

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



Potencial de novas ferramentas para o planeamento de áreas protegidas: O caso do Baixo Sabor

Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental

Ana Catarina Loureiro de Sousa Viana Dias

Dissertação orientada por:
Doutor Pedro Beja (CIBIO)
Professora Doutora Maria Filomena Magalhães (FCUL)

[Esta página foi intencionalmente deixada em branco.]

*"In every walk with nature
one receives far more than he seeks"*

John Muir

[Esta página foi intencionalmente deixada em branco.]

Agradecimentos

Primeiramente dirijo o meu agradecimento aos meus orientadores, ao Dr. Pedro Beja e à Professora Dra. Maria Filomena Magalhães, por tão bem me terem orientado e ajudado nesta jornada e descansado quando o trabalho não corria de acordo com as minhas expectativas.

Agradeço também ao Dr. Tiago Múrias por me ter dispensado grande parte do seu tempo a ajudar-me e ter respondido aos meus inúmeros E-mails. Ao Mário Mota por me ter prestado ajuda quando precisei e por me ter disponibilizado o seu computador quando assim foi necessário. Ao Dr. Virgílio Hermoso por toda a ajuda e disponibilidade na utilização do programa *Marxan with zones*, que pela complexidade e inovação se torna um programa desafiante. Quero também agradecer aos restantes membros do CIBIO que me disponibilizaram informação e material informático e que se mostraram disponíveis. Agradeço ao professor Dr. José Pedro Granadeiro pela ajuda inicial e pontual no programa de SIGs, essencial à elaboração da tese e também agradeço à Dra. Ana Teresa Pinto pela ajuda disponibilizada, com os quais fiquei mais confiante em parte dos meus resultados.

Agradeço à instituição Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa por todo o acolhimento e possibilidade de estudar algo que adoro e agradeço ao CIBIO pela oportunidade de realizar uma tese numa área tão interessante e inovadora.

Por último, agradeço à minha família sem os quais este processo não seria possível. Quero agradecer pelo apoio e calma que me deram. Agradeço em especial aos meus pais pelo apoio e palavras de incentivo e dedico todo o meu esforço à minha avó Leonor, da qual tenho imensas saudades, que serve de exemplo na minha vida e que estará sempre comigo e no meu pensamento. Um enorme agradecimento à Alexandra Gil! Foi o meu grande apoio e consolou-me nas alturas de maior *stresse* e deu-me forças para trabalhar e entregar a tese. Obrigada Xaninha, do fundo do meu coração! Agradeço ainda a todos os meus amigos, por todas as palavras de apoio e compreensão. Pelos momentos passados que me ajudaram a descontrair e a virar-me para o trabalho com mais afinco.

[Esta página foi intencionalmente deixada em branco.]

Resumo

As áreas protegidas têm cada vez mais importância num planeta em que a alteração dos usos do solo, a perda e fragmentação de habitats, e a utilização intensiva de recursos degrada a biodiversidade e afeta os ecossistemas e seus serviços. Apesar de muitas áreas protegidas terem sido criadas nas últimas décadas, em muitas regiões a sua cobertura permanece insuficiente e existem ainda lacunas substanciais de planeamento e gestão. Para responder a esta problemática, têm vindo a ser desenvolvidas ferramentas quantitativas de planeamento sistemático, as quais procuram encontrar soluções de zonamento que cumpram eficazmente os objetivos de conservação e que os conciliem com os interesses económicos e sociais de cada região. A presente dissertação insere-se neste contexto, tendo como objetivo a avaliação das potencialidades de um novo *software* de apoio ao planeamento, *Marxan with Zones* (*Marxan Z*), através da sua aplicação a um estudo de caso de criação e planeamento de uma nova área protegida de âmbito regional. O estudo foi desenvolvido na região do Baixo Sabor, a qual sofreu recentemente elevados impactes ecológicos devido à construção do Aproveitamento Hidroelétrico do Baixo Sabor (AHBS). Apesar disto, a região afetada ainda é rica em valores ecológicos e cénicos, estando vastas áreas incluídas na Rede Natura 2000 (RN2000). Desta forma, tem vindo a ser considerada a possibilidade de implementar uma área protegida de âmbito regional na envolvente das albufeiras do AHBS, de forma a promover a conservação dos valores naturais que ainda persistem na região. Com base nestes pressupostos, o trabalho procurou encontrar soluções de planeamento para a região, em função de diferentes cenários e objetivos de conservação. Para isso, o trabalho utilizou os vertebrados como espécies indicadoras e desenvolveu-se de acordo com quatro fases principais: (i) colheita de informação bibliográfica e cartográfica; (ii) identificação das espécies de conservação prioritárias; (iii) mapeamento de espécies e habitats; e (iv) identificação de soluções de zonamento com recurso ao *Marxan Z*. Verificou-se que na região a maioria das espécies de vertebrados de conservação prioritária são aves e mamíferos, incluindo em particular as aves de rapina e outras nidificantes rupícolas, e os morcegos. Entre os habitats com maior valor de conservação encontram-se os sobreirais, os azinhais, os azinhais-zimbrais e os zimbrais. Através do *Marxan Z* foi efetuado um zonamento em zonas de proteção total, parcial e complementar, que no conjunto permitiram sempre cumprir os objetivos de conservação de habitats e espécies. As soluções ótimas produzidas apresentam adequada compatibilidade e conseguiu-se uma organização espacial com áreas tampão em torno das zonas com maior prioridade de conservação. Globalmente, verificou-se que o *Marxan Z* é uma excelente ferramenta de apoio à criação e planeamento de áreas protegidas, estando contudo dependente da adequada definição de objetivos de conservação e de dados de base sobre a distribuição espacial dos valores a conservar. Apesar disso, considera-se que esta ferramenta tem um potencial de aplicação generalizada para o planeamento de áreas protegidas em Portugal.

Palavras-chave: Conservação da Biodiversidade, *Marxan with Zones*, planeamento do território, prioridades e objetivos de conservação, zonamento

Abstract

Protected areas are increasingly important in a planet where land use changes, habitat loss and fragmentation and the intensive use of resources affects biodiversity, and ecosystems and its services. Although many protected areas have been created in the last few decades, protected area coverage is still insufficient in many regions and there are significant problems in its planning and management. In response to this, quantitative systematic planning tools have been developed to find zoning solutions that might meet conservation targets and social and economic interests. This work is framed on this context, aiming to evaluate the potential of a new decision support software, the Marxan with Zones (Marxan Z), through its application on a case study that involves the creation and planning of a new regional protected area. The study focused on the region of Baixo Sabor, which recently suffered significant ecological impacts due to hydroelectric developments in the Sabor River. However, this region is still rich in ecological values and vast areas are protected by the Natura 2000 network. Given this, the possibility of creating a regional protected area around the dam reservoirs has been considered, to promote the conservation of natural values that still persist in the region. Based on these assumptions, this study aimed to find solutions for regional planning through different scenarios and different conservation targets. To do so, vertebrate species were used as indicators and the work was developed according to four phases: (i) collection of biological and cartographic information; (ii) identification of the priority species for conservation; (iii) mapping of species and habitats; and (iv) identification of zoning solutions using Marxan Z. It was found that the majority of important conservation species in the region are birds and mammals, including in particular birds of prey and other cliff-nesting species, and bats. The habitats most valuable for conservation included, for example, oak trees, holm trees, holm-junipers communities and junipers forests. Using Marxan Z, the area was zoned in three areas of total, partial and complementary protection, which together accomplished the conservational targets for both habitats and species. The optimal solutions showed adequate compaction levels and it was possible to spatially organize the area with buffer areas around the zones with the highest priority of conservation. Globally, it was found that Marxan Z is an excellent tool to support the creation and planning of protected areas, although it is dependent on the correct definition of conservation targets as well as on the availability of data about the spatial distribution of conservation values. Nevertheless, it is considered that this tool has the potential to be used in the planning of protected areas in Portugal.

Key- words: Biodiversity conservation, Marxan with Zones, land planning, priorities and conservation goals, zoning

Índice

Agradecimentos	iii
Resumo	v
Abstract	vi
Índice de Figuras	ix
Índice de tabelas	x
Lista de Siglas e Abreviaturas	xi
1. Introdução	1
1.1 Importância da biodiversidade e da sua conservação	1
1.2 Papel das áreas protegidas e a importância do seu planeamento	2
1.3 Planeamento sistemático em conservação	4
1.4 Marxan with Zones e a sua importância no planeamento de áreas protegidas	5
1.5 Áreas Protegidas em Portugal	6
1.6 Caso de estudo	7
1.7 Objetivos	9
2. Área de Estudo	11
2.1 Localização Geográfica	11
2.2 Socio-economia e densidade populacional	11
2.3 Clima	12
2.4 Hidrografia e qualidade da água	12
2.5 Uso do Solo	12
2.6 Património arqueológico e histórico	13
2.7 Flora e Vegetação	13
2.7 Fauna	14
3. Metodologia	17
3.1 Estratégia de planeamento	17
3.2. Valor de conservação das espécies de vertebrados	18
3.3 Cartografia de Habitats e Espécies	19
3.4. Zonamento do território	23
3.4.1. Unidades de planeamento e atributos a conservar	23
3.4.2. Objetivos de conservação	25
3.4.3. Custos de conservação	26
3.4.4. Configuração espacial das áreas de proteção	26
4. Resultados	29
4.1 Valor Ecológico das Espécies	29

4.2. Cartografia de Habitats	30
4.3. Zonamento do Território	31
5. Discussão	35
5.1. Limitações e erros potenciais	35
5.2. Representação de objetivos de conservação	36
5.3. Configuração espacial do zonamento	37
5.4. Implementação de uma área protegida no Baixo Sabor	38
6. Considerações Finais	41
7. Referências	43
Anexo I	51
Anexo II	52
Anexo III.....	53
Anexo IV.....	54
Anexo V	54
Anexo VI	55
Anexo VII	61
Anexo VIII	62
Anexo IX	63

Índice de Figuras

Figura 1.1: Rede Fundamental da Conservação da Natureza	6
Figura 1.2: Sistema Nacional de Áreas Classificadas (DL nº242/2015)	7
Figura 2.1: Área de Estudo.....	11
Figura 2.2: Terra Fria, Terra Quente, Zona de Transição (edp, 2008).....	13
Figura 4.1: Mapa dos habitats na região do Baixo Sabor.....	31
Figura 4.2: Cenários gerados de possíveis áreas protegidas. A azul temos a zona de proteção total, a verde a zona de proteção parcial, a roxo a zona de proteção complementar e a cinzento a zona sem proteção.....	32
a: Cenário mínimo (objetivos mínimo)	32
b: Cenário mínimo com parâmetros do médio.....	32
c: Cenário mínimo com parâmetros do máximo.....	32
d: Cenário médio com parâmetros do mínimo.....	32
e: Cenário médio (objetivos médios)	32
f: Cenário médio com parâmetros do máximo.....	32
g: Cenário máximo com parâmetros do mínimo.....	32
h: Cenário máximo com parâmetros do médio.....	32
i: Cenário máximo (objetivos máximos)	32

Índice de tabelas

Tabela 3.1: Valor de Conservação e descrição dos habitats cartografados utilizados na definição dos atributos e objetivos de conservação no exercício de planeamento do Baixo Sabor.....	21
Tabela 3.2: Ficheiros integrados no Marxan with Zones, com indicação da sua função, nome por <i>default</i> e obrigatoriedade da sua utilização para correr o programa.....	24
Tabela 3.3: Objetivos de Conservação dos Cenários especificados no exercício de planeamento sistemático para conservação na região do Baixo Sabor	25
Tabela 3.4: Objetivos de representação de habitats por Zona especificados no exercício de planeamento sistemático para conservação na região do Baixo Sabor	26
Tabela 3.5: Custos de fronteira diferenciais entre os diferentes tipos de zonas para o cenário dos objetivos máximos	27
Tabela 4.1: Lista de espécies com maior prioridade de conservação na região do Baixo Sabor, estimada com base no índice Valor Ecológico Específico. As espécies listadas (VEE>70) estão ordenadas por valor decrescente de VEE.....	30

Lista de Siglas e Abreviaturas

AHBS – Aproveitamento Hidroelétrico do Baixo Sabor

AHFT – Aproveitamento Hidroelétrico da Foz do Tua

BLM – *Boundary Length Modifier* (Modificador de Comprimento de Fronteira)

CBD – *Convention on Biological Diversity* (Convenção sobre a biodiversidade biológica)

COS 2007 – Carta de Uso e Ocupação dos Solos de 2007

DL – Decreto-lei

DPH – Domínio Público Hídrico

EDP – Energias de Portugal

RAN – Rede Agrícola Nacional

REN – Rede Ecológica Nacional

RFCN – Rede Fundamental da Conservação da Natureza

RNAP – Rede Nacional de Áreas Protegidas

RN2000 – Rede Natura 2000

SAF – Sistemas Agro-Florestais

SIC – Sítio de Importância Comunitária

SIG – Sistemas de Informação Geográfica

SNAC – Sistema Nacional de Áreas Classificadas

ZEC – Zona Especial de Conservação

ZPE – Zona de Proteção Especial

[Esta página foi intencionalmente deixada em branco.]

1. Introdução

1.1 Importância da biodiversidade e da sua conservação

O crescimento da população humana e o aumento do consumo de recursos *per capita* têm vindo a provocar grandes alterações no nosso planeta. Entre estas contam-se a poluição, a degradação de ecossistemas, a extinção de espécies e a progressiva depleção de recursos limitados (Juffe-Bignot *et al.*, 2014). Nos últimos 50 anos, os ecossistemas têm vindo a mudar cada vez mais rapidamente e a uma escala mais intensa. As espécies têm vindo a extinguir-se a uma taxa 1000 vezes superior à considerada normal à escala geológica, sendo o índice de extinção de origem antropogénica 30% superior ao de extinção natural e estando a capacidade de renovação dos recursos biológicos a ser excedida (UNEP/CBD/Cities, 2007). Paralelamente a destruição e alteração dos habitats naturais, a sobre-exploração de recursos e as alterações climáticas não mostram sinais de diminuir (UNEP/CBD/Cities, 2007).

Uma das causas da degradação dos ecossistemas é a alteração do uso dos solos e fragmentação dos habitats, associada ao desenvolvimento e aumento da população. Estas alterações afetam o funcionamento e conectividade dos ecossistemas naturais, e podem conduzir a perda de espécies e/ou de variabilidade genética das populações e, conseqüentemente, reduzir a resiliência das espécies e dos ecossistemas. (Vitousek *et al.*, 1997; Sala *et al.*, 2000; Charles & Dukes, 2007; Rudnick *et al.*, 2012). As invasões biológicas são também um fator crítico para as espécies autóctones, os habitats e os processos e serviços dos ecossistemas (Margules & Pressey, 2000; Harper & Bunbury, 2015). A invasão é um fenómeno que tem vindo a ser acelerado através da transformação e fragmentação dos habitats, e outras atividades (Sala *et al.*, 2000), sendo que os ecossistemas alterados pelo Homem são geralmente centros importantes de introdução e dispersão de espécies exóticas (Vitousek *et al.*, 1997).

Em 1992 foi assinada a Convenção sobre a Biodiversidade, na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, no Rio de Janeiro. Esta Convenção é um compromisso dos países a adotarem instrumentos legais e medidas de planeamento e gestão que permitam promover a conservação da biodiversidade, definida como “*Variabilidade entre organismos vivos de todas as fontes incluindo inter alia, terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos e complexos ecológicos que deles façam parte: Isto inclui diversidade intraespecífica, entre espécies e de ecossistemas*” (CBD, 1992) ¹. Para além da conservação da diversidade biológica, esta Convenção pretende promover a utilização sustentável dos seus componentes e partilhar, justa e equitativamente, os benefícios provenientes da utilização dos recursos genéticos (CBD, 1992). Deste modo, altera-se o pensamento de que a conservação da biodiversidade é apenas custosa e sem qualquer benefício económico, e passa-se a encarar a conservação como um importante fator para o desenvolvimento económico, social e científico. A importância da conservação dos ecossistemas é assim enaltecida.

¹ Em Portugal a transcrição da convenção para a Lei é feita através do Decreto 21/93 de 21 de Junho

1.2 Papel das áreas protegidas e a importância do seu planeamento

A forma mais habitualmente adotada de preservar as populações, a sua variabilidade genética e a diversidade das espécies é preservar os ecossistemas e promover a sua restauração (Vitousek *et al.*, 1997). No entanto, para que a nível institucional se possam tomar melhores decisões e medidas políticas e de gestão das atividades humanas, importa perceber o valor natural e o funcionamento dos ecossistemas. Na prática, tem de se aumentar o conhecimento das consequências das ações humanas nos processos ecológicos e os seus impactos nos serviços ecossistémicos, valorizar os serviços da região e a sua importância no bem-estar e saúde humana, e dar incentivos à população para preservar os serviços ecossistémicos através de políticas e gestão (Polasky, 2011). Assim, protegendo os ecossistemas e os seus serviços garantimos também uma maior qualidade de vida na região (Miteva *et al.*, 2015).

Uma forma de preservar os ecossistemas e os seus serviços é através de áreas protegidas. As áreas protegidas são designadas quando uma área geograficamente definida, terrestre ou marinha, devido ao seu valor biológico de raridade, valor científico, ecológico ou social, exige medidas especiais de gestão, de modo a promover a conservação da natureza, manutenção dos serviços ecossistémicos e valores culturais, impedindo intervenções e atividades que possam degradar o estado ecológico da área (CBD, 1992; Margules & Pressey 2000; Alcamo *et al.*, 2003; Dudley & Stolton, 2008). Assim, ao classificar a área como protegida, esta fica preservada legalmente de acordo com as necessidades de conservação de biodiversidade e serviços de ecossistema².

Manter os ecossistemas saudáveis através de áreas protegidas tem benefícios sociais, económicos e ecológicos, permitindo originar bem-estar, através de serviços ecossistémicos como, por exemplo, através do sequestro de carbono e diminuir a poluição (Margules & Pressey, 2000; Alcamo *et al.*, 2003; Kumagai *et al.*, 2013; Juffe-Bignot *et al.*, 2014). Regulamentando o uso dos solos nas áreas protegidas, é possível impedir a perda e fragmentação de habitats, dispersão de espécies invasoras e promover a agricultura sustentável (Sala *et al.*, 2000; Margules & Pressey, 2000; Juffe-Bignot *et al.*, 2014). Para além disso, as áreas protegidas servem de proteção contra desastres naturais, servindo simultaneamente como agente mitigador após a ocorrência dos mesmos, pois providenciam um ambiente controlado, que permite a restauração natural de ecossistemas degradados. São ainda uma ferramenta eficaz na mitigação das alterações climáticas e providenciam recursos naturais, alimentares e espaço nas áreas em que o nível de proteção assim o permite (Juffe-Bignot *et al.*, 2014; Kumagai *et al.*, 2013; Miteva *et al.*, 2015).

As áreas protegidas podem impedir ou limitar algumas atividades, como a agricultura, exploração florestal, e a caça, mas simultaneamente podem potenciar a economia através do turismo e atração de investimentos em infraestruturas (Juffe-Bignoli *et al.*, 2014). Nalguns casos, ainda sem grande significado, as áreas protegidas podem ajudar a reduzir a pobreza das populações locais (Scherl *et al.*, 2006; Miranda *et al.*, 2014).

² Em Portugal, Área Protegida está definida no Decreto-Lei 142/2008

Usadas como indicadores de qualidade, as áreas protegidas servem de estratégia para a CBD, de modo a que se cumpram os objetivos propostos por esta convenção (Juffe-Bignoli *et al.*, 2014). Entre 2009 e 2014 as áreas protegidas do território terrestre aumentaram de 13% (Jenkins & Joppa, 2009) para 15,4% (Juffe-Bignoli *et al.*, 2014). No entanto, a criação de novas áreas protegidas é ainda uma necessidade urgente face às tendências de declínio de vários serviços ecossistémicos a nível global (UNEP/CBD/Cities, 2007).

Um problema comum das áreas protegidas é a sua má conceção e gestão, que pode ameaçar o cumprimento dos objetivos propostos em termos de conservação da biodiversidade e prestação de serviços ecossistémicos. Esta má gestão e conceção pode ser resultado de recursos humanos inadequados e da pressão existente para ir ao encontro de múltiplos objetivos sociais (Bruner *et al.*, 2001; Naughton-Treves *et al.*, 2005).

A localização da área protegida pode ser um fator importante para o seu sucesso, pois este aspeto afeta bastante o desempenho no cumprimento dos objetivos estabelecidos (Juffe-Bignoli *et al.*, 2014; Wendland *et al.*, 2015). Se na ausência de área protegida o desenvolvimento é mínimo e os estragos são de mínima ocorrência, o estabelecimento de uma área protegida não será tão eficaz como quando se coloca uma área protegida num local de grande degradação de biodiversidade e grande desenvolvimento. Assim, o local da área protegida e usos permitidos são cruciais para a eficácia da mesma (Wendland *et al.*, 2015). Por outro lado, o nível de restrição de uma área tem de ser bem gerido, pois quando há pressão acrescida na área protegida, se esta tiver um uso muito restrito poderá não ter sucesso em travar as pressões. Tem-se vindo a verificar que as áreas protegidas mais flexíveis, que permitem algum nível de produtividade, chamadas áreas protegidas de uso misto, podem ser mais eficazes que áreas com um alto nível de restrição (Nelson & Chomitz, 2011; Pfaff *et al.*, 2014). Por exemplo, as áreas protegidas de uso misto apresentam maior eficácia na diminuição da desflorestação em zonas tropicais, cumprindo melhor a função de proteção do que as áreas de proteção restrita (Nelson & Chomitz 2011). Esta vantagem pode, no entanto, não ser generalizável, sendo reconhecida a necessidade de mais pesquisa para a compreensão da eficácia deste tipo de áreas (Miranda *et al.*, 2014). Quando as áreas protegidas estão perto de locais mais ameaçados também têm maior eficácia de conservação, por haver mais ameaças a serem bloqueadas (Pfaff *et al.*, 2014). As áreas protegidas adquirem assim diversas formas, tamanhos e medidas de gestão, de modo a que possam ser o mais eficazes e viáveis possíveis, contribuindo para a manutenção e restauração da qualidade dos ecossistemas e adquirindo crescente importância na sociedade (Juffe-Bignoli *et al.*, 2014).

Globalmente, a eficácia de uma área protegida depende da sua localização e dos níveis de proteção aí existentes (zonamento), os quais vão condicionar as atividades realizadas (Nelson & Chomitz, 2011; Pfaff *et al.*, 2014; Hermoso *et al.*, 2015a; Wendland *et al.*, 2015). O zonamento é eficaz na conciliação de interesses de diferentes entidades e dos residentes, e permite manter as pessoas e atividades fora das zonas mais sensíveis e diminuir o impacto humano (Rotich, 2012). O zonamento impõe o que se pode fazer numa área protegida em termos de gestão dos recursos naturais, uso e benefício humano, tipo de atividades, acessos e gestão de recursos culturais. Assim, são estabelecidos limites de uso e desenvolvimento consoante o nível de restrição da zona. As zonas tampão e zonas menos restritas são utilizadas para minimizar a passagem de uma zona altamente restrita de preservação da biodiversidade a uma zona de atividades intensivas (Rotich, 2012).

Deste modo, nasce a necessidade de ferramentas que mais eficazmente permitam a criação de áreas onde os valores de conservação sejam aplicados e não entrem em conflito com outros valores de origem social ou económica, de maneira a que estas áreas sejam preservadas e cumpram os objetivos para que foram criadas (Margules & Pressey, 2000).

1.3 Planeamento sistemático em conservação

O planeamento sistemático em conservação tem como objetivo selecionar as áreas que mais adequadamente representem os objetivos de conservação (Margules & Pressey, 2000). Neste processo estabelecem-se critérios de delimitação, o nível de proteção desejado para a área e utilizam-se critérios multidisciplinares (Elez *et al.*, 2013). A maioria envolve a caracterização da biodiversidade e divisão do solo em unidades homogéneas e a utilização de ferramentas de sistemas de informação geográfica (SIG), para criar mapas compostos onde através da sobreposição de camadas podemos ver quais as zonas a serem preservadas devido à sua sensibilidade (Geneletti, 2008; Geneletti & Duren 2008).

O *Marxan* é um *software* de apoio à decisão para desenho de áreas protegidas, que tem vindo a ser crescentemente utilizado (Watts *et al.*, 2009). A flexibilidade do *Marxan* é o que lhe atribui popularidade dado que consegue eficazmente resolver problemas de elevada complexidade (Game *et al.*, 2008; Ball *et al.*, 2009). Este *software* utiliza os objetivos de conservação definidos para características com interesse de conservação, e identifica como resultado quais as zonas ou unidades de planeamento que devem ser protegidas, de modo a que se cumpram esses objetivos. Para estabelecer os objetivos é necessário ter informação relevante sobre as espécies, habitats e sobre outras características tanto bióticas como abióticas, e atribuir-lhes um grau de importância (Leslie *et al.*, 2003; Game *et al.*, 2008). É importante notar que os objetivos de conservação devem ser definidos *a priori*, envolvendo por exemplo negociações entre os gestores e os atores (“*stakeholders*”) locais, regionais e nacionais.

No planeamento da conservação, o *Marxan* utiliza a informação de custos, variáveis espaciais e um algoritmo de otimização para originar soluções eficientes. A cada unidade de planeamento é atribuída um custo que pode ser uma combinação de vários fatores, financeiros ou sociais. A flexibilidade do *Marxan* é o que lhe atribui popularidade dado que consegue eficazmente resolver problemas de elevada complexidade (Ball *et al.*, 2009). Isto permite criar áreas que tenham em consideração os objetivos e critérios ecológicos, sociais e económicos, garantindo uma representação dos objetivos de conservação ao menor custo possível. (Game *et al.*, 2008; Ball *et al.*, 2009).

O custo de uma área varia consoante as características que se deseja conservar, e depende os constrangimentos existentes à criação da área. Dadas as características de conservação, será delineada uma área na qual certas atividades deixarão de poder ser realizadas, para que se cumpra a conservação das características. Assim, neste tipo de problema as características biodiversas de interesse de conservação entram na análise como constrangimento da solução final. Ou seja, o *Marxan* tenta resolver o problema, selecionando as unidades de planeamento que garantam que as características sejam conservadas e que haja o mínimo custo possível

associado. Este tipo de problema é regularmente mencionado como o “*minimun set problem*” (Game *et al.*, 2008). Relativamente ao tipo de custo este é referente a atividades económicas ou sociais que sofrem constrangimentos com a implementação da reserva. O custo da conservação de uma característica pode depender das atividades no local de conservação e do suspensão das mesmas. Assim, analisando a área, podemos definir um valor para o custo que a conservação acarreta. Nos casos em que não existe informação social ou económica, utiliza-se a área da reserva como custo, assumindo que quanto maior a área da reserva mais cara será a sua gestão e manutenção (Game *et al.*, 2008). Assim, quanto menor o custo das áreas protegidas e quanto menor for a perturbação do comportamento social e económico da região, mais facilmente serão implementadas (Margules & Pressey, 2000, Hermoso *et al.*, 2015a). Deste modo, é possível cumprir os objetivos de conservação e fornecer uma base sólida para uma possível expansão do sistema de reserva (Game *et al.*, 2008).

O *Marxan* tem como um dos algoritmos para realizar os cálculos, o “*simulated annealing*”, o qual encontra múltiplas soluções, produzindo sistemas de reserva adequados que vão de encontro aos objetivos de conservação (Leslie *et al.*, 2003; Watts *et al.*, 2008a). Embora existam outros algoritmos este é o usado preferencialmente, devido à sua flexibilidade e rapidez de resposta. Com este algoritmo também é possível colocar outros problemas, como não linearidades e complexidades, sem ser necessário mudar a formulação de otimização do algoritmo (Ball *et al.*, 2009).

1.4 Marxan with Zones e a sua importância no planeamento de áreas protegidas

Os mecanismos para o desenho de áreas protegidas e o desenvolvimento e refinamento dos mesmos têm vindo a ser aperfeiçoados. Um resultado do refinamento destes processos é o *software Marxan with Zones* (*Marxan Z*), o qual é uma extensão do *software Marxan* (Watts *et al.*, 2008a). O *software Marxan Z*, providencia flexibilidade e incorpora uma estrutura de multizonas numa área protegida, que aumenta a eficácia e a confiança no desenho da área (Watts *et al.*, 2008a; Watts *et al.*, 2009; Hermoso *et al.*, 2015a).

O *software Marxan Z* tem a mesma funcionalidade que o *Marxan*, tendo contudo a grande vantagem de poder atribuir diferentes níveis de proteção a diferentes zonas (Watts *et al.*, 2008a). A maioria dos planos de conservação produzem respostas binárias (protegido vs. não protegido), sendo que é necessário testes *a posteriori*, para determinar o tipo de zonamento (Hermoso *et al.*, 2015a). O *software Marxan Z* representa uma alternativa mais simples e eficaz na criação de zonas. As zonas são criadas em simultâneo com a área, em vez de serem criadas *a posteriori*, o que vem trazer maior adequação das necessidades de gestão das mesmas. Isto porque ao distinguir o tipo de zonas simultaneamente com a configuração da área protegida permite-se que haja uma eficiente configuração espacial de acordo com as necessidades de conservação e gestão de cada zona criada. Isto é importante, pois a localização de qualquer zona e a sua extensão depende dos constrangimentos das restantes zonas (Hermoso *et al.*, 2015a).

Uma abordagem multizonal garante maior flexibilidade e favorece o cumprimento espacial dos objetivos de conservação (Abell *et al.*, 2007), aumentando significativamente a eficiência da conservação. Ao providenciar a proteção multizonas, garante-se maior flexibilidade e soluções mais realistas e fáceis de

implementar, mesmo em regiões altamente humanizadas. Uma abordagem multizonas ajuda também à gestão das áreas protegidas, pois passa-se de soluções binárias para soluções multizonas, onde já existe informação do tipo diferenciado de zonas desejadas dentro da área protegida, o que facilita o tipo de gestão de cada zona em particular (Hermoso *et al.*, 2016). Ao refinar a gestão das zonas classificadas é possível aumentar a eficácia dessas áreas, dado que uma menor área fica sujeita a um regime de proteção restrita (Abell *et al.*, 2007; Hermoso *et al.*, 2015a; Wendland *et al.*, 2015).

Comparativamente ao *Marxan*, o *software Marxan Z* é mais flexível, pois permite definir múltiplos objetivos, zonas e custos. Há incorporação de diferentes custos numa rede de reservas e o mesmo tipo de custo pode ter diferente peso, consoante as diferentes classificações de zonas da área protegida. Assim, numa área dividida por uma grelha, onde cada célula (unidade de planeamento) tem um custo, as unidades de planeamento das zonas de uso mais restrito terão um custo maior do que as das zonas de uso menos restrito (Watts *et al.*, 2008a). O *Marxan Z* permite ainda mais iterações, aumentando o alcance do *Marxan* relativamente à resolução de problemas, chegando a uma solução quase ótima em múltiplas configurações de zonas (Watts *et al.*, 2009).

Relativamente à distribuição espacial das zonas, existem parâmetros que determinam a agregação da área protegida e a conectividade entre as diferentes zonas estabelecidas, sendo que estes parâmetros têm de ser cuidadosamente calibrados, pois ajudam a encontrar a área mais adequada para proteção (Watts *et al.*, 2008a; Mehri *et al.*, 2014; Hermoso *et al.*, 2015a). A melhor solução será uma área com zonas que têm um custo mínimo e um nível aceitável de aglutinação e disposição espacial. Zonas mais compactas facilitam o movimento das espécies e simplificam as medidas de gestão das áreas protegidas (Leslie *et al.*, 2003).

O desenvolvimento da ferramenta *Marxan Z* é de extrema importância, pois permite um desenho de reserva mais realista, onde diferentes zonas têm diferentes níveis de proteção, garantindo a conservação dos ecossistemas e biodiversidade associada (Hermoso *et al.*, 2016).

1.5 Áreas Protegidas em Portugal

Em Portugal existe um sistema de proteção de áreas bem organizado de modo a que estas cumpram os objetivos estabelecidos, para os quais foi criada a Rede Fundamental de Conservação da Natureza (RFCN) (DL n° 142/2008).



Figura 1.1: Rede Fundamental da Conservação da Natureza

Como se pode observar na figura 1.1, a Rede Fundamental da Conservação da Natureza (RFCN) integra o Sistema Nacional de Áreas Classificadas (SNAC) e as áreas de continuidade que correspondem a Rede Ecológica Nacional (REN), Rede Agrícola Nacional (RAN) e Domínio Público Hídrico (DPH). O SNAC (Fig. 1.2) integra a Rede Natura 2000 (RN2000) e a Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP) (DL n° 142/2008; DL n°242/2015).



Figura 1.2: Sistema Nacional de Áreas Classificadas (DL n°242/2015)

A RN2000 integra as Zonas de Proteção Especial (ZPE), criadas ao abrigo da Diretiva Aves, bem como os Sítios de Importância Comunitária (SIC), criados ao abrigo da Diretiva Habitats (DL n° 142/2008); a RNAP por sua vez engloba os diferentes tipos de áreas protegidas (Fig. 1.2). No Decreto-Lei n° 142/2008 de 21 de Junho, uma Área Protegida é definida como “ (...) uma área geograficamente definida que tenha sido designada ou regulamentada e gerida para alcançar objetivos específicos da conservação;”. As áreas protegidas dividem-se em: Parque Nacional; Parque Natural; Reserva Natural; Paisagem Protegida; e Monumento Natural (DL 242/2015). Algumas das tipologias de área protegida podem ser de âmbito local ou regional.

1.6 Caso de estudo

Apesar de existir em Portugal uma rede bem estabelecida de áreas de conservação, existem valores naturais que ainda não estão suficientemente representados. Por exemplo, uma parte significativa das áreas incluídas na Rede Natura 2000 ainda não se encontram incluídos em zonas protegidas. Importa portanto avaliar a possibilidade de criar novas áreas de proteção, nomeadamente a nível regional, onde se possa promover a conservação da biodiversidade e dos serviços de ecossistemas. Contudo, é necessário que estas novas zonas sejam adequadamente delineadas e planeadas, de forma a serem articuladas com as necessidades de desenvolvimento e uso sustentável dos recursos da região. Para isto, a utilização de ferramentas quantitativas de planeamento como o *Marxan Z* poderia dar um contributo importante, servindo também como exemplo para outros exercícios de planeamento às escalas regional e nacional.

O Baixo Sabor é uma das áreas onde se tem vindo a equacionar a criação de uma zona protegida de âmbito regional, com o duplo objetivo de conservar a biodiversidade e serviços de ecossistemas, e de promover o desenvolvimento da região. Esta zona é particularmente adequada devido a englobar várias áreas incluídas na Rede Natura 2000, nomeadamente os Sítios de Interesse Comunitário (SIC) de Morais (PTCON0023) e do Rio Sabor e Maçãs (PTCON0021), e na Zona de Proteção Especial (ZPE) do Rio Sabor e Maçãs (PTZPE0037), classificadas ao abrigo das Diretivas Comunitárias 2009/147/CEE e 92/43/CEE. Para além disso, a área foi classificada como “*Important Bird Area*” (IBA Sabor e Maçãs, código PT004) pela organização *Birdlife International* (Melo *et al.*, 2010; edp, 2015). O rio Sabor foi também classificado em 2002 como um corredor ecológico importante para os migradores transarianos e como um rio com boas condições para a nidificação (APA, 2011).

Apesar destes valores naturais, a região sofreu recentemente impactes negativos sobre a biodiversidade e os ecossistemas, devido à construção do Aproveitamento Hidroelétrico do Baixo Sabor (AHBS) (Melo *et al.*, 2010). Este empreendimento é composto por uma barragem principal e sua albufeira e por uma pequena barragem, o contra-embalse, localizada a jusante, que regularizará os caudais turbinados resultantes da barragem principal (AGRI PRO Ambiente, 2002; Grupo edp, 2002; edp, 2015). Estas albufeiras inundaram áreas importantes para a conservação da natureza, as quais foram identificadas como tal durante o processo de avaliação de impacte ambiental. Por exemplo, a área inundada inclui habitats importantes para espécies de aves nidificantes rupícolas, como sejam a águia-real *Aquila chrysaetos* Linnaeus e a águia-de-Bonelli *Hieraaetus fasciatus* Vieillot (AGRI PRO Ambiente, 2002; Catry *et al.*, 2010). Foram também perdidos habitats muito importantes para a conservação, incluindo a extensa galeria ripícola que existia ao longo de todo o vale do Rio Sabor e dos seus principais tributários na área inundada (AGRI PRO Ambiente, 2002; Grupo edp, 2002). Para fazer face a estes impactes, foi estabelecido um extenso programa de minimização e compensação, o qual tem vindo a ser implementado desde a fase de construção e que deverá continuar a ser desenvolvido durante todo o período de vida do empreendimento.

A ideia de criação de um Parque Natural Regional no Baixo Sabor surge como forma de promover a conservação dos valores naturais existentes na envolvente das albufeiras, procurando também potenciar e articular de forma integrada as medidas de minimização e conservação. Procura-se assim seguir exemplos bem-sucedidos de criação de áreas protegidas na envolvente de empreendimentos hidroelétricos, incluindo por exemplo o Parque Natural do Douro Internacional, em Trás-os-Montes, ou o Parque Nacional de Monfragüe, na Extremadura espanhola. Pretende-se também desenvolver um processo similar ao encetado no âmbito do Aproveitamento Hidroelétrico de Foz Tua (AHFT), que culminou na criação do Parque Natural Regional de Foz Tua.

1.7 Objetivos

O objetivo geral desta tese é avaliar as potencialidades do novo *software* de apoio ao planeamento, (*Marxan Z*), através da sua aplicação a um estudo de caso de criação e planeamento de uma nova área protegida de âmbito regional. O trabalho incidiu sobre a área envolvente das albufeiras do Aproveitamento Hidroelétrico do Baixo Sabor, utilizando a fauna de vertebrados como grupo de espécies indicadoras. Este grupo foi utilizado devido a ser o que tem maior volume de informação disponível, e por incluir um conjunto diversificado de espécies com elevado estatuto de conservação e protegidas pelas Diretivas Aves (79/409/CEE) e Habitats (92/43/CEE). Para cumprir este objetivo geral, o trabalho procurou cumprir os seguintes objetivos específicos:

- i) Caracterizar a área em termos ecológicos, coligindo a informação bibliográfica e cartográfica disponível, com particular atenção para os aspetos mais relevantes para a conservação da fauna de vertebrados;
- ii) Identificar as espécies prioritárias de conservação, através da aplicação do índice Valor Ecológico Específico;
- iii) Cartografar o valor de conservação da área para a fauna de vertebrados, designadamente através da cartografia de habitats e da cartografia de locais críticos para a conservação de espécies ameaçadas;
- iv) Produzir soluções de zonamento com recurso ao *software Marxan Z*, em função de diferentes cenários de conservação e de configuração espacial das zonas de proteção.

Os resultados obtidos foram utilizados para discutir as soluções de planeamento para a região do Baixo Sabor e, de forma mais geral, para discutir a aplicabilidade do *Marxan Z* no planeamento de áreas protegidas, considerando as potenciais vantagens e limitações desta abordagem metodológica.

[Esta página foi intencionalmente deixada em branco.]

2. Área de Estudo

2.1 Localização Geográfica

O estudo incidiu sobre a região do Baixo Sabor, a qual se situa em Portugal, no distrito de Bragança (Nordeste Transmontano), abrangendo parte dos concelhos de Torre de Moncorvo, Alfandega da Fé, Macedo de Cavaleiro e Mogadouro (Fig. 2.1). Para este trabalho escolheu-se uma área constituída pelas freguesias pertencentes aos quatro concelhos da região do Baixo Sabor (ver anexo I), que confinavam com os limites das albufeiras. Assim, considerou-se uma área total de 91567,64 hectares, a qual foi delimitada tendo como base a informação vetorial existente sobre as freguesias, sobre a qual se sobrepôs a Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental de 2007 (COS 2007).

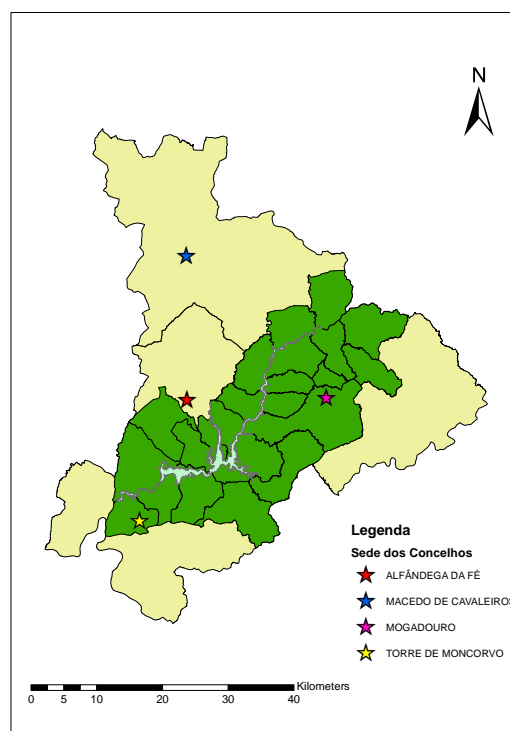


Figura 2.1: Área de Estudo

2.2 Socio-economia e densidade populacional

A densidade populacional na região é extremamente baixa (i.e. 27,3 habitantes/km² no conjunto dos concelhos de Mogadouro, Alfandega da Fé e Macedo de Cavaleiros e 54 habitantes/km² no concelho da Torre de Moncorvo) e a população envelhecida. A sede do concelho de Torre de Moncorvo concentra 31% da população, a sede de Alfandega da Fé 34%, a de Mogadouro 32% e a de Macedo de Cavaleiros 34,1% da população (AGRI PRO Ambiente, 2002).

A região é pouco infraestruturada e rural. O sector primário é maioritário na região, incluindo agricultura e pecuária. As culturas economicamente mais rentáveis são os olivais *Olea europea* L. e amendoais *Prunus*

dulcis (Mill.) O sector secundário está estagnado incluindo essencialmente construção civil e obras públicas. Apesar do sector terciário estar em crescimento, o turismo está pouco desenvolvido e há poucas infraestruturas hoteleiras (AGRI PRO Ambiente, 2002).

2.3 Clima

O clima da região é quente temperado³, marcadamente mediterrâneo (AGRI PRO Ambiente, 2002). Com a chegada do Verão diminui a quantidade de precipitação, sendo que no Inverno a região apresenta temperaturas muito frias, podendo nevar ocasionalmente. Na estação climatológica de Moncorvo regista-se uma temperatura média anual de 15,2°C, sendo as temperaturas médias para Janeiro de 6,4°C e para Agosto de 24,4°C (AGRI PRO Ambiente, 2002). A precipitação média anual diminui de Oeste para Este, e nas cotas mais altas há maior precipitação. Globalmente, na região do Baixo Sabor a precipitação varia entre 505,7 e 803,4 mm (AGRI PRO Ambiente, 2002).

2.4 Hidrografia e qualidade da água

A bacia hidrográfica do rio Sabor tem cerca de 100km de comprimento e 40 km de largura média e representa 17% da área da bacia hidrográfica do rio Douro. O rio Sabor tem uma extensão de 120km a partir da nascente em Espanha (na Serra da Parada na província de Zamora), entra em Portugal na Serra de Montesinho, e desagua no rio Douro, a jusante da barragem do Pocinho, perto da aldeia da Foz do Sabor. O rio Sabor tem como principais afluentes os rios Maçãs, Angueira, Ferrença, e Azibo, e as ribeiras de Zacarias, Medal e da Vilarça (edp 2015).

Os afluentes do rio Sabor apresentam melhor qualidade biológica da água do que o curso principal. Afluentes como a Ribeira do Azibo e a Ribeira da Vilarça apresentam qualidades de água entre o “ligeiramente poluída” e “não poluída”, enquanto que o curso principal do Sabor apresenta uma qualidade biológica da água compreendida entre o “ligeiramente poluída” e “muito poluída”, sendo a situação mais grave na foz (AGRI PRO Ambiente, 2002).

2.5 Uso do Solo

Na área de estudo existem 193 tipos de classes de uso/ocupação dos solos (IGP, 2010). Cerca de 94% dos solos mostram não ter aptidão para a agricultura e pastagem e ter aptidão marginal para floresta. Apenas cerca de 4% dos solos apresentam aptidão marginal para a agricultura, pastagens e floresta e 2,8% apresentam aptidão condicionada para a agricultura.

A ocupação e uso do solo na região do Baixo Sabor é muito variável em função dos dois gradientes que diferenciam o clima continental da região de Trás-os-Montes, o gradiente Oeste-Este e o gradiente altitudinal (AGRI PRO Ambiente, 2002). Relativamente ao primeiro gradiente, a zona Oeste, por ficar mais próxima do

³ Disponível em: <http://pt.climate-data.org/>

oceano Atlântico e dos contrafortes serranos e apresentar substrato granítico, tem uma maior disponibilidade hídrica. Deste modo, permite a existência de sistemas agrícolas variados, como pomares e florestas mais exigentes a nível de humidade, como por exemplo o caso do pinheiro bravo *Pinus pinaster* Aiton e do eucalipto *Eucalyptus sp.*. A Este, o clima é mais seco, permitindo que a área seja dominada por culturas de sequeiro e pastagens extensivas (AGRI PRO Ambiente, 2002).

O gradiente altitudinal diferencia as regiões fitogeográficas Terra Quente e Terra Fria (Fig. 2.2). A região Terra Quente apresenta Verões com temperaturas muito altas, e favorece a existência de zonas caracterizadas pela presença de amendoeiras *Prunus dulcis* (Mill.) e oliveiras *Olea europea* L., e áreas onde se implantaram vinhas *Vitis sp.* e pomares de sequeiro. A região Terra Fria apresenta Invernos muito rigorosos, favoráveis ao carvalho negral *Quercus Pyrenaica* Willd. e castanheiro *Castanea sativa* Mill., e áreas onde se diversificou e intensificou a agricultura (AGRI PRO Ambiente, 2002).

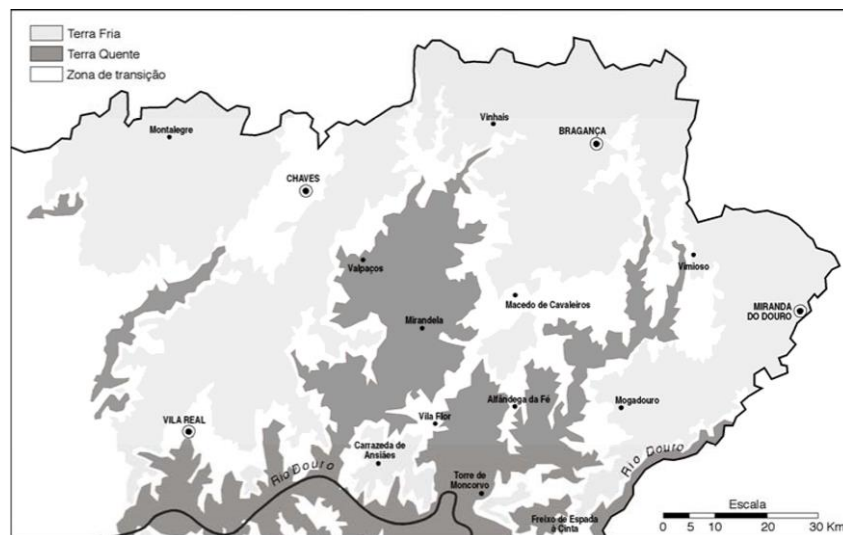


Figura 2.2: Terra Fria, Terra Quente, Zona de Transição (edp, 2008)

2.6 Património arqueológico e histórico

A região apresenta três locais de valoração patrimonial classificada como excecional, pertencentes à freguesia de Felgar no concelho de Moncorvo, designadamente uma gravura rupestre paleolítica na zona da Ribeira da Sardinha, um conjunto arqueológico-etnográfico do período romano em Cilhades e um povoado fortificado da Idade do Ferro em Castelinho. Existem ainda onze sítios classificados como de valor elevado, dos quais se destacam abrigos para a arte rupestre da pré-história, habitats romanos, as pontes de Portela e Remondes, o povoado de Santo André e o Santuário de Santo Adão (AGRI PRO Ambiente, 2002).

2.7 Flora e Vegetação

A zona a jusante do AHBS, afetada diretamente pela barragem, tem características mediterrâneas e algumas zonas com características sub-mediterrâneas e atlânticas, e apresenta grande interesse florístico, integrando um elevado número de *taxa* a proteger, ou que já se encontram protegidos atualmente. Em Portugal

as espécies são exclusivas ou quase exclusivas da área de estudo, mas a nível do mediterrâneo são bastante comuns, tendo assim interesse nacional, mas não global (AGRI PRO Ambiente, 2002).

No geral, foram identificados no Baixo Sabor cerca de 382 espécies e subespécies de plantas numa extensão de aproximadamente 30 km adjacente às margens do rio Sabor. As comunidades mais marcantes na região são florestas e comunidades ripícolas, estas últimas com maior número de espécies (i.e. 80 espécies por 10 km²). O número de espécies diminui com a distância ao leito de cheia, sendo que no leito de cheia há um conjunto exclusivo de espécies, das quais se destaca a associação autóctone das espécies *Buxus sempervirens* L. e a *Erica arborea* L.⁴. Em simultâneo regista-se um número crescente de espécies com o aumento do declive (Hoelzer, 2003).

A nível da vegetação distinguem-se quatro conjuntos importantes de comunidades, as comunidades ripícolas e de florestas consideradas distintas e importantes, e, comunidades de bosques e matagais consideradas bastantes semelhantes entre si, apesar de os matos terem maior predominância de macrofanerófitos, mais especificamente *Juniperus oxycedrus* L.⁴. Relativamente à estrutura das comunidades, as florestas revelam maior heterogeneidade, seguidas das comunidades rupícolas, depois as comunidades ripícolas e por último, as comunidades de bosques. Os matos e bosques predominam nas zonas de agricultura mais intensiva enquanto que as florestas predominam em zonas de menor frequência de intervenção agrícola. As comunidades ripícolas não mostram diferenciação na localização consoante a atividade agrícola (Hoelzer, 2003).

Na parte mais a montante da barragem principal, existe um núcleo de vegetação associado a rochas ultra básicas e solos tóxicos onde apenas prosperam algumas espécies, entre as quais os endemismos lusitanos *Dianthus marizii* (Samp.) Samp.⁵ e *Armeria eriophylla* Willk.⁴, e o endemismo Ibérico *Narcissus triandrus* L. (AGRI PRO Ambiente, 2002). Assim, a vegetação de elevado interesse devido à sua raridade e grau de endemismo encontra-se no fundo do vale do rio Sabor, quer associada a condições de xericidade quer associada ao leito de cheia (AGRI PRO Ambiente, 2002).

2.7 Fauna

Cerca de metade dos vertebrados de Portugal continental ocorre na região do Baixo Sabor, com populações estáveis e de boas dimensões. Entre estas, existem diversas espécies na região que adquirem importância devido ao seu estatuto de conservação

A avifauna é o grupo mais diverso. As espécies mais emblemáticas são a águia-real *Aquila chrysaetos* L., a águia-de-Bonelli *Hieraetus fasciatus* Vieillot e o abutre-do-Egipto *Neophron percnopterus* L., as quais apresentam estatuto de conservação “Em Perigo”. É possível observar também espécies com estatuto de conservação “Vulnerável”, como é o caso do falcão peregrino *Falco peregrinus* Tunstall e da cegonha-negra *Ciconia nigra* L. e espécies “Quase Ameaçadas” como o grifo *Gyps fulvus* Hablizl e o bufo real *Bubo bubo* L. (Biolink, 2014). Destas espécies, o abutre-do-Egipto e o grifo são raros na área de estudo. O chasco-preto

⁴ <http://flora-on.pt/>

⁵ <http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/rn2000/resource/docs/rn-plan-set/flora/dia-marizii>

Oenanthe leucura Gmelin que se encontra “Críticamente em Perigo”, tem sido também avistado nas encostas em afloramentos rochosos (AGRI PRO Ambiente, 2002). A avifauna ribeirinha inclui 16 espécies diretamente ligadas às linhas de água, e outras zonas húmidas (Cabral *et al.*, 2006; Biolink, 2014).

Quanto à mamofauna destacam-se por estarem “Críticamente em Perigo” alguns quirópteros como o morcego-de-ferradura-mourisco *Rhinolophus mehelyi* Matschie, o morcego-de-ferradura-mediterrânico *Rhinolophus euryale* Blasius, e o morcego-rato-pequeno *Myotis blythii* Tomes, e também espécies “Em Perigo” como o morcego-de-Beschtein *Myotis bechsteinii* Kuhl e o lobo *Canis lupus* L. Ocorrem ainda diversas espécies “Vulneráveis”, como o gato-bravo *Felis sylvestris* Schreber, a toupeira-de-água *Galemys pyrenaicus* Geoffrey, o morcego-de-ferradura-pequeno *Rhinolophus hipposideros* Beschtein, o morcego-de-ferradura-grande *Rhinolophus ferrumequinum* Schreber, e o morcego-rato-grande *Myotis myotis* Borkhausen (AGRI PRO Ambiente, 2002; Cabral *et al.*, 2006).

A herpetofauna da região integra cerca de 50% dos endemismos Ibéricos. Entre os répteis destacam-se o lagarto comum *Lacerta lepida* Daudin, o lagarto-de-água *Lacerta schreiberi* Bedriaga e a cobra-de-ferradura *Coluber hippocrepis* L. listados no Anexo II da convenção de Berna. Destacam-se ainda a cobra-de-capuz *Macroprotodon cucullatus* Geoffroy Saint-Hilaire, que apesar de estar classificado como “Pouco Preocupante” é raro e pouco conspícuo e a lagartixa-de-dedos-denteados *Acanthodactylus erythrurus* Schinzpor, classificada como “Quase Ameaçada” por exigir medidas de conservação delicadas, pois tem baixa capacidade de dispersão e uma população limitada que se fragmenta cada vez mais devido a ameaças ao território (Decreto-Lei nº 316/89; AGRI PRO Ambiente, 2002; Cabral *et al.*, 2006; Loureiro *et al.*, 2008; Profico Ambiente, 2010).

Entre os anfíbios destacam-se a rã-ibérica *Rana iberica* Boulenger pela sensibilidade a zonas poluídas e pela sensibilidade a alterações do uso dos solos, o sapo-parteiro-ibérico *Alytes cisternasii* Boscá pela dependência das zonas húmidas (charcos e reservatórios) e a rã-de-focinho-pontiagudo *Discoglossus galganoi* Capula, Nascetti, Lanza, Bullini & Crespo, pela sensibilidade a alterações do território e dependência de massas de água temporárias para a reprodução, as quais podem desaparecer com a intensificação da agricultura e outras práticas (Loureiro *et al.*, 2008; Profico Ambiente, 2010).

A nível da ictiofauna identificam-se na bacia hidrográfica do Sabor seis espécies nativas. Entre estas destacam-se a truta-marisca *Salmo trutta* L., listada como “Críticamente em Perigo”, a panjorca *Achondrostoma arcasii* Steindachner classificada como “Em Perigo” e o complexo de *Squalius alburnoides* Steindachner listado como “Vulnerável” (Cabral *et al.*, 2006; Ferreira *et al.*, 2016).

[Esta página foi intencionalmente deixada em branco.]

3. Metodologia

3.1 Estratégia de planeamento

A estratégia de planeamento utilizada neste trabalho seguiu em termos gerais o modelo metodológico normalmente adotado no ordenamento de áreas protegidas em Portugal, em particular no modelo utilizado nos trabalhos de criação do Parque Natural Regional do Vale do Tua (Beja *et al.*, 2013a,b,c). Foram feitas contudo várias adaptações a este modelo, devido ao objetivo do trabalho ser testar a aplicação das estratégias de planeamento sistemático com recurso ao *software Marxan Z*, e não produzir um verdadeiro plano de ordenamento. Neste contexto, o trabalho focou apenas a componente da fauna de vertebrados, enquanto um plano de ordenamento real implica considerar múltiplas componentes adicionais, tanto físicas e biológicas como socioeconómicas. Para além disso, foram feitas várias simplificações de procedimento, que contudo não afetam significativamente o cumprimento do objetivo geral do estudo.

O trabalho iniciou-se por uma fase de caracterização, na qual foi recolhida a informação disponível sobre a região do Baixo Sabor. Esta fase baseou-se num conjunto vasto de relatórios não publicados que foram produzidos no âmbito da construção do Aproveitamento Hidroelétrico do Baixo Sabor, nomeadamente os relatórios referentes ao processo de Avaliação de Impacte Ambiental, os relatórios dos trabalhos de conceção das medidas de compensação e os relatórios dos trabalhos de monitorização da fase de construção. Foi assim possível compilar informação sobre as espécies que ocorrem na área de estudo, bem como obter mapas digitais sobre a distribuição de algumas espécies protegidas pelas Diretivas Aves (2009/147/CEE) e Habitats (92/43/CEE), os quais foram fornecidos pela EDP.

Na sequência da fase de caracterização foi desenvolvida uma fase de diagnóstico, tendo por objetivo identificar as espécies com maior valor de conservação existentes na área, bem como identificar e cartografar a distribuição espacial dos habitats mais importantes para conservação. O valor de conservação de espécies foi estimado com base na metodologia inicialmente desenvolvida por Palmeirim *et al.* (1994), a qual foi subsequentemente utilizada com adaptações em muitos dos planos de ordenamento de áreas protegidas em Portugal. No presente estudo foi utilizada a variante deste método aplicada no Parque Natural Regional do Vale do Tua (Beja *et al.*, 2013b; ver Secção 3.2). Relativamente aos habitats foi efetuada um mapeamento baseado nas cartas disponíveis de ocupação do solo, o qual serviu para identificar os locais potencialmente mais importantes para a conservação da biodiversidade (ver Secção 3.3). Esta opção foi tomada devido à inexistência de dados detalhados de distribuição para a maioria das espécies (ver Secção 3.4).

A terceira fase consistiu no exercício de zonamento, através do qual se procurou classificar o território de acordo com quatro tipologias de zonas, incluindo três tipos de zonas de proteção e uma zona sem proteção. Na lógica do planeamento sistemático em conservação, esta fase passou inicialmente pela definição dos atributos a conservar e dos objetivos de representação a atingir para cada atributo em cada tipo de zona de proteção, seguido da seleção através do *Marxan Z* do conjunto de unidades de planeamento que melhor permitem cumprir esses objetivos (ver Secção 3.4). Como zonas de proteção consideraram-se três tipos progressivamente menos exigentes em termos de importância para a conservação e de sensibilidade às

atividades humanas. Assim, de acordo com a tipologia frequentemente utilizada nos Planos de Ordenamento de Áreas Protegidas em Portugal, consideraram-se Áreas de Proteção Total, Parcial e Complementar. Assumiu-se que as Áreas de Proteção Total deveriam representar principalmente habitats naturais, mais sensíveis a alterações do uso do solo e outras atividades humanas. Para as Áreas de Proteção Parcial assumiu-se uma função de conservação de um mosaico de áreas agrícolas e de habitats naturais, servindo como tampão às Áreas de Proteção Total e assegurando a representação de espécies mais associadas a ambientes agrícolas e de orlas entre habitats. As Áreas de Proteção Complementar foram definidas principalmente com uma função de tampão às outras duas, podendo ser compostas principalmente por habitats agrícolas, ainda que tendo também alguma representação de habitats naturais.

Este procedimento permitiu recolher a informação e estabelecer as condições para testar a forma como o *Marxan Z* pode proporcionar uma base relevante para o planeamento do território. Para isso produziram-se diferentes soluções de planeamento, utilizando diferentes objetivos de conservação e várias especificações de parâmetros de análise (ver Secção 3.4). As soluções encontradas foram avaliadas em termos da capacidade de cumprirem os objetivos de representação pré-estabelecidos e do padrão espacial das áreas de proteção. Neste último critério, procurou-se que as unidades de planeamento inseridas em cada tipo de zona fossem o mais agregadas e compactas possíveis, e que as zonas com menor sensibilidade às atividades humanas funcionassem como tampão das áreas mais sensíveis.

3.2. Valor de conservação das espécies de vertebrados

O valor de conservação das espécies de vertebrados foi calculado através do índice Valor Ecológico Específico (VEE), o qual foi estimado de acordo com a metodologia detalhada em Beja *et al.* (2013b). Esta metodologia baseia-se na abordagem adotada pelo ICNF para os Planos de Ordenamento de Áreas Protegidas (ICN, 2001), constituindo um procedimento *standard* em trabalhos deste tipo. O método baseia-se numa lista de espécies da área a planear, a cada uma das quais é atribuído um VEE que depende das suas características biológicas intrínsecas e do seu estatuto de conservação, os quais são utilizados como indicadores do risco de extinção da espécie. Os vários parâmetros são ponderados e combinados aditivamente de acordo com a seguinte equação:

$$VEE = 1,21 \times \text{Estatuto de conservação} + 1,20 \times \text{Estatuto biológico} + 0,39 \times \text{Estatuto biogeográfico} + 2,5 \times \text{Estatuto Regional}.$$

Os termos da equação correspondem eles próprios a índices resultantes da combinação de vários parâmetros (em anexo II, anexo III, anexo IV e anexo V), sendo estimados da seguinte forma (Beja *et al.*, 2013b):

- O Estatuto de Conservação resulta da soma dos estatutos de ameaça de acordo com o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (atribuindo pesos de 0 a 10, em 5 níveis, aos estatutos de ameaça, por ordem crescente) e da UICN (classificados da mesma forma), Diretivas Habitats (atribuindo pesos de 0

a 10, em 4 níveis) ou Aves (atribuindo peso 10 a espécies prioritárias incluídas no Anexo I e 8 a espécies não prioritárias do Anexo I) e com a situação perante a Convenção de Berna (atribuindo peso 5 às espécies do Anexo II e 2 às do Anexo III);

- O Estatuto Biogeográfico resulta da soma dos pesos atribuídos às distribuições global e nacional da espécie (classificadas de 0 a 10, da mais alargada para a mais restrita) com o peso atribuído à respetiva tendência (classificada de 0 a 10, da expansão para a regressão e dando mais peso quando esta é em Portugal e na Europa, do que quando só em Portugal e, menos ainda, quando só na Europa);
- O Estatuto Biológico resulta da soma dos pesos atribuídos à tendência do efetivo populacional da espécie (classificada de 0 a 10, do aumento para o declínio generalizado em Portugal e a nível global), à concentração das suas populações na área de estudo (classificada em 3 níveis, de 0 a 10, consoante se concentra ou não na área e se concentra num maior ou menor número de outros sítios), à sua reprodução ou não na área de estudo (classificado em 4 níveis, de 0 a 10, consoante a probabilidade), a ser ou não migradora e, dentro desta categoria, de ser migradora de longa distância - mais ameaçada - ou de curta distância (classificação de 0 a 10, em função da atividade migradora), ao nível de especialização alimentar (classificado de 0 a 5, em três níveis, de generalista a especialista) e ao nível de especialização em termos de habitat (classificado de 0 a 10, em três níveis, de generalista a especialista);
- O Estatuto Regional é atribuído diretamente em função de a espécie em causa ser ou não característica da região, rara na área do futuro Parque, localmente ameaçada, etc. (classificado em três níveis, de 0 a 10, consoante o interesse regional).

Para a estimativa dos parâmetros para cada espécie, utilizaram-se na generalidade dos casos os valores utilizados no exercício similar efetuado no Parque Natural Regional do Vale do Tua (Beja *et al.* 2013), uma vez o Baixo Sabor partilha a maioria das espécies de vertebrados com o Vale do Tua, e as duas áreas são geograficamente próximas e partilham condições ecológicas similares. No caso das espécies que ocorrem apenas no Baixo Sabor, recorreu-se a informação especializada, tanto bibliográfica (Cabral *et al.*, 2006; Loureiro *et al.*, 2008; Catry *et al.*, 2010) como regulamentar (Diretiva 92/43/CEE; Diretiva 2009/147/CE). Quando necessário, fez-se também consulta a especialistas dos diferentes grupos taxonómicos, particularmente de investigadores com experiência de trabalho na área de estudo.

3.3 Cartografia de Habitats e Espécies

A cartografia de habitats na área de estudo foi baseada na Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental de 2007 (COS 2007), atualizada com recurso ao mapa vetorial das zonas inundadas pelas albufeiras do Aproveitamento Hidroelétrico do Baixo Sabor. Esta carta foi considerada particularmente adequada, uma vez que está disponível em formato digital e tem uma elevada discriminação dos tipos de coberto de solo, incluindo 193 classes para o maior nível de desagregação. Para além disso, a exatidão posicional é igual ou superior a 5,5 m e a exatidão temática global é de 85,13% com um erro de 2% a um nível de confiança de 95%

(IGP, 2010). Apesar destas vantagens, a COS2007 tem a desvantagem de ter sido produzido há quase uma década, não refletindo portanto de forma fiel os usos atuais do solo. No entanto, considerou-se que no presente estudo este problema seria relativamente pouco importante, uma vez que o coberto do solo na região em estudo não apresentou transformações muito significativas na última década. Adicionalmente, o trabalho teve por objetivo essencial fazer um teste metodológico do *Marxan Z* e não produzir um plano de ordenamento real, pelo que eventuais problemas de desatualização da cartografia têm menor impacto nos resultados obtidos.

O primeiro passo da produção de cartografia consistiu na reclassificação da legenda da COS 2007, de forma a produzir classes com significado biológico e que pudessem ser utilizados no processo de planeamento. Para isso as classes da COS 2007 foram agregadas de acordo com tipologias de habitats, as quais se assumiu estarem associadas na região a diferentes tipos de comunidades de vertebrados. Esta simplificação foi baseada em procedimentos já utilizados no Parque Natural Regional do Vale do Tua (Beja *et al.*, 2013a,b) e noutros Planos de Ordenamento de Áreas Protegidas. Seguidamente, foi efetuado uma verificação da conversão das classes da COS2007 em classes de habitats, através da utilização de fotografia aérea recente. Para isso, foi verificado em ambiente SIG se as categorias de habitat estavam corretas por interpretação de fotografia aérea, sendo a classificação do habitat corrigida se necessário. Neste domínio, foi feito um esforço particularmente elevado para corrigir as zonas de galeria ripícola, dada a sua importância para a conservação da biodiversidade na área de estudo.

Os habitats foram depois agrupados de acordo com o seu valor de conservação e sensibilidade (Tabela 3.1), de forma a servirem de base ao exercício de planeamento subsequente. Assim, como tendo maior valor de conservação e sensibilidade na região foram considerados essencialmente os habitats mais naturais, tais como as formações florestais de quercíneas e zimbro, as galerias ripícolas e os matagais desenvolvidos, os quais são muito sensíveis a atividades humanas como a agricultura e têm um longo tempo de recuperação após perturbações (e.g. desmatamento, fogo, etc.). Nesta categoria foram ainda incluídos os cursos de água, por estarem associados a espécies com VEE elevado, as escarpas e afloramentos rochosos, por serem locais de nidificação para aves rupícolas e serem frequentemente zonas importantes de abrigo da fauna, e os lameiros e pastagens higrófilas, os quais são raros na região e podem ser utilizados por várias espécies de distribuição restrita. Como valor intermédio foram considerados essencialmente os matos e as zonas de vegetação arbustiva esparsa, uma vez que são importantes para a fauna e sensíveis à atividade humana, mas em geral têm uma rápida capacidade de recuperação após perturbação. Como valor baixo foram essencialmente consideradas as zonas de agricultura extensiva, uma vez que apesar de serem importantes para algumas espécies da fauna, são dependentes da manutenção das atividades agrícolas. Por último, considerou-se um conjunto de habitats sem interesse significativo para conservação, incluindo as zonas urbanas, as áreas de agricultura mais intensiva (e.g., vinha), as plantações florestais de exploração mais intensiva (eucaliptal, pinhal *Pinus sp.*), entre outros.

Tabela 3.1: Valor de Conservação e descrição dos habitats cartografados utilizados na definição dos atributos e objetivos de conservação no exercício de planeamento do Baixo Sabor.

Valor de Conservação/Classes de Habitat	Descrição
Valor de conservação elevado	
Escarpas Afloramentos Rochosos	Rocha nua
Floresta de Folhosas	Florestas de sobreiro, Florestas de outros carvalhos, Florestas de castanheiro, Florestas de outras folhosas, Florestas de sobreiro com folhosas, Florestas de outros carvalhos com folhosas, Floresta de Castanheiro com folhosas, Florestas de outra folhosa com folhosas
Florestas Abertas	Florestas abertas de sobreiro, Florestas abertas de azinheira, Florestas abertas de outros carvalhos, Florestas abertas de castanheiro, Florestas abertas de outras folhosas, Florestas abertas de sobreiro com folhosas, Florestas abertas de outros carvalhos com folhosas, Florestas abertas de outra folhosa com folhosas, Florestas abertas de sobreiro com resinosas, Florestas abertas de outros carvalhos com resinosas, Outras formações lenhosas, Cortes rasos, Novas plantações
Florestas Mistas	Florestas de outros carvalhos com resinosas, Florestas de castanheiro com resinosas, Florestas de outra folhosa com resinosas, Florestas de misturas de folhosas com resinosas, Formação de outras lenhosas,
Galerias Ripícolas	Olivais, florestas de outras folhosas, florestas de sobreiro com folhosas, floresta de pinheiro bravo com folhosas
Lameiros e Pastagens Higrófilas	Culturas temporárias de regadio
Rio	Cursos de água naturais
Zimbrais e Quercínea	Florestas de sobreiro com resinosas
Azinhal-Zimbral	Outras formações lenhosas
Valor de conservação intermédio	
Matos e Vegetação Esparsa	Matos densos, Matos pouco densos, Vegetação esparsa, Vegetação esclerófita pouco densa, Vegetação esclerófita densa, Áreas ardidas não Florestais, Vegetação herbácea natural, cortes rasos
Valor de conservação reduzido	
Culturas Temporárias de Sequeiro	Culturas temporárias de sequeiro, Culturas temporárias de sequeiro associadas a olival
Mosaicos Agro Florestais	Sistemas culturais e parcelares complexos, Agricultura com espaços naturais e semi-naturais, SAF (Sistemas Agro-Florestais) de sobreiro com culturas temporárias de sequeiro, SAF de azinheira com culturas temporárias de sequeiro, SAF de outros carvalhos com culturas temporárias de sequeiro, SAF de outras misturas com culturas temporárias de sequeiro, SAF de sobreiro com culturas temporárias de regadio, SAF de outros carvalhos com culturas temporárias de regadio, SAF de outras espécies com culturas temporárias de regadio, SAF de sobreiro com pastagens, SAF de outros carvalhos com pastagens, SAF de outras espécies com pastagens, Florestas de folhosas, outras formações lenhosas
Olivais	Olivais, Olivais com vinha, Olivais com pomar

Pomares	Pomares de amendoeira, Pomares de castanheiro, Outros pomares, Outros pomares com vinha, Pomares de amendoeira com olival
Sem valor de conservação	
Aceiros e caminhos rurais	Aceiros e/ou corta-fogos
Albufeira do AHBS	Albufeira
Charcas e Reservatórios	Charcas, reservatórios de represas ou de açudes, reservatórios de barragens, lagos e lagoas interiores naturais
Eucaliptais	Florestas de eucalipto, Florestas de eucalipto com resinosas, florestas abertas de eucalipto; Cortes rasos
Plantações de resinosas	Florestas de outras resinosas, outras formações lenhosas
Pinhais	Florestas de pinheiro bravo, florestas de pinheiro manso, florestas de pinheiro bravo com resinosas, florestas de pinheiro bravo com folhosas, florestas de misturas de resinosas com folhosas, florestas abertas de pinheiro bravo, florestas abertas de pinheiro manso, florestas abertas de pinheiro bravo com folhosas, outras formações lenhosas, cortes rasos, florestas de pinheiro bravo com folhosas
Vinhas	Vinhas, Vinhas com pomar, Vinhas com olival
Urbano	Tecido urbano contínuo predominantemente vertical, Tecido urbano contínuo predominantemente horizontal, Tecido urbano descontínuo, Tecido urbano descontínuo esparso, Indústria, Comércio, Instalações agrícolas, Equipamentos públicos e privados, Infraestruturas de captação, tratamento e abastecimento de águas para consumo, Rede viária e espaços associados, Aeródromos, Pedreiras, Áreas em construção, Parques e jardins, Estufas e Viveiros, Cemitérios, Outras instalações desportivas, Parques de campismo

Adicionalmente aos habitats, foram cartografados os locais críticos para conservação de espécies com elevado valor de conservação. Estes incluíram os locais de nidificação de aves de rapina com elevado estatuto de ameaça, como o abutre-do-Egipto *Neophron percnopterus*, águia-de-Bonelli *Hieraaetus fasciatus*, águia-real *Aquila chrysaetos* e grifo *Gyps fulvus*. Foram também cartografados abrigos de reprodução e hibernação de espécies de morcegos com maior valor de conservação, incluindo morcego-de-ferradura-pequeno *Rhinolophus hipposideros*, morcego-de-ferradura-grande *Rinolophus ferrumquinum*, morcego-de-ferradura-mediterrânico *Rhinolophus euryale*, morcego-de-ferradura-mourisco *Rhinolophus mehely*, morceg-rato-grande *Myotis myotis*, morcego-rato-pequeno *Myotis blythii*. Para evitar dar excessiva importância a abrigos com um número de indivíduos muito pequeno, apenas se cartografaram neste caso as colónias que cumpriam os critérios para serem classificados como abrigos de importância nacional (ICNF, 2013). Por último, foram cartografados os cursos de água onde foi confirmada a ocorrência de toupeira-de-água *Galemys pyrenaicus*. Estes mapeamentos tiveram por base informação vetorial fornecida pela EDP, resultante dos estudos e trabalhos de monitorização efetuados no âmbito da construção do AHBS, bem como os resultados de outros estudos na região (Lorenzo Quaglietta, Comunicação Pessoal). Esta informação foi complementada com dados fornecidos por especialistas nestas espécies e com experiência de trabalho na área de estudo.

3.4. Zonamento do território

O zonamento do território foi efetuado com recurso ao *software Marxan Z* (Watts *et al.*, 2008a), com base na informação sobre espécies e habitats previamente compilada e analisada. Como algoritmo de otimização, utilizou-se o “*simulated annealing*”, uma vez que é considerado o mais flexível e que produz soluções mais eficazes (Mehri *et al.*, 2014). A preparação dos mapas vetoriais digitais (*shapesfiles*) para utilização no programa foi efetuada através de Sistemas de Informação Geográfica (SIGs), com recurso aos programas QGIS (Nanni *et al.*, 2012) e ArcGis (Hillier, 2011). A utilização do programa *Marxan Z* implica a preparação de um conjunto de ficheiros com informação de base e dos parâmetros que determinam as características do processo de zonamento, os quais são discriminados na Tabela 3.2. A descrição da informação de base, a definição de objetivos e custos de conservação, e a seleção de parâmetros são descritos nas secções seguintes.

3.4.1. Unidades de planeamento e atributos a conservar

Para definição das unidades de planeamento (ficheiro *pu.dat*; Tabela 3.2), criou-se uma grelha hexagonal regular sobre a área de estudo, com hexágonos com 250.000 m² (i.e., 25 hectares) de superfície. Contudo, os hexágonos das margens da área de estudo tinham em geral uma menor superfície, devido a terem sido cortados pelos limites das freguesias incluídas na análise. A decisão de utilizar uma grelha regular foi tomada porque é a mais habitual em exercícios de planeamento sistemático de ecossistemas terrestres (Hermoso *et al.*, 2011), porque permite uma cobertura homogénea e regular de todo o território, e porque é computacionalmente mais simples do que por exemplo a utilização de unidades naturais como pequenas bacias hidrográficas (e.g., Hermoso *et al.*, 2016). Foram utilizados hexágonos em vez de por exemplo quadrados, porque a grelha hexagonal está disposta em triângulos equiláteros, que é a forma mais compacta de arranjo de múltiplos círculos idênticos (Birch *et al.*, 2007), e porque tem vantagens para o tratamento da conectividade. A dimensão das unidades de planeamento foi escolhida como um compromisso entre a necessidade de serem suficientemente pequenas de forma a produzirem resultados com uma resolução adequada para um exercício de planeamento deste tipo, e suficientemente grandes para conterem uma adequada representação dos valores biológicos considerados. A dimensão dos hexágonos foi muito inferior à de um estudo com *Marxan with Zones* efetuado à escala da Península Ibérica (cerca de 30 km²; Hermoso *et al.*, 2016), o que se justifica por a área de planeamento considerada no presente estudo ser muito inferior.

Tabela 3.2: Ficheiros integrados no Marxan with Zones, com indicação da sua função, nome por default e obrigatoriedade da sua utilização para correr o programa.

Função do ficheiro	Nome no Marxan Z	Tipo de ficheiro
Definição das unidades de planeamento	<i>pu.dat</i>	Obrigatório
Definição dos atributos a representar e dos objetivos de representação	<i>feat.dat</i>	Obrigatório
Quantificação da representação dos atributos nas unidades de planeamento	<i>puvfeat.dat</i>	Obrigatório
Definição das fronteiras entre unidades de planeamento	<i>bound.dat</i>	Opcional
Definição dos custos de conservação para cada unidade de planeamento	<i>costs.dat</i>	Obrigatório
Definição das zonas	<i>zones.dat</i>	Obrigatório
Definição de custos por zona	<i>zonecost.dat</i>	Obrigatório
Definição das unidades de planeamento de seleção obrigatória	<i>pulock.dat</i>	Opcional
Definição de objetivos por zona	<i>zonetarget.dat</i>	Opcional
Definição dos custos de fronteira por zona	<i>zoneboundcost.dat</i>	Opcional
Definição dos parâmetros de entrada	<i>input.dat</i>	Obrigatório

Como atributos a representar no exercício de planeamento (ficheiro *feat.dat*; Tabela 3.2), utilizaram-se os habitats com valor de conservação previamente cartografados no território. Esta opção foi tomada devido à inexistência de informação sobre a distribuição de espécies com um nível de resolução suficiente. De facto, apesar de se conhecer bem a fauna de vertebrados da região e o seu padrão geral de distribuição espacial, não existem dados que permitam determinar a sua presença/ausência na grelha regular de hexágonos de 25 hectares. Este tipo de abordagem assume que a representação dos habitats existentes numa região é um bom indicador da representação do conjunto de espécies a eles associados, tendo já sido utilizada noutros trabalhos deste tipo (Tews *et al.*, 2004). Contudo, esta simplificação implica também alguns erros potenciais, uma vez que a ocorrência de um habitat não implica necessariamente a ocorrência de uma dada espécie, pelo que os resultados deverão ser interpretados com cautela. Para minimização de erros potenciais, incluiu-se também a ocorrência de locais críticos para conservação de algumas espécies (e.g., locais de nidificação) como atributos a considerar no exercício de planeamento (ver secção 3.4.2).

Para estimar a representação dos atributos nas unidades de planeamento (ficheiro *puvfeat.dat*; Tabela 3.2), fez-se a intersecção em SIG da grelha regular de hexágonos com o mapa vetorial de habitats previamente produzido (Birch *et al.*, 2007). Através desta operação, obteve-se a área de cada habitat representada em cada unidade de planeamento, permitindo assim estimar quais as unidades de planeamento mais importantes para representar cada habitat (Watts *et al.*, 2008a). Adicionalmente, identificaram-se em SIG os hexágonos onde ocorriam locais críticos para algumas espécies de conservação prioritária na região (ficheiro *pulock.dat*; Tabela 3.2). Estas espécies foram selecionadas considerando o seu VEE elevado, bem como o facto de estarem dependentes de locais ou áreas muito limitadas para a sua persistência. Assim, considerou-se neste âmbito os locais de nidificação de aves de rapina rupícolas e de cegonha-negra, os principais abrigos de reprodução ou hibernação de morcegos, e os cursos de água com ocorrência confirmada de toupeira-de-água.

3.4.2. Objetivos de conservação

Os objetivos de conservação globais foram definidos em função da área de cada habitat a representar no conjunto das zonas de proteção (ficheiro *puvfeat.dat*; Tabela 3.2, anexo VII). Uma vez que não existiam razões biológicas objetivas para estabelecer quanto de cada habitat seria necessário proteger, efetuou-se um exercício de cenarização baseado na superfície ocupada por cada habitat na área de estudo, e na importância relativa de cada habitat para a conservação da biodiversidade da região. Para cada um dos três tipos de habitats com valor de conservação, foi então definida a percentagem da área total que deveria estar representada no conjunto das zonas de proteção. Estabeleceram-se três cenários com objetivos de conservação progressivamente mais ambiciosos (Tabela 3.3), desde um cenário mínimo com percentagens de representação entre 10% e 40%, a um cenário máximo com percentagens de representação entre os 40% e os 80% para os três tipos de habitat. A cada um dos tipos de habitat foi também associada uma penalização associada ao não cumprimento de objetivos, a qual é assumida pelo *Marxan Z* para estabelecer quais os atributos que devem ser atingidos prioritariamente, caso não seja possível atingi-los todos (Hermoso *et al.*, 2015 b). Nessa análise assumiu-se uma penalização crescente dos habitats com baixo valor de conservação para os habitats com elevado valor de conservação (Tabela 3.3.), sendo essa prioridade constante para os três cenários utilizados.

Tabela 3.3: Objetivos de Conservação dos Cenários especificados no exercício de planeamento sistemático para conservação na região do Baixo Sabor

Valor de conservação dos habitats	Penalização	Máximo	Médio	Mínimo
Elevado	10	80%	60%	40%
Médio	7	60%	40%	20%
Baixo	5	40%	20%	10%

Uma vez que neste exercício de planeamento se pretende que os objetivos de representação sejam atingidos diferencialmente em quatro tipos de zonas (ficheiro *zones.dat*; Tabela 3.2) e não de forma global, definiram-se também os objetivos a atingir em cada zona (ficheiro *zonetarget.dat*; Tabela 3.2). Esta definição foi feita através da especificação para cada atributo da percentagem mínima do objetivo total que deveria ser atingido em cada um dos tipos de zonas (Tabela 3.4). A distribuição foi feita assumindo que os habitats de maior valor de conservação deveriam estar representados maioritariamente na zona de proteção total e, em menor grau na zona de proteção parcial; que os habitats de valor intermédio deveriam estar representados por ordem decrescente nas zonas de proteção total, parcial e complementar; e que os habitats de menor valor deveriam estar principalmente representados nas zonas de proteção complementar e em menor grau nas zonas de proteção parcial. As zonas de proteção parcial foram as únicas para as quais se especificou percentagens de representação para os três tipos de habitats, o que teve por objetivo obter mosaicos de habitats com diferentes tipologias.

Tabela 3.4: Objetivos de representação de habitats por Zona especificados no exercício de planeamento sistemático para conservação na região do Baixo Sabor.

Zonas	Valor de conservação elevado	Valor de conservação intermédio	Valor de conservação reduzido
Proteção Total	70%	50%	0%
Proteção Parcial	30%	30%	30%
Proteção Complementar	0%	20%	70%

Para além dos habitats, considerou-se a necessidade de representar na rede de reservas os locais críticos para a conservação de espécies com VEE elevado e dependentes de sítios concretos. Uma vez que estes locais são poucos e de extrema importância, forçou-se que estivessem sempre representados na solução final do processo de planeamento (Watts *et al.*, 2008a). Ou seja, as unidades de planeamento contendo estes locais críticos foram bloqueadas na solução final em todos os cenários (ficheiro *pulock.dat*; Tabela 3.2). Uma vez que são locais críticos para conservação, especificou-se que deveriam estar incluídos nas Zonas de Proteção Total.

3.4.3. Custos de conservação

A definição dos custos base de conservação associados a cada unidade de planeamento (ficheiro *costs.dat*; Tabela 3.2) foi considerado proporcional à sua respetiva área, uma vez que não existia informação mais detalhada sobre o custo de inclusão de cada unidade em zonas de conservação. Esta opção constitui uma simplificação, uma vez que o custo de conservação em áreas com maior valor económico (por exemplo, áreas agrícolas ou floresta de produção) é certamente superior aos custos de conservação em áreas com menor valor económico (por exemplo, matos e matagais, zonas rochosas, etc.). Para resolver este problema seria necessário ter uma informação socioeconómica espacializada para a região, o que não foi possível obter neste estudo, implicando desta forma que seja necessário interpretar com as devidas cautelas os resultados obtidos.

Foi também especificado um custo por zona (ficheiro *zonecost.dat*; Tabela 3.2), baseado na ideia que as restrições às atividades humanas seriam progressivamente maiores das zonas de proteção complementar para as zonas de proteção total. Desta forma, nas zonas de proteção total foi assumido um custo de 2 vezes o custo de base, uma vez que são áreas de elevada sensibilidade e onde a conservação implicaria fortes restrições às atividades humanas. Por razões análogas, considerou-se que os custos de conservação nas zonas de proteção parcial seriam iguais ao custo de base, e que os custos para as zonas de proteção complementar seriam iguais a metade dos custos de base.

3.4.4. Configuração espacial das áreas de proteção

A seleção das unidades de planeamento foi efetuada de forma a obter áreas de proteção compactas e não unidades dispersas pelo território. A ideia é garantir que existam manchas de zona protegida suficientemente grandes e compactas, o que se espera aumentar a probabilidade de persistência das espécies e torna mais exequível a gestão do território. Para obter esta configuração, o *Marxan with Zones* tenta minimizar a extensão

da fronteira entre unidades de planeamento seleccionadas e não seleccionadas (Watts *et al.*, 2008a,b), com base num ficheiro que especifica as fronteiras entre cada unidade de planeamento e as unidades de planeamento adjacentes (ficheiro *bound.dat*; Tabela 3.2). A criação deste ficheiro foi gerado através de uma ferramenta SIG que automaticamente calcula o comprimento das fronteiras de cada hexágono com os hexágonos envolventes. No processo de seleção, a fronteira entre unidades de planeamento seleccionadas e não seleccionadas é assumida como um custo a ser minimizado, sendo o peso dado a esse custo definido através do parâmetro BLM (*boundary length modifier*) que é especificado num ficheiro com os parâmetros utilizados na realização da análise (ficheiro *input.dat*; Tabela 3.2). Em função do valor desse parâmetro as áreas são mais ou menos compactas, não existindo contudo valores de referência bem definidos. Desta forma, a compacidade das soluções foi avaliada por tentativa e erro.

Adicionalmente à compacidade, procurou-se obter uma configuração espacial em que as zonas com menor sensibilidade e importância para conservação servissem como tampão às zonas de maior sensibilidade e conservação. Deste modo, procurou-se evitar que haja uma passagem brusca entre zonas de diferentes tipos, ou seja, evitando por exemplo que haja uma transição brusca entre uma unidade de planeamento sem restrições e uma unidade de planeamento com restrições muito elevadas (Watts *et al.*, 2008b). Para isso, atribuíram-se custos de fronteira diferenciais entre os diferentes tipos de zonas (ficheiro *zoneboundcost.dat*; Tabela 3.2), reduzindo custos entre fronteiras que se quer ver representadas no território (por exemplo, entre zonas de proteção total e parcial) e aumentando custos para as fronteiras a evitar (por exemplo, entre zonas de proteção total e sem proteção) (Tabela 3.5). Estas especificações são de extrema importância para que o *Marxan with Zones* possa originar um resultado com coerência espacial (Hermoso *et al.*, 2015a). No entanto, não existem valores *a priori* que permitam obter soluções ótimas, pelo que se testaram vários parâmetros para cada cenário, avaliando a forma como eles influenciavam a configuração espacial do zonamento.

Tabela 3.5: Custos de fronteira diferenciais entre os diferentes tipos de zonas para o cenário dos objetivos máximos

	Zona Não protegida	Zona de Proteção Total	Zona de Proteção Parcial	Zona de Proteção Complementar
Zona Não protegida	0	0.5	0.1	0.1
Zona de Proteção Total	-	0.03	0.1	1
Zona de Proteção Parcial	-	-	0.01	0.07
Zona de Proteção Complementar	-	-	-	0

[Esta página foi intencionalmente deixada em branco.]

4. Resultados

4.1 Valor Ecológico das Espécies

Na área de estudo foram identificadas 230 espécies de vertebrados, incluindo 16 peixes dulçaquícolas, 13 anfíbios, 20 répteis, 130 aves e 51 mamíferos (anexo VI). Destas espécies, verificou-se que 27 tinham um VEE elevado (>70), incluindo 1 peixe, 3 anfíbios, 3 répteis, 9 aves e 11 mamíferos (Tabela 4.1). O grupo das aves foi o que apresentou um VEE médio mais elevado (91.3), e inclui fundamentalmente aves planadoras que nidificam em falésias e outras zonas rochosas (águia-de-Bonelli *Hieraaetus fasciatus*, abutre-do-Egipto *Neophron percnopterus*, grifo *Gyps fulvus*, bufo real *Bubo bubo*, águia-real *Aquila chrysaetos*, e cegonha-negra *Ciconia nigra*), outras aves de rapina (tartaranhão-caçador *Circus pygargus* L., e milhafre-real *Milvus milvus* L.), e um passeriforme com distribuição restrita (chasco-preto *Oenanthe leucura*). Os mamíferos apresentaram o maior número de espécies com elevado valor de conservação, apresentando o segundo VEE médio (82.0). Grande parte das espécies identificadas como prioritárias são morcegos (morcego-de-ferradura-pequeno *Rhinolophus hiposideros*, morcego-de-ferradura-mourisco *Rhinolophus mehelyi*, morcego-rato-pequeno *Myotis blythii*, morcego-de-ferradura-mediterrânico *Rhinolophus euryale*, morcego de Beschtein *Myotis bechsteinii*, morcego-rato-grande *Myotis myotis*, morcego-de-ferradura-grande *Rhinolophus ferrumequinum* e morcego negro *Barbastella barbastellus* Schreber. Para além dos morcegos, os mamíferos prioritários incluíram um insectívoro semiaquático muito ameaçado (toupeira-de-água *Galemys pyrenaicus*), um pequeno roedor endémico da Península Ibérica (rato de Cabrera *Microtus cabreræ* Thomas), e um predador de topo (lobo *Canis lupus*). Para os restantes grupos o número de espécies selecionadas e os VEE foram relativamente mais baixos, evidenciando que constituem espécies com menor prioridade de conservação na região. Destes as espécies mais prioritárias foram uma víbora que em Portugal tem uma distribuição muito fragmentada (víbora cornuda *Vipera latastei* Boscá), uma espécie de rã (rã ibérica *Rana iberica*) e uma espécie de peixe (bordalo *Squalius alburnoides*) endémicas da Península Ibérica.

Tabela 4.1: Lista de espécies com maior prioridade de conservação na região do Baixo Sabor, estimada com base no índice Valor Ecológico Específico. As espécies listadas (VEE>70) estão ordenadas por valor decrescente de VEE.

Espécie	Valor Ecológico Específico
<i>Hieraaetus fasciatus</i> Vieillot, 1822) – águia-de-Bonelli	108,27
<i>Neophron percnopterus</i> (Linnaeus, 1758) - abutre-do-egipto	99,71
<i>Galemys pyrenaicus</i> (E. Geoffrey, 1811) – toupeira-de-água	97,80
<i>Rhinolophus hiposideros</i> (Beschtein, 1800) – morcego-de-ferradura pequeno	97,41
<i>Circus pygargus</i> (Linnaeus, 1758) - tartaranhão-caçador	94,58
<i>Oenanthe leucura</i> (Gmelin, 1789) – chasco-preto	94,57
<i>Milvus milvus</i> (Linnaeus, 1758) - milhafre-real	90,97
<i>Rhinolophus mehelyi</i> Matschie, 1901 – morcego-de-ferradura mourisco	90,70
<i>Ciconia nigra</i> (Linnaeus, 1758) - cegonha-negra	87,39
<i>Gyps fulvus</i> (Hablizl, 1783) – grifo	87,30
<i>Myotis blythii</i> (Tomes, 1857) – morcego-rato-pequeno	85,39
<i>Bubo bubo</i> (Linnaeus, 1758) – mocho real	80,58
<i>Microtus cabrerai</i> Thomas, 1906 – rato de Cabrera	79,67
<i>Aquila chrysaetos</i> (Linnaeus, 1758) –águia-real	78,59
<i>Canis lupus</i> Linnaeus, 1758 - lobo-ibérico	78,59
<i>Rhinolophus euryale</i> (Blasius, 1853) – morcego-de-ferradura mediterrânico	78,25
<i>Myotis bechsteinii</i> (Kuhl, 1817) – morcego-de-Beschtein	76,95
<i>Vipera latastei</i> Boscai, 1878 – víbora cornuda	76,11
<i>Rana iberica</i> Boulenger, 1879 – rã ibérica	75,61
<i>Myotis myotis</i> (Borkhausen, 1797) – morcego-rato-grande	74,63
<i>Complexo Squalius alburnoides</i> (Steindachner, 1866) – bordalo	74,40
<i>Discoglossus galganoi</i> Capula, Nascetti, Lanza, Bullini & Crespo, 1985 - rã de focinho pontiagudo	73,74
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i> (Schreber, 1774) – morcego-de-ferradura grande	71,84
<i>Lacerta schreiberi</i> Bedriaga, 1878 – lagarto de água	71,25
<i>Barbastella barbastellus</i> (Schreber, 1774) – morcego negro	70,95
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus, 1758) – rela	70,93
<i>Chalcides bedriagai</i> (Boscá, 1880) - cobra-de-pernas-pentadáctila	70,03

4.2. Cartografia de Habitats

A cartografia da área de estudo (91567,64ha) feita com base na COS2007 e complementada com interpretação de fotografia aérea revelou que o habitat dominante é o dos matos e outra vegetação arbustiva esparsa, o qual cobre cerca de 31.5% do território. Os outros habitats dominantes (>10% de cobertura), são os pinhais (10,8%), as florestas abertas (10,6%), os olivais (14,1%) e as culturas temporárias de sequeiro (14,3%). Em contraste, o azinhal-zimbral é a classe de habitat mais rara, ocupando apenas cerca de 0,01% da área total. Os habitats com maior valor de conservação cobrem cerca de 19,4% da área total, os de valor médio cobrem 31,5%, e os de valor mais baixo cobrem 31,1%.

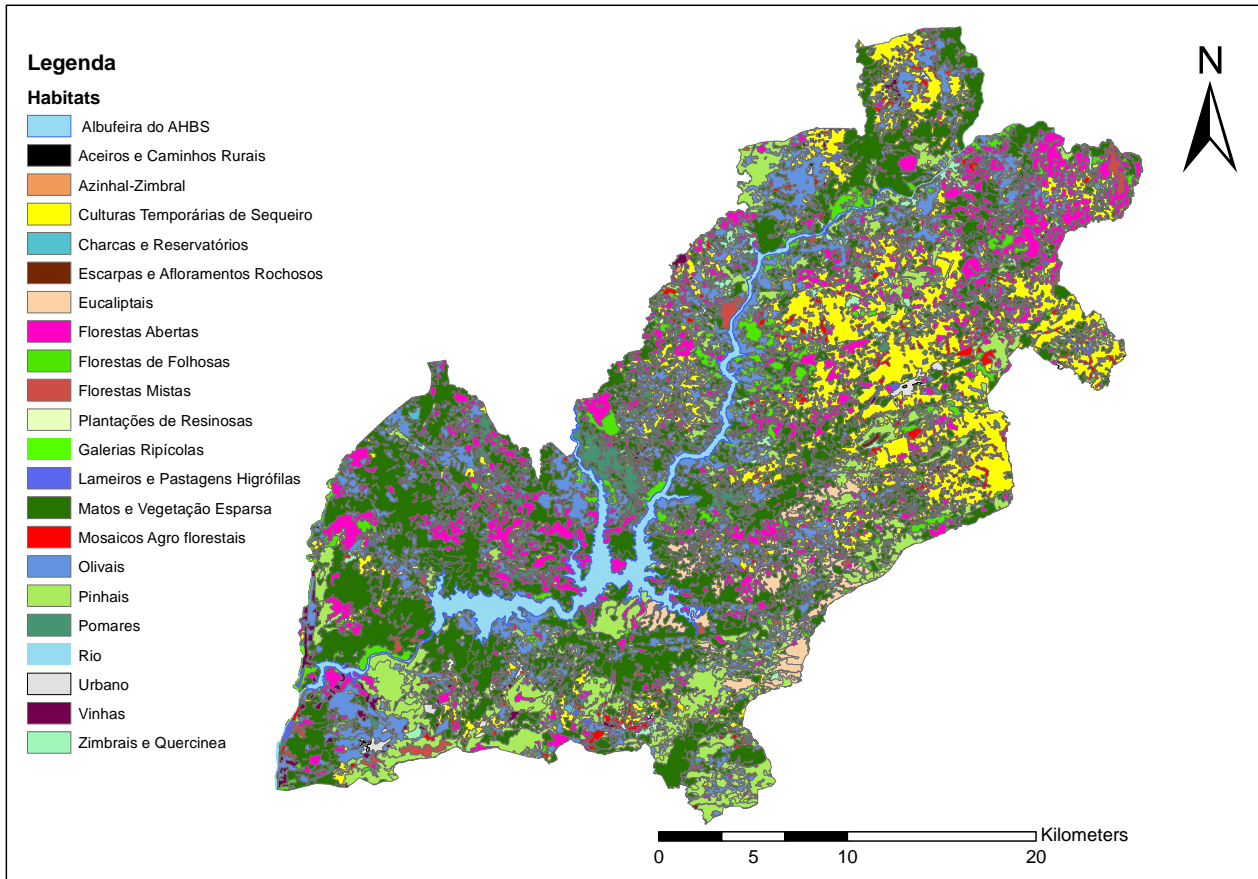


Figura 4.1: Mapa dos habitats na região do Baixo Sabor

4.3. Zonamento do Território

O *Marxan with Zones* produziu soluções ótimas de zonamento para os cenários máximo (Fig. 4.2i), médio (Fig. 4.2e) e mínimo (Fig. 4.2a), em que no essencial se atingiram os objetivos de conservação definidos (anexo VII, anexo VIII e anexo IX, respetivamente). Nos três cenários, as zonas de proteção dispõem-se ao longo do eixo definido pelo rio, afastando-se mais deste eixo quando se estabelecem objetivos de conservação progressivamente mais ambiciosos.

No cenário máximo temos uma zona de proteção total compacta rodeada de uma zona de proteção parcial pouco compacta. A zona de proteção complementar adquire uma distribuição mais ou menos uniforme adjacente à zona de proteção parcial. No cenário com objetivos médios de conservação temos mais uma vez a zona de proteção parcial a envolver a zona de proteção total e a zona de proteção complementar está limitada à zona norte e centro da área protegida. No cenário mínimo a zona de proteção complementar situa-se no centro oeste da região, maioritariamente, e uma pequena porção da zona situa-se a norte e a sul da área.

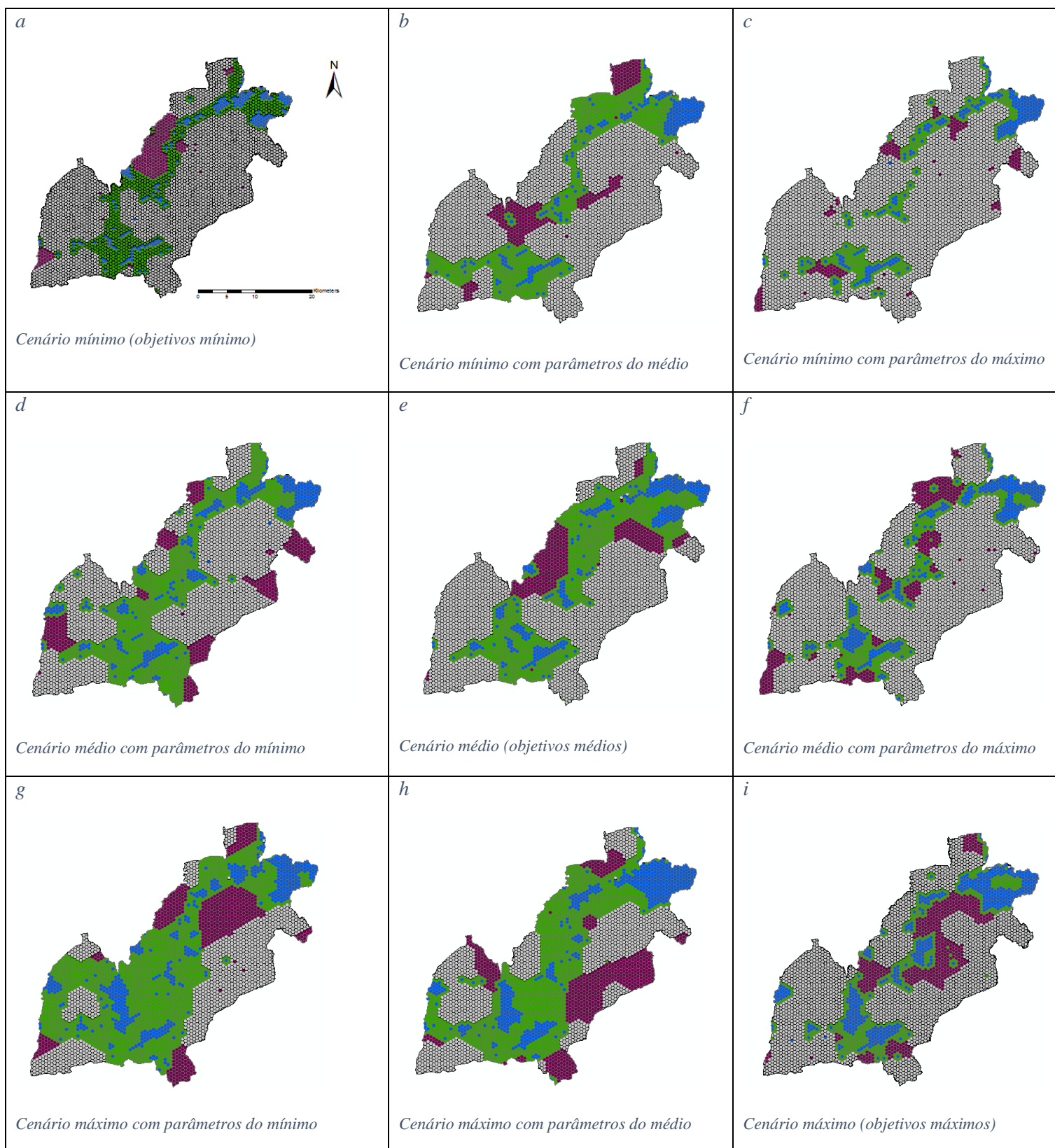


Figura 4.2: Cenários gerados de possíveis áreas protegidas. A azul temos a zona de proteção total, a verde a zona de proteção parcial, a roxo a zona de proteção complementar e a cinzento a zona sem proteção.

Para o cenário de conservação com objetivos máximos (Fig. 4.2i), a solução óptima incluiu 42.8% da área em zonas de proteção, incluindo 13,2% em proteção total, 15.1% em proteção parcial e 14.5% em proteção complementar. Os objetivos de representação foram cumpridos em todos os casos, variando entre 99,9% no

caso dos cursos de água nas zonas de proteção total e parcial, e 370,9% (ou seja, 270,9% a mais que o objetivo de conservação) no caso das escarpas e afloramentos rochosos nas zonas de proteção parcial (Anexo VII). No caso do cenário médio (Fig. 4.2e), a solução ótima incluiu 49.9% da área em zonas de proteção, dos quais 9.4% em proteção máxima, 30.7% em proteção parcial e 9.7% em proteção complementar. Os objetivos de representação foram atingidos em todos os casos, no cenário médio, mas observou-se uma clara sobre-representação de habitats, particularmente de habitats agrícolas, nas zonas de proteção parcial (Anexo VIII). Por exemplo, a representação de olivais, pomares e culturas temporárias de sequeiro foi mais de 1000% superior aos objetivos estabelecidos. Para o cenário de conservação com objetivos mínimos (Fig. 4.2a; anexo IX), a solução ótima incluiu 34.4% da área em zonas de proteção, dos quais 6.0% em proteção total, 21.8% em proteção parcial e 6.6% em proteção complementar. O padrão de representação de objetivos foi similar ao do cenário médio, com sobre-representação de vários habitats nas zonas de proteção parcial. Neste caso, para além dos habitats agrícolas, observa-se também uma sobre-representação muito marcada dos matos e vegetação esparsa.

Nos três cenários ótimos, observou-se que a configuração espacial seguia em termos gerais os objetivos pretendidos, nomeadamente a compacidade das zonas de conservação, e a presença de zonas com características de tampão, evitando que existam transições bruscas entre áreas com níveis muito contrastantes de proteção. De fato, observa-se frequentemente que as soluções produzidas contêm áreas de proteção total rodeadas por áreas de proteção parcial, as quais por sua vez são confinadas por áreas de proteção complementar. Para produzir estas soluções ótimas foi necessário manipular os parâmetros BLM (*“Boundary Length Modifier”*) e os custos de fronteira entre diferentes tipos de áreas, até obter uma configuração espacial que cumprisse os objetivos estabelecidos. Contudo, observou-se ser necessário ajustar estes parâmetros a cada cenário, uma vez que os mesmos parâmetros com cenários diferentes produziam soluções muito distintas (Fig. 4). Por exemplo, quando se aplicaram os parâmetros ótimos para o cenário máximo ao cenário mínimo, produziu-se uma solução de zonamento sem a configuração pretendida, nomeadamente devido à menor compacidade e às deficiências na organização espacial das zonas tampão.

[Esta página foi intencionalmente deixada em branco.]

5. Discussão

A presente dissertação avaliou a aplicação de um *software* relativamente recente, o *Marxan with Zones*, ao delineamento e planeamento de uma nova área protegida, utilizando como caso de estudo a região do Baixo Sabor. Verificou-se que subsistem na região vastas áreas com habitats importantes para a conservação, ocorrendo também várias espécies ameaçadas a nível nacional e internacional. Através do *Marxan Z*, foi possível obter soluções de planeamento que cumprem eficientemente os objetivos de conservação previamente estabelecidos, produzindo áreas compactas e com uma organização em áreas centrais e áreas tampão. Globalmente, o estudo permitiu verificar que o *Marxan Z* é uma ferramenta muito útil para o planeamento de conservação, que poderá ter grande aplicabilidade em futuros exercícios de ordenamento das áreas protegidas em Portugal.

5.1. Limitações e erros potenciais

Apesar de se ter conseguido aplicar o *Marxan Z* no exercício de planeamento do Baixo Sabor, o trabalho efetuado tem algumas limitações e erros potenciais, que deverão ser devidamente considerados na interpretação dos resultados finais. Em particular, o trabalho utilizou apenas parte dos dados que seriam necessários para um estudo real de ordenamento, pelo que os zonamentos produzidos deverão ser entendidos como muito preliminares.

Um dos problemas fundamentais foi que apenas se utilizaram dados de vertebrados, enquanto num trabalho de ordenamento seria necessário utilizar um grupo mais vasto de espécies e habitats para representar o valor de conservação do território. Apesar disso, considera-se que os vertebrados constituem uma primeira aproximação, uma vez que muitas das espécies têm elevado estatuto de ameaça, sendo protegidos pelas Diretivas Habitats e Aves. Futuros estudos deverão considerar pelo menos as espécies de flora ameaçada e os habitats listados na Diretiva Habitats, permitindo assim identificar melhor as áreas mais importantes para conservação da biodiversidade.

Outro dos problemas foi que o mapeamento dos valores a conservar teve que ser baseado em categorias de vegetação, e não em dados sobre a distribuição das espécies. Para além disso, a cartografia teve por base a Carta de Ocupação do Solo de 2007, a qual já se encontra algo desatualizada. Esta opção foi inevitável, dada a inexistência de cartografia mais atual e de informação pormenorizada sobre a distribuição da fauna na região. Relativamente à desatualização da cartografia, o problema foi parcialmente resolvido ao efetuar atualizações com fotografia aérea mais recente, nomeadamente para habitats mais importantes como as galerias ripícolas. No caso da utilização de categorias de vegetação em vez de dados de distribuição de espécies, esta aproximação foi considerada razoável, uma vez que a distribuição da fauna ameaçada está normalmente muito associada à distribuição da vegetação (Cabral *et al.*, 2006; Loureiro *et al.*, 2008; Carty *et al.*, 2010). Para além disso, nos casos de espécies muito sensíveis como a avifauna rupícola e os morcegos conseguiu-se informação sobre locais críticos para a sua conservação (por exemplo, locais de nidificação e abrigos de reprodução e hibernação), os

quais foram incluídos no processo de zonamento como locais a conservar obrigatoriamente. À medida que for aumentando o conhecimento sobre a distribuição espacial dos valores naturais no Baixo Sabor, o exercício de planeamento poderá ser melhorado, para que haja uma melhor correspondência entre a localização das diferentes zonas e dos valores naturais que se pretende proteger.

Também como limitação importante pode-se referir a falta de dados concretos sobre os custos de conservação. Por causa disto, considerou-se que o custo de base de todas as unidades de planeamento eram proporcionais à sua área. Para além disso, considerou-se que os custos das áreas de proteção total eram o dobro do custo de base, que as áreas de proteção parcial tinham o custo de base e que as áreas de proteção complementar tinham metade do custo de base. Esta aproximação ignora que diferentes usos do solo estão associados a diferentes custos, o qual normalmente é proporcional à sua produtividade económica para o proprietário. Apesar disto, a abordagem desenvolvida é similar à de outros estudos, sendo normalmente considerada razoável quando não existe informação socio-económica adicional (Game & Grantham, 2008). Futuros trabalhos deverão explorar em mais detalhe as consequências de variação dos custos nas soluções de planeamento produzidas pelo *Marxan Z*.

Finalmente, uma limitação importante do estudo é que os objetivos foram definidos de forma arbitrária, considerando áreas a conservar dos diferentes tipos de habitats. Em exercícios reais de planeamento, estes objetivos deveriam ser estabelecidos pelas entidades gestoras do território, em conjunto com os diversos atores relevantes para o processo (“*stakeholders*”). De qualquer forma, a utilização de vários cenários permitiu de alguma forma minimizar este problema, uma vez que permitiu avaliar de que forma as soluções de planeamento variavam em função de objetivos progressivamente mais ambiciosos. Seria interessante em futuros estudos envolver os atores na definição de objetivos, de forma a ter soluções de planeamento mais realistas e consensuais.

5.2. Representação de objetivos de conservação

Tal como outros programas desenhados para o planeamento sistemático da conservação, o *Marxan Z* procura que sejam cumpridos objetivos de representação de atributos de conservação (e.g., área de habitat e número de ocorrências de espécies). O *Marxan Z* tem a vantagem relativamente aos outros programas de permitir distribuir os objetivos de representação por tipologias de áreas, o que está mais próximo do que se pretende em exercícios de planeamento de áreas protegidas. É importante notar que estes objetivos são normalmente prévios ao processo de planeamento, podendo ser estabelecidos pelos gestores do território em colaboração com os atores locais. No entanto, o próprio processo de planeamento pode ajudar à definição destes objetivos, uma vez que permite visualizar quais são as consequências territoriais dos objetivos estabelecidos.

O exercício de planeamento efetuado no presente estudo permitiu verificar que o *Marxan Z* produz sempre soluções que cumprem os objetivos estabelecidos, tanto em termos de representação total de atributos, como em termos de representação dos atributos por unidade de planeamento. Deste ponto de vista portanto, o *Marxan Z* é uma ferramenta útil, que permite identificar eficientemente que áreas devem ser protegidas para

atingir os objetivos de conservação e qual o grau de proteção que deve ser atribuído a cada área. Verificou-se contudo, que nalguns casos os objetivos eram largamente excedidos, principalmente no caso de habitats agrícolas, relativamente aos objetivos inicialmente atingidos. Isto deriva provavelmente da área necessária para atingir objetivos mais difíceis (e.g., habitats com escassa representação no território e/ou com distribuições muito fragmentadas) implicar a seleção de habitats mais comuns e que portanto poderiam ser representados numa área mais reduzida. Este problema leva a que seja necessário proteger áreas maiores do que aquelas que seria estritamente necessário, devido à inclusão de áreas de habitat “redundante”. Uma solução possível passa por uma revisão dos objetivos ou por uma realocação dos objetivos por zona, de forma a tentar que todos os habitats tenham uma representação próxima da estabelecida previamente. Para isto será necessário fazer iterações múltiplas, até se conseguir um nível de representação satisfatório para os gestores do território e outros atores envolvidos no processo.

5.3. Configuração espacial do zonamento

Para além dos objetivos de representação de atributos, procurou-se no exercício de planeamento desenvolvido nesta dissertação que o zonamento produzido incluísse zonas compactas (i.e., com agregação das unidades de planeamento) de cada tipologia, e que as zonas de menor grau de proteção rodeassem de alguma forma as zonas de maior proteção, de forma a servirem como tampão. Por outro lado, procurou-se que houvesse continuidade entre as várias áreas, de forma a possibilitar a deslocação dos indivíduos sem criar barreiras físicas (Leslie *et al.*, 2003; Sutherland *et al.*, 2015; Margules & pressley, 2000; Hull *et al.*, 2011). Estes objetivos podem ser atingidos através do algoritmo de seleção do *Marxan Z*, exigindo contudo uma cuidadosa calibração de parâmetros. De facto, apesar do algoritmo produzir sempre soluções que cumprem os objetivos em termos da representação de atributos em cada uma das zonas, essas soluções são muito variáveis em termos da sua configuração espacial.

Os resultados obtidos permitiram confirmar que o *Marxan Z* produz soluções com a configuração espacial desejada, ao mesmo tempo que são cumpridos os objetivos de representação e atributos em cada área. No entanto, a obtenção destes resultados implicou um processo de tentativa e erro, em que são especificados parâmetros e depois se verifica visualmente a qualidade dos resultados em relação aos objetivos pretendidos. Para além disso, verificou-se que os parâmetros “ótimos” variam significativamente em função dos objetivos de conservação especificados, podendo os parâmetros ótimos para um conjunto de objetivos não se aplicar a outro conjunto e objetivos. Existe portanto uma substancial subjetividade em todo o processo, o que constitui provavelmente a principal deficiência encontrada no *Marxan Z*.

No presente caso, as configurações espaciais foram testadas através de valores alternativos do parâmetro BLM (*Boundary Length Modifier*) e dos custos de fronteira entre zonas. Especificamente, testaram-se parâmetros de custos de fronteira baixos entre a zona de proteção total e a zona de proteção parcial, de modo a criar um tampão de zona agroflorestal em torno da zona ocupada por habitats mais naturais. Por outro lado, testou-se uma especificação de parâmetros que forçasse a segregação entre áreas (Hermoso *et al.*, 2015a; Watts

et al., 2009), com o objetivo de segregar espacialmente a zona sem proteção e a zona de proteção total, de forma a não haver uma transição abrupta entre estatutos de proteção muito contrastados. O mesmo foi feito entre a zona de proteção total e a zona de proteção complementar, sendo que estas duas zonas não se tocam em nenhum dos cenários. Este exercício permitiu verificar a importância de ajustar detalhadamente os parâmetros de custo de fronteira de forma a ter configurações espaciais com as características pretendidas, permitindo organizar adequadamente o zonamento da área protegida (Hermoso *et al.*, 2015a).

5.4. Implementação de uma área protegida no Baixo Sabor

O presente trabalho proporciona uma base preliminar para a definição e planeamento de uma área protegida na região do Baixo Sabor, ainda que não constitua um verdadeiro exercício de planeamento devido às limitações e erros potenciais identificados na secção 5.1. De qualquer forma, o trabalho demonstrou que na envolvente das albufeiras do Aproveitamento Hidroelétrico do Baixo Sabor (AHBS) subsistem áreas com habitats relevantes para conservação, nas quais ocorrem várias espécies de vertebrados ameaçados e protegidos pelas Diretivas Aves e Habitats. Para além disso, parte desses habitats e espécies ocorrem em sítios da Rede Natura 2000 que não foram afetados diretamente pela construção do empreendimento, o que justifica ainda mais o interesse da criação de uma área protegida.

Os resultados obtidos no trabalho demonstraram que a dimensão, zonamento e organização espacial de uma futura área protegida no Baixo Sabor podem tomar várias configurações, dependendo dos objetivos de conservação que vierem a ser estabelecidos. Se os objetivos forem ambiciosos a área protegida terá uma maior dimensão, enquanto que a objetivos mais modestos corresponderá uma área mais pequena. Independentemente dos objetivos, contudo, verificou-se que esta área protegida deverá ser delineada ao longo do rio Sabor, ao longo dos quais se distribuem os habitats naturais e semi-naturais com maior valor de conservação. Parte destes habitats ocorrem em manchas fragmentadas ao longo do eixo do rio, às quais deverá ser atribuído um nível de proteção mais restrito, sendo que o regime exato a aplicar ainda deverá ser melhor estudado. Ainda ao longo do eixo do rio, essas zonas são rodeadas por áreas com mistura de habitats naturais e agrícolas, que funcionam como tampão das zonas mais importantes e deverão ter um regime de utilização em uso múltiplo, incluindo áreas com agricultura extensiva. Estas zonas de proteção parcial poderão ser maiores ou menores, consoante os objetivos de conservação. Relativamente às zonas de proteção complementar, que deverão servir de tampão às outras duas, a sua distribuição no território não ficou completamente definida no exercício de zonamento. A melhoria da configuração destas zonas deverá passar por uma melhor definição dos objetivos de conservação, ou por uma calibração mais detalhada dos parâmetros que determinam a configuração espacial.

Para completar o exercício de planeamento para conservação da região do Baixo Sabor iniciada nesta dissertação, seria necessário um conjunto de passos adicionais. Em primeiro lugar, seria necessário definir objetivos claros de conservação, articulando os interesses da conservação da biodiversidade com os usos múltiplos que ocorrem no território (e.g., agricultura, caça, silvicultura, turismo). Esses objetivos deveriam ser estabelecidos em conjunto pelos gestores do território, incluindo os municípios e os organismos da

administração central, bem como os atores locais relevantes, incluindo as associações de agricultores e produtores florestais, as organizações de conservação da natureza, etc. Tal como neste estudo, poderiam ser definidos vários conjuntos alternativos de cenários, os quais poderiam ser posteriormente refinados em função das suas consequências em termos de zonamento do território. Para além dos objetivos, seria importante ter dados adicionais, incluindo informação atualizada sobre os usos do solo, distribuição espacial de todos os principais valores de conservação, e de informação espacializada dos custos de conservação. Esta informação seria essencial para obter soluções de planeamento que de facto englobassem todos os valores a proteger, ao mesmo tempo que eram minimizados os conflitos potenciais com as atividades económicas. Finalmente, as soluções de planeamento alternativas deveriam ser exploradas com recurso ao *Marxan Z*, tendo particularmente cuidado para calibrar as soluções de forma a encontrar configurações espaciais consensuais para os gestores do território e para os atores locais.

[Esta página foi intencionalmente deixada em branco.]

6. Considerações Finais

Nesta dissertação explorou-se a aplicabilidade de uma nova ferramenta informática para apoio ao delineamento e zonamento de áreas protegidas, o *software Marxan with Zones*. Esta ferramenta constitui um avanço significativo relativamente a outras abordagens ao planeamento sistemático em conservação, as quais apenas permitam a classificação binária do território em áreas de proteção versus áreas de não proteção. Nesta lógica anterior, havia um passo inicial de seleção da área a proteger, seguido de um passo referente ao zonamento da área selecionada. O *Marxan Z* permite com vantagens ir para além deste procedimento, uma vez que permite criar os diferentes tipos de zonas simultaneamente à construção da área protegida, de modo a obter uma disposição espacial em maior concordância com as necessidades de conservação e gestão das zonas criadas (Hermoso *et al.*, 2015a). Neste contexto, o *Marxan Z* avalia simultaneamente a adequação de determinada unidade de planeamento para cumprir determinado objetivo, tendo em consideração a adequação das outras unidades de planeamento para cumprir esse e outros objetivos. Deste modo, a seleção de uma unidade de planeamento não depende só da sua adequação, mas também da adequação das outras unidades de planeamento (Hermoso *et al.*, 2015a). Adicionalmente, o *Marxan Z* tem a vantagem de lidar de forma integrada e quantitativa com os problemas de configuração espacial, ainda que de uma forma algo subjetiva e que funciona por tentativa e erro. Apesar disso, verificou-se no presente trabalho que é possível atingir simultaneamente objetivos de representação e de configuração espacial, sendo para isso necessário uma cuidadosa calibração de parâmetros.

Com base nesta lógica, foi possível neste trabalho desenvolver um caso de estudo em que simultaneamente se procurou delimitar uma área protegida no Baixo Sabor e estabelecer um modelo de zonamento para essa área protegida. Ainda que com várias limitações devido aos dados de base utilizados, este exercício permitiu verificar que o *Marxan Z* produz soluções eficientes de planeamento, com configurações espaciais satisfatórias, que poderiam servir de base a um trabalho real de planeamento. Para isso seria necessário envolver os gestores do território e os atores locais, bem como obter dados adicionais sobre valores e custos de conservação, mas no essencial o procedimento poderia ser muito similar ao desenvolvido neste estudo. Para além deste caso concreto, é provável que o mesmo tipo de abordagem possa ser utilizado noutros trabalhos de ordenamento em que está em causa o zonamento de áreas para conservação, incluindo os planos de ordenamento de áreas protegidas. A utilização desta metodologia poderia dar uma base mais sólida e quantitativa para esse ordenamento, pelo que seria muito importante testar as suas vantagens e eventuais limitações nesses casos.

[Esta página foi intencionalmente deixada em branco.]

7. Referências

Abell, R., Allan, J. D., Lehner, B. (2007). Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological Conservation*. 34: 48-63

AGRI PRO Ambiente, consultores S. A. (2002). Avaliação Comparada dos Aproveitamentos do Baixo Sabor e do Alto do Côa. Estudo de Impacte Ambiental. Vol. III – Caracterização da Situação Atual do Ambiente. Lisboa.

APA (Agencia Portuguesa do Ambiente), Administração da Região Hidrográfica do Norte, I.P. Instituto de Conservação da Natureza e da Biodiversidade, I.P. Instituto de Gestão do Património Arquitectónico e Arqueológico, I.P. Direção Regional de Cultura do Norte Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte Instituto Superior de Agronomia/Centro de Ecologia Aplicada Prof. Baeta Neves (2011). Linha entre o Escalão de Montante do Aproveitamento Hidroelétrico do Baixo Sabor (AHBS) e a Subestação do Pocinho, a 220 kV. Estudo de Impacte Ambiental. Estudo Prévio - Parecer da comissão de avaliação, Lisboa.

Alcamo, J., Ash, N. J., Butler, C. D., Callicott, J. B., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Castilla, J. C., Chambers, R., Chopra, K., Cropper, A., Daily, G. C., Dasgupta, P., Groot, R., Dietz, T., Duraiappah, A. K., Gadgil, M., Hamilton, K., Hassan, R., Lambin, E. F., Lebel, L., Leemans, R., Jiyuan, L., Malingreau, J., May, R. M., McCalla, A. F., McMichael, T., Moldan, B., Mooney, H., Naeem, S., Nelson, G. C., Wen-Yuan, N., Noble, I., Zhiyun, O., Pagiola S., Pauly, D., Percy, S., Pingali, P., Prescott-Allen, R., Reid, W. V., Ricketts, T. H., Samper, C., Scholes, R. B., Simons, H., Toth, F. L., Turpie, J. K., Watson, R. T., Wilbanks, T. J., Williamns, M., Wood, S., Shidong, Z., Zurek, M. B. (2003). *Millennium Ecosystem Assessment, Ecosystems and Human Well-being: a framework for assessment*. Island Press, London.

Ball, I. R., Possingham, H. P., Watts, M. (2009). *Marxan and Relatives: Software for Spatial Conservation Prioritization*. Oxford University Press, Oxford.

Beja, P. Rocha, R., Lima, A., Fonseca, A.C., Serronha, A.M., Pinto, A.T., Batista, H., Castro, I., Saraiva, F., Vicente, J., Gonçalves, J., Honrado, J.P., Marques, J.E., Areias, M., Ribeiro, M.A., Alves, P., Fernandes, R., Santos, T. (2013a). Projeto-Base de construção, instalação e gestão do Parque Natural Regional do Vale do Tua. Etapa A – Caracterização. Relatório não Publicado para a ADRVT. CIBIO/DHV, Vairão/Lisboa.

Beja, P. Rocha, R., Lima, A., Fonseca, A.C., Serronha, A.M., Pinto, A.T., Batista, H., Castro, I., Saraiva, F., Vicente, J., Gonçalves, J., Honrado, J.P., Marques, J.E., Areias, M., Ribeiro, M.A., Alves, P., Fernandes, R., Santos, T. (2013b). Projeto-Base de construção, instalação e gestão do Parque Natural Regional do Vale do Tua. Etapa B – Diagnóstico Integrado e Definição de Objetivos. Caracterização. Relatório não Publicado para a ADRVT. CIBIO/DHV, Vairão/Lisboa.

Beja, P. Rocha, R., Lima, A., Fonseca, A.C., Serronha, A.M., Pinto, A.T., Batista, H., Castro, I., Saraiva, F., Vicente, J., Gonçalves, J., Honrado, J.P., Marques, J.E., Areias, M., Ribeiro, M.A., Alves, P., Fernandes, R.,

Santos, T. (2013c). Projeto-Base de construção, instalação e gestão do Parque Natural Regional do Vale do Tua. Etapa C – Proposta de delimitação do Parque Natural Regional do Vale do Tua. Relatório não Publicado para a ADRVT. CIBIO/DHV, Vairão/Lisboa.

Biolink (2014). AHBS: Aproveitamento Hidroelétrico do Baixo Sabor. Relatório de Monitorização de Fauna: Avifauna – Campanha anual 2013/2014

Birtch, C. P. D., Oom, S. P., Beecham, J. A. (2007). Rectangular and hexagonal grids used for observation experiment and simulation in ecology. *Ecological Modelling*. 206: 347-359

Bruner, A. G., Gullison, R. E., Rice, R. E., Fonseca, G. A. B. (2001). Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. *Science* 291: 125–128

Cabral, M. J. (coord.), Almeida, J., Almeida, P. R., Dellinger, T., Almeida, F. N., Oliveira, M. E., Palmeirim, J. M., Queiroz, A. L., Rogado, L., Santos-Reis, M (eds) (2006). *Livro vermelho dos vertebrados de Portugal*. 2ª ed. Instituto da Conservação da Natureza/Assírio & Alvim. Lisboa.

Carty, P., Costa, H., Elias, G., Matias, R. (2010). Aves de Portugal. Ornitologia do território continental. Assírio & Alvim, Lisboa.

CBD (Convention on Biological Diversity) (1992). United Nations. Rio de Janeiro.

Charles, H., Dukes, J. S. (2007). Impacts of Invasive Species on Ecosystems Services. *Ecological Studies*. 193, 217-237

Decreto-Lei nº 316/89 de 22 de Setembro. Diário da República nº 219, I Série. Ministério do Planeamento e da Administração do Território. Lisboa.

Decreto nº 21/93 de 21 de Junho. Diário da República nº 142, I Série – A. Ministério dos negócios estrangeiros. Lisboa.

Decreto-lei nº 142/2008 de 24 de Julho. Diário da República nº 142, I Série. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa.

Decreto-lei L nº242/2015 de 15 de Outubro. Diário da República nº 202, I Série. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa.

Diretiva 92/43/CEE do conselho de 21 de Maio de 1992 relativa à preservação dos habitats naturais e da fauna e da flora selvagens. Serviço de Publicações Oficiais das Comunidades Europeias.

Diretiva 2009/147/CE do Parlamento Europeu e do conselho de 30 de Novembro de 2009, relativa à conservação de aves selvagens. Jornal Oficial da União Europeia. Anexo IV.

Dudley, N., Stolton, S. (eds) (2008). Defining protected areas: an international conference in Almeria, Spain, May 2007. Gland.

edp – Gestão da Produção de Energia, S.A (2008). Aproveitamento Hidroelétrico de Foz do Tua. Estudo de Impacte Ambiental. Vol. I - Relatório Técnico. Lisboa.

edp – Gestão da Produção de Energia, S.A (2015). Briefing – EDP University Challenge 2015. Lisboa.

Elez, J., Cuezva, S., Fernandez-Cortez, A., Garcia-Anton, E., Benavente, D., Cañaveras, J. C., Sanchez-Moral, S. (2013). A GIS-based methodology to quantitatively define an Adjacent Protected Area in a shallow karst cavity: the case of Altamira cave. *Journal of Environmental Management*. 118: 122-134

Ferreira, M., Filipe, A. F., Bardos, D., C., Magalhães, M. F., Beja, P. (2016). Modelling streams fish distributions using interval-censored detection times. *Ecology and Evolution*. 6: 5530-5541

Game, E., T., and Grantham, H., S. (2008). *Marxan User Manual: For Marxan version 1.8.10*. University of Queensland, St. Lucia, Queensland, Australia, and Pacific Marine Analysis and Research Association, Vancouver, British Columbia.

Geneletti, D., Duren, I. (2008). Protected area zoning for conservation and use: A combination of spatial multicriteria and multiobjective evaluation. *Landscape and Urban Planning*. 85: 97-110

Geneletti D. (2008). Incorporating biodiversity assets in spatial planning: Methodological proposal and development of a planning support system. *Landscape and Urban Planning*. 84: 252-265

Grupo edp, CPPE, Companhia Portuguesa de Produção de Eletricidade, S.A. (2002). *Avaliação Comparada dos Aproveitamentos do Baixo Sabor e do Alto Côa. Estudo de Impacto Ambiental. Vol. I - Resumo Não técnico*, Lisboa.

Harper, G. A., Bunbury, N. (2015). Invasive rats on tropical islands: Their population biology and impacts on native species. *Global Ecology and Conservation*. 3: 607-627

Hermoso, V., Linke, S., Prenda, J., Possingham, H. P. (2011). Addressing longitudinal connectivity in the systematic conservation planning of fresh waters. *Freshwater Biology*. 56: 57-70

Hermoso, V., Cattarino, L., Kennard, M. J., Watts, M., Linke, S. (2015a). Catchment zoning for freshwater conservation: refining plans to enhance action on the ground. *Journal of Applied Ecology*. 52: 940-949

- Hermoso, V., Filipe, A. F., Segurado, P., Beja, P. (2015b). Filling gaps in a large reserve network to address freshwater conservation needs. *Journal of Environmental Management*. 161: 358-365
- Hermoso, V., Filipe, A. F., Segurado, P., Beja, P. (2016). Catchment zoning to unlock freshwater conservation opportunities in the Iberian Peninsula. *Diversity and Distributions*. 22: 960-969
- Hillier, A. (2011). *Manual for working with ArcGIS 10*. University of Pennsylvania, Filadélfia.
- Hoelzer, A. (2003). Tese de Doutoramento em Vegetation Ecological Studies at the Lower Course of Sabor River (Trás-os-Montes, NE-Portugal). Univerity Bremen. Bremen.
- Hull, V., Xu, W., Liu, W., Zhou, S., Viña, A., Zhang, J., Tuanmu, M., Huang, J., Linderman, M., Chen, X., Huang, Y., Ouyang, Z., Zhang, H., Liu, J. (2011). Evaluating the efficacy of zoning designations for protected area management. *Biological Conservation*. 144: 3028-3037
- ICN (2001) Proposta de Metodologia para os Planos de Ordenamento das Áreas Protegidas. Documento interno do ICN. Lisboa.
- ICNF. (2013). Critérios de avaliação de abrigos de morcegos de importância nacional. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. Lisboa.
- IGP (Instituto Geográfico Português) (2010). Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental para 2007 (COS 2007). Instituto Geográfico Português. Lisboa.
- Jenkins, C. N., Joppa, L. (2009). Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation*. 142: 2166-2174
- Juffe-Bignoli, D., Burgess, N. D., Bingham, H., Belle, E. M. S., de Lima, M. G., Deguignet, M., Bertzky, B., Milam, A. N., Martinez-Lopez, J., Lewis, E., Eassom, A., Wicander, S., Geldmann, J., van Soesbergen, A., Arnell, A. P., O'Conner, B., Park, S., Shi, Y. N., Danks, F. S., MacSharry, B., Kingston, N. (2014). *Protected Planet Report*. UNEP-WCMC: Cambridge.
- Kumagai, Y., Furuta, N., Dudley, N., Naniwa, N., Murti, R. (2013). Editorial: Responding to disasters – The role of protected areas. *PARKS*. 19: 75-84
- Leslie, H., Ruckelshaus, M., Ball, I. R., Andelman, S., Possingham, H. (2003). Using siting algorithms in the design of marine reserve networks. *Ecological applications*. 13: 185-198
- Loureiro, A., Almeida, N. F., Carretero, M. A., Paulo, O. S. (2008). *Atlas dos Anfíbios e Répteis de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Lisboa.

- Margules, C. R., Pressey, R. L. (2000) Systematic Conservation Planning. *Nature*. 405: 243-253
- Mehri A., Salmanmahiny, a., Mirkarimi, H., Rezaei, H. R. (2014). Use of optimization algorithms to prioritize protected areas in Mazandaran Province of Iran. *Journal of Nature Conservation*. 22: 462-470
- Melo, J. J., Chainho, P., Fráguas, B., Santos, P. T., Patacho, D. (2010). A barragem do Baixo Sabor: um caso de má aplicação da avaliação de impactes ambientais. 4ª Conferencia Nacional de Avaliação de Impactes (CNAI). Vila Real.
- Miranda, J. J., Corral, L., Blackman, A., Asner, G., Lima, E. (2014). Effects of protected areas on forest cover change and local communities: Evidence from the Peruvian Forest. *Resources for the Future*. Sem vol.: 1-34
- Miteva, D.A., Murray, B.C., Pattanayak, S.K. (2015). Do protected areas reduce blue carbon emissions? A quasi-experimental evaluation of mangroves in Indonesia. *Ecological Economics*. 119: 127-135
- Nanni A. S., Descovi F. L., Virtuoso M. A., Montenegro D., Willrich G., Machado P.H., Sperb R., Dantas G.S., Calazans Y. (2012). Quantum GIS - Guia do Usuário, Versão 1.7.4 'Wroclaw'. Acesso em: 30-09-2015. Disponível em: <http://qgisbrasil.org>
- Naughton-Treves, L., Holland, M. B., Brandon, K. (2005). The Role of Protected Areas in Conserving Biodiversity and Sustaining Local Livelihoods. *Annual Review of Environmental Resources* 30: 219–52
- Nelson, A., Chomitz, K. M. (2011). Effectiveness of Strict vs. Multiple Use Protected Areas in Reducing Tropical Forest Fires: A Global Analysis Using Matching Methods. *PLoS ONE*. 6: 1-14
- Palmeirim, J., Moreira, F. & Beja, P. (1994). Estabelecimento de prioridades de conservação de vertebrados terrestres a nível regional: o caso da costa sudoeste portuguesa. In Professor Germano da Fonseca Sacarrão (1914-1992) edições C. Almaça. Museu Nacional de História Natural. Lisboa.
- Pfaff A., Robalino, J., Lima, E., Sandoval, C., Herrera, L. D. (2014). Governance, Location and Avoided Deforestation from Protected Areas: Greater Restrictions Can Have Lower Impact, Due to Differences in Location. *World Development*. 55: 7-20
- Polasky, S. (2011). Valuing Nature: Economics, Ecosystem Services, and Decision-Making. *Theory of Ecosystem Services*. University of Minnesota. Seminar 2: 71-83
- Profico Ambiente (2010). AHBS – Elaboração dos estudos complementares relativos à medida Compensatória MC10 – Programa de Proteção e Valorização de Répteis, Anfíbios e Invertebrados no Vale do Sabor. 1º Relatório de progresso.

- Rotich, D. (2012). Concept of zoning management in protected areas. *Journal of Environmental and Earth Science*. 2: 173-183
- Rudnick, D. A., Ryan, S. J., Beier, P., Cushman, S. A., Dieffenbach, F., Epps, C. W., Gerber, L. R., Hartter, J., Jenness, J. S., Kintsch J., Merenlender, A. M., Perkl, R. M., Preziosi, D. V., Trombulak, S. C. (2012). The Role of Landscape Connectivity in Planning and Implementing Conservation and Restoration Priorities. *Issues in Ecology*. Edições Ecological Society of America. 16: 1-20
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armestro, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, L. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., Wall, D. H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science Compass Review*. 287: 1770-1774
- Scherl, L. M., Wilson, A., Wild, R., Blockhus, J., Franks, P., McNeely, J. A., McShane T. O. (2006). As áreas protegidas podem contribuir para a redução da pobreza? Oportunidades e Limitações. IUCN. Gland e Cambridge.
- Sutherland, W. J., Dicks, L. V., Ockendon, N., Smith, R. K. (2015). What works in conservation. 1ª edição, Open Book Publishers, Cambridge.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielborger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*. 31: 79-92
- UNEP/CBD/Cities (2007). Cites and Biodiversity: Engaging local authorities during the enhanced phase of the implementation of the convention on biological diversity. No Vol.: 1-13
- Vitousek, P. M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*. 277: 494-499
- Watts, M., E., Klein, C., K, Stewart, R., Ball, I., R., Possingham, H., P (2008a). Marxan with Zones (v1.0.1): Conservation Zoning using Spatially Explicit Annealing, a Manual. University of Queensland, Ecotrust. Brisbane.
- Watts, M. E., Steinbeck, C., Klein, C. (2008b). User guide: Applying Marxan with Zones, North central coast of California marine study. University of Queensland, Ecotrust. Brisbane.
- Watts, M. E., Ball, I. R., Stewart, R. S., Klein, C. J., Wilson, K., Steinback, C., Lourival, R., Kircher, L., Possingham, H. P. (2009). Marxan with Zones: Software for optimal conservation based land- and sea-use zoning. *Environmental Modelling & Software*. 24: 1513-1521

Wendland, K.J., Baumann, M., Lewis, D.J., Sieber, A., Radeloff, V.C. (2015). Protected area effectiveness in European Russia: A Postmatching Panel Data Analysis. *Land Economics*. 91: 149-168

[Esta página foi intencionalmente deixada em branco.]

Anexo I Freguesias da área de estudo

Alfândega da Fé

Cerejais
União das freguesias de Eucísia, Gouveia e Valverde
União das freguesias de Ferradosa e Sendim da Serra
União das freguesias de Parada e Sendim da Ribeira
Vilar Chão

MACEDO DE CAVALEIROS

Lagoa
Taldas

MOGADOURO

Azinhoso
Brunhoso
Castelo Branco
Castro Vicente
Meirinhos
Paradela
Penas Roias
São Martinho do Peso
União das freguesias de Mogadouro, Valverde, Vale de Porco e Vilar de Rei
União das freguesias de Remondes e Soutelo
Vale da Madre

TORRE DE MONCORVO

Carviçais
Larinho
Torre de Moncorvo
União das freguesias de Adeganha e Cardanha
União das freguesias de Felgar e Souto da Velha

Anexo II Índices do estatuto de conservação

ESTATUTO DE CONSERVAÇÃO (EC)	Pontos
<u>Livro Vermelho de Vertebrados (LV)</u>	
a) Espécie Criticamente em Perigo (CR)	10
b) Espécie em Perigo (EN)	8
c) Espécie Vulnerável (VU) ou Indeterminada (DD)	6
d) Espécie Quase Ameaçada (NT)	3
e) Espécie Não Ameaçada (LC)	0
<u>Critérios da UICN (IUCN)</u>	
a) Espécie Criticamente iucnem Perigo (CR)	10
b) Espécie em Perigo (EN)	8
c) Espécie Vulnerável (VU) ou Indeterminada (DD)	6
d) Espécie Quase Ameaçada (NT)	3
e) Espécie Não Ameaçada (LC)	0
<u>Convenções Internacionais</u>	
1. Directivas Habitats (DH)	
a) Espécies Prioritárias do Anexo II	10
b) Espécies não prioritárias do Anexo II	8
c) Espécies do Anexo IV	6
d) Espécies não incluídas nos Anexos II e IV	0
2. Directiva Aves (DA)	
a) Espécies Prioritárias do Anexo I	10
b) Restantes espécies do Anexo I	8
c) Espécies não incluídas no Anexo I	0
3. Convenção de Berna (CB)	
a) Espécies Incluídas no Anexo II	5
b) Espécies Incluídas no Anexo III	2
c) Espécies não incluídas na Convenção	0

Anexo III Índices do estatuto de Biológico

ESTATUTO BIOLÓGICO (EB)	Pontos
<u>Tendência da População em Portugal (TP)</u>	
a) Em Decréscimo	10
b) Desconhecida, mas possivelmente em Decréscimo	8
c) Em recuperação (estável ou a aumentar)	6
d) Desconhecida	3
e) Estável ou presumivelmente estável	2
f) Em aumento	0
<u>Concentração da População (C)</u>	
a) Concentra-se em poucos sítios	10
b) Concentra-se em pequeno número em muitos sítios	5
c) Não se concentra	0
<u>Dependência para Reprodução (R)</u>	
a) Reprodução anual na área de estudo	10
b) Reprodução irregular na área (< 1 vez em 5 anos)	8
c) Reprodução ocasional na área (< 1 vez em 10 anos)	6
d) Não se reproduz na área	0
<u>Migração (M)</u>	
a) Migrador de longa distância	10
<u>b) Migrador de curta distância</u>	8
b) Não migrador	0
<u>Especialização Alimentar (A)</u>	
a) Especialista	5
b) Dieta mista	3
c) Generalista	0
<u>Especialização do Habitat (H)</u>	
a) Espécie muito especializada, em biótopos raros	10
b) Nem (a) nem (C)	5
c) Espécie plástica ou de biótopos abundantes	0

Anexo IV Índices do estatuto Biogeográfico

<u>ESTATUTO BIOGEOGRÁFICO (EBg)</u>	<u>Pontos</u>
<u>Distribuição Global (G)</u>	
a) Península Ibérica	10
b) Península Ibérica + sul da Europa	8
c) Menos de 30% da Europa	4
d) Distribuição alargada	0
<u>Distribuição em Portugal (P)</u>	
a) Localizada	10
b) Menos de 1/3 do País	6
c) 1/3 a 2/3 do País	3
d) Mais de 2/3 do País	0
<u>Tendência Global da População (T)</u>	
a) Em Decréscimo	10
b) Desconhecida, mas possivelmente em Decréscimo	8
c) Em recuperação (estável ou a aumentar)	6
d) Desconhecida	4
e) Estável ou presumivelmente estável	2
f) Em aumento	0

Anexo V Índices do estatuto Regional

<u>ESTATUTO REGIONAL (ER)</u>	<u>Pontos</u>
a) Espécie localmente ameaçada	10
b) Espécie rara na área do PNRVT	5
c) Espécie característica da região	0

Anexo VI Lista de Espécies do Baixo Sabor

1. Peixes dulçaquícolas	VEE
<i>Complexo Squalius alburnoides</i> (Steindachner, 1866) - bordalo	74,40
<i>Gobio lozanoi</i> (Doadrio & Madeira, 2004) – góbio	31,22
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepède, 1802) – achigã	22,88
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758) – sandre	26,45
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758) – pimpão	12,50
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758) – carpa	18,55
<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859 - gambúsia	30,50
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758) – perca-sol	18,78
<i>Achondrostoma arcasii</i> (Steindachner, 1866)	62,85
<i>Cobitis calderoni</i> Bacescu, 1962 – verdemã do norte	102,10
<i>Lampetra planeri</i> (Bloch, 1784) – lampreia de riacho	84,22
<i>Luciobarbus bocagei</i> (Steindachner, 1864) – barbo-comum	35,93
<i>Pseudochondrostoma duriense</i> Coelho, 1985 – boga do norte	57,57
<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758 – truta-marisca	57,36
<i>Squalius carolitertii</i> (Doadrio, 1987) – escalo do norte	46,70
<i>Atherina boyeri</i> Risso, 1810 – peixe-rei	51,74
2. Anfíbios	VEE
<i>Alytes obstetricans</i> (Laurenti, 1768)- sapo parteiro comum	62,44
<i>Bufo calamita</i> Laurenti, 1768 – sapo-corredor	58,93
<i>Pelobates cultripes</i> (Cuvier, 1829) – sapo de unha negra	60,49
<i>Pelophylax perezi</i> Seoane, 1885 - rã-verde	24,32
<i>Triturus marmoratus</i> (Latreille, 1800) – tritão-marmorado	44,75
<i>Alytes cisternasii</i> Boscá, 1879 - sapo-parteiro-ibérico	50,33
<i>Lissotriton boscai</i> (Lataste, 1879) - tritão-de-ventre-laranja	38,27
<i>Rana iberica</i> Boulenger, 1879 – rã ibérica	75,61
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus, 1758) – sapo comum	33,20
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus, 1758) – rela	70,93
<i>Pleurodeles waltl</i> Michaelles, 1830 - salamandra-de-costelas-salientes	63,94
<i>Salamandra salamandra</i> (Linnaeus, 1758) - salamandra-de-pintas-amarelas	38,66
<i>Discoglossus galganoi</i> Capula, Nascetti, Lanza, Bullini & Crespo, 1985 - rã de focinho pontiagudo	73,74
3. Répteis	VEE
<i>Chacides striatus</i> (Cuvier, 1879) - cobra-de-pernas-tridáctila	46,84
<i>Podarcis hispanica</i> (Steindachner, 1870) - lagartixa-ibérica	32,75
<i>Elaphe scalaris</i> (Schinz, 1822) – cobra de escada	31,10
<i>Psammodromus hispanicus</i> Fitzinger, 1826 – lagartixa do mato ibérica	59,23
<i>Timon lepidus</i> Daudin, 1802 – sardão	39,47
<i>Blanus cinereus</i> (Vandelli, 1797) - cobra-cega	48,34
<i>Chalcides bedriagai</i> (Boscá, 1880) - cobra-de-pernas-pentadáctila	70,03
<i>Lacerta schreiberi</i> Bedriaga, 1878 – lagarto de água	71,25
<i>Acanthodactylus erythrurus</i> (Schinz, 1834) – lagartixa-de-dedos-denteados	45,92

<i>Anguis fragilis</i> Linnaeus, 1758 – cobra de vidro	40,87
<i>Coluber hippocrepis</i> Linnaeus, 1758 - cobra-de-ferradura	35,99
<i>Coronella girondica</i> (Daudin, 1803) - cobra-lisa-meridional	41,62
<i>Macroprotodon cucullatus</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1827) - cobra-de-capuz	51,16
<i>Malpolon monspessulanus</i> (Hermann, 1804) - cobra-rateira	20,33
<i>Mauremys leprosa</i> (Schweigger, 1812) – cágado mediterrânico	41,20
<i>Natrix maura</i> (Linnaeus, 1758) – cobra-de-água-viperina	32,33
<i>Natrix natrix</i> (Linnaeus, 1758) – cobra-de-água-de-colar	31,94
<i>Psammodromus algirus</i> (Linnaeus, 1758) – lagartixa do mato	25,49
<i>Tarentola mauritanica</i> (Linnaeus, 1758) - osga	25,10
<i>Vipera latastei</i> Boscai, 1878 – víbora cornuda	76,11

4. Aves

VEE

<i>Falco peregrinus</i> Tunstall, 1771 - falcão-peregrino	56,69
<i>Anthus campestris</i> (Linnaeus, 1758) - petinha-dos-campos	68,61
<i>Apus melba</i> (Linnaeus, 1758) - andorinhão-real	67,36
<i>Apus pallidus</i> (Shelley, 1870) - andorinhão-pálido	43,63
<i>Aquila chrysaetos</i> (Linnaeus, 1758) -águia real	78,59
<i>Calandrella brachydactyla</i> (Leisler, 1814) - calhandrinha-comum	56,61
<i>Charadrius dubius</i> Scopoli, 1786 - borrelho-pequeno-de-coleira	57,73
<i>Circus pygargus</i> (Linnaeus, 1758) - tartaranhão-caçador	94,58
<i>Cyanopica cyanus</i> (Pallas, 1776) – pega-azul	55,63
<i>Falco subbuteo</i> Linnaeus, 1758 - ógea	52,59
<i>Hieraaetus pennatus</i> (J. F. Gmelin, 1788) - águia-calçada	62,67
<i>Lanius collurio</i> Linnaeus, 1758 – picanço de dorso ruivo	66,54
<i>Miliaria calandra</i> (Linnaeus, 1758) - trigueirão	33,98
<i>Pernis apivorus</i> (Linnaeus, 1758) – falcão abelheiro	62,67
<i>Phoenicurus phoenicurus</i> (Linnaeus, 1758) - rabirruivo-de-testa-branca	47,71
<i>Scolopax rusticola</i> Linnaeus, 1758 – galinhola	42,13
<i>Sylvia borin</i> (Boddaert, 1783) – felosa-das-figueiras	51,75
<i>Sylvia hortensis</i> (J. F. Gmelin, 1789) – toutinegra real	40,09
<i>Tringa totanus</i> (Linnaeus, 1758) - perna-vermelha-comum	43,27
<i>Hieraaetus fasciatus</i> Vieillot, 1822) – águia-de-Bonelli	108,27
<i>Accipiter gentilis</i> (Linnaeus, 1758) – açor	68,14
<i>Accipiter nisus</i> (Linnaeus, 1758) – gavião	48,13
<i>Actitis hypoleucos</i> Linnaeus, 1758 - maçarico-das-rochas	45,78
<i>Aegithalos caudatus</i> (Linnaeus, 1758) – chapim rabilongo	29,60
<i>Alauda arvensis</i> Linnaeus, 1758 - laverca	47,62
<i>Alcedo atthis</i> (Linnaeus, 1758) - guarda-rios-comum	53,29
<i>Alectoris rufa</i> (Linnaeus, 1758) - perdiz-comum	34,76
<i>Anthus pratensis</i> (Linnaeus, 1758) - petinha-dos-prados	24,83
<i>Apus apus</i> (Linnaeus, 1758) - andorinhão-preto	33,20
<i>Ardea cinerea</i> Linnaeus, 1758 - garça-real	12,80
<i>Asio otus</i> (Linnaeus, 1758) – bufo pequeno	60,16
<i>Athene noctua</i> (Scopoli, 1769) – mocho-galego	45,73
<i>Bubo bubo</i> (Linnaeus, 1758) – mocho real	80,58

<i>Buteo buteo</i> (Linnaeus, 1758) - águia-de-asa-redonda	27,23
<i>Caprimulgus europaeus</i> Linnaeus, 1758 – noitibó cinzento	69,84
<i>Carduelis cannabina</i> (Linnaeus, 1758) - pinta-rôxo-comum	33,23
<i>Carduelis carduelis</i> (Linnaeus, 1758) - Pintassilgo	38,00
<i>Carduelis chloris</i> (Linnaeus, 1758) - verdilhão-comum	34,01
<i>Carduelis spinus</i> (Linnaeus, 1758) - pintassilgo-verde	24,83
<i>Certhia brachydactyla</i> (C. L. Brehm, 1820) - trepadeira-comum	38,00
<i>Cettia cetti</i> (Temminck, 1820) - rouxinol-bravo	39,23
<i>Ciconia nigra</i> (Linnaeus, 1758) - cegonha-negra	87,39
<i>Cinclus cinclus</i> (Linnaeus, 1758) – melro de água	67,27
<i>Circaetus gallicus</i> (Gmelin, 1788) – águia vobreira	63,84
<i>Coccothraustes coccothraustes</i> (Linnaeus, 1758) – bico grossudo	52,93
<i>Columba livia</i> (var. domest.) Gmelin, 1789 - pombo-doméstico	18,05
<i>Columba palumbus</i> Linnaeus, 1758 - pombo-torcaz	21,18
<i>Corvus corax</i> Linnaeus, 1758 – corvo	43,24
<i>Corvus corone</i> Linnaeus, 1758 – gralha preta	27,18
<i>Coturnix coturnix</i> (Linnaeus, 1758) - codorniz	36,38
<i>Cuculus canorus</i> (Linnaeus, 1758) - cuco	41,60
<i>Delichon urbicum</i> (Linnaeus, 1758) - andorinha-dos-beirais	33,23
<i>Dendrocopos major</i> (Linnaeus, 1758) - pica-pau-malhado-grande	34,40
<i>Dendrocopos-minor</i> (Linnaeus, 1758) - pica-pau galego	44,05
<i>Emberiza cia</i> Linnaeus, 1766 – sombria	33,23
<i>Emberiza cirrus</i> Linnaeus, 1766 – escrevedeira	33,23
<i>Emberiza citrinella</i> Linnaeus 1758 - escrevedeira-amarela	68,41
<i>Erithacus rubecula</i> (Linnaeus, 1758) - pisco-de-peito-ruivo	34,01
<i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758) - bico-de-lacre	21,59
<i>Falco tinnunculus</i> Linnaeus, 1758 - peneireiro-vulgar	48,91
<i>Ficedula hypoleuca</i> (Pallas, 1764) - papa-moscas-preto	49,33
<i>Fringilla coelebs</i> Linnaeus, 1758 - tentilhão-comum	29,60
<i>Galerida cristata</i> (Linnaeus, 1758) - cotovia-de-poupa	21,20
<i>Galerida theklae</i> (C. L. Brehm, 1858) - cotovia-montesina	54,51
<i>Gallinula chloropus</i> (Linnaeus, 1758) - galinha-d'água	42,10
<i>Garrulus glandarius</i> (Linnaeus, 1758) - Gaio-comum	27,18
<i>Gyps fulvus</i> (Hablizl, 1783) – grifo	87,30
<i>Hippolais polyglotta</i> (Vieillot, 1817) - felosa-poliglota	41,96
<i>Hirundo daurica</i> Linnaeus, 1771 - andorinha-dáurica	37,61
<i>Hirundo rustica</i> Linnaeus, 1758 - andorinha-das-chaminés	27,18
<i>Jynx torquilla</i> Linnaeus, 1758 – torcicolo	66,16
<i>Lanius meridionalis</i> Temminck, 1820 - picanço-real	48,10
<i>Lanius senator</i> Linnaeus, 1758 - picanço-barreteiro	56,14
<i>Lullula arborea</i> (Linnaeus, 1758) - cotovia-pequena	58,14
<i>Luscinia megarhynchos</i> (C. L. Brehm, 1831) - rouxinol-comum	39,23
<i>Merops apiaster</i> Linnaeus, 1758 - abelharuco-comum	49,33
<i>Milvus migrans</i> (Boddaert, 1783) - milhafre-preto	41,01
<i>Milvus milvus</i> (Linnaeus, 1758) - milhafre-real	90,97
<i>Monticola saxatilis</i> (Linnaeus, 1766) – melro das rochas	73,71

<i>Monticola solitarius</i> (Linnaeus, 1758) – melro azul	40,40
<i>Motacilla alba</i> Linnaeus, 1758 - alvéola-branca-comum	31,61
<i>Motacilla cinerea</i> Tunstall, 1771 - alvéola-cinzenta	33,23
<i>Muscicapa striata</i> (Pallas, 1764) - papa-moscas-cinzento	46,99
<i>Neophron percnopterus</i> (Linnaeus, 1758) - abutre-do-Egipto	99,71
<i>Oenanthe hispanica</i> (Linnaeus, 1758) - chasco-ruivo	61,41
<i>Oenanthe leucura</i> (Gmelin, 1789) – chasco-preto	94,57
<i>Oenanthe oenanthe</i> (Linnaeus, 1758) - chasco-cinzento	51,73
<i>Oriolus oriolus</i> (Linnaeus, 1758) - papa-figos	39,23
<i>Otus scops</i> (Linnaeus, 1758) – mocho d’orelhas	74,53
<i>Parus ater</i> Linnaeus, 1758 – chapim preto	33,23
<i>Parus caeruleus</i> (Linnaeus, 1758) - chapim-azul	34,01
<i>Parus cristatus</i> Linnaeus, 1758 – chapim de crista	33,23
<i>Parus major</i> Linnaeus, 1758 - chapim-real	33,23
<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758) - pardal-comum	21,18
<i>Passer montanus</i> (Linnaeus, 1758) - pardaz-montez	29,60
<i>Petronia petronia</i> (Linnaeus, 1766) – pardal francs	33,23
<i>Phalacrocorax carbo</i> (Linnaeus, 1758) -corvo-marinho-de-faces-brancas	24,83
<i>Phoenicurus ochruros</i> (S.G.Gmelin, 1774) - rabirruivo-preto	33,23
<i>Phylloscopus bonelli</i> (Vieillot, 1819) - felosa-de-bonelli	54,46
<i>Phylloscopus collybita</i> (Vieillot, 1817) - felosa-comum	29,18
<i>Phylloscopus ibericus</i> Ticehurst, 1937 - felosa-ibérica	34,73
<i>Phylloscopus trochilus</i> (Linnaeus, 1758) - felosa-musical	63,22
<i>Pica pica</i> (Linnaeus, 1758) - pega-rabuda	38,42
<i>Picus viridis</i> Linnaeus, 1758 - pica-pau-verde	42,83
<i>Prunella modularis</i> (Linnaeus, 1758) - ferreirinha-comum	33,23
<i>Ptyonoprogne rupestris</i> (Scopoli, 1769) – andorinha das rochas	52,40
<i>Pyrrhula pyrrhula</i> (Linnaeus, 1758) – dom-fafe	44,02
<i>Regulus ignicapillus</i> (Temminck, 1820) - estrelinha-de-cabeça-listada	28,40
<i>Saxicola torquata</i> (Linnaeus, 1766) - cartaxo-comum	51,73
<i>Serinus serinus</i> (Linnaeus, 1766) - chamariz	34,40
<i>Sitta europaea</i> Linnaeus, 1758 – trepadeira azul	36,83
<i>Streptopelia decaocto</i> (Frisvaldsky, 1834) - rola-turca	17,15
<i>Streptopelia turtur</i> (Linnaeus, 1758) - rola-comum	42,10
<i>Strix aluco</i> Linnaeus, 1758 – coruja do mato	51,73
<i>Sturnus unicolor</i> Temminck, 1820 - estorninho-preto	34,40
<i>Sylvia atricapilla</i> (Linnaeus, 1758) - toutinegra-de-barrete-preto	33,23
<i>Sylvia cantillans</i> (Pallas, 1764) - toutinegra-carrasqueira	28,79
<i>Sylvia communis</i> Latham, 1787 - papa-amoras-comum	39,73
<i>Sylvia conspicillata</i> Temminck, 1820 - toutinegra-tomilheira	66,16
<i>Sylvia melanocephala</i> (J. F.Gmelin, 1789) - toutinegra-de-cabeça-preta	29,96
<i>Sylvia undata</i> (Boddaert, 1783) - felosa-do-mato	46,42
<i>Tachybaptus ruficollis</i> (Pallas, 1764) - mergulhão-pequeno	32,86
<i>Troglodytes troglodytes</i> (Linnaeus, 1758) – carriça	33,23
<i>Turdus iliacus</i> Linnaeus, 1766 - tordo-ruivo	21,20
<i>Turdus merula</i> Linnaeus, 1758 - melro-preto	29,60

<i>Turdus philomelos</i> C. L. Brehm, 1831 - tordo-comum	21,20
<i>Turdus pilaris</i> Linnaeus, 1758 – tordo zornal	29,66
<i>Turdus viscivorus</i> (Linnaeus, 1758) - tordoveia	21,20
<i>Tyto alba</i> (Scopoli, 1769) - coruja-das-torres	37,33
<i>Upupa epops</i> Linnaeus, 1758 - poupa	39,23

5. Mamofauna

VEE

<i>Lepus granatensis</i> Rosenhauer, 1856 – lebre	44,35
<i>Canis lupus</i> Linnaeus, 1758 - lobo-ibérico	78,59
<i>Capreolus capreolus</i> (Linnaeus, 1758) – corço	43,66
<i>Erinaceus europaeus</i> Linnaeus, 1758 – ouriço cacheiro	25,58
<i>Genetta genetta</i> (Linnaeus, 1758) – gineta	24,74
<i>Lutra lutra</i> (Linnaeus, 1758) – lontra	62,55
<i>Martes foina</i> (Erxleben, 1777) – marta	24,80
<i>Meles meles</i> (Linnaeus, 1758) – texugo	33,20
<i>Mustela nivalis</i> Linnaeus, 1766 – doninha	24,02
<i>Oryctolagus cuniculus</i> (Linnaeus, 1758) – coelho bravo	57,26
<i>Sciurus vulgaris</i> Linnaeus, 1758 – esquilo	39,70
<i>Sus scrofa</i> Linnaeus, 1758 – javali	13,98
<i>Vulpes vulpes</i> (Linnaeus, 1758) – raposa	14,40

6. Micromamíferos

VEE

<i>Microtus lusitanicus</i> (Gerbe, 1879) – rato cego	53,60
<i>Arvicola sapidus</i> Miller, 1908 – rata de água	43,70
<i>Microtus cabrerai</i> Thomas, 1906 – rato de Cabrera	79,67
<i>Talpa occidentalis</i> (Cabrera, 1907) – toupeira	29,46
<i>Apodemus sylvaticus</i> (Linnaeus, 1758) – rato do campo	15,18
<i>Crocidura russula</i> (Hermann, 1780) – musaranho de dentes brancos	27,14
<i>Crocidura suaveolens</i> (Pallas, 1911) – musaranho de dentes branco pequeno	40,90
<i>Eliomys quercinus</i> (Linnaeus, 1766) – leirão	55,28
<i>Galemys pyrenaicus</i> (E. Geoffrey, 1811) – toupeira-de-água	97,80
<i>Microtus agrestis</i> (Linnaeus, 1761) – rato do campo de rabo curto	38,03
<i>Mus musculus/ domesticus</i> (Schwartz & Schwartz, 1943) – rato caseiro	12,00
<i>Mus spretus</i> Lataste, 1883 – rato das hortas	27,12
<i>Rattus norvegicus</i> (Berkenhouf, 1796) – ratazana	14,40

7. Quirópteros (só as espécies identificadas)

VEE

<i>Myotis escaleraei</i> (Cabrera, 1904) – Morcego-de-franja do Sul	61,33
<i>Barbastella barbastellus</i> (Schreber, 1774) – morcego negro	70,95
<i>Epseticus isabellinus</i> Temminck, 1840 – Morcego-hortelão-claro	33,26
<i>Epseticus serotinus</i> (Schreber, 1774) – morcego hortelão	44,59
<i>Hypsugo savii</i> (Bonaparte, 1837) – morcego de Savi	65,05
<i>Miniopterus schreibersii</i> (Kuhl, 1817) – morcego de peluche	58,53
<i>Myotis bechsteinii</i> (Kuhl, 1817) – morcego-de-Beschtein	76,95
<i>Myotis blythii</i> (Tomes, 1857) – morcego-rato-pequeno	85,39

<i>Myotis daubentonii</i> (Kuhl, 1817) – morcego de água	39,26
<i>Myotis emarginatus</i> (E. Geoffrey, 1806) – morcego lanudo	55,47
<i>Myotis myotis</i> (Borkhausen, 1797) – morcego-rato-grande	74,63
<i>Myotis mystacinus</i> (Kuhl, 1817) – morcego de bigodes	63,42
<i>Nyctalus lasiopterus</i> (Schreber, 1780) – morcego arborícola gigante	55,00
<i>Nyctalus leisleri</i> (Kuhl, 1817) – morcego arborícola pequeno	47,33
<i>Nyctalus noctula</i> (Schreber, 1774) – morcego morcego arborícola grande	58,63
<i>Pipistrellus kuhlli</i> (Kuhl, 1817) – morcego morcego de Kuhl	38,09
<i>Pipistrellus pipistrellus</i> (Schreber, 1774) – morcego anão	40,46
<i>Pipistrellus pygmaeus</i> (Leach, 1825) – morcego pigmeu	41,24
<i>Plecotus auritus</i> (Linnaeus, 1758) – morcego orelhudo castanho	60,22
<i>Plecotus austriacus</i> (JB Fischer, 1820) – morcego orelhudo cinzento	54,14
<i>Rhinolophus euryale</i> (Blasius, 1853) – morcego-de-ferradura-mediterrânico	78,25
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i> (Schreber, 1774) – morcego-de-ferradura-grande	71,84
<i>Rhinolophus hiposideros</i> (Beschtein, 1800) – morcego-de-ferradura-pequeno	97,41
<i>Rhinolophus mehelyi</i> Matschie, 1901 – morcego-de-ferradura-mourisco	90,70
<i>Tadarida teniotis</i> (Rafinesque, 1814) – morcego rabudo	42,50

Anexo VII Tabelas de percentagem de cumprimento do cenário de objetivos máximos

Objetivo Máximo

Cenário Máximo	Objetivo zona de proteção total (ha)	% Conservada	Objetivo zona de proteção parcial (ha)	% Conservada	Objetivo zona de proteção complementar (ha)	% Conservada
Mosaicos Agro Florestais			225,67	100,43	526,57	100,37
Olivais			775,64	328,89	1809,83	100
Pomares			146,10	215,00	340,89	243,82
Culturas temporárias de Sequeiro			784,46	138,95	1830,42	169,79
Lamagens e Pastagens Higrófilas			74,70	100,45	174,31	100,20
Matos e Vegetação Esparsa	4325,65	100,07	2595,39	168,23	1730,26	177,12
Floresta Folhosa	1027,44	100,02	440,33	161,74		
Floresta Aberta	2725,58	100,25	1168,10	102,13		
Floresta Mista	181,42	109,47	77,75	101,91		
Zimbrais e Quercíneas	206,31	101,25	88,42	133,10		
Azinhais e Zimbral	3,24	123,23	1,39	139,45		
Galerias Ripícolas	99,37	101,77	42,59	124,38		
Escarpas e Afloramentos Rochosos	10,83	153,18	4,64	370,87		
Rio	32,12	99,92	13,76	99,90		

Anexo VIII Tabelas de percentagem de cumprimento do cenário de objetivos médios

Cenário Médio	Objetivo zona de proteção total (ha)	% Conservada	Objetivo Médio		Objetivo zona de proteção complementar (ha)	% Conservada
			Objetivo zona de proteção parcial (ha)	% Conservada		
Mosaicos Agro Florestais			169,26	369,98	394,93	100,23
Olivais			387,82	1420,30	904,91	100,81
Pomares			73,05	1583,65	170,45	120,74
Culturas temporárias de Sequeiro			1,04	332514,88	915,21	296,67
Lamagens e Pastagens Higrófilas			56,03	175,76	130,73	119,69
Matos e Vegetação Esparsa	2883,76	100,12	1730,26	575,00	1153,51	204,38
Floresta Folhosa	770,58	101,04	330,25	460,01		
Floresta Aberta	2044,18	100,03	876,08	370,24		
Floresta Mista	136,07	136,57	58,31	224,66		
Zimbrais e Quercíneas	154,73	100,05	66,31	603,80		
Azinhais e Zimbral	2,43	164,30	1,04	373,26		
Galerias Ripícolas	74,53	105,64	31,94	350,56		
Escarpas e Afloramentos Rochosos	8,12	188,14	3,48	534,47		
Rio	32,12	99,92	13,76	99,93		

Anexo IX Tabelas de percentagem de cumprimento do cenário de objetivos mínimos

Cenário Mínimo	Objetivo zona de proteção total (ha)	% Conservada	Objetivo Mínimo			
			Objetivo zona de proteção parcial (ha)	% Conservada	Objetivo zona de proteção complementar (ha)	% Conservada
Mosaicos Agro Florestais			112,84	339,38	263,29	100,05
Olivais			193,91	2626,52	452,46	106,06
Pomares			36,52	1527,64	85,22	108,48
Culturas temporárias de Sequeiro			196,12	1112,95	457,60	139,30
Lamagens e Pastagens Higrófilas			37,35	315,24	87,15	100,55
Matos e Vegetação Esparsa	1441,88	102,48	865,13	1012,00	576,75	267,50
Floresta Folhosa	513,72	100,27	220,17	625,40		
Floresta Aberta	1362,79	100,13	584,05	477,52		
Floresta Mista	90,71	187,33	38,88	393,27		
Zimbrais e Quercíneas	103,15	101,32	44,21	866,74		
Azinhais e Zimbral	1,62	108,97	0,69	812,72		
Galerias Ripícolas	49,68	127,60	21,29	472,58		
Escarpas e Afloramentos Rochosos	5,42	234,79	2,32	709,47		
Rio	32,12	99,95	13,76	99,94		