. Gullison, A. Balmford, Financial Costs and Shortfalls of Managing and Expanding Protected-Area Systems in Developing Countries. *BioScience*. **54**, 1119 (2004).

317. Faia Brava Private Protected Area - Natural.pt, (available at https://natural.pt/protected-areas/area-protegida-privada-faia-brava?locale=en).

318. R. D. Simpson, David Pearce and the economic valuation of biodiversity. *Environ. Resour. Econ.* **37**, 91–109 (2007).

319. A. Balmford, J. M. H. Green, M. Anderson, J. Beresford, C. Huang, R. Naidoo, M. Walpole, A. Manica, Walk on the Wild Side: Estimating the Global Magnitude of Visits to Protected Areas. *PLOS Biol.* **13**, e1002074 (2015).

320. P. F. J. Eagles, D. McLean, M. J. Stabler, Estimating the Tourism Volume and Value in Parks and Protected Areas in Canada and the USA. *George Wright Forum*. **17**, 62–76 (2000).

321. A. N. James, K. J. Gaston, A. Balmford, Balancing the Earth's accounts. *Nature*. **401**, 323–324 (1999).

322. A. Balmford, A. Bruner, P. Cooper, R. Costanza, S. Farber, R. E. Green, M. Jenkins, P. Jefferiss, V. Jessamy, J. Madden, K. Munro, N. Myers, S. Naeem, J. Paavola, M. Rayment, S. Rosendo, J. Roughgarden, K. Trumper, R. K. Turner, Economic Reasons for Conserving Wild Nature. *Science*. **297**, 950–953 (2002).

**323.** D. P. McCarthy, P. F. Donald, J. P. W. Scharlemann, G. M. Buchanan, A. Balmford, J. M. H. Green, L. A. Bennun, N. D. Burgess, L. D. C. Fishpool, S. T. Garnett, D. L. Leonard, R. F. Maloney, P. Morling, H. M. Schaefer, A. Symes, D. A. Wiedenfeld, S. H. M. Butchart, Financial Costs of Meeting Global Biodiversity Conservation Targets: Current Spending and Unmet Needs. *Science*. **338**, 946–949 (2012).

**324.** A. Waldron, A. O. Mooers, D. C. Miller, N. Nibbelink, D. Redding, T. S. Kuhn, J. T. Roberts, J. L. Gittleman, Targeting global conservation funding to limit immediate biodiversity declines. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **110**, 12144–12148 (2013).

**325.** Unasylva - No. 188 - Funding sustainable forestry - Debt-for-nature swaps: a decade of experience and new directions for the future, (available at https://www.fao.org/3/w3247e/w3247e06.htm).

**326.** M. J. Walpole, H. J. Goodwin, K. G. R. Ward, Pricing Policy for Tourism in Protected Areas: Lessons from Komodo National Park, Indonesia. *Conserv. Biol.* **15**, 218–227 (2001).

**327.** A. Bovarnick, J. Fernandez-Baca, J. Galindo, H. Negret, "Financial Sustainability of Protected Areas in Latin America and the Caribbean: Investment Policy Guidance" (United Nations Development Programme (UNDP) and The Nature Conservancy (TNC), 2010).

**328.** M. Flores, A. Bovarnick, "Flores, M., and Bovarnick, A. (2016). Guide to improving the budget and funding of national protected area systems. Lessons from Chile, Guatemala and Peru" (UNDP, 2016).

**329.** L. Emerton, J. Kaludjerovic, I. Jovetic, The economic value of protected areas in Montenegro (2011), doi:10.13140/2.1.1371.8089.

**330.** SANParks, *South African National Parks Strategic Plan 2016/17 – 2019/20* (South African National Parks, Pretoria, South Africa, 2016).

**331.** H. Van Zyl, J. Kinghorn, L. Emerton, National park entrance fees: A global benchmarking focussed on affordability. *PARKS*, 39–54 (2019).

**332.** Portagens em mata do Gerês mais caras do que nas melhores autoestradas, (available at https://www.jn.pt/sociedade/portagens-em-mata-do-geres-mais-caras-do-que-nas-melhores-autoestradas-3947478.html).

**333.** ICNF, Tabela de taxas e preços bens e serviços 01/03/2020, (available at https://www.icnf.pt/api/file/doc/dc64c3120880fd2a).

**334.** ICNF, Visitantes e visitas, (available at https://www.icnf.pt/turismodenatureza/visitantesevisitas).

**335.** PORDATA, Estada média nos alojamentos turísticos: total, residentes em Portugal e residentes no estrangeiro, (available at https://www.pordata.pt/Municipios/m%C3%A9dia+nos+alojamentos+tur%C3%ADsticos+total++residentes+em+Portugal+e+residentes+no+estrangeiro-758).

336. visitPortugal, Parques de Sintra, considerada la mejor empresa del mundo en conservación (2016), (available at https://www.visitportugal.com/es/node/321555).

337. A. Tokuç, in *Encyclopedia of Corporate Social Responsibility*, S. O. Idowu, N. Capaldi, L. Zu, A. D. Gupta, Eds. (Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, 2013; http://link.springer.com/10.1007/978-3-642-28036-8_19), pp. 2087–2094.

338. J. Batt, D. C. Short, The Jurisprudence of the 1992 Rio Declaration on Environment and Development: A Law, Science, and Policy Explication of Certain Aspects of the United Nations Conference on Environment and Development. *J. Nat. Resour. Environ. Law*. **8** (1993).

339. OECD, "Tracking Economic Instruments and Finance for Biodiversity 2020" (OECD Environment Directorate, 2020), (available at https://www.oecd.org/environment/resources/tracking-economic-instruments-and-finance-for-biodiversity-2020.pdf).

340. D. Pearce, "The Polluter Pays Principle," *Briefing Papers on Key Issues in Environmental Economics Gatekeeper, LEEC 89-03* (London Environmental Economics Centre).

341. N. de Sadeleer, *Environmental Principles: From Political Slogans to Legal Rules* (Oxford University Press, ed. 2, 2020; https://oxford.universitypressscholarship.com/view/10.1093/oso/9780198844358.001.0001/oso-9780198844358).

342. Parlamento Europeu, Conselho da União Europeia, Regulamento (UE) 2020/852 do Parlamento Europeu e do Conselho de 18 de junho de 2020 relativo ao estabelecimento de um regime para a promoção do investimento sustentável, e que altera o Regulamento (UE) 2019/2088. *J. Of. União Eur.* (2020), p. L 198/13-L 198/43.

343. World Economic Forum, "Nature Risk Rising: Why the Crisis Engulfing Nature Matters for Business and the Economy," *New Nature Economy series* (World Economic Forum, Switzerland, 2020), (available at https://www3.weforum.org/docs/WEF_New_Nature_Economy_Report_2020.pdf).

344. ONU, Protocolo de Quioto (1997), (available at https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/pt/MEMO_03_154).

345. Climate Focus, Voluntary Carbon Market Dashboard, (available at https://app.powerbi.com/w?r=eyJrIjoiNGI5ZDY1ZWUtZGU0NS00MWRmLWFkNjQtMTUyYTMxMTVjYWQyliwidCI6IjUzYTRjNzZkLWI2MjUtNGFhNi1hMTAzLWQ0M2MyYzlxYTMxMilslmMiOjl9&pageName=ReportSection68c2510fa4171bdf82a9).

346. European Comission, Commission Delegated Regulation supplementing Regulation (EU) 2020/852 of the European Parliament and of the Council by specifying the content and presentation of information to be disclosed by undertakings subject to Articles 19a or 29a of Directive 2013/34/EU concerning environmentally sustainable economic activities, and specifying the methodology to comply with that disclosure obligation (2021), (available at https://ec.europa.eu/finance/docs/level-2-measures/taxonomy-regulation-delegated-act-2021-4987_en.pdf).

**347.** OECD, *Biodiversity Offsets: Effective Design and Implementation* (OECD, 2016; https://www.oecd-ilibrary.org/environment/biodiversity-offsets_9789264222519-en).

**348.** B. Madsen, N. Carroll, K. Moore Brands, "State of Biodiversity Markets - Offset and Compensation Programs Worldwide" (2010), (available at http://www.ecosystemmarketplace. com/documents/acrobat/sbdmr.pdf).

**349.** S. Rodricks, "Biodiversity banking and offset scheme of New South Wales (NSW), Australia" (2010), (available at http://antarctica.teebweb.org/wp-content/uploads/2013/01/Biodiversity-Banking-and-Offset-scheme-New-South-Wales-Australia.pdf).

**350.** Environment Bank, Environment Bank | About us, (available at https://www.environmentbank.com/about-us).

**351.** Environment Agency, How to apply for a natural environment investment readiness fund grant - GOV. UK. *GOV.UK* (2021), (available at https://www.gov.uk/government/publications/apply-for-a-grant-from-the-natural-environment-investment-readiness-fund/how-to-apply-for-a-natural-environment-investment-readiness-fund-grant).

**352.** HM Government, "A Green Future: Our 25 Year Plan to Improve the Environment" (HM Government, 2018), (available at https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/693158/25-year-environment-plan.pdf).

**353.** HM Government, "Green Finance Strategy - Transforming Finance for a Greener Future" (HM Government, 2019), (available at https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/820284/190716_BEIS_Green_Finance_Strategy_Accessible_Final.pdf).

**354.** HM Government, "The Ten Point Plan for a Green Industrial Revolution Building back better, supporting green jobs, and accelerating our path to net zero" (HM Government, 2020), (available at https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/936567/10_POINT_PLAN_BOOKLET.pdf).

**355.** UK Woodland Carbon Code, (available at https://www.woodlandcarboncode.org.uk/).

**356.** IUCN UK, Introduction to the Peatland Code | IUCN UK Peatland Programme, (available at https://www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/peatland-code/introduction-peatland-code).

**357.** Natural England, The Biodiversity Metric 2.0 - JP029, (available at http://publications.naturalengland.org.uk/publication/5850908674228224).

**358.** Habitat banking investment scheme wins Government funding | Berks, Bucks & Oxon Wildlife Trust, (available at https://www.bbowt.org.uk/news/habitat-banking-investment-scheme-wins-government-funding).

# FIGURAS SUPLEMENTARES

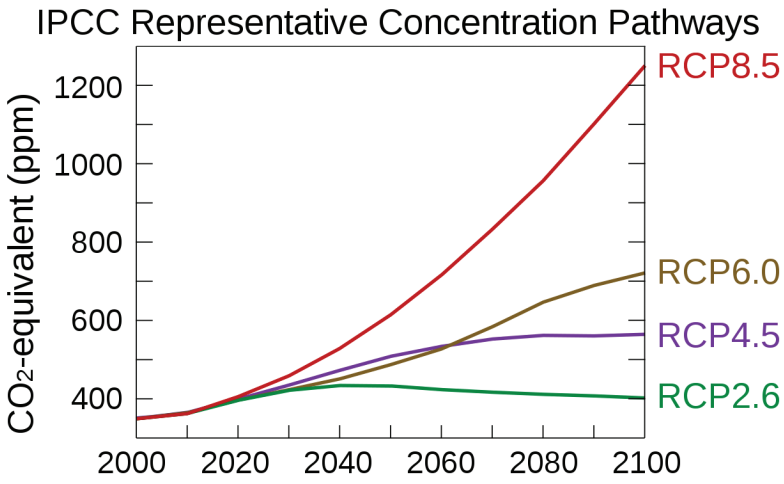



**Figura Suplementar 2.1. a.** Cenários de forçamento radiativo com base nas concentrações de $CO_2$ equivalente medidos em partes por milhão (ppm) propostos pelo V Relatório do IPCC.

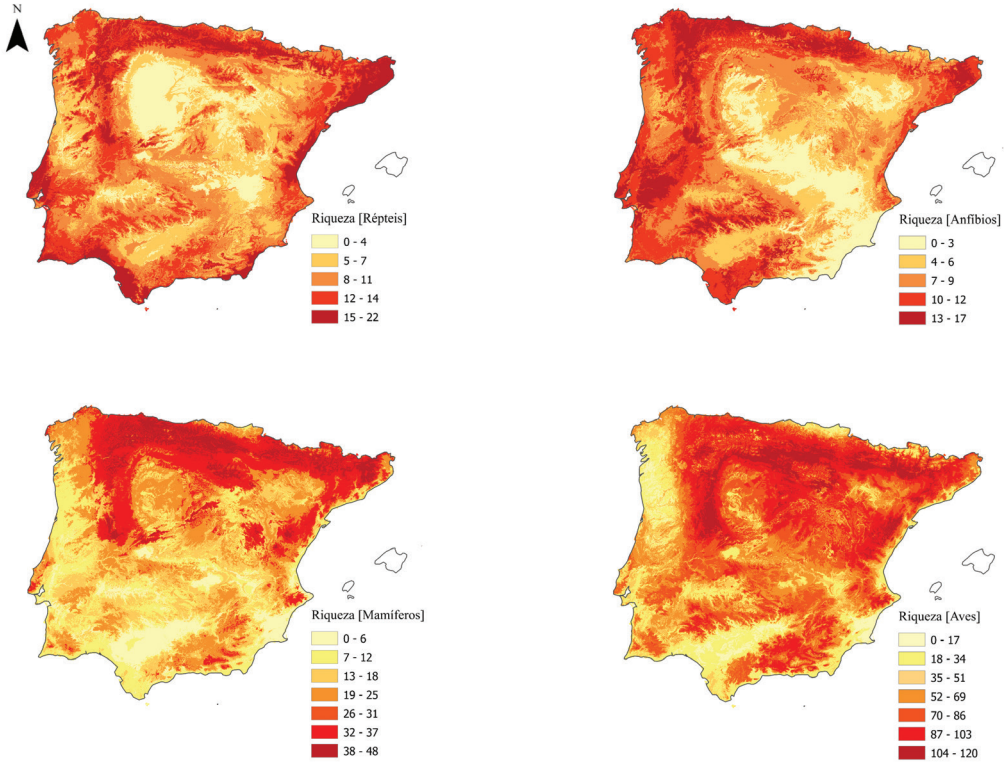



**Figura Suplementar 3.2.1. a.** Riqueza potencial modelada de espécies de vertebrados (excluindo peixes) da Península Ibérica numa quadrícula UTM de 1 km x 1 km.

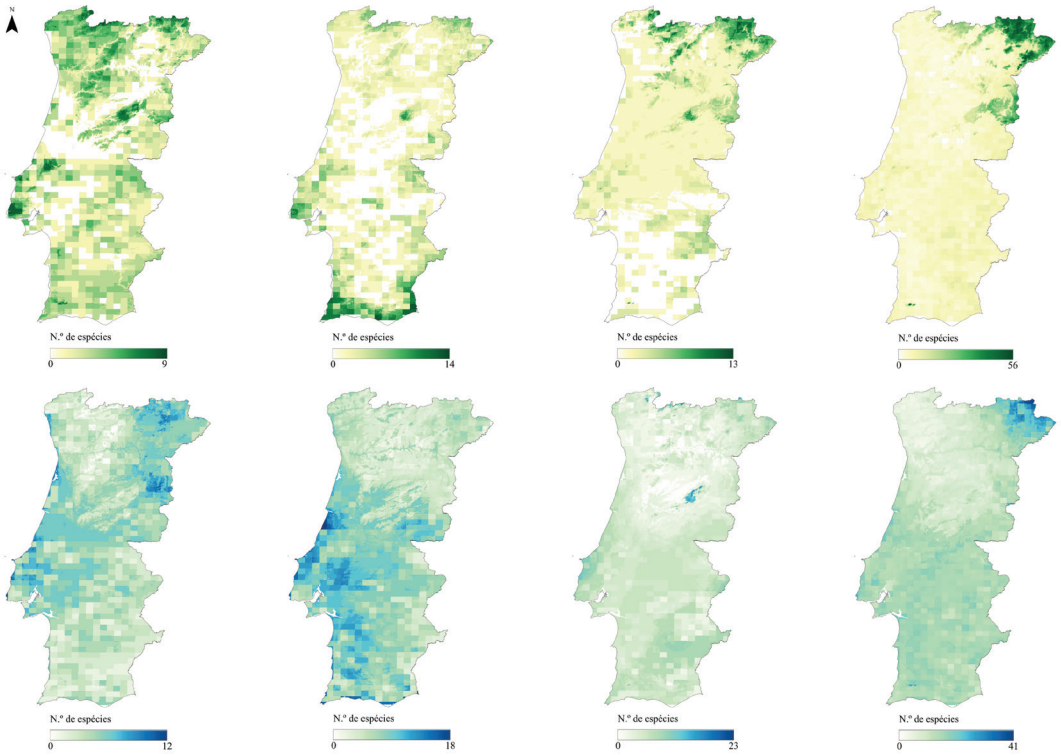



**Figura Suplementar 3.2.1. b.** Riqueza de espécies de vertebrados apresentando padrões climáticos de retenção (em cima) e de deslocação (em baixo) no decurso do Século XXI para: anfíbios (1ª coluna); répteis (2ª coluna); mamíferos (3ª coluna); e aves (4ª coluna). Projeções são feitas com base no cenário de forçamento radiativo RCP 8.5.

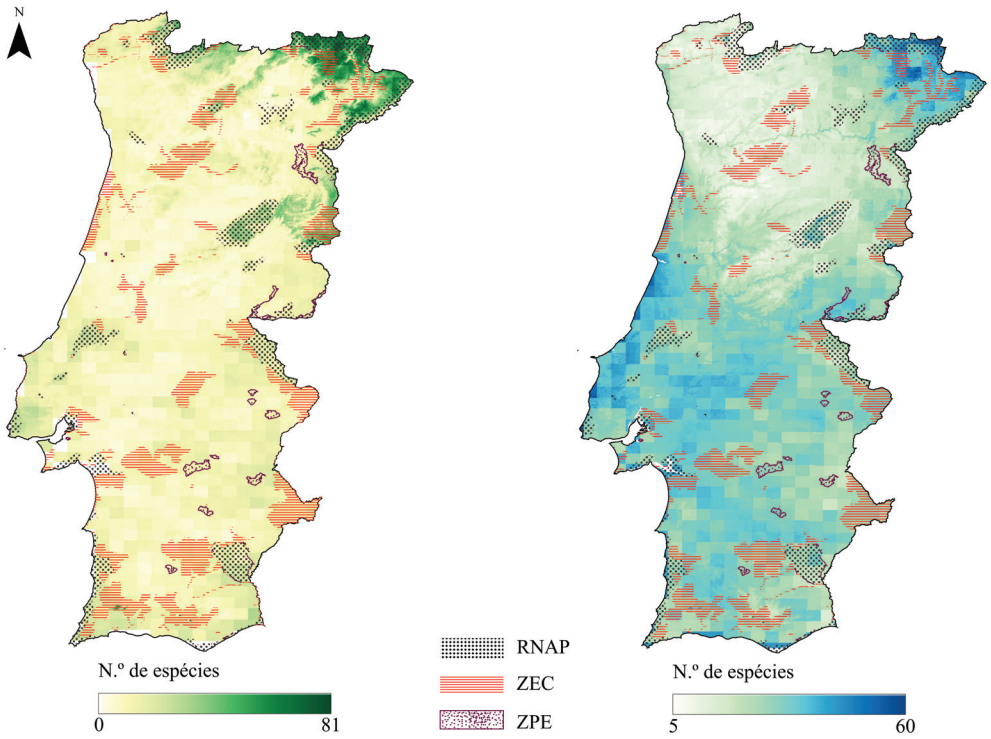



**Figura Suplementar 3.2.1. c.** Riqueza de espécies de vertebrados apresentando padrões climáticos de retenção (esquerda) e de deslocação (direita), calculados para o decurso do Século XXI e sobreposta aos três tipos de áreas de conservação passíveis de consideração no âmbito da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030: Rede Nacional de Áreas Protegidas; Zonas Especiais de Conservação; Zonas de Proteção Especial. Projeções são feitas com base no cenário de forçamento radiativo RCP 8.5.

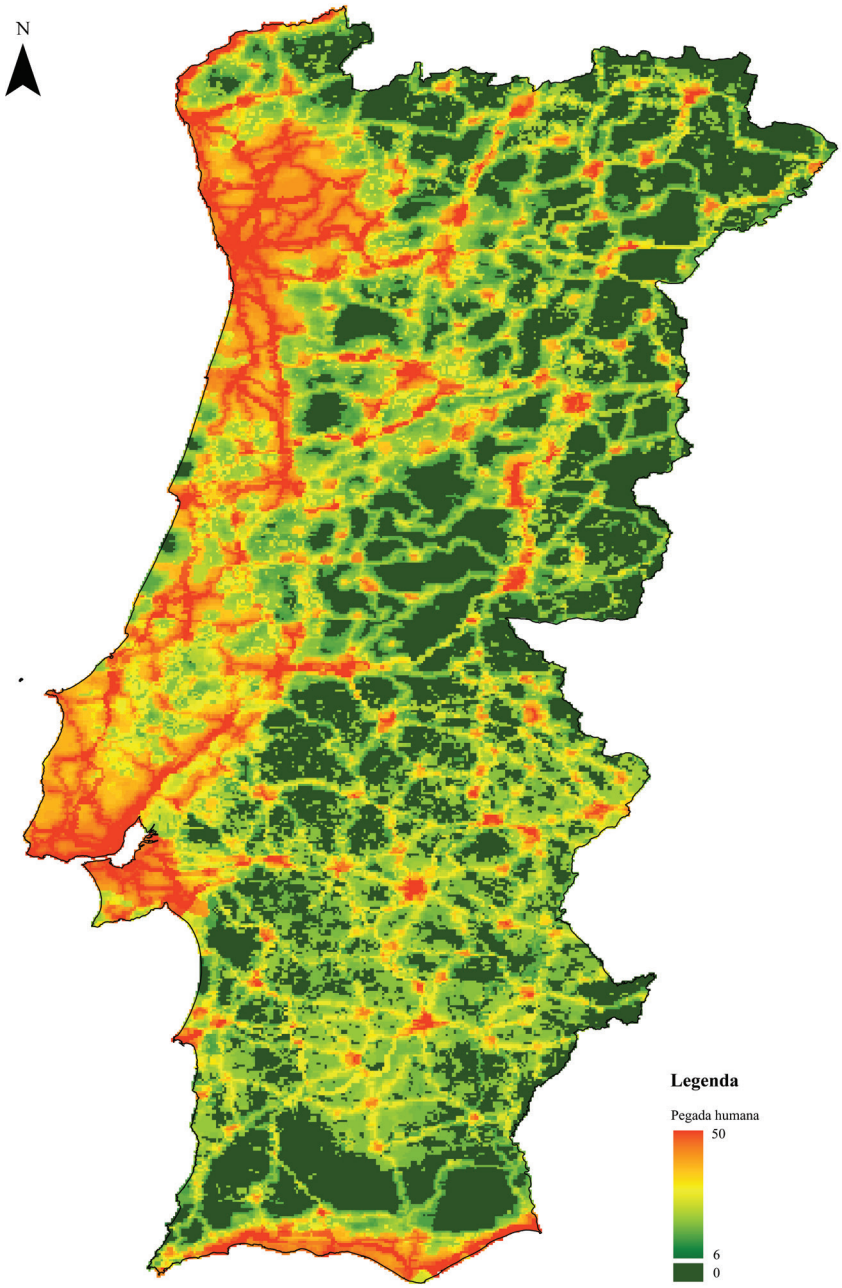



**Figura Suplementar 3.2.1. d.** Pegada humana (Human footprint) no território calculada com base em cartografia de 1 km de resolução incluindo (1) áreas construídas; (2) áreas agrícolas; (3) áreas de pastagem; (4) densidade populacional humana; (5) iluminação noturna; (6) redes ferroviárias; e (7) redes rodoviárias.

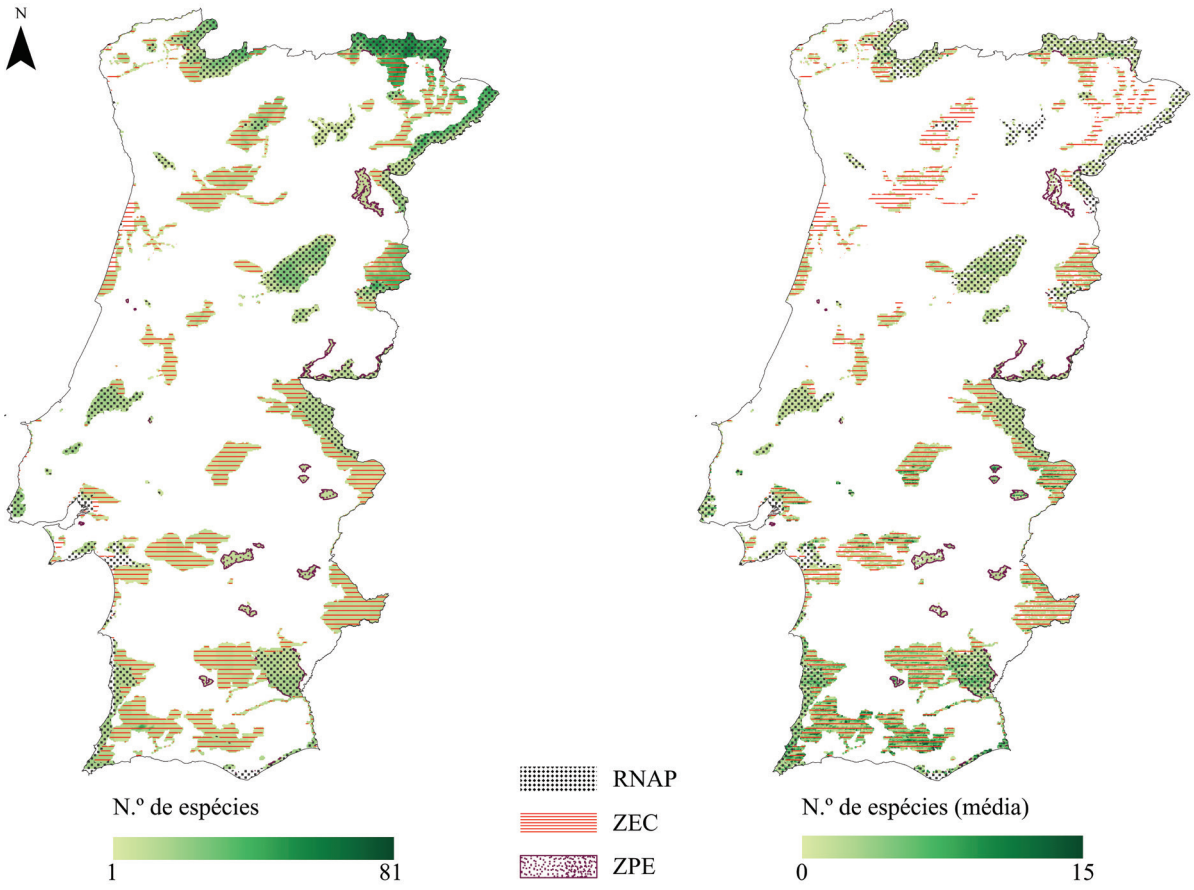



**Figura Suplementar 3.2.1. e.** Refúgios climáticos de retenção e cadeias de deslocação em Portugal continental: (a) refúgios de retenção que coincidem com a RNAP, ZEC e ZPE; (b) cadeias de deslocação que coincidem com a RNAP, ZEC e ZPE. Projeções são feitas com base no cenário de forçamento radiativo RCP 8.5.

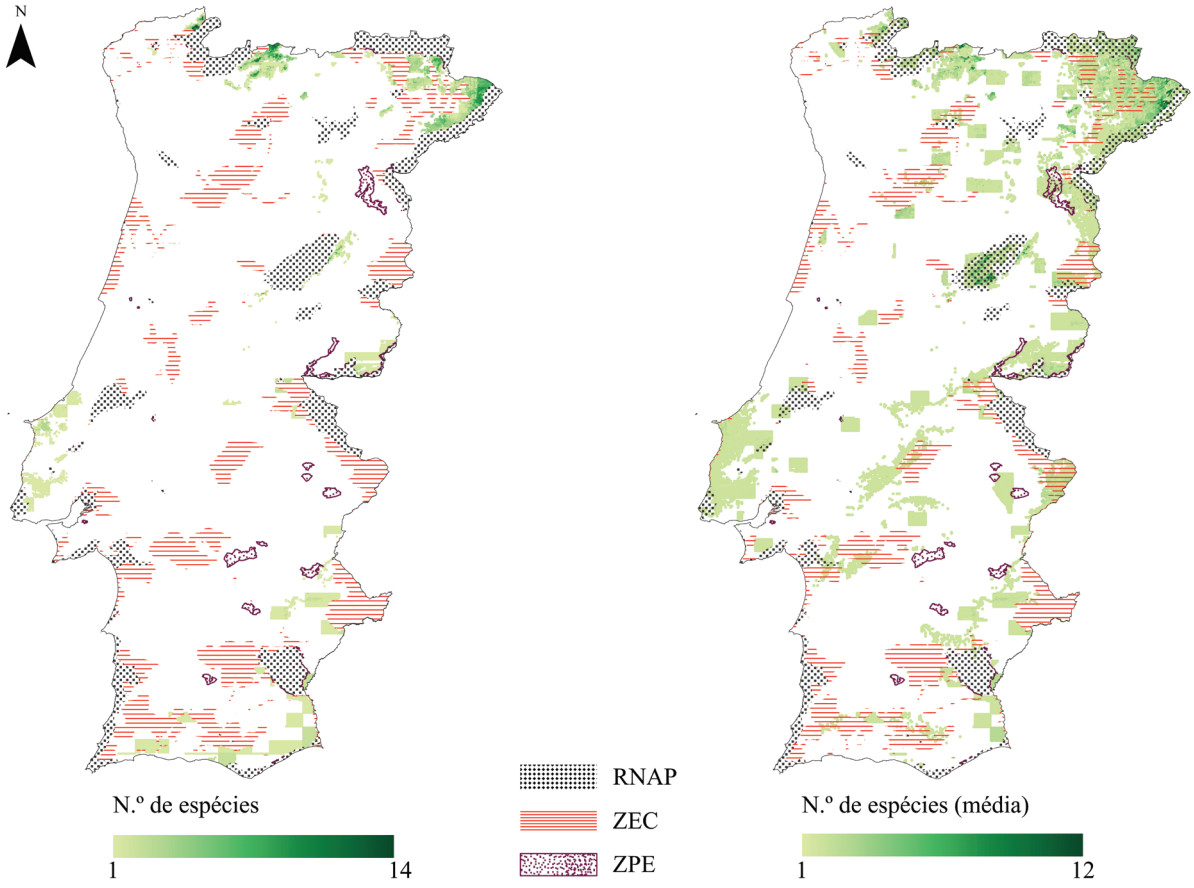



**Figura Suplementar 3.2.1. f.** Refúgios climáticos de retenção e de deslocação, não otimizados, em Portugal continental adicionais à RNAP, ZEC e ZPE: (a) refúgios de retenção; (b) refúgios de deslocação, apenas parcialmente coincidentes com a RNAP, ZEC e ZPE. Projeções são feitas com base no cenário de forçamento radiativo RCP 8.5.

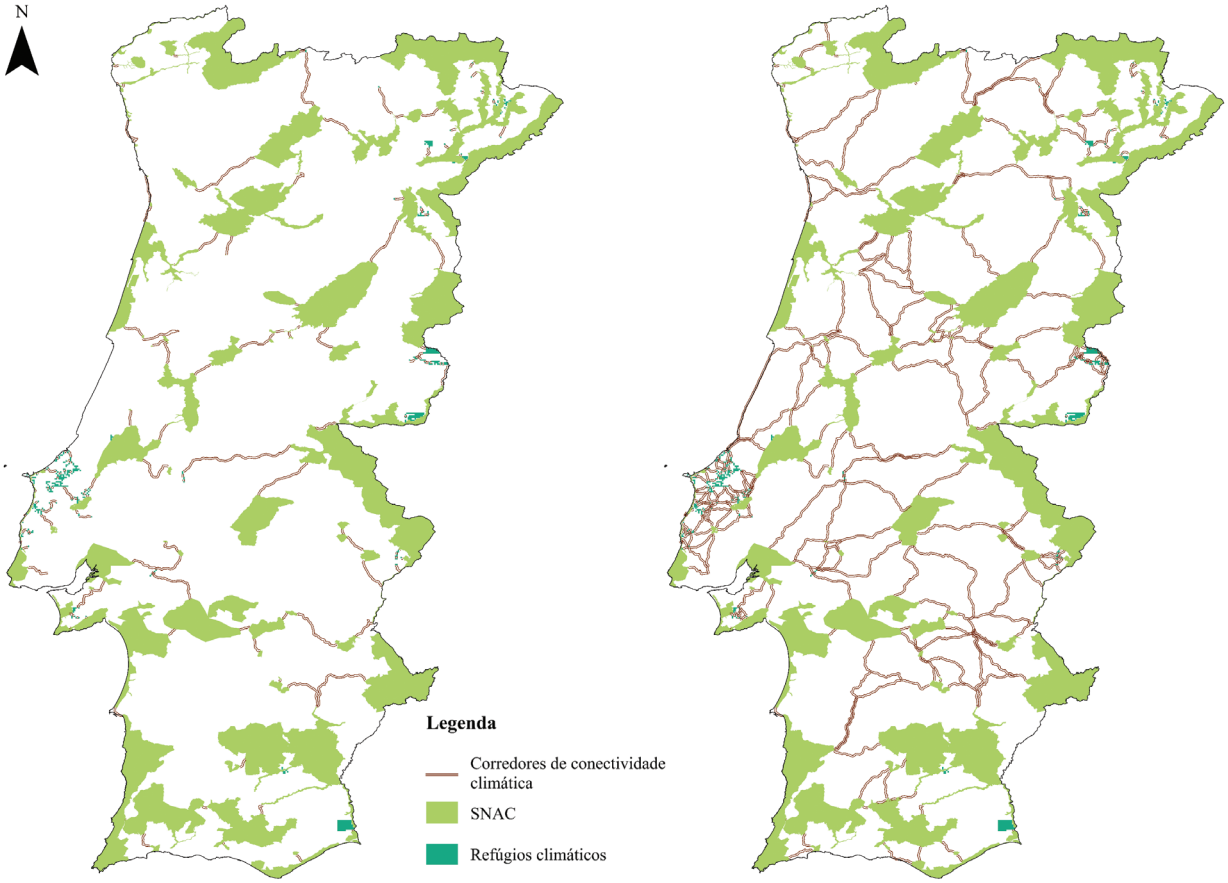



**Figura Suplementar 3.2.1. g.** Propostas alternativas de Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB): tendo como meta 100 km² de segurança climática por espécie no cenário RCP 8.5. A proposta inclui as áreas da RNAP, ZEC, ZPE (SNAC considerada) e rede otimizada de refúgios climáticos (de retenção e cadeias de dispersão). Os dois cenários de corredores climáticos são identificados aplicando o algoritmo para otimização do problema da árvore mínima de suporte em grafos (*minimum spanning tree*) (112) de duas formas: globalmente (esquerda), identificando as conexões que, com custo mínimo, medido pela distância euclidiana ponderada pela superfície de conectividade climática; Figura 3.2.1.i), permitam ligar todas as áreas de conservação da rede; regionalmente (direita), identificando conexões de menor custo entre pares de áreas de conservação próxima.

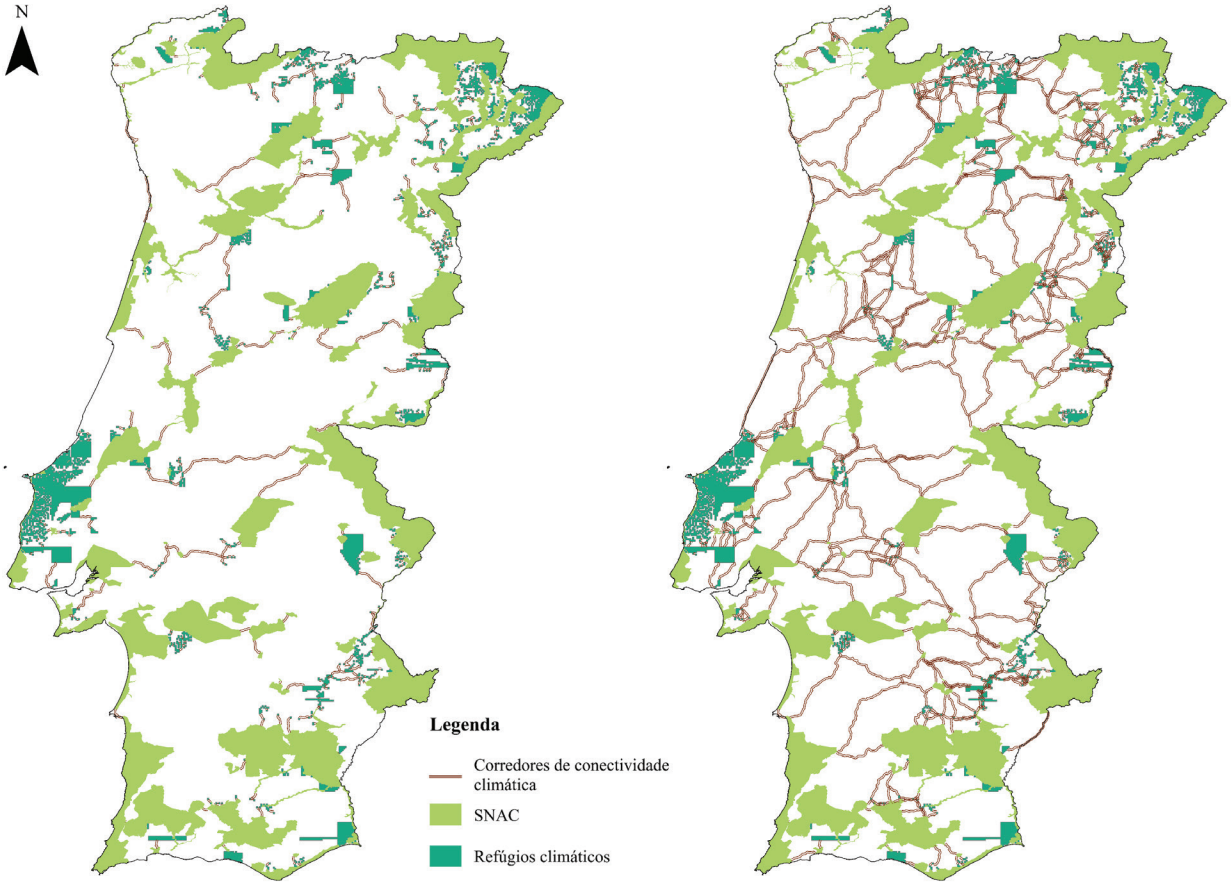



**Figura Suplementar 3.2.1. h.** Propostas alternativas de Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB): tendo como meta 500 km$^2$ de segurança climática por espécie no cenário RCP 8.5. A proposta inclui as áreas da RNAP, ZEC, ZPE (SNAC considerada) e rede otimizada de refúgios climáticos (de retenção e cadeias de dispersão). Os dois cenários de corredores climáticos são identificados aplicando o algoritmo para otimização do problema da árvore mínima de suporte em grafos (*minimum spanning tree*) (112) de duas formas: globalmente (esquerda), identificando as conexões que, com custo mínimo, medido pela distância euclidiana ponderada pela superfície de conectividade climática; Figura 3.2.1.i), permitam ligar todas as áreas de conservação da rede; regionalmente (direita), identificando conexões de menor custo entre pares de áreas de conservação próxima.

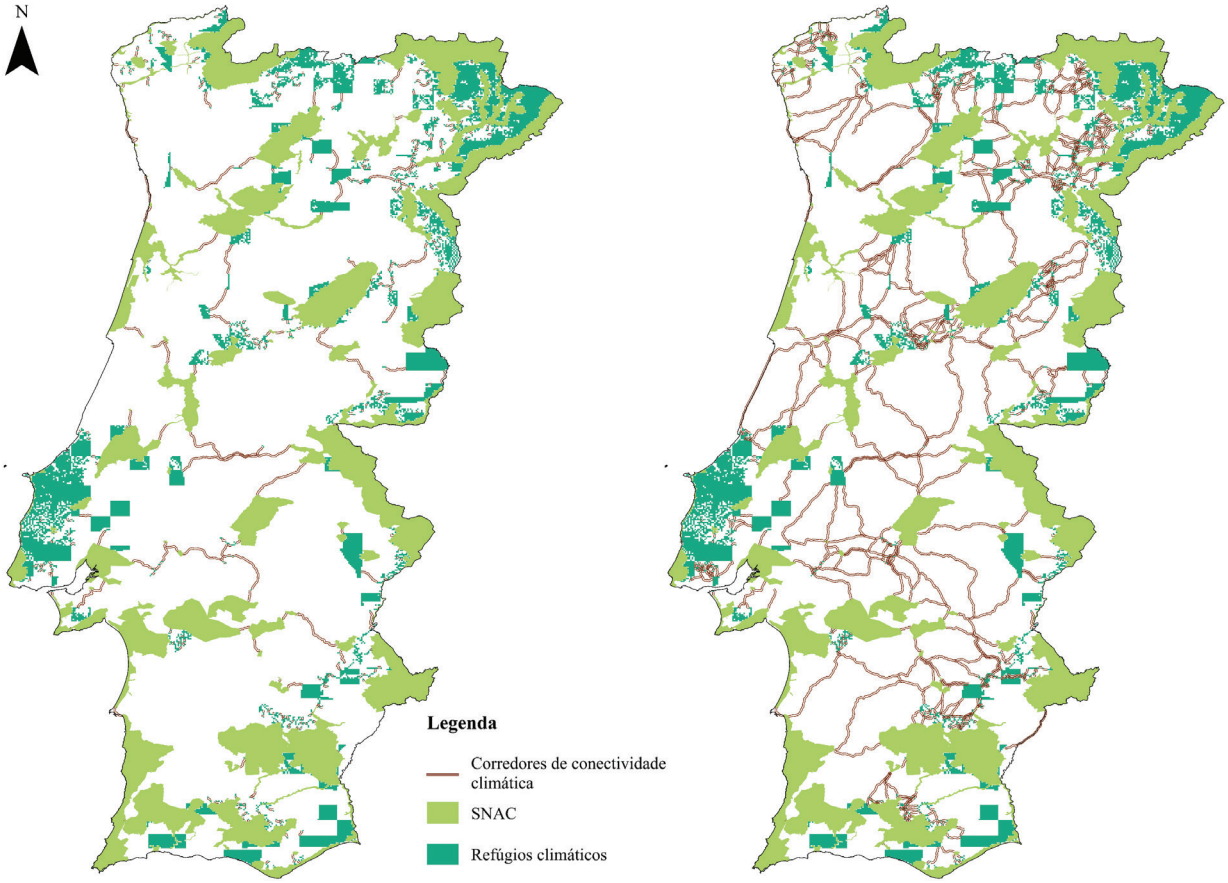



**Figura Suplementar 3.2.1. i.** Propostas alternativas de Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade (EACB): tendo como meta 1000 km$^2$ de segurança climática por espécie no cenário RCP 8.5. A proposta inclui as áreas da RNAP, ZEC, ZPE (SNAC considerada) e rede otimizada de refúgios climáticos (de retenção e cadeias de dispersão). Os dois cenários de corredores climáticos são identificados aplicando o algoritmo para otimização do problema da árvore mínima de suporte em grafos (*minimum spanning tree*) (112) de duas formas: globalmente (esquerda), identificando as conexões que, com custo mínimo, medido pela distância euclidiana ponderada pela superfície de conectividade climática; Figura 3.2.1.i), permitam ligar todas as áreas de conservação da rede; regionalmente (direita), identificando conexões de menor custo entre pares de áreas de conservação próxima.

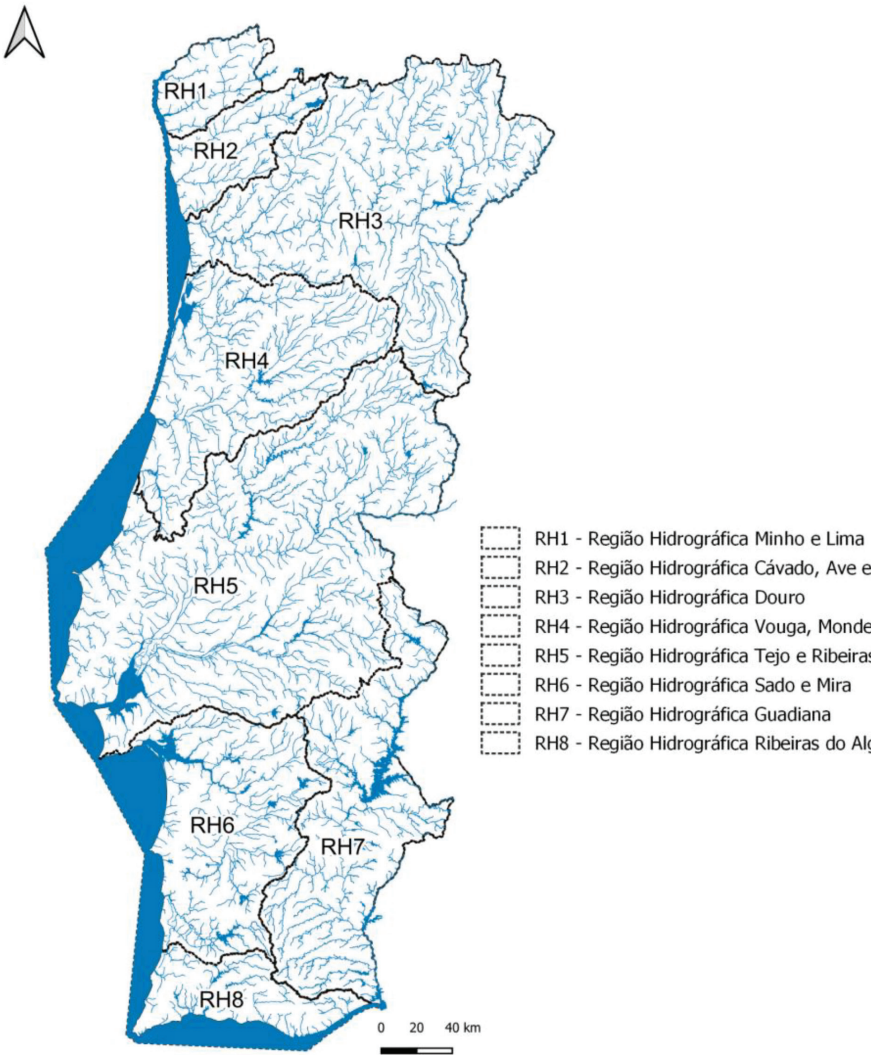



**Figura suplementar 3.3.1. a.** Identificação das Regiões Hidrográficas (RH) em Portugal Continental.

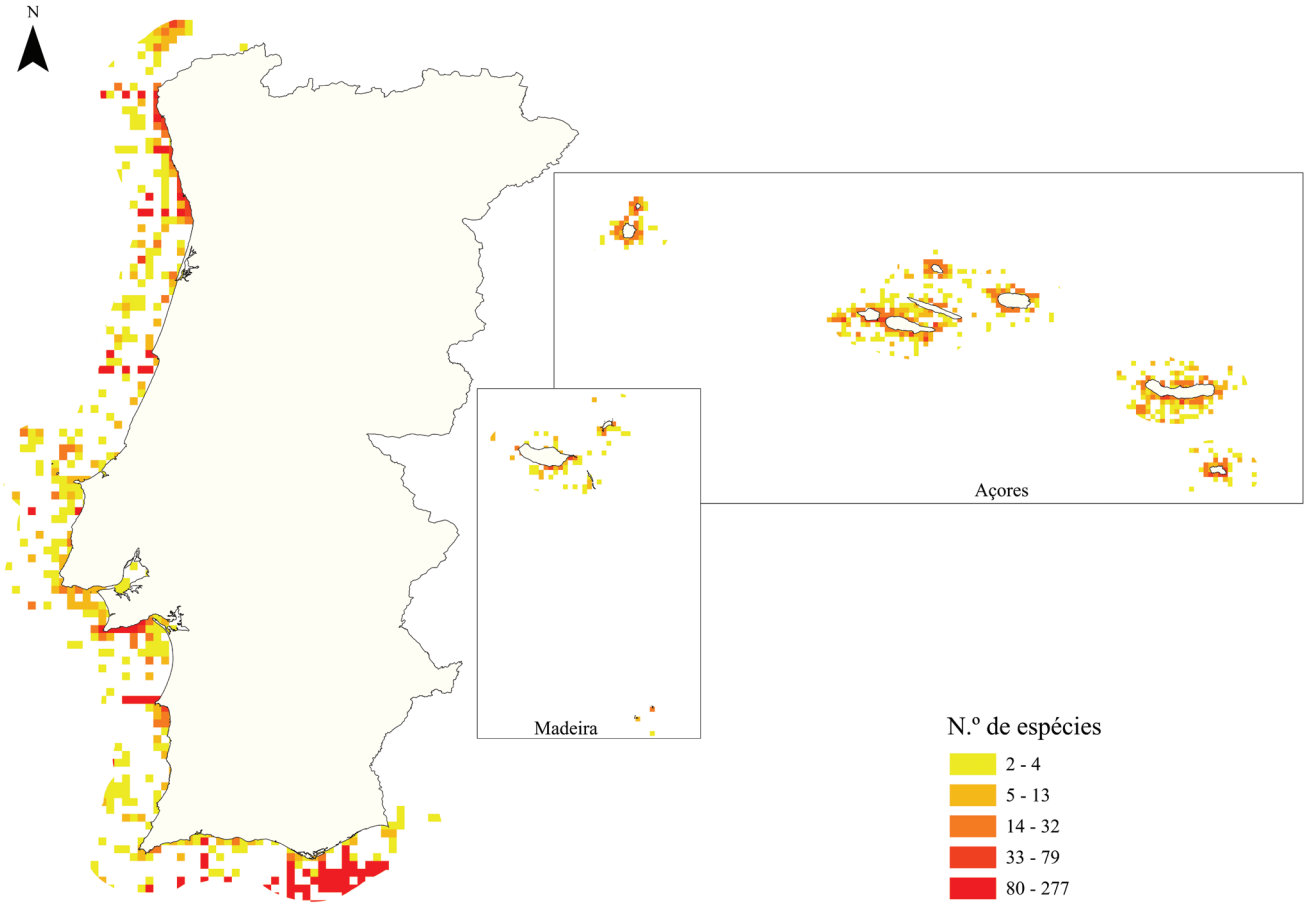



**Figura Suplementar 3.4.2.1. a.** Riqueza estimada de espécies marinhas bentónicas no mar continental português (dentro das 12 milhas da linha de costa).

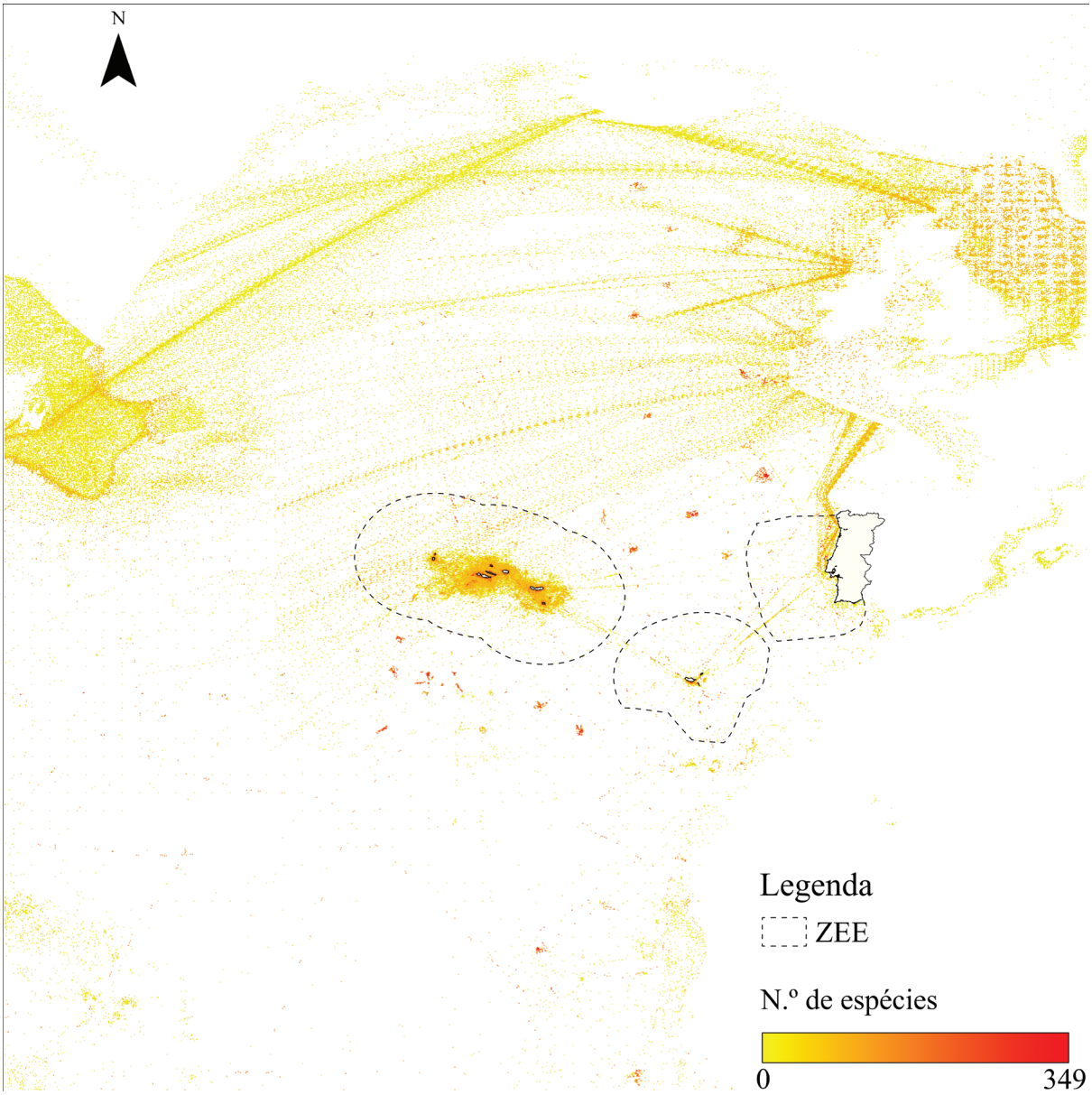
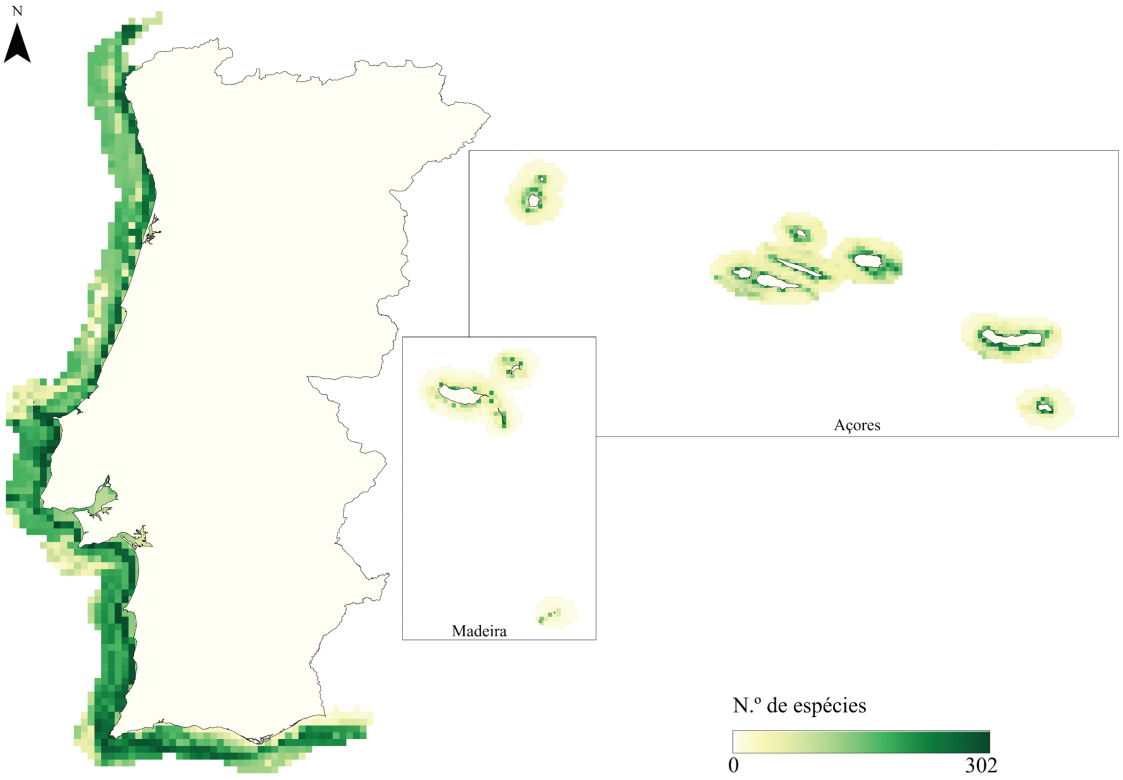



**Figura Suplementar 3.4.2.1. b.** Riqueza estimada de espécies marinhas pelágicas no Atlântico Norte.



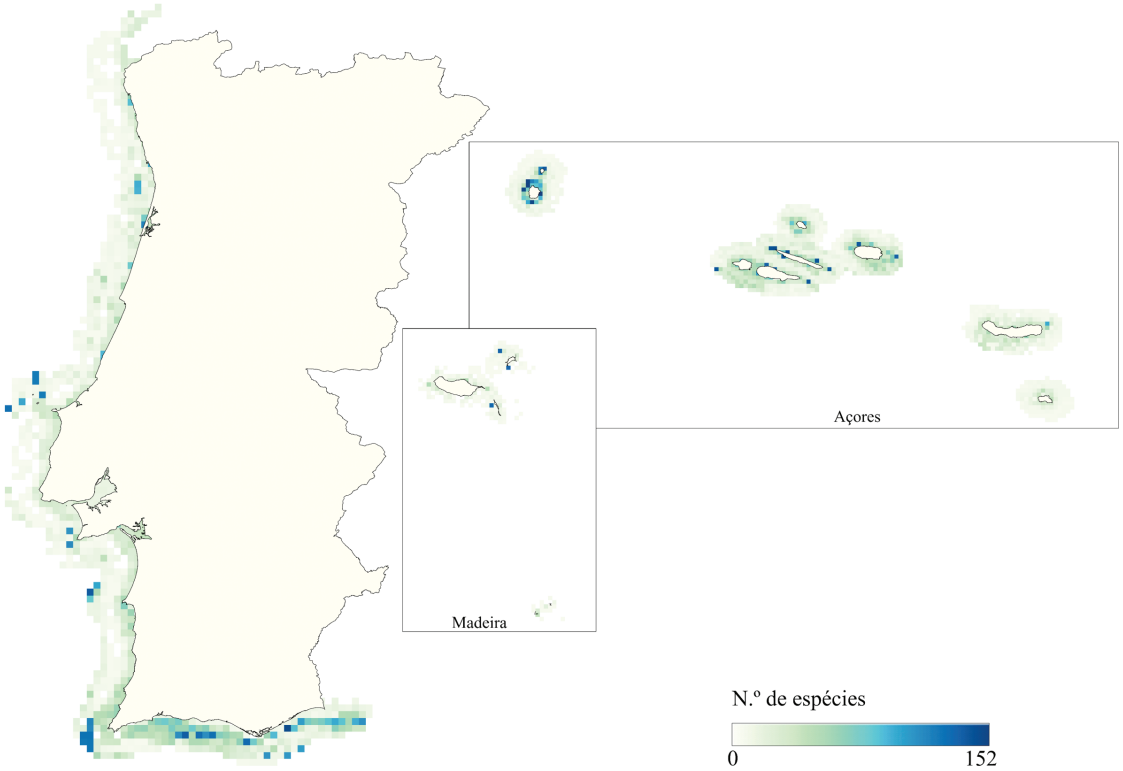




**Figura Suplementar 3.4.2.1. c.** Riqueza de espécies apresentando padrões climáticos de retenção (111) e deslocação (011, 010, 001) na zona bentónica nas 12 milhas da linha de costa no decurso do Século XXI. Projeções feitas com base no cenário de forçamento radiativo SSP119.

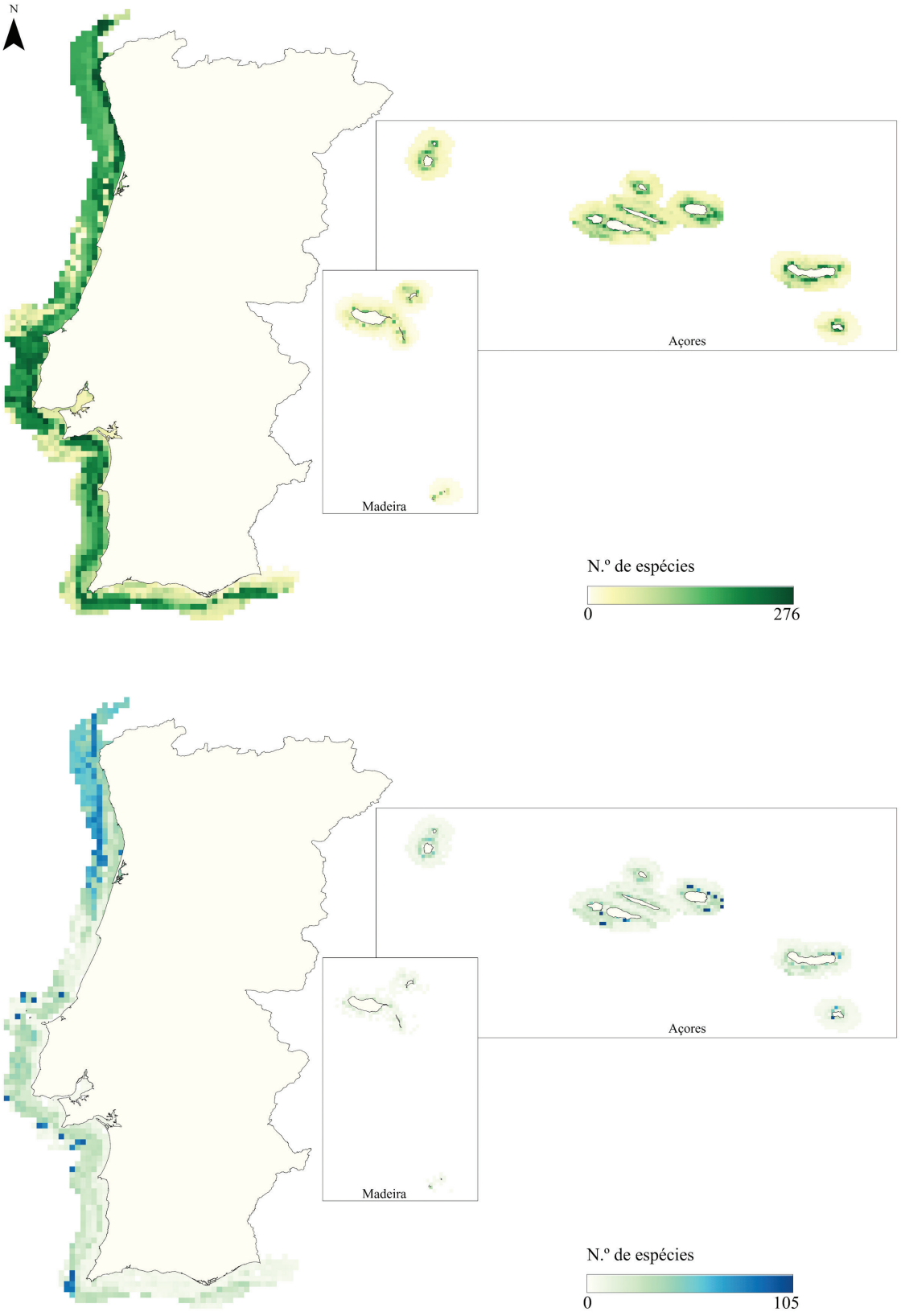



**Figura Suplementar 3.4.2.1. d.** Riqueza de espécies apresentando padrões climáticos de retenção (111) e deslocação (011, 010, 001) na zona bentónica nas 12 milhas da linha de costa no decurso do Século XXI. Projeções feitas com base no cenário de forçamento radiativo SSP460.

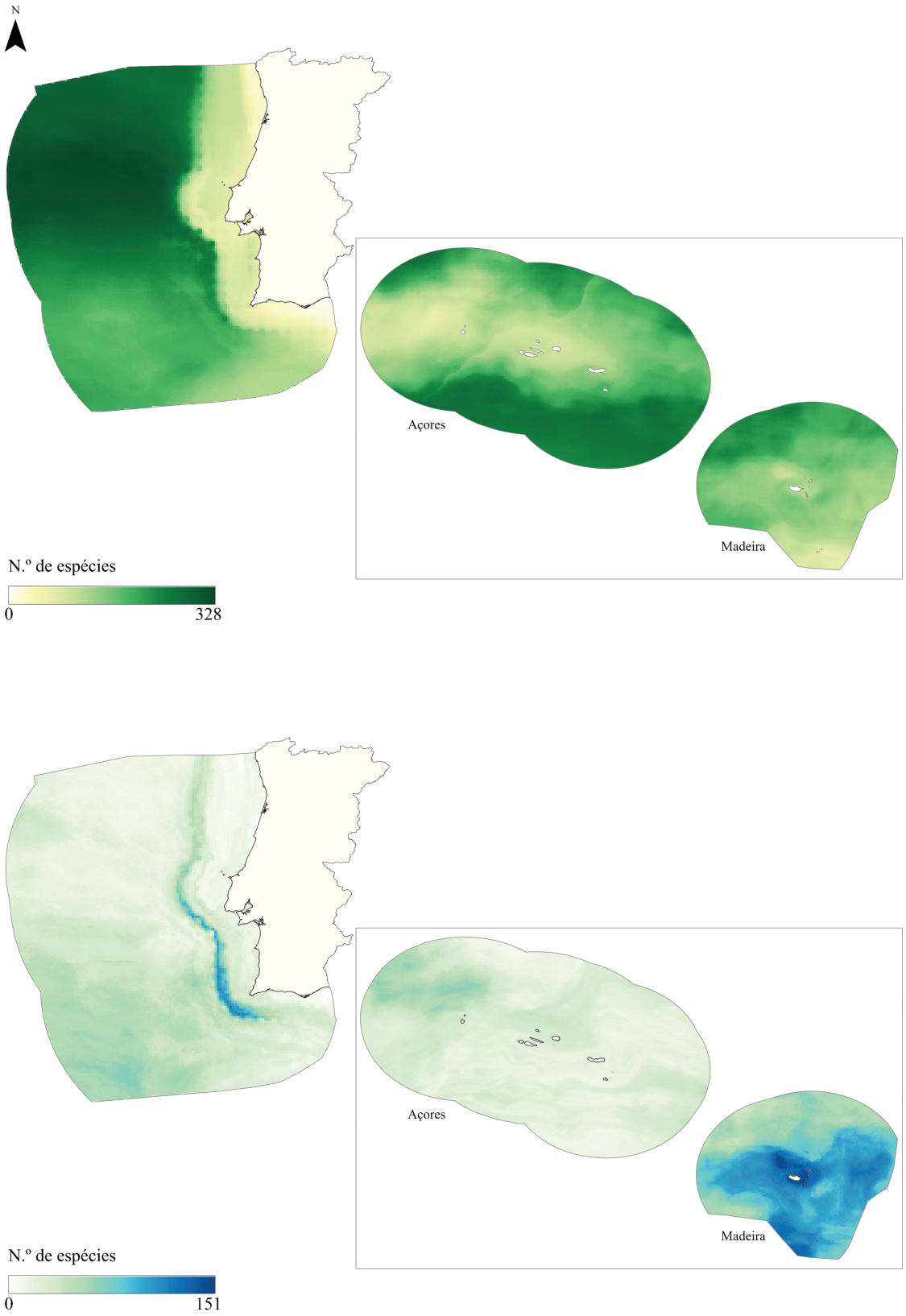
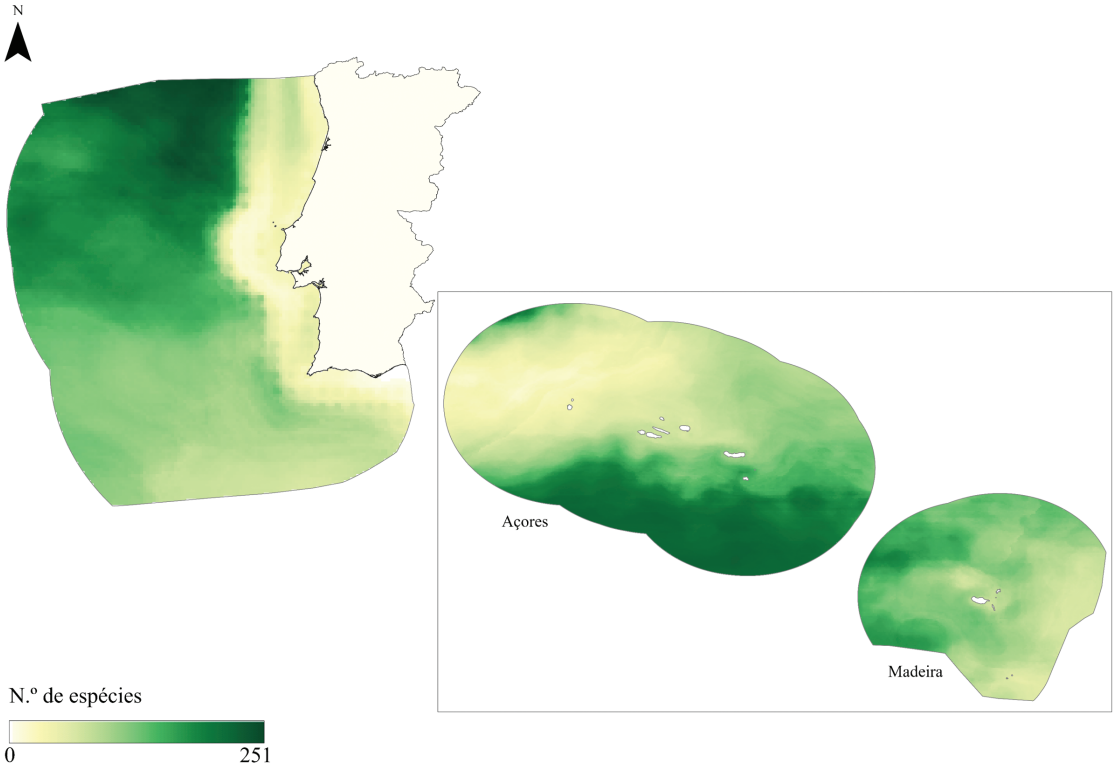



**Figura Suplementar 3.4.2.1. e.** Riqueza de espécies apresentando padrões climáticos de retenção (111) e deslocação (011, 010, 001) na zona pelágica das 12 milhas da linha de costa e zona económica exclusiva no decurso do Século XXI. Projeções feitas com base no cenário de forçamento radiativo SSP119.



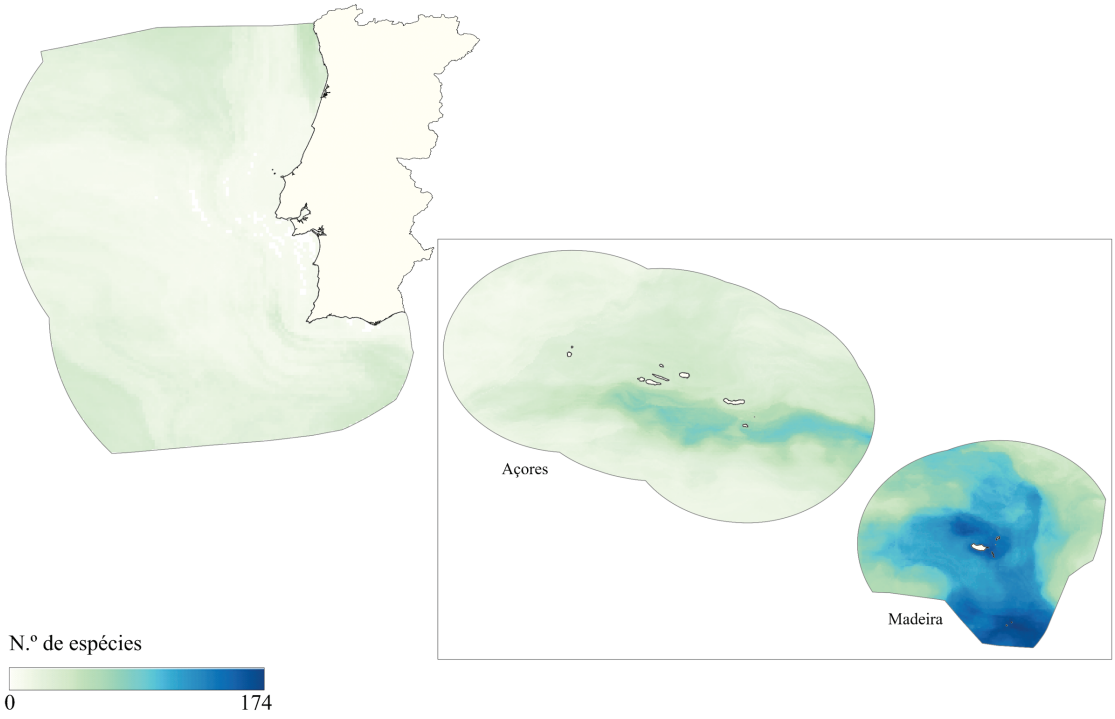




**Figura Suplementar 3.4.2.1. f.** Riqueza de espécies apresentando padrões climáticos de retenção (111) e deslocação (011, 010, 001) na zona pelágica nas 12 milhas da linha de costa e zona económica exclusiva no decurso do Século XXI. Projeções feitas com base no cenário de forçamento radiativo SSP460.

# ANEXO A.

## Objetivos do caderno de encargos do estudo

**Contributos para a Abordagem Portuguesa para o Período pós-metas de Aichi**

**Eixo I - Biodiversidade e Clima**

O objetivo é desenvolver as bases técnicas e científicas da política de adaptação da biodiversidade às alterações climáticas em Portugal, acautelando a sustentabilidade futura das medidas de preservação do capital natural português. Para o efeito, pretendem-se alcançar três objetivos específicos:

1. Identificar refúgios climáticos e/ou áreas passíveis de gestão para retenção das distribuições de espécies dentro do Sistema Nacional de Áreas Classificadas e proposta de medidas de gestão adequadas;

2. Identificar de potenciais corredores e *stepping stones* entre áreas do Sistema Nacional de Áreas Classificadas e proposta de medidas de gestão adequadas para as mesmas;

3. Desenvolver um conjunto de recomendações para a implementação de uma política de adaptação da biodiversidade às alterações climáticas, em articulação com os eixos de biodiversidade e território, águas interiores e costeiras, oceanos e pessoas.

**Eixo II - Biodiversidade e Território**

O objetivo é desenvolver uma proposta de consolidação estratégica e normativa para a política de conservação da natureza e da biodiversidade no que se refere à adaptação às alterações climáticas, assegurando a integração de refúgios, corredores e *stepping stones*, definidos no Eixo 1, nos instrumentos de ordenamento do território e propondo mecanismos que enquadrem a classificação dinâmica de áreas de gestão adaptativa, no quadro de mecanismos de gestão e de financiamento inovadores, em articulação com o Eixo 5 (biodiversidade e pessoas). As componentes de conectividade e dinamismo que se pretendem integrar na Rede Fundamental de Conservação da Natureza (RFCN) contribuirão para o estabelecimento de uma proposta de Infraestrutura Verde nos termos da Estratégia da Biodiversidade 2030 (EC, 2020). Para o efeito pretendem-se alcançar dois objetivos:

1. Identificar as oportunidades de ordenamento e gestão do território de base ecológica que permitam a integração dos refúgios, corredores e *stepping stones* nos instrumentos em vigor, valorizando o capital natural através de processos de desenvolvimento orientados para a conservação da biodiversidade e adaptação às alterações climáticas;

2. Proceder a uma análise crítica das políticas públicas em articulação com diversos organismos públicos competentes e, mediante consulta com parceiros sociais, promover medidas de gestão intersectoriais que conduzam à implementação de uma infraestrutura verde, de caráter dinâmico, que contemple as necessidades de adaptação da biodiversidade às alterações climáticas no território de Portugal continental.

**Eixo III - Biodiversidade e Águas Interiores e Costeiras**

O objetivo é desenvolver uma revisão dos instrumentos de gestão e ordenamento do território ao nível das águas interiores e costeiras de Portugal continental, assim como o desenvolvimento de uma proposta de enquadramento normativo para a política de adaptação da biodiversidade aquática às alterações climáticas. A partir dos vários planos de gestão de bacias hidrográficas e dos programas da orla costeira em vigor, será proposto um conjunto de medidas para a gestão da biodiversidade e ecossistemas aquáticos num contexto de adaptação climática ao nível das diferentes regiões hidrográficas. Esta política, além da articulação das medidas e as ações relativas à Estratégia da Biodiversidade 2030 com as de proteção costeira e restauro dos ecossistemas no quadro das políticas de adaptação às alterações climáticas, considerando as situações de risco e salvaguarda de pessoas e bens, rege-se por três princípios essenciais: a necessidade de fomentar a conectividade entre áreas de conservação importantes da RFCN; a necessidade de identificar áreas de retenção de espécies aquáticas num contexto de alterações climáticas; e a necessidade de conferir dinamismo e flexibilidade aos mecanismos de gestão, recorrendo a princípios de gestão adaptativa fortemente ancoradas em processos de decisão suportados pela evidência científica. Esta análise permitirá o desenvolvimento de critérios que auxiliem a identificação de uma infraestrutura azul, que integre as necessidades de adaptação da biodiversidade aquática às alterações climáticas, com os instrumentos de ordenamento do território existentes, nos termos da Estratégia da Biodiversidade 2030 (EC, 2020). Para o efeito pretendem-se alcançar três objetivos:

1. Identificar as lacunas e/ou dessincronizações existentes em políticas de gestão da água normalmente associadas às diferentes utilizações humanas, para que estas incluam adequadamente a avaliação das necessidades dos vários ecossistemas aquáticos desde a nascente até às zonas costeiras;

2. Propor medidas a incluir nos programas especiais da orla costeira e no plano de ordenamento das atividades marinhas que incluam a promoção da biodiversidade e o combate às alterações climáticas, com vista à futura definição de uma infraestrutura azul para cada região hidrográfica e para a zona costeira (em estreita ligação com a infraestrutura verde na área envolvente e a infraestrutura azul do oceano);

3. Propor medidas complementares de valorização do património natural aquático e identificar oportunidades para melhoria do conhecimento nos domínios da gestão sustentável e adaptativa dos ecossistemas aquáticos e da infraestrutura azul.

**Eixo IV - Biodiversidade e Oceanos**

O objetivo é propor um plano de implementação da Rede Nacional de Áreas Marinhas Protegidas em Portugal, integrando os principais valores do capital natural do oceano, incluindo o seu papel para a mitigação dos efeitos das alterações climáticas, e conferindo resiliência climática a essa Rede. Para o efeito, propõem-se quatro objetivos específicos:

1. Identificar as zonas prioritárias para a conservação marinha que permitam alcançar 30% de proteção em áreas marinhas protegidas (AMP) total ou fortemente protegidas;

2. Cartografar os habitats marinhos prioritários que possam vir a formar a infraestrutura azul da ZEE devido ao seu potencial de absorção de carbono;

3. Estruturar um plano de recuperação dos habitats marinhos prioritários de forma a maximizar o seu papel no combate às alterações climáticas;

4. Efetuar um levantamento histórico das alterações da biomassa das espécies marinhas com interesse comercial e desenvolver planos de recuperação dessa biomassa, como parte integrante da infraestrutura azul, considerando os efeitos das alterações climáticas nos stocks pesqueiros e formas de substituição face à atual migração para os polos de diversas espécies com interesse comercial e à chegada de novas espécies.

**Eixo V - Biodiversidade e Pessoas**

O objetivo é evidenciar o potencial dos mecanismos de "biodiversity banking and offsetting", no contexto da gestão adaptativa que se pretende implementar (a nova infraestrutura de BIODIVERSIDADE 2030 – ver Eixo 1, 2, 3, e 4), e contribuir para a transposição destes instrumentos para a política de conservação da natureza em Portugal. Este sistema, análogo ao mercado de carbono, permitirá onerar atividades com impactes negativos na produção de serviços de ecossistema proporcionados pela biodiversidade e remunerar, simultaneamente, atividades que tenham impactes positivos. Ainda que concebido para aplicação em Portugal, o sistema será gizado de modo a permitir uma eventual adoção num âmbito mais abrangente, p. ex., ao nível da União Europeia. A determinação do valor económico dos serviços de ecossistema, sendo essencial para remunerar esses serviços, não será consignada nesta proposta, sendo o seu foco, como mencionado atrás, a operacionalização de um mecanismo de "*biodiversity banking and offsetting*".

# ANEXO B.

## Proposta de roteiro para uma nova agenda de biodiversidade 2030

Sem prejuízo de que os diagnósticos e recomendações dos capítulos anteriores sejam objeto de uma análise e reflexão técnica e política independentes, sugerimos um possível roteiro de implementação de algumas das medidas chave que emanam deste estudo. Este roteiro está orientado em função dos quatro objetivos estratégicos elencados no sumário executivo e do qual emanam nove reformas propostas, e 7 recomendações complementares.

Naturalmente, a decisão sobre as medidas a implementar, assim como a metodologia dessas implementações, excede o mandato dos autores deste estudo mas considerámos, não obstante, que um exercício de operacionalização pode ser útil aos que, futuramente, recorram a este estudo numa ótica aplicada.

*Reforçar a coerência das áreas protegidas* e restaurar populações e ecossistemas degradados (capítulo 3)

| Medida | Instituições | Ação |
|---|---|---|
| Reforma 1 - Operacionalização da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade, ajudando a concretizar o objetivo de conservação de 30% do território - vertente refúgios | ICNF | Validação no terreno (Ground truthing) das propostas de priorização realizadas para a EACB;<br><br>Caracterização dos desafios e oportunidades que se colocam à implementação da EACB à escala local;<br><br>Articulação das propostas de priorização de refúgios da EACB com designações atuais do SNAC e outras que venham a surgir no âmbito da prossecução da meta de conservação de 30%, dos quais 1/3 de forma estrita;<br><br>Proposta de modelo de gestão a adotar para os diferentes refúgios climáticos identificados, seja via integração no SNAC ou como OECM. |
| Reforma 1 - Operacionalização da Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade, ajudando a concretizar o objetivo de conservação de 30% do território - vertente corredores climáticos | DGT | Criação de grupo de trabalho com vista à integração dos princípios inerentes à conectividade climática na estrutura nacional de conectividade ecológica;<br><br>Discussão sobre a pertinência de inclusão dos princípios de conectividade climática na Reserva Ecológica Nacional (REN), o que conduziria a uma eventual revisão do DL n.º 166/2008, de 22 de Agosto.<br><br>Proposta de enquadramento normativo para integrar os corredores climáticos nos instrumentos de ordenamento e gestão do território em vigor, na revisão desses instrumentos, ou na elaboração de novos instrumentos, como é o caso dos Programas Regionais de Ordenamento do Território, no que se refere especificamente à ERPVA. |

| Medida | Instituições | Ação |
|---|---|---|
| Recomendação A associada a Reforma 1 - Ponderação sobre o enquadramento normativo da EACB | DGT | Revisão dos conteúdos estratégicos e operativos das servidões administrativas de utilidade pública;<br><br>Assegurar a integração de medidas de gestão adaptativa nos Programas Especiais das áreas de refúgio climático coincidentes com o SNAC e respetiva transposição para os PDM;<br><br>Proposta de enquadramento para integrar os corredores climáticos nas servidões administrativas e de utilidade pública em sede de instrumentos de ordenamento e gestão do território em vigor, com destaque para a inclusão na REN de critérios de conservação e adaptação climática da biodiversidade |
| Recomendação B no âmbito da Reforma 1 - Articulação da EACB com Espanha | MAAT (ICNF) | Proposta de criação de grupo de trabalho Luso-Espanhol no âmbito de cimeira entre os dois estados para articulação dos princípios da EACB à escala Ibérica.<br><br>Possibilidade de candidatura a um Projeto LIFE Integrado Estratégico para implementação de iniciativas de conservação e restauro de índole transfronteiriça. |
| Reforma 2 - Reforço do nível de proteção das áreas classificadas portuguesas com vista a uma cobertura total de 10% | ICNF, DGRM | Identificação de territórios públicos (p.ex., matas públicas) passíveis de reclassificação com fins de restauro ecológico e conservação estrita;<br><br>Identificação de território marinho com potencial para classificação de áreas de proteção estrita em áreas protegidas existentes ou a designar;<br><br>Avaliação estratégica dos territórios privados passíveis de aquisição pública para conversão em territórios de proteção estrita e estudo de mecanismos de financiamento público que permitam viabilizar a aquisição;<br><br>Revisão do RJCN ou elaboração de nova legislação que regule a implementação do conceito de OECM e o relacione com mecanismos de financiamento próprios;<br><br>Preparação de campanha de incentivo à classificação de território privado. Neste sentido deverá ser, igualmente, preparado um pacote de incentivos financeiros e fiscais que induzam os proprietários a solicitar a classificação de território privado com níveis de proteção estrita. |
| Reforma 5 - Programa de restauro dos ecossistemas aquáticos de águas interiores que afetam o Sistema Nacional de Áreas Classificadas e a Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade | APA, ICNF | Caracterização fina das necessidades de restauro das linhas de água em estado mau, medíocre, ou razoável no SNAC (2416 km) e em áreas adicionais de refúgio climático da EACB proposta (408 km);<br><br>Elaboração de planos de gestão para as linhas de água identificadas (com objetivos de melhoramento de qualidade da água por ciclos de planeamento) e sua integração em mecanismos de financiamento disponíveis (taxas de usufruto do recurso hídrico com melhor qualidade e/ou compra de créditos para investir em ecossistemas mais degradados);<br><br>Conclusão da implementação de medidas e obras de restauro ecológico nas linhas de água identificadas com avaliação inferior a bom, priorizando as que se incluem em áreas SNAC e refúgios climáticos;<br><br>Dar continuidade ao estudo levado a cabo pelo Conselho Nacional da Água, em 2017, com vista à identificação das infraestruturas hidráulicas classificadas como obsoletas e estabelecimento de cronograma de remoção;<br><br>Remoção urgente de pelo menos 50% das infraestruturas hidráulicas transversais obsoletas, começando pelas identificadas como prioritárias (dentro de áreas SNAC). |

| Medida | Instituições | Ação |
|---|---|---|
| Reforma 6 - Programa de restauro ecológico dos ecossistemas marinhos que afetam o Sistema Nacional de Áreas Classificadas e Estrutura de Adaptação Climática da Biodiversidade | ICNF, DGRM | Identificação das oportunidades para a promoção da captura e armazenamento de CO2 por ecossistemas costeiros e marinhos. Em particular, identificação das prioridades de restauro das pradarias de ervas marinhas, sapais e florestas de macroalgas;<br><br>Plano para implementação de medidas para promoção de captura e armazenamento de CO2 por ecossistemas marinhos e costeiros, incluindo medidas para restaurar os ecossistemas prioritários e articulação com mecanismos de financiamento.<br><br>Implementação do restauro de pelo menos 30% dos ecossistemas costeiros identificados como prioritários;<br><br>Implementação de projetos piloto para a promoção da captura e armazenamento de CO2 por ecossistemas costeiros e marinhos;<br><br>Avaliação dos resultados do restauro implementado. |

*Gerir com eficácia a biodiversidade protegida (capítulo 4)*

| Medida | Instituições | Ação |
|---|---|---|
| Reforma 3 - Definição de planos de gestão ativa e adaptativa para as áreas classificadas do SNAC e OECM | ICNF, AR | Revisão do RJCNB, ponto 2, artigo 23A, Decreto-Lei n.º 142/2008, referente às intervenções específicas, com vista ao aprofundamento do quadro legislativo, com vista à regulação e implementação do conceito de gestão ativa e adaptativa às áreas do SNAC e outras áreas com intervenção OECM;<br><br>Estudo relativo a prioridades e enquadramento normativo e financeiros, com vista à aquisição de áreas para conservação da biodiversidade, designadamente as que cumprem papel de refúgio climático no SNAC e EACB;<br><br>Estabelecimento de contratos gestão (>10 anos) com gestores responsáveis por ativos importantes de biodiversidade, sempre que possível, recorrendo ao conceito de OECM, tanto em áreas do SNAC como noutras áreas da EACB;<br><br>Implementação de mecanismos de remuneração de serviços de ecossistemas especificamente orientados para favorecer a adaptação climática da biodiversidade no SNAC e outras áreas prioritárias para a conservação, designadamente a EACB.. |
| Reforma 4 - Aprofundamento do modelo de cogestão de modo a incluir a gestão ativa da biodiversidade, o empoderamento dos atores locais, e a separação entre promoção, avaliação e fiscalização, por um lado, e responsabilidade executiva da gestão, por outro. | MAAC, AR | Revisão do Decreto-Lei n.º 116/2019 que define o modelo de cogestão das áreas protegidas;<br><br>Consignar um modelo de cogestão aprofundado que traslade para as comissões de cogestão a gestão ativa da biodiversidade para fins de conservação e restauro;<br><br>Garantir a separação de responsabilidades de promoção, avaliação e fiscalização, sob alçada da autoridade nacional de conservação e da biodiversidade, das responsabilidades de execução de programas de gestão;<br><br>Criar mecanismos de contratualização da cogestão, acompanhados de mecanismos de financiamento adequados para viabilizar a cogestão do SNAC no quadro dos objetivos europeus assumidos pelo Estado português;<br><br>Institucionalizar mecanismos de gestão adaptativa para biodiversidade e preveja mecanismos adequados de monitorização e avaliação de resultados. |

*Respeitante ao financiamento para a biodiversidade (capítulo 5)*

| Medida | Instituições | Ação |
|---|---|---|
| Reforma 7 - Ampliação da utilização do princípio do utilizador-pagador às áreas protegidas portuguesas | AR, Fundo Ambiental, ICNF, DGRM, Comissões de cogestão da RNAP (e RNAMP quando aplicável) | Revisão legislativa no sentido de alterar os n.º 4 e 5 do artigo 38.º do Decreto-Lei n.º 142/2008, de 24 de julho na sua atual redação, por forma a consignar as verbas obtidas com aplicação do princípio-utilizador pagador no SNAC às respetivas comissões de cogestão;<br><br>Estudo sobre implementação operacional do princípio do utilizador-pagador na RNAP e RNAMP;<br><br>Promoção de uma discussão de pormenor (em formato colaborativo e participado) com vista a desenvolver soluções para implementação do princípio do utilizador-pagador, pelas comissões de cogestão, em diferentes áreas da RNAP e RENAMP;<br><br>Implementar projetos piloto do princípio do utilizador-pagador em, pelo menos, cinco áreas protegidas, uma por Direção Regional;<br><br>Avaliação das medidas implementadas e proposta de recomendações finais com vista à aplicação generalizada do princípio de utilizador-pagador em áreas da RNAP e RENAMP. |
| Reforma 8 - Criação de mercados de créditos de biodiversidade | ICNF, APA, Banco Português de Fomento, parceria público-privada a definir | Promoção de um estudo à com vista viabilização e operacionalização de um mercado de créditos de biodiversidade nacional e realização de teste-piloto, de forma a testar a aplicabilidade e resultados deste instrumento;<br><br>Criação da regulamentação necessária ao mercado de créditos de biodiversidade;<br><br>Implementação do mercado de créditos de biodiversidade. |
| Reforma 9 - Introdução de mecanismos de fiscalidade verde | Governo, Fundo Ambiental, Ministério das Finanças, Ministério da Economia | Promoção da reforma fiscal verde, com vista a identificar de forma estruturada: taxas e impostos para onerar a atividade de quem impacta diretamente os ecossistemas de forma negativa; benefícios fiscais para quem, na sequência das suas atividades, promove a biodiversidade;<br><br>Promoção de um estudo que desenvolva metodologias para valoração do capital natural, sua relação com a criação de riqueza em Portugal, e que permita avaliar o impacte que a degradação do capital natural poderá ter no PIB;<br><br>Emissão de uma Obrigação Soberana Verde para cobrir os custos e investimentos públicos associados ao restauro, manutenção e melhoria do capital natural. |
| Recomendação C relativa à Reforma 8 - Criação de um Fundo de Biodiversidade | ICNF, APA, Banco Português do Fomento | Criar um fundo de biodiversidade, integrado no Fundo Ambiental (projeto piloto demonstrador), com capacidade de investimento em empresas que promovem a biodiversidade. |

Respeitante a assuntos transversais necessários a uma boa implementação de política de biodiversidade 2030

| Medida | Instituições | Ação |
|---|---|---|
| Recomendação D para melhoria da qualidade e quantidade de dados biológicos para suporte à decisão | ICNF, APA, IPMA, DGT | Definir organograma, procedimentos e infraestrutura necessária para implementar um sistema nacional de informação sobre biodiversidade que abranja todo o território nacional terrestre, marinho e de águas interiores.<br><br>Implementar o sistema nacional de informação sobre biodiversidade integrando-o com as bases de dados europeias e internacionais como, p.ex., GBIF, EMODNET/OBIS. |
| Recomendação E para melhoria da qualidade e quantidade de dados biológicos para suporte à decisão | FCT, ICNF, APA, IPMA, DGT, GBIF Portugal | Criar linhas de financiamento específicas para obtenção de dados biológicos em falta para o apoio à decisão, em cooperação com iniciativas europeias como a "Biodiversity Partnership".<br><br>Alinhar standards nacionais de disponibilização de dados biológicos com standards internacionais, nomeadamente no âmbito do GBIF, OBIS e GenBank.<br><br>Criar mecanismos de implementação de partilha obrigatória de dados sobre biodiversidade com o sistema nacional de informação sobre biodiversidade, gerados a partir de projetos de investigação científica financiados com fundos públicos. |
| Recomendação F para monitorização de progressos nas metas pós-2020 | SECNFOT (APA, ICNF, DGT) | Criar equipa de missão para monitorização das metas pós-2020;<br><br>Obter consenso sobre indicadores de progresso no cumprimento de metas pós-2020 em articulação com procedimentos acordados a nível europeu;<br><br>Produzir relatórios sobre cumprimento de indicadores de biodiversidade a integrar, anualmente, no Relatório sobre o Estado do Ambiente. |
| Recomendação G para revisão da ENCNB 2030 | ICNF | Rever prioridades e metas da ENCB 2030 à luz dos compromissos pós-2020 da CBD, da Estratégia Europeia de Biodiversidade 2030 e dos resultados deste relatório. |

# ANEXO C.

## Créditos

### Capítulo 1 - Contexto

*Porquê preservar a biodiversidade; o desafio global*
Miguel Bastos Araújo; com contributos de Emanuel Gonçalves; Rosário Oliveira.

*O desafio europeu*
Miguel Bastos Araújo, Emanuel Gonçalves; Rosário Oliveira; Isabel Sousa Pinto; contributos de Diogo Alagador; Sara Antunes.

*O desafio nacional*
Miguel Bastos Araújo e Rosário Oliveira; contributos de Emanuel Gonçalves; Isabel Sousa Pinto.

### Capítulo 2 - Alterações climáticas e biodiversidade

Miguel Bastos Araújo; com contributos de Emanuel Gonçalves; Isabel Sousa Pinto.

### Capítulo 3 - Rede de áreas de conservação para 2030

*Contexto*
*Território continental*
*Desafios climáticos para a expansão das áreas de conservação*
Miguel Bastos Araújo; contributos de Diogo Alagador; Babak Naimi; Dora Neto; Alejandro Rozenfeld.

*Desafios associados às dinâmicas de ocupação do solo*
Rosário Oliveira.

Águas Interiores
Sara Antunes, Isabel Sousa Pinto; contributos de Sandra Nogueira, Dora Neto e Miguel Bastos Araújo.

*Mar*
*Desafios climáticos para a expansão das áreas de conservação*
*Mar Profundo*
Telmo Morato, Magali Combes, Joana Brito, Luís Rodrigues, Carlos Dominguez-Carrió, Gerald H. Taranto, Laurence Fauconnet, Manuela Ramos, Jordi Blasco-Ferre, Cristina Gutiérrez-Zárate, Christopher K. Pham, Ana Colaço, José M. Gonzalez-Irusta, Eva Giacomello, Marina Carreiro-Silva; contributos de Emanuel Gonçalves.

*Modelação do nicho ecológico de espécies pelágicas e bentónicas*

Miguel Bastos Araújo, Babak Naimi, Joana Boavida-Portugal, Jorge Assis, Dora Neto, Emanuel Gonçalves.

*Identificação de zonas prioritárias de conservação costeira e pelágico offshore*
David Abecasis, Jorge Assis, Miguel Bastos Araújo, Emanuel Gonçalves.

*Habitats costeiros com potencial de mitigação de alterações climáticas*
*Restauro de populações e habitats prioritários*
Isabel Sousa Pinto; contributos de Emanuel Gonçalves e Silvia Chemello.

*Recursos pesqueiros*
Francisco Leitão; com contributos de Emanuel Gonçalves.

**Capítulo 4 - Marco regulatório do ordenamento, gestão e governança das áreas classificadas**
*Contexto*
Rosário Oliveira e Miguel Bastos Araújo.

*Meio terrestre*
Rosário Oliveira, Miguel Bastos Araújo; com contributos de João Mourato.

Águas doces e costeiras
Sara Antunes e Isabel Sousa Pinto; contributos de Sandra Nogueira, Dora Neto e Miguel Bastos Araújo.

*Propostas de ordenamento, gestão e governança*
Rosário Oliveira e Miguel Bastos Araújo.

**Capítulo 5 - Financiamento para a biodiversidade**
*5.1. Contexto*
Miguel Bastos Araújo, Sofia Santos.

*Corrigindo falhas de mercado*
*Aplicação do princípio do utilizador-pagador*
Miguel Bastos Araújo; contributos de Sofia Santos e Inês Garcia Martins.

*Aplicação do princípio do poluidor-pagador*
Inês Garcia Martins e Sofia Santos.

*Instrumentos de financiamento*
Sofia Santos.

# BIODIVERSIDADE 2030

NOVA AGENDA PARA A CONSERVAÇÃO
EM CONTEXTO DE ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS