



Cláudio Artur Rosa Marques

Licenciado em Ciências de Engenharia do Ambiente

**Influência de diferentes tipos de uso do solo
no sucesso do lobo-ibérico nos distritos de
Vila Real e Bragança**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente - Perfil de Engenharia de
Sistemas Ambientais

Orientador: Prof.^a Doutora Maria Teresa Calvão,
Professora Auxiliar,
Faculdade de Ciências e Tecnologia - UNL

Coorientador: Prof. Doutor Francisco Petrucci Fonseca,
Professor Auxiliar,
Faculdade de Ciências - UL

Presidente: Prof. Doutor António Manuel Fernandes Rodrigues (Arguente)
Vogais: Prof.^a Doutora Maria Luísa Faria de Castro Castro e Lemos
Prof.^a Doutora Maria Teresa Calvão Rodrigues

Cláudio Artur Rosa Marques

Licenciado em Ciências de Engenharia do Ambiente

**Influência de diferentes tipos de uso do solo
no sucesso do lobo-ibérico nos distritos de
Vila Real e Bragança**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente - Perfil de Engenharia de
Sistemas Ambientais

Orientador: Prof.^a Doutora Maria Teresa Calvão,
Professora Auxiliar,
Faculdade de Ciências e Tecnologia - UNL

Coorientador: Prof. Doutor Francisco Petrucci Fonseca,
Professor Auxiliar,
Faculdade de Ciências - UL

Presidente: Prof. Doutor António Manuel Fernandes Rodrigues (Arguente)
Vogais: Prof.^a Doutora Maria Luísa Faria de Castro Castro e Lemos
Prof.^a Doutora Maria Teresa Calvão Rodrigues

Dezembro, 2019

Influência de diferentes tipos de uso do solo no sucesso do lobo-ibérico nos distritos de Vila Real e Bragança

Copyright © Cláudio Artur Rosa Marques, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

*Para ser grande, sê inteiro: nada
Teu exagera ou exclui.
Sê todo em cada coisa. Põe quanto és
No mínimo que fazes.*

Fernando Pessoa
(Odes de Ricardo Reis, Presença, nº 37. Coimbra: fev. 1933)

AGRADECIMENTOS

Este trabalho é o resultado de um fantástico percurso que não teria sido igual sem o apoio e generosidade constante de muitos, a quem quero deixar aqui expresso o meu imenso agradecimento:

À minha orientadora Prof.^a Doutora Maria Teresa Calvão (FCT/UNL), pela confiança e interesse que sempre demonstrou e pela imprescindível ajuda na elaboração deste trabalho.

Ao meu coorientador Prof. Doutor Francisco Petrucci-Fonseca (FCUL), agradecer igualmente todo o apoio, conhecimentos transmitidos, acompanhamento e disponibilidade durante o trabalho.

Ao meu coordenador de curso Prof. Doutor Pedro Coelho, pela confiança e apoio incansáveis durante o curso, e que me abriram muitas portas para o futuro.

Ao Instituto da Mobilidade e dos Transportes, I.P., na pessoa do Eng. Rui Luso Soares, pela disponibilização de dados fundamentais para os resultados desta dissertação.

Ao meu mentor de estágio Prof. Doutor Roland Pape (Universidade de Bona). A ele devo o meu interesse em SIG que, mais tarde, resultou nesta dissertação.

À minha mãe Paula Cristina, por toda a coragem, apoio e empenho, para que nada me faltasse para chegar onde cheguei.

Ao meu pai Fernando Marques, por toda a dedicação, conhecimento e paciência que contribuíram para esta dissertação e para todo este percurso magnífico.

Ao meu primo Pedro Santana, por todo o apoio que estive na base da minha escolha pelo curso de Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente na FCT/UNL.

À minha prima Sandra Santana, agradecer igualmente todo o apoio e dicas preciosas que enriqueceram este percurso.

Ao meu primo Victor Ferreira, por todo o apoio que tornaram as minhas escolhas, durante o percurso, possíveis.

Aos meus amigos Cláudia, Ana Serra, Sara Carinhas, João Carvalho, Luciana e Sara Carvalho, com quem partilhei as loucuras do mundo universitário.

Aos meus amigos sem fronteiras Hakim, Alp, Yana, Adam, Gábor, Manu, Fabienne, Darius, João Rocha, Rui, Parichay, Angela, Emre, Ines Könsgen, Hanna, Camilla, Daniel, Mónica, Hugo, Adrien e Joaquim, com quem muito aprendi e momentos inesquecíveis de ERASMUS partilhei.

Aos meus amigos de sempre, Inês Saraiva, Laura, Tânia, Firmino, Sousa e Inês Soares, que estiveram lá sempre que necessitei.

A Jürgen e Yolanda, por todo o conforto, generosidade e, sobretudo, paciência, que me foi concedido para realizar esta dissertação.

E claro, a Karla Luchterhandt, pelo incansável apoio, amizade, carinho e dedicação, e pela bravura em embarcar comigo na maior de todas as aventuras, a vida. *Ich liebe dich.*

RESUMO

O lobo-ibérico (*Canis lupus signatus*, Cabrera 1907) ocorreu em tempos em todo o território português. Hoje está reduzido a menos de um sexto do seu habitat original, maioritariamente a norte do rio Douro. Este trabalho analisa a relação entre o tipo de uso do solo e o sucesso do lobo-ibérico nas últimas décadas, com recurso a modelação espacial. A área de estudo são os distritos de Vila Real e de Bragança, no interior nortenho de Portugal, onde uma série de mudanças socioeconómicas levaram a uma transformação significativa no uso do solo. Os resultados consistem em mapas de adaptabilidade para o lobo-ibérico, baseados em dados de modelação espacial. As variáveis “habitat”, “disponibilidade alimentar” e “fontes de perturbação” foram analisadas para três anos de referência (1995, 2007 e 2015). Através destes foram identificados os locais de maior potencialidade para um habitat adequado para o lobo. A análise dos resultados permitiu identificar a tendência evolutiva de cada variável e a sua relação com o lobo e as suas presas ao longo do tempo. Os locais identificados pelo modelo como mais adequadas para o lobo-ibérico situam-se, sobretudo, na região mais a norte da área de estudo, na fronteira com Espanha, como o Parque Nacional da Peneda-Gerês e o Parque Natural de Montesinho. As áreas a leste, no distrito, de Bragança tiveram também um alto grau de adaptabilidade, assim como grande parte das serras da região. A evolução das áreas propícias ao lobo-ibérico coincidiu com a evolução da distribuição das suas presas silvestres, tais como o javali, o corço e o veado, que se encontram atualmente em expansão. A pressão humana tem vindo a diminuir nestas áreas, resultado do despovoamento e conseqüente redução da atividade agrícola e pecuária – fatores que têm influenciado o retorno das presas silvestres e do predador. As áreas com baixa densidade populacional e elevado número de presas são também aquelas com um número decrescente de ataques de lobo a gado e, conseqüentemente, menor conflito com o ser humano, fator chave para o sucesso desta espécie.

Palavras-chave: lobo-ibérico, *Canis lupus signatus*, uso do solo, COS, modelação espacial, SIG, ecologia, habitat, disponibilidade alimentar, perturbação, Bragança, Vila Real.

ABSTRACT

The Iberian wolf (*Canis lupus signatus*, Cabrera 1907) occurred once throughout the Portuguese territory. Today its habitat has only one-sixth of the original size, mostly located in the north part of the Douro river. This paper analyzes the relationship between land use changes and the success of the Iberian wolf over the last decades by spatial modelling. The study areas are the inland districts Vila Real and Bragança, in the North of Portugal, where socioeconomic changes led to significant land use transformation. The outcome are habitat suitability maps for the Iberian wolf, based on spatial modelling data. The factors “land use”, “food availability” and “disturbance sources” were analyzed for three reference years (1995, 2007 and 2015). Further there were identified the most potential sites for suitable habitats for the predator. The analysis of the results allowed to identify the evolutionary trend of each variable and the relationship with the wolves and prey over time. The output identifies the most suitable areas for the Iberian wolf, mainly in the most northern region of the study area, bordering with Spain, such as Peneda-Gerês National Park and Montesinho Natural Park. Eastern areas in the Bragança district have also a high degree of adaptability for the wolf, as well as most of the region's mountain ranges. The evolution of the Iberian wolf-prone areas coincided with the evolution of the distribution of its wild prey, such as the wild boar, roe deer and red deer, which are currently expanding. Human pressure decreased in some areas, as a result of depopulation and consequent reduction in agricultural and livestock activity – factors that have influenced the return of wild prey and predator. Areas with low population and high prey numbers are areas with decreasing numbers of wolf attacks on cattle, consequently, less conflict with humans, a key factor for the success of this species.

Key words: Iberian wolf, *Canis lupus signatus*, land use, spatial modeling, ecology, habitat, perturbation, food availability, Bragança, Vila Real.

ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

AAC – AgriPro Ambiente Consultores, S. A.
AENS – Agricultura com Espaços Naturais e Seminaturais
AHP – Processo Analítico Hierárquico
AP – Arqpais, consultores de arquitectura paisagista e ambiente, Lda.
APREN – Associação Portuguesa de Energias Renováveis
asl – acima do nível médio do mar
CAOP – Carta Administrativa Oficial de Portugal
CE – Comunidade Europeia
CE3C – Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais
CEE – Comunidade Económica Europeia
CIBIO – Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos
CITES – Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies de Fauna e Flora Selvagens Ameaçadas de Extinção
COS – Carta de Ocupação do Solo
CTPCP – Culturas Temporárias e/ou Pastagens Associadas a Culturas Permanentes
CTSR – Culturas Temporárias de Sequeiro e Regadio
DFCI – Defesa da Floresta Contra Incêndios
DGT – Direção Geral do Território
ECO – Ecossistemas, consultores em engenharia do ambiente, Lda.
EN – Em Perigo
GPS – Sistema de Posicionamento Global
hab – Habitantes
ICN – Instituto da Conservação da Natureza
ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas
IDP – Iberwind, Desenvolvimento e Projectos, S.A.
IMT – Instituto da Mobilidade e dos Transportes, I.P.
INE – Instituto Nacional de Estatística
INEGI – Instituto de Ciência e Inovação em Engenharia Mecânica e Engenharia Industrial
InIR – Instituto de Infra-estruturas Rodoviárias, I.P.
IP – Infraestruturas de Portugal
IUCN – União Internacional
IWC – International Wolf Center
LC – Não preocupante
LVVP – Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal
MDT – Modelo Digital do Terreno
NT – Quase Ameaçado
OSM – OpenStreetMaps
PA – Profico, Ambiente e ordenamento, Lda.
PACLobo – Plano de Ação para a Conservação do Lobo-ibérico em Portugal
PCH – Pequenas Centrais Hídricas
PEHA – ProceSl, Engenharia Hidráulica e Ambiental, Lda.
PP – Pastagens Permanentes
PROBASTO – Associação de Desenvolvimento Rural de Basto
PSCE – ProSistemas, Consultores de Engenharia, S.A.
RA – Recenseamento Agrícola
RGA – Recenseamento Geral Agrícola
RNAP – Rede Nacional de Áreas Protegidas
RRN – Rede Rodoviária Nacional
SAF – Sistemas Agroflorestais
SCPC – Sistemas Culturais e Parcelares Complexos
SIC – Sítios de Importância Comunitária
SIG – Sistemas de Informação Geográfica
SMLM – Sistema de Monitorização de Lobos Mortos
VDH – Espaços verdes urbanos, equipamentos desportivos, culturais e de lazer, e zonas históricas

GLOSSÁRIO

- Asinino – Próprio de asno ou burro¹
- Muar – Animal híbrido, que resulta do cruzamento entre burro e égua ou de cavalo².
- Ovino – Relativo a ovelha ou a carneiro¹
- Caprino – Relativo a cabra ou a bode¹
- Equinos – Relativo a cavalo ou égua¹
- Equídeos – Família de mamíferos cujo género tem por tipo o cavalo, tais como os equinos, muares e asininos¹
- Garrote – Parte do corpo dos grandes quadrúpedes, acima da espádua, na base do pescoço²
- Ungulado – Mamífero cujas extremidades dos dedos são guarnecidas de unhas desenvolvidas ou cascos¹
- Decíduo – Que cai ou se desprende numa dada fase do desenvolvimento¹
- Bovino – Relativo ao boi ou vaca²
- Herbácea – Relativo ou semelhante a erva. Planta que tem consistência tenra, não lenhosa¹
- Dimorfismo sexual – Presença de caracteres sexuais secundários que permitem distinguir o macho da fêmea correspondente¹

¹definição do dicionário *online* da Porto Editora, Infopédia (2019)

²definição do dicionário Priberam (2019)

ÍNDICE

1. Introdução	1
1.1. Enquadramento geral.....	1
1.2. Motivação	2
1.3. Objetivos.....	2
1.4. Estrutura da dissertação	3
2. Revisão de literatura.....	5
2.1. O lobo	5
2.2. Caracterização das principais presas silvestres	12
i. Javali (<i>Sus scrofa</i>).....	13
ii. Corço (<i>Capreolus capreolus</i>)	14
iii. Veado (<i>Cervus elaphus</i>).....	16
2.3. Disponibilidade de presas domésticas	17
2.4. Predação do lobo sobre os efetivos pecuários	19
2.5. Ameaças à sobrevivência do lobo.....	21
2.6. Modelação espacial	21
2.7. Influência do uso do solo.....	22
3. Metodologia.....	29
3.1. Área de estudo.....	29
3.1.1. Morfologia	30
3.1.2. Demografia.....	34
3.1.3. Efetivo pecuário.....	37
i. Gado bovino	38
ii. Gado caprino	40
iii. Gado ovino	41
iv. Gado equídeo	43
3.1.4. Uso do solo	45
i. Territórios artificializados	47
ii. Agricultura.....	58
iii. Florestas.....	61
iv. Zonas húmidas e corpos de água	64
3.1.5. Incêndios.....	66
3.2. Métodos	70
Etapa 1 – definição de variáveis.....	70
Etapa 2 – proveniência dos dados	71
Etapa 3 – cálculo das variáveis e subvariáveis	73
Variável H – Habitat	76
H1. Uso do solo (lobo)	76
H2. Densidade de ecótono	78
H3. Continuidade de refúgio	80
H4. Proximidade de refúgio	80
H5. Proximidade de pontos de água	81
H6. Declive	82

Variável P – Perturbação.....	82
P1. Distância de infraestruturas humanas.....	83
P2. Densidade rodoviária.....	85
P3. Densidade urbana	86
P4. Distância de centros populacionais	87
Variável A – Disponibilidade de alimento.....	88
A1. Exposição das encostas.....	88
A2. Uso do solo (gado)	89
A3. Uso do solo (javali)	89
A4. Uso do solo (corço)	89
A5. Uso do solo (veado)	89
Etapa 4 – Análise dos dados.....	90
I. Ponderação de variáveis e subvariáveis	90
II. Combinação Linear Ponderada.....	98
4. Resultados	99
5. Discussão.....	111
5.1. Limitações ao estudo	111
5.2. Validação do modelo.....	113
5.3. A modelação	117
6. Conclusões.....	119
Referências bibliográficas	121
Documentos legislativos	126
Anexo 1	127
Anexo 2	135
Anexo 3	144
Anexo 4	148

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Distribuição do lobo no mundo em 2018.....	5
Figura 2 – Morfologia do lobo-ibérico (<i>Canis lupus signatus</i>)	7
Figura 3 – Evolução da área de presença de lobo em Portugal durante o século XX até ao primeiro censo de lobo entre 1994 e 1996, e no princípio do século XXI.....	10
Figura 4 – Distribuição espacial da presença de lobo em Portugal, sua distinção entre áreas de presença confirmada e de presença provável e núcleos populacionais identificados.....	11
Figura 5 – Alcateias confirmadas, prováveis e não detetadas entre 2004 e 2013, assim como os quatro núcleos populacionais de prospeção contínua identificados no PACLobo	12
Figura 6 – Distribuição do javali (<i>Sus scrofa</i>) em Portugal	13
Figura 7 – Distribuição do corço (<i>Capreolus capreolus</i>) em Portugal.....	15
Figura 8 – Distribuição do veado (<i>Cervus elaphus</i>) em Portugal.....	16
Figura 9 – Distribuição e abundância (número de animais por km ²) das principais presas domésticas do lobo na área de abrangência do PACLobo	18
Figura 10 – Variação percentual entre 1989 e 2009 do número total de animais, do número total de explorações e do número médio de animais por exploração, para as principais presas domésticas do lobo nos concelhos que se sobrepõem com a área de ocorrência desta espécie	19
Figura 11 – Distribuição do número de ataques atribuídos ao lobo indemnizados pelo ICNF, em 2003 e em 2013, por freguesia.....	19
Figura 12 – Evolução do número anual de ataques atribuídos ao lobo nos quatro núcleos populacionais do lobo (Peneda-Gerês, Alvão-Padrela, Bragança e Sul do Douro) entre 1996 e 2013	20
Figura 13 – Relação percentual entre número de alcateias identificadas no Censo Nacional de Lobo 2002/2003 e número de ataques registados por núcleo populacional, em 2013	20
Figura 14 – Causas de morte do lobo identificadas no âmbito do SMLM.....	21
Figura 15 – Área de estudo composta pelos distritos de Vila Real (azul) e Bragança (verde) com os respectivos municípios	29
Figura 16 – Altitude da área de estudo, com as principais serras identificadas	30
Figura 17 – Declive da área de estudo.....	31
Figura 18 – Exposição do terreno da área de estudo	32
Figura 19 – Rede Nacional de Áreas Protegidas dentro dos limites da área de estudo	32
Figura 20 – Sítios de Importância Comunitária identificados na área de estudo.....	33
Figura 21 – Hidrografia da área de estudo.....	33
Figura 22 – Densidade populacional por município na área de estudo	34
Figura 23 – Densidade populacional nacional, da região Norte (NUT I), da área de estudo e dos distritos de Vila Real e Bragança, entre 1960 e 2011.....	35
Figura 24 – Evolução da densidade populacional da área em estudo entre os anos de 2001 e 2011	35
Figura 25 – População residente por freguesia dentro da área de estudo	36
Figura 26 – População empregada por setor de atividade económica, dentro da área de estudo	36
Figura 27 – Número de cabeças de gado por município, para os anos de 1989, 1999 e 2009	37
Figura 28 – Distribuição média, entre 1989 e 2009, das cabeças de gado, por município	38
Figura 29 – Número médio de cabeças de gado bovino por município, entre 1989 e 2009	39
Figura 30 – Evolução do número de cabeças de gado bovino entre 1989 e 2009.....	39
Figura 31 – Número médio de cabeças de gado caprino por município, entre 1989 e 2009	40
Figura 32 – Evolução do número de cabeças de gado caprino entre 1989 e 2009	41
Figura 33 – Número médio de cabeças de gado ovino por município, entre 1989 e 2009	42
Figura 34 – Evolução do número de cabeças de gado ovino entre 1989 e 2009.....	42
Figura 35 – Número médio de cabeças de gado equídeo por município, entre 1989 e 2009	44
Figura 36 – Evolução do número de cabeças de gado equídeo entre 1989 e 2009	44
Figura 37 – COS1995 com os vários tipo de uso do solo da área de estudo, dividido por megaclasses	45
Figura 38 – COS2007 com os vários tipo de uso do solo da área de estudo, dividido por megaclasses	46
Figura 39 – COS2015 com os vários tipo de uso do solo da área de estudo, dividido por megaclasses	46

Figura 40 – Evolução do tipo de uso de solo para a área de estudo entre 1995 e 2015	47
Figura 41 – Mapa com a evolução dos territórios artificializados nos anos de 1995, 2007 e 2015.....	47
Figura 42 – Ano de abertura ao tráfego dos troços pertencentes à RRN.....	49
Figura 43 – Número de vias dos troços pertencentes à RRN com respectiva identificação das autoestradas .	49
Figura 44 – Estradas principais de asfalto e autoestradas	50
Figura 45 – Caminhos de terra batida e estradas secundárias de asfalto.....	51
Figura 46 – Rede ferroviária da região em estudo em 2015, com troços abandonadas e as linhas em uso .	51
Figura 47 – Centros eletroprodutores de base renovável existentes na área de estudo até ao ano de 1995..	53
Figura 48 – Centros eletroprodutores de base renovável existentes na área de estudo até ao ano de 2007, com aqueles anteriores a 1995 com tom transparente	53
Figura 49 – Centros eletroprodutores de base renovável existentes na área de estudo até ao ano de 2015, com aqueles anteriores a 2007 com tom transparente	54
Figura 50 – Equipamentos existentes para a produção de energia renovável em 1995, 2007 e 2015.....	54
Figura 51 – Localização dos aerogeradores da área de estudo, pertencentes a parques eólicos construídos até 2007 (verde) e de 2007 a 2015 (castanho).....	55
Figura 52 – Locais de produção de energia renovável na área de estudo.....	56
Figura 53 – Territórios artificializados, excepto rede de transportes, identificados na COS 2007	56
Figura 54 – Territórios artificializados, excepto rede de transportes, identificados na COS 2015	57
Figura 55 – Evolução dos territórios artificializados, excepto a rede de transportes, entre os anos de 2007 e 2015 ..	57
Figura 56 – Tipo de terrenos agrícolas segundo a COS 1995 dentro da área de estudo	58
Figura 57 – Tipo de terrenos agrícolas segundo a COS 2007 dentro da área de estudo	59
Figura 58 – Tipo de terrenos agrícolas segundo a COS 2015 dentro da área de estudo	59
Figura 59 – Evolução dos vários tipos de terreno agrícola ao longo da série temporal 1995 – 2015	60
Figura 60 – Distribuição dos vários tipos de floresta da COS 1995.....	62
Figura 61 – Distribuição dos vários tipos de floresta da COS 2007.....	62
Figura 62 – Distribuição dos vários tipos de floresta da COS 2015.....	63
Figura 63 – Evolução dos vários tipos de floresta da COS 1995, 2007 e 2015.....	63
Figura 64 – Distribuição das zonas húmidas e corpos de água da COS 1995.....	64
Figura 65 – Distribuição das zonas húmidas e corpos de água da COS 2007.....	65
Figura 66 – Distribuição das zonas húmidas e corpos de água da COS 2015.....	65
Figura 67 – Evolução das zonas húmidas e corpos de água da COS 1995, 2007 e 2015	66
Figura 68 – Evolução do número de ocorrências de incêndios em Portugal e na área de estudo entre 1980 e 2010	67
Figura 69 – Área ardida anualmente em Portugal entre 1980 e 2017	67
Figura 70 – Área ardida anualmente na área de estudo entre 1980 e 2017	68
Figura 71 – Número de anos com incêndios por unidade de área	69
Figura 72 – Freguesias prioritárias para intervenção DFCl na região de estudo	69
Figura 73 – Passos idênticos no cálculo de cada subvariável. Exemplo “uso do solo (lobo)” para dois pontos aleatórios.	76
Figura 74 – Esquema metodológico com a obtenção do mapa final, com todas as comparações entre variáveis, conjuntos de subvariáveis e subvariáveis.....	93
Figura 75 – Mapa final com graus de adaptabilidade para um habitat do lobo-ibérico, para o ano de 1995..	100
Figura 76 – Mapa final com graus de adaptabilidade para um habitat do lobo-ibérico, para o ano de 2007 ..	101
Figura 77 – Mapa final com graus de adaptabilidade para um habitat do lobo-ibérico, para o ano de 2015..	101
Figura 78 – Evolução do grau de adaptabilidade de habitat para o lobo-ibérico entre 1995 e 2015	102
Figura 79 – Distribuição percentual das classes de adaptabilidade para os anos de 1995, 2007 e 2015 .	102
Figura 80 – Diferença da adaptabilidade entre 1995 e 2015 nas seis áreas identificadas.....	103
Figura 81 - Relação entre intervalos de elevação e o respectivo grau médio de adaptabilidade de habitat...	104

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Variáveis e subvariáveis para a análise das áreas preferenciais do lobo-ibérico.....	71
Tabela 2 – Síntese dos dados base utilizados com a respetiva descrição, fonte, tipo e unidade original	73
Tabela 3 – Classes de adequabilidade para as subvariáveis identificadas	74
Tabela 4 – Síntese da bibliografia utilizada para a atribuição dos valores de adequabilidade das subvariáveis ..	74
Tabela 5 – Classificação relativa às classes de uso do solo da COS segundo as preferências do lobo-ibérico.	77
Tabela 6 – Definição das classes de uso do solo segundo a presença de um subcoberto superior ou inferior a 50 %.....	79
Tabela 7 – Classes de intervalos com diferentes densidades de áreas de mosaico (ecótonos)	79
Tabela 8 – Classes de intervalos com diferentes percentagens de áreas de refúgio contínuas	80
Tabela 9 – Classes de intervalos com diferentes distâncias aos habitats de refúgio.....	81
Tabela 10 – Classes de intervalos com diferentes distâncias dos pontos de água.....	81
Tabela 11 – Classes de intervalos com diferentes declives.....	82
Tabela 12 – Classes de intervalos com diferentes distâncias de estradas principais	83
Tabela 13 – Classes de intervalos com diferentes distâncias de ferrovias ativas	83
Tabela 14 – Classes de intervalos com diferentes distâncias de aerogeradores	84
Tabela 15 – Classes de intervalos com diferentes distâncias de territórios artificializados.....	85
Tabela 16 – Classes de intervalos com diferentes valores de densidade rodoviária	86
Tabela 17 – Classes de intervalos de densidade urbana	86
Tabela 18 – Classes de intervalos com diferentes distâncias de centros populacionais	87
Tabela 19 – Classes de intervalos de exposição das encostas.....	88
Tabela 20 – Classificação relativa às classes de uso do solo da COS segundo as preferências das presas do lobo-ibérico.....	90
Tabela 21 – Subvariáveis incluídas no mapa do lobo, do gado, do javali, do corço e do veado.....	91
Tabela 22 – Escala que indica a importância de um fator relativamente a outro	92
Tabela 23 – Síntese da bibliografia utilizada para a atribuição dos valores importância na comparação por pares	92
Tabela 24 – Comparação emparelhada das variáveis do lobo-ibérico	94
Tabela 25 – Comparação emparelhada das subvariáveis incluídas no mapa do lobo.....	94
Tabela 26 – Comparação emparelhada das subvariáveis incluídas no mapa do gado.....	94
Tabela 27 – Comparação emparelhada das conjuntos de subvariáveis das presas silvestres do lobo-ibérico ...	94
Tabela 28 – Comparação emparelhada das subvariáveis incluídas no mapa do javali	95
Tabela 29 – Comparação emparelhada das subvariáveis incluídas no mapa do corço	95
Tabela 30 – Comparação emparelhada das subvariáveis incluídas no mapa do veado	96
Tabela 31 – Valores de ponderação a atribuir a cada mapa, conjunto de subvariável e subvariável	97
Tabela 32 – Contributo de cada subvariável por mapa para o modelo final da potencialidade de habitat adequado do lobo-ibérico	98
Tabela 33 – Classes de adequabilidade para o mapa de potencialidade de habitat para o lobo-ibérico.....	99
Tabela 34 – Evolução do grau de adaptabilidade para os diferentes mapas pertencentes ao modelo	105
Tabela 35 – Evolução do grau de adaptabilidade para as diferentes subvariáveis pertencentes ao modelo .	105
Tabela 36 – Evolução dos diversos fatores analisados na presente dissertação dentro dos limites da área de estudo	108

1. INTRODUÇÃO

1.1. ENQUADRAMENTO GERAL

O lobo é atualmente o maior canídeo selvagem e um carnívoro generalista (Carreira, 2010), com grande adaptabilidade às características do habitat, tendo sido o mamífero com maior distribuição natural no mundo até ao início do século XX (Barbosa et al., 2012). Em meados deste século, o lobo sofreu uma forte redução na sua distribuição mundial, sobretudo devido à perseguição pelo ser humano. Contudo, principalmente através de leis internacionais de proteção da espécie a partir da década de 1970, o lobo tem vindo a recolonizar grande parte das áreas da sua distribuição original, incluindo mesmo áreas com elevada pressão humana (Mech, 1995).

Hoje em dia, o lobo pode ainda ser encontrado em ambientes com características muito distintas, desde a tundra ártica até às zonas semidesérticas da Península Arábica, passando pelas florestas temperadas do norte da Europa e pelos bosques mediterrânicos do sul deste continente (Álvares et al., 2015).

Na Península Ibérica, habita a maior população de lobos da Europa ocidental, a do lobo-ibérico (Barbosa et al., 2012). Ainda assim, em Portugal, este ocupa apenas 1/6 do seu território original, com a sua distribuição limitada sobretudo à região norte do rio Douro (Grupo Lobo, 2019a). A regressão do lobo durante o século XX foi potenciada por três fatores principais: o aumento da perseguição humana, a diminuição da disponibilidade alimentar e a fragmentação das populações lupinas, associada, sobretudo, ao aumento da rede viária em conjugação com o crescimento da densidade populacional (Petrucci-Fonseca, 1990).

O desaparecimento do lobo, assim como de outros grandes carnívoros, de áreas onde estes ocorriam naturalmente, tem consequências notáveis na estrutura das comunidades das suas presas, assim como em todo o ecossistema (Berger, 1999). A elevada pressão exercida por grandes herbívoros pode provocar efeitos indesejáveis no habitat, alterando significativamente a diversidade, produtividade e a própria estrutura da vegetação (Rabaça, 2002 fide Salazar, 2009).

Em Portugal, as espécies silvestres de que o lobo, preferencialmente, se alimenta são o javali, o corço e o veado. A presença do canídeo em território nacional ajuda a controlar as populações das suas presas silvestres, diminuindo os prejuízos causados por estes nas culturas agrícolas e florestais e evita que estes transmitam doenças ao gado, tais como a tuberculose e a brucelose. Além disso, o lobo contribui para a redução do número de cães selvagens e para a redução de outros predadores, sendo benéfico para a atividade cinegética (Petrucci-Fonseca, 2016).

Contudo, a escassez de presas silvestres em território nacional, levou a que o lobo dependesse de animais domesticados para a sua dieta, contribuindo para um maior conflito com o ser humano (Eggermann et al., 2011). Não só a perseguição do ser humano ao lobo se tornou um obstáculo ao sucesso deste canídeo, como também o aumento das áreas artificializadas através do efeito de barreira causado pelas infraestruturas humanas prejudicam a dispersão desta espécie (Álvares et al., 2015).

Apesar dos esforços do Estado Português para proteger esta espécie, a causa de mortalidade principal continua a ter origem antropogénica (Álvares et al., 2000), com o atropelamento, alvejamento, laço e veneno a representar cerca de 75% das causas de mortalidade da espécie (Barroso et al., 2016).

Nos últimos anos foi registado uma forte mudança nas condições socioeconómicas na região nordeste de Portugal continental, área onde o lobo persiste. Estas mudanças, refletidas no tipo de uso do solo, apresentam-se como uma oportunidade para que, tanto o lobo, como as suas presas silvestres, voltem a habitar esta região, originando um ecossistema equilibrado onde o lobo não depende de espécies domesticadas para a sua dieta, reduzindo o conflito com o ser humano. Esta realidade contribuirá, assim, para a preservação duma espécie autóctone de Portugal que tem um papel relevante na estrutura e equilíbrio do próprio ecossistema.

1.2. MOTIVAÇÃO

Devido à sua complexidade, as questões que se prendem com as relações partilhadas dentro dos ecossistemas são, em si mesmo, um desafio. Em concreto, o entendimento do conjunto de processos que explicam a expansão ou desaparecimento de uma espécie é uma tarefa, muitas vezes, difícil e demorada. A abordagem a este tipo de trabalho implica ter em consideração uma série de variáveis que determinam não só a ocorrência, como também o sucesso enquanto espécie. Para tal, não basta dirigirmos a nossa atenção numa só direção. Há que alargar o ângulo de visão, a fim de poder perspetivar todas as valências e ferramentas que hoje existem ao dispor de uma avaliação mais eficaz e profícua para a conservação de uma espécie (no caso desta dissertação, o lobo-ibérico).

Ao protegermos o lobo, sendo este um predador de topo, estamos a proteger todo um grupo de espécies de fauna e de flora, como os ungulados silvestres de que o lobo se alimenta, ou os bosques de carvalhos onde muitos animais se refugiam e que com ele partilham o ecossistema. Conservamos, assim, o património natural associado a esta espécie, uma riqueza que é nossa e que devemos salvar para as gerações futuras.

Nos últimos anos, a paisagem e a dinâmica populacional das regiões do interior de Portugal, particularmente no Norte, sofreram sérias transformações. O lobo, que até há menos de 50 anos apresentou números preocupantes, tem agora oportunidade de voltar a ocupar grande parte do território que em tempos perdeu. No caso desta dissertação, entender a relação do uso do solo com os fatores socioeconómicos torna-se fulcral para a contribuição do sucesso desta espécie.

Em Portugal, apesar de já se dispor de um conjunto considerável de dados sobre a abundância e distribuição desde predador, existem ainda lacunas nesta relação entre variáveis. Segundo o Despacho n.º 9727/2017, “há ainda falta de informação sobre os fatores que condicionam a presença de lobo, em particular a seleção de locais de reprodução, nomeadamente no que se refere à presença humana e ao desenvolvimento de infraestruturas, tais como rede viária, parques eólicos, barragens e pedreiras”.

Surgiu, assim, uma série de motivações para a definição do tema da presente dissertação: a necessidade de entender a evolução da potencialidade do território para o sucesso de uma espécie emblemática de Portugal, ainda que nem sempre bem-amada, o lobo-ibérico; relacionar o seu sucesso com as mudanças a nível de uso do solo ao longo do tempo, assim como de todas as variáveis socioeconómicas com ele relacionadas; fazer uma análise com uma tecnologia emergente em quase todos os campos da ciência, os SIG; contribuir para o preenchimento das lacunas existentes no mundo científico sobre esta temática.

1.3. OBJETIVOS

De forma a fornecer as condições necessárias para que o lobo possa voltar a ter a sua distribuição original, é necessário entender os requisitos mínimos para a sobrevivência do mesmo, compreendendo a influência humana, a disponibilidade de alimento e o uso do solo (Eggermann et al., 2011).

Com este trabalho pretendeu-se desenvolver um modelo que permitisse criar mapas de índice de adequabilidade do habitat (adequabilidade muito baixa, baixa, média, alta e muito alta), relacionando as preferências do lobo com as tipologias de uso do solo presentes no nordeste de Portugal continental. Além disso, pretendeu-se identificar aqueles com maior potencialidade para um habitat adequado do lobo, relacionando-os com as potenciais áreas de reprodução desta espécie, cruciais para a sua sobrevivência e manutenção.

O modelo terá como base dados recolhidos entre meados da década de 1990 e de 2010, procurando, desta forma, prever a realidade do uso do solo nos próximos anos, assim como a potencialidade da região para a expansão das populações lupinas. Esta abordagem, numa perspetiva de conservação e gestão da espécie, permite distinguir as áreas onde os esforços devem incidir com maior enfoque.

1.4. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

No Capítulo 1 – Introdução, é determinado o enquadramento desta dissertação, isto é, no âmbito da conservação do lobo-ibérico, mais precisamente, no seu sucesso perante uma nova realidade na região em estudo.

Ainda neste capítulo, é apresentada a motivação para esta temática e os objetivos que se propõe atingir: reunir e analisar dados que permitam, de forma sistematizada, através de SIG, modelar a relação entre diferentes usos do solo com o sucesso do lobo-ibérico.

O Capítulo 2 – Revisão de Literatura, é descrita a ecologia desta espécie, assim como das suas principais presas, incluindo os respetivos estatutos de proteção, distribuição e abundância, em Portugal, ao longo do tempo. Além disso, são definidas algumas noções básicas dos SIG, sublinhando a sua mais-valia para a presente dissertação.

Por fim, este capítulo sintetiza uma série de trabalhos onde as espécies em estudo (lobo, javali, corço e veado) foram relacionadas com um conjunto de variáveis ambientais, identificando, assim, os argumentos e valores necessários para a construção do modelo desta dissertação.

No Capítulo 3 – Metodologia, consta uma descrição relativa à tipologia informativa geográfica da área de estudo, assim como mapas dos diferentes fatores utilizados para a análise final.

Neste capítulo são ainda descritas todas as estratégias adotadas para a construção do modelo final, que, por sua vez, permitiu analisar a influência de diferentes tipos de uso do solo no sucesso do lobo-ibérico, nos distritos de Vila Real e de Bragança.

No Capítulo 4 – Resultados, são demonstrados os resultados obtidos através da metodologia anteriormente descrita, assim como uma descrição dos mesmos. São também incluídas tabelas-síntese, tanto dos fatores utilizados para a descrição da área de estudo, assim como das variáveis pertencentes ao modelo, com a sua evolução ao longo do tempo.

O Capítulo 5 – Discussão, são realçadas as limitações identificadas ao longo do trabalho, tanto em termos de lacunas de dados, como no próprio funcionamento do modelo, dando pistas para uma atualização deste, tornando-o mais robusto e coerente.

Ainda neste capítulo, são comentados os resultados obtidos, identificando as relações entre diferentes fatores e entre estes e as variáveis pertencentes ao modelo. Identifica também o que era espectável no início do estudo e o que é espectável para os anos vindouros, caracterizando a origem e finalidade dos dados utilizados.

O Capítulo 6 – Conclusão, sintetiza o trabalho, destacando os principais resultados, canalizando-os na defesa do ponto de vista deste. Além disso, é ainda realçado o seu contributo para a temática do lobo-ibérico.

Neste capítulo final, são reforçados os fatores que poderiam ter contribuído para a obtenção de resultados mais finos, deixando portas abertas para futuros estudos que contribuam para dar continuidade a este trabalho.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. O LOBO

O lobo (*Canis lupus* Linnaeus, 1758) é atualmente o maior canídeo selvagem e um carnívoro generalista (Carreira, 2010), com grande adaptabilidade às características do habitat, tendo sido o mamífero com a maior distribuição natural no mundo até ao início do século XX (Barbosa et al., 2012). Apesar de ter sido perseguido e eliminado pelo ser humano em grande parte do seu território original, esta espécie encontra-se atualmente em expansão (Barbosa et al., 2012). Hoje em dia, o lobo pode ainda ser encontrado principalmente no Hemisfério Norte, na região mais setentrional da América do Norte, norte e centro asiáticos, Europa oriental, parte sul dos países Escandinavos e também nas penínsulas mediterrânicas, habitando, sobretudo, as áreas menos perturbadas pelo ser humano (Barbosa et al., 2012; Figura 1).

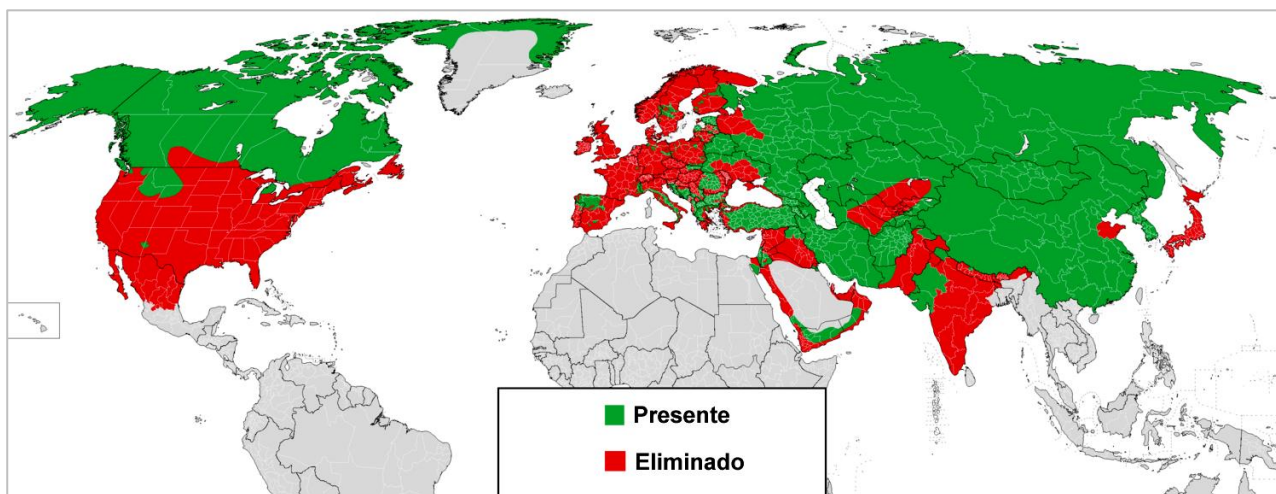


Figura 1 – Distribuição do lobo no mundo em 2018 (El Solitario, 2019).

Na Península Ibérica, no sudoeste europeu, vive a subespécie *Canis lupus signatus* (Cabrera, 1907), conhecida popularmente por lobo-ibérico. É a maior população de lobos da Europa Ocidental (Barbosa et al., 2012), com cerca de 2 000 exemplares em território espanhol e 300 em território luso (Petrucci-Fonseca, 2016). Apesar disso, atualmente, o lobo ocupa apenas 15 % da sua área original em Portugal (Grupo Lobo, 2019a), podendo ser hoje encontrado, em grande parte, a norte do rio Douro, existindo apenas uma população lupina a sul deste, na região da Beira Alta (Álvares et al., 2015). É a norte do rio Douro, nos distritos de Vila Real e de Bragança (nordeste de Portugal continental), que se encontra a área de estudo da presente dissertação.

O desaparecimento do lobo, assim como de outros grandes carnívoros, de áreas onde estes ocorriam naturalmente, tem consequências notáveis na estrutura das comunidades das suas presas, assim como em todo o ecossistema (Berger, 1999). A elevada pressão exercida por grandes herbívoros pode provocar efeitos indesejáveis no habitat, alterando significativamente a diversidade, produtividade e a própria estrutura da vegetação (Rabaça, 2002 fide Salazar, 2009). A título de exemplo, no parque americano de Yellowstone, o desaparecimento dos lobos levou à desflorestação de áreas importantes, consequência do crescimento sem controlo de populações de herbívoros (Petrucci-Fonseca, 2016).

Desta forma, o lobo controla o crescimento das populações herbívoras, além de diminuir naturalmente a ocorrência de doenças nas espécies de que se alimenta, dado que tem mais facilidade em caçar os indivíduos débeis ou doentes (Petrucci-Fonseca, 2016). Por conseguinte, como um grande carnívoro, o lobo tem um importante papel no topo da cadeia alimentar, ajudando a manter o equilíbrio do ecossistema (Berger, 1999).

Não obstante, a presença de populações lupinas em regiões mais ruralizadas pode ser benéfica

para o ser humano, visto que estas tendem a diminuir o número de outros predadores, com efeitos benéficos na caça. Além disso, visto que o lobo regula o número de ungulados silvestres, diminui os prejuízos causados nas culturas agrícolas e florestais e evita que estes transmitam doenças ao gado, tais como a tuberculose e a brucelose (Petrucci-Fonseca, 2016).

De notar que, em regiões onde o lobo deixou de ter presença regular, foi verificada uma tendência para o aumento de cães vadios. Estes, que podem representar até 20 % da dieta do lobo, trazem inúmeros prejuízos para a sociedade, incluindo ataques a gado. Além disso, muitos estão habituados à presença humana, não fugindo da sua aproximação, como faz o lobo. Desta forma, não receiam alimentar-se de resíduos em zonas urbanas, nem evitam o convívio com os cães domésticos, transmitindo-lhes doenças, resultando num grave problema de saúde pública. O receio das populações leva a serem tomadas medidas drásticas e, muitas vezes, ilegais, como a distribuição de veneno, causando a morte de inúmeros animais domésticos e de espécies protegidas, como as aves necrófagas (Petrucci-Fonseca, 2016).

Apesar dos benefícios que a presença do lobo pode oferecer, existe uma imagem muito negativa por parte da sociedade em relação a esta espécie, mas nem sempre foi assim. A perceção do ser humano face ao lobo é fortemente relacionada com as características socioeconómicas originais dos vários povos que com ele convivem. No caso das sociedades mediterrânicas da Antiguidade, incluindo Portugal, assentes na agricultura e na pastorícia, o lobo chegou a ter um carácter divino e totémico. Baseado na influência dos povos celtas que habitaram a Península Ibérica antes das invasões romanas, o lobo era um animal sagrado, representando uma divindade de carácter funerário e um animal simbólico protetor dos guerreiros (Álvares, 2013 fide Álvares et al., 2015).

Contudo, o cristianismo veio trazer uma mudança drástica no pensamento do mundo ocidental face à natureza, em geral, e ao lobo, em particular, que se converte na alegoria do mal e das imperfeições humanas. Consequentemente, a partir do início da Idade Média, estabelece-se uma perceção do lobo ligada ao simbolismo de animal diabólico, sendo vista como uma besta maligna e feroz, devoradora de homens, mulheres e crianças. No decorrer dos últimos séculos, a literatura e o folclore tornaram-se campanhas extraordinárias desta imagem negativa do lobo, de que são exemplo as atuais histórias infantis como o “Capuchinho Vermelho”, que enraizaram um efeito profundo e nefasto na perceção atual do lobo na cultura ocidental (Boitani, 1995 fide Álvares et al., 2015).

Contudo, esta não é a única razão para a imagem negativa deste grande canídeo. A escassez de presas silvestres do lobo em território nacional, resultado da transformação do habitat original em zonas urbanizadas e industrializadas e da pressão cinegética, levou à maior predação de animais domésticos por carnívoros de grande porte (Eggermann et al., 2011). A predação do lobo a animais de gado é uma prática comum e regular em Portugal (Silva, 2015), tendo sido atribuído a este a responsabilidade de mais de 2 500 ataques anuais desde o início do século XXI (Álvares et al., 2015). Atualmente, esta é a principal fonte de conflito entre os predadores de topo e as populações locais, sendo particularmente problemático nos casos em que estão envolvidas espécies com estatuto protegido, como é o caso do lobo-ibérico (Silva, 2015).

A construção de infraestruturas, como autoestradas ou urbanizações, resultou na fragmentação do habitat natural do lobo devido a um efeito de barreira e a uma maior mortalidade com várias causas, incluindo mortalidade direta devido a atropelamentos e caça furtiva (Álvares et al., 2015; Rio-Maior et al., 2003).

Além da fragmentação do habitat, a diminuição do coberto florestal causado pelos incêndios durante os verões mais secos, tendo um impacte direto na distribuição e abundância das presas silvestres do lobo, levou esta espécie a procurar e a estabelecer-se em novas zonas em busca de outras fontes de alimento (Santos et al., 2007).

Por este motivo, os fatores limitativos do crescimento e sobrevivência do lobo-ibérico, em Portugal, e as razões pelas quais a espécie depende de animais domésticos para a sua sobrevivência, consiste no número limitado de presas silvestres disponíveis como na fragmentação e destruição do seu habitat natural.

No dealbar do século XXI, a região em estudo sofreu fortes mudanças em termos de dinâmica populacional humana e, conseqüentemente, em termos de uso do solo, trazendo novos desafios para várias espécies, incluindo o lobo. O abandono da prática agrícola e pecuária, a migração da população humana para os centros urbanos e o aumento da abundância das presas silvestres do lobo-ibérico (Salazar, 2009), são apenas algumas das mais recentes oportunidades para o sucesso desta espécie.

ESTATUTO DE PROTEÇÃO

Desde 1990 que esta espécie apresenta estatuto “NT” (*near threatened* – quase ameaçado), na Península Ibérica (Petrucci-Fonseca, 2016), e “EN” (*endangered* – em perigo), em Portugal (Cabral et al., 2005; Santos et al., 2007; Seara, 2013), estando assim categorizada no Livro Vermelho dos Vertebrados em Portugal (LVVP).

É definida como: “espécie estritamente protegida” pela Convenção de Berna (82/72/CEE – transposta para a jurisdição interna pelo Decreto-Lei n.º 316/89, de 22 de setembro); classificada como “espécie potencialmente ameaçada” pela CITES (Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Fauna e Flora Selvagens Ameaçadas de Extinção – regulamento n.º 338/97 CE, alterado pelo regulamento CE n.º 1497/2003, transposto para a jurisdição interna pelo Decreto-Lei n.º 114/90, 5 de abril, revogado pelo mais recente Decreto-Lei n.º 211/2009); e identificada como “espécie prioritária de interesse comunitário” pela Diretiva Habitats (92/43/CEE – transposta para a jurisdição interna pelo Decreto-Lei n.º 140/99, de 24 de abril), estando integrados na Rede Natura 2000 as áreas destinadas à conservação desta espécie, bem como a sua proteção rigorosa em toda a área de distribuição.

Em Portugal, o lobo é a única espécie pertencente à fauna que tem uma legislação específica (Lei n.º 90/88, de 13 de agosto - Lei de Proteção do Lobo-Ibérico – regulamentado pelo Decreto-Lei n.º 139/90, de 27 de abril, revogado pelo mais recente Decreto-Lei n.º 54/2016, de 25 de agosto), pela qual é protegida.

ECOLOGIA DO LOBO

Com um comprimento total entre 140 e 180 cm e a altura do garrote entre 60 e 70 cm, o lobo-ibérico é mais pequeno que as restantes subespécies europeias de lobo. O peso do macho varia entre 30 e 40 kg e o da fêmea entre 25 e 35 kg. A sua morfologia é caracterizada por uma cabeça volumosa de aspeto maciço; orelhas rígidas, triangulares e curtas; olhos frontalizados, oblíquos e cor de topázio; membros fortes e robustos; e ausência do quinto dedo nas patas traseiras (Grupo Lobo, 2019b; Figura 2).

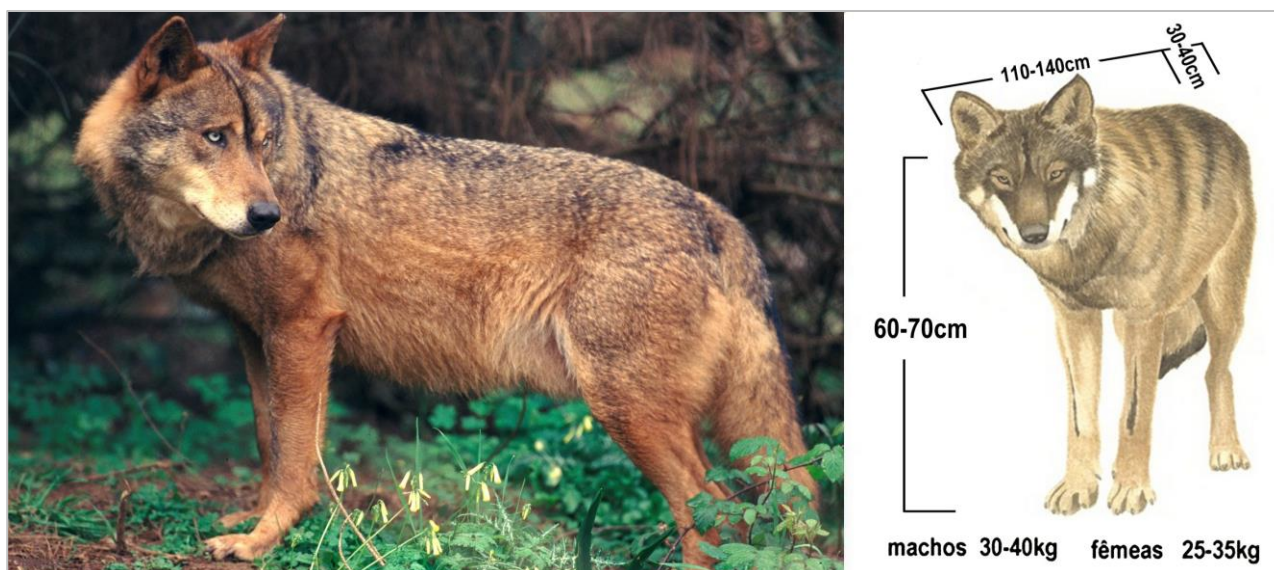


Figura 2 – Morfologia do lobo-ibérico (*Canis lupus signatus*). Fotografia de Artur Oliveira, à esquerda (disponível em: <http://www.grupolobo.pt/lobo-iberico>) e ilustração de ICNF, à direita (disponível em: <http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/patrinatur/resource/img/lob-ib/view>).

A pelagem varia do quase esbranquiçado na zona ventral, ao castanho no tronco, passando pelo castanho arruivado no focinho e cinzento na garganta, até às faces. No dorso tem uma lista negra muito expressiva que vai do garrote à cauda. O restritivo específico *signatus* foi atribuído com base nesta característica (do latim *signatus* – expressivo). A coloração dos membros varia entre o castanho, o bege e o ocre, exibindo longitudinalmente listas negras muito bem definidas, na região dos membros anteriores. A pelagem varia sazonalmente, apresentando-se mais comprida, densa e cinzenta no inverno, e curta, escassa e acastanhada no verão (Grupo Lobo, 2019b).

A alcateia é a unidade social básica, constituída pelo casal dominante e seus descendentes, com uma hierarquia bem definida. O número de indivíduos que forma a alcateia pode variar entre dois e dez, conforme a altura do ano. Este número depende do espaço disponível, presas e número de lobos da população. O número é mínimo no inverno, antes da época de reprodução, em consequência da dispersão ou mortalidade dos juvenis de ninhadas anteriores. O número atinge o máximo no final do verão, início do outono, incluindo as crias nascidas nesse ano (Grupo Lobo, 2019c).

Entre março e abril ocorre a época de reprodução, com um período de gestação de cerca de dois meses. O número médio de crias por ninhada é cinco, mas pode chegar a um máximo de onze (Grupo Lobo, 2019c).

As crias de lobo mostram grande vulnerabilidade nas primeiras semanas de vida. Estas nascem surdas, cegas e com pouca ou nenhuma capacidade olfativa. Além de terem um peso a rondar os 450 gramas, não têm a capacidade de manter a sua temperatura corporal. Só ao fim de 2 semanas adquirem visão e ao fim de 3 começam a andar e a mastigar (IWC, 2019).

Por estas razões, durante o primeiro mês de vida (no período de aleitamento), a progenitora permanece com as crias a maior parte do tempo, fixando-se num local de abrigo criteriosamente selecionado. Além do casal reprodutor, outros membros da alcateia podem ajudar na vigilância, proteção e alimentação das crias (Petrucci-Fonseca, 2016).

Ao fim de 12 semanas, os novos membros da alcateia juntam-se aos adultos na caça, podendo voltar para o abrigo sozinhos. Se não forem perturbados, os lobos podem usar os mesmos locais de abrigo ano após ano, por vezes durante várias décadas, podendo ainda utilizar outros diferentes num mesmo ano (Petrucci-Fonseca, 2016).

Após o nascimento das crias, entre maio e junho, estas têm entre um ano e meio e os dois anos para atingir a maturidade, altura em que podem abandonar a alcateia à procura de um novo território e parceiro (Braguez, 2014; Petrucci-Fonseca, 2016). Na natureza, os indivíduos com mais de 10 anos são considerados velhos, sendo que em cativeiro estes podem chegar a viver 17 anos (PROBASTO, 2019).

Com exceção da época das ninhadas, vários estudos indicam que o lobo não define prioritariamente a sua área em função das características ambientais, mas sim pela disponibilidade das suas presas (Eggermann et al., 2011; Mech, 1995). A alcateia desloca-se numa determinada área onde se alimenta, se reproduz e encontra abrigo, defendendo-a de intrusos. A dimensão desta (área vital) depende do tamanho da alcateia e dos recursos alimentares disponíveis, podendo chegar a atingir dezenas de milhares de hectares em Portugal (Petrucci-Fonseca, 2016).

Apesar da alcateia tender a manter-se na mesma área durante vários anos, a dimensão e os limites desta podem alterar-se ou deslocar-se, em virtude da competição com alcateias vizinhas ou de alterações do meio (Petrucci-Fonseca, 2016). Estando no topo da cadeia alimentar, esta espécie tem condições para sobreviver caso tenha alimento disponível e não seja eliminada pelo ser humano (Mech, 1995).

HÁBITOS ALIMENTARES

Em Portugal, as presas selvagens principais do lobo são o javali, o corço e o veado, podendo ainda incluir na sua dieta lagomorfos, como os coelhos e as lebres, e pequenos roedores (Álvares et al., 2015). A necessidade energética do lobo situa-se entre 3 a 5 kg de alimento diário, apesar de poder passar vários dias sem se alimentar (Grupo Lobo, 2019c).

A escassez de presas silvestres em várias regiões da sua área de distribuição, incluindo Portugal, leva a que os lobos predem maioritariamente animais domésticos (Grupo Lobo, 2019c; Silva, 2015), o que constitui o principal motivo de conflito com o ser humano (Álvares et al., 2015; Mech, 1995).

No âmbito nacional, as espécies domésticas representam mais de 70 % da dieta do lobo, sendo que a expressão das suas três principais presas silvestres não vai além dos 15 %. É também de salientar o consumo de carnívoros correspondente a mais de 10 % da dieta do lobo. Este facto evidencia a importância do lobo no controlo das populações de carnívoros de médio porte, em particular, de cães vadios e assilvestrados (Álvares et al., 2015).

Contudo, observam-se diferenças nas dietas das alcateias de diferentes regiões. Por exemplo, no nordeste de Portugal continental, no princípio da década de 1990, as populações lupinas baseavam mais de um terço da sua dieta em presas silvestres e menos de metade em presas domésticas (Moreira, 1992 fide Álvares et al., 2015).

Além disso, diferenças nas dietas de alcateias dentro da mesma região foram também observadas. Um exemplo claro disso aconteceu a sul do rio Douro, no princípio da década de 2000, onde mais de metade da dieta de uma das alcateias era baseada em cabras domésticas, contrastando com as outras duas, onde o gado caprino não excedia os 15 % (Quaresma, 2002 fide Álvares et al., 2015).

Não só a variação espacial é evidente, como também possível verificar alterações na dieta desta espécie ao longo do tempo. No geral, é possível observar uma tendência regressiva no consumo de espécies domésticas, sendo substituídas por espécies silvestres. Exemplo deste facto é o caso de uma alcateia situada na extremidade nordeste de Portugal, onde a representatividade dos ungulados silvestres na dieta do lobo passou de 30 %, na década de 1980, para 70 %, no final da década de 1990. Por outro lado, na região do Parque Natural do Alvão (sudeste da região em estudo), o consumo de presas silvestres manteve-se reduzido e constante (cerca de 14 % da dieta), ao longo de uma década (Álvares et al., 2015).

As diferenças das dietas entre alcateias são particularmente evidentes no consumo dos vários tipos de gado, resultado da realidade local no que toca ao número disponível de animais e às práticas de pastoreio desenvolvidas. É também de salientar a existência de diferenças muito acentuadas no que respeita à dependência deste recurso entre alcateias da mesma região, evidenciando a importância da diversidade e abundância de presas selvagens na redução do consumo de animais domésticos e conseqüente menor conflituosidade com o ser humano (Álvares et al., 2015).

EVOLUÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DO LOBO EM PORTUGAL

Durante séculos, o lobo-ibérico dispôs, em toda a Península Ibérica, de condições favoráveis à sua sobrevivência, tais como alimento e refúgio em abundância. Estas condições permitiram que a perseguição ao lobo pelo ser humano não tenha causado grande impacto nas populações lupinas. É no final do século XIX e início do século XX que começam a ser visíveis alguns sinais de mudança, verificando-se o desaparecimento do lobo em certas regiões, bem como uma diminuição do número total de indivíduos a nível nacional (Petrucci-Fonseca, 1990; Silva, 2015), chegando ao seu número mínimo na década de 1970 (Barbosa et al., 2012; Grupo Lobo, 2019a).

O século XX foi determinante para a distribuição atual da espécie. Nos primeiros anos, o lobo já não existia nas áreas com maior densidade populacional (Lisboa, Porto, Coimbra, Aveiro e Península de Setúbal), sendo ainda frequente em grande parte do território nacional. Desde as serras algarvias às regiões montanhosas do Minho e Trás-os-Montes, passando por todas as zonas interiores do Alentejo e das Beiras, era possível encontrar o lobo (Álvares et al., 2015). Durante os 100 anos seguintes, o lobo foi progressivamente desaparecendo de sul para norte e do litoral para o interior (Petrucci-Fonseca, 1990), tal como ilustrado na Figura 3.

Entre 1994 e 1996, o Instituto de Conservação da Natureza (ICN) realizou o primeiro censo de âmbito nacional ao lobo. Resultado da compilação de vários documentos e de trabalho de campo,

o censo, publicado em 1997, estimou que o lobo tenha perdido mais de metade da sua área de distribuição entre 1900 e 1996 (ICN, 1997), ocupando até à data, apenas 15 % da sua área original (Grupo Lobo, 2019a).

A regressão do lobo durante o século XX foi potenciada por três fatores principais: o aumento da perseguição humana, a diminuição da disponibilidade alimentar e a fragmentação das populações lupinas, associada, sobretudo, ao aumento da rede viária em conjugação com o crescimento da densidade populacional (Petrucci-Fonseca, 1990).

No princípio do século XXI, foi realizado o segundo censo de âmbito nacional ao lobo, numa parceria entre o ICN e o Grupo Lobo. O Censo Nacional do Lobo 2002/2003 foi realizado através de observações diretas (incluindo animais mortos) e observações indiretas, tais como uivos, dejetos, prejuízos atribuídos ao lobo e de presenças confirmadas entre os anos de 1999 e 2001. Estes critérios permitiram diferenciar áreas de presença confirmada e de presença provável desta espécie (Álvares et al., 2015).

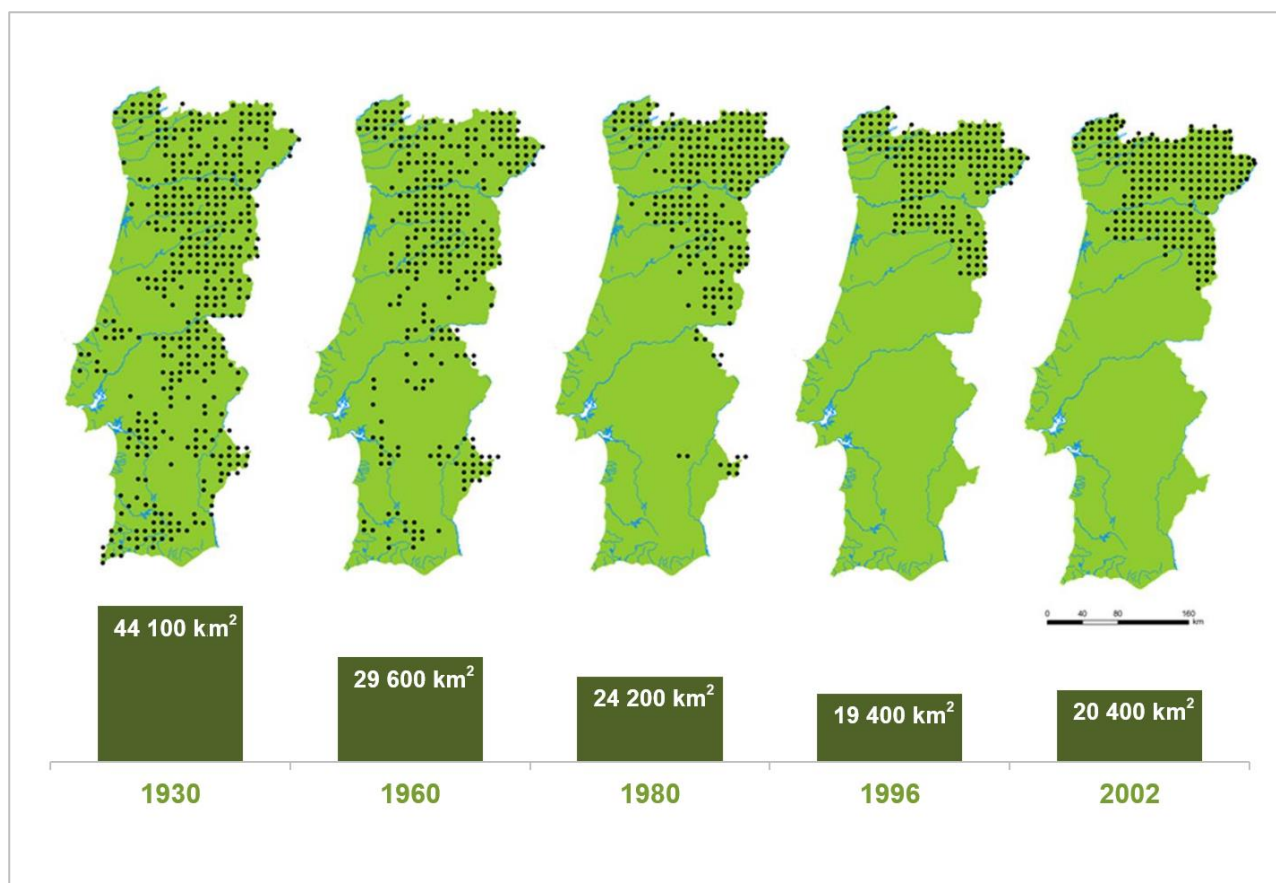


Figura 3 – Evolução da área de presença de lobo em Portugal durante o século XX, segundo Petrucci-Fonseca (1990), até ao primeiro censo de lobo entre 1994 e 1996 (ICN, 1997), e no princípio do século XXI, de acordo com o segundo censo nacional ao lobo de 2002/2003 (Pimenta et al., 2005). Figura adaptada de Grupo Lobo (2019a).

Os resultados deste censo permitiram identificar 63 alcateias (51 confirmadas e 12 prováveis) e estimar um efetivo populacional entre 220 e 430 indivíduos, distribuído por uma área de 20 400 km² (Pimenta et al., 2005). Através destes dados, foram também definidos os quatro grandes núcleos populacionais de lobo em Portugal: Peneda-Gerês, Alvão-Padrela, Bragança e Sul do Douro (Figura 4). Estes grandes núcleos estão separados por linhas de fragmentação associadas a vales de rios importantes como o Tâmega, o Tua-Rabaçal e o Douro, que coincidem com zonas onde a presença humana se faz sentir com maior intensidade (Álvares et al., 2015).

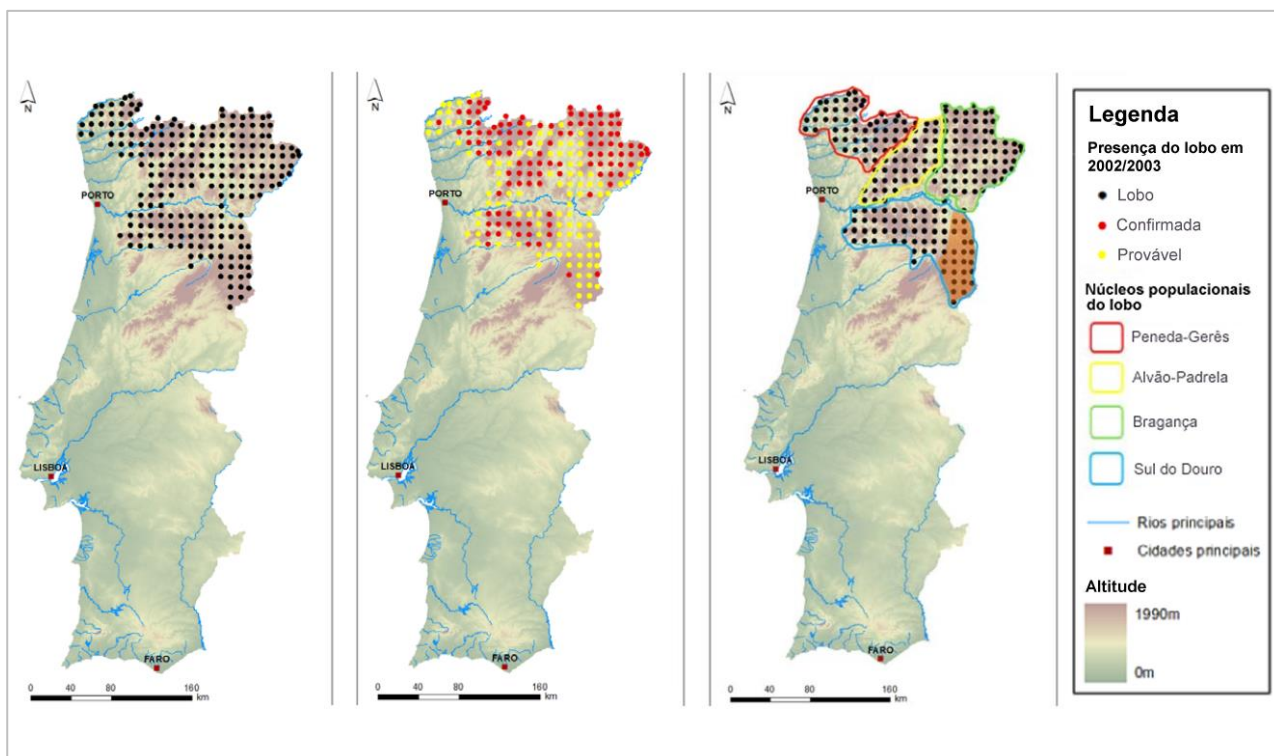


Figura 4 – Distribuição espacial da presença de lobo em Portugal, sua distinção entre áreas de presença confirmada e de presença provável e núcleos populacionais identificados, segundo o Censo Nacional de Lobo 2002/2003 (Pimenta et al., 2005). Figura adaptada de Álvares et al. (2015).

Embora as metodologias utilizadas não sejam totalmente comparáveis, os pontos de convergência entre os dois censos permitiram concluir que a presença do lobo se manteve estável na maior parte da sua área de distribuição (81,2 %) e que fenómenos pontuais de regressão (em 3,5 % da área) ou expansão (em 15,2 %) se deram nos limites da área de ocorrência e não no interior dos núcleos populacionais (Álvares et al., 2015).

Ainda que a distribuição do lobo seja limitada a 23 % do território de Portugal continental, através de modelação ecológica, Ferrão da Costa et al. (2013) identificaram novas áreas potenciais de recolonização da espécie. As áreas identificadas chegaram aos 8 500 km², sobretudo a sul do Douro, indicando a possibilidade de as populações lupinas passarem a ocupar mais de 32 % do território português.

Em meados da década de 2010, foi publicado o Plano de Ação para a Conservação do Lobo-ibérico em Portugal (PACLobo), documento produzido por quatro instituições: o Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF); o Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes (CE3C); o Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos (CIBIO); e a Universidade de Aveiro. Este documento, além de ter compilado grande parte da bibliografia sobre a temática do lobo, deu também continuidade a estudos anteriormente realizados. Até à data da presente dissertação, aquele é o documento que contém informação oficial mais recente sobre o estado de conservação do lobo. Está planeado, para 2021, a realização do terceiro censo nacional ao lobo.

No PACLobo é possível encontrar dados complementares ao censo de 2002/2003. Através da prospeção contínua de quatro novos núcleos populacionais e baseados nos mesmos critérios do último censo nacional ao lobo, entre 2004 e 2013, foram identificadas 47 alcateias (41 confirmadas e 6 prováveis). De referir que 17 alcateias do censo de 2002/2003, todas situadas nos distritos de Vila Real e de Bragança, não tiveram monitorização posterior, contando apenas com as restantes 46 alcateias para comparação com os dados do PACLobo. Foram, então, identificadas seis novas alcateias, enquanto que cinco das que tinham sido identificadas no censo de 2002/2003 não foram detetadas (Álvares et al., 2015; Figura 5).

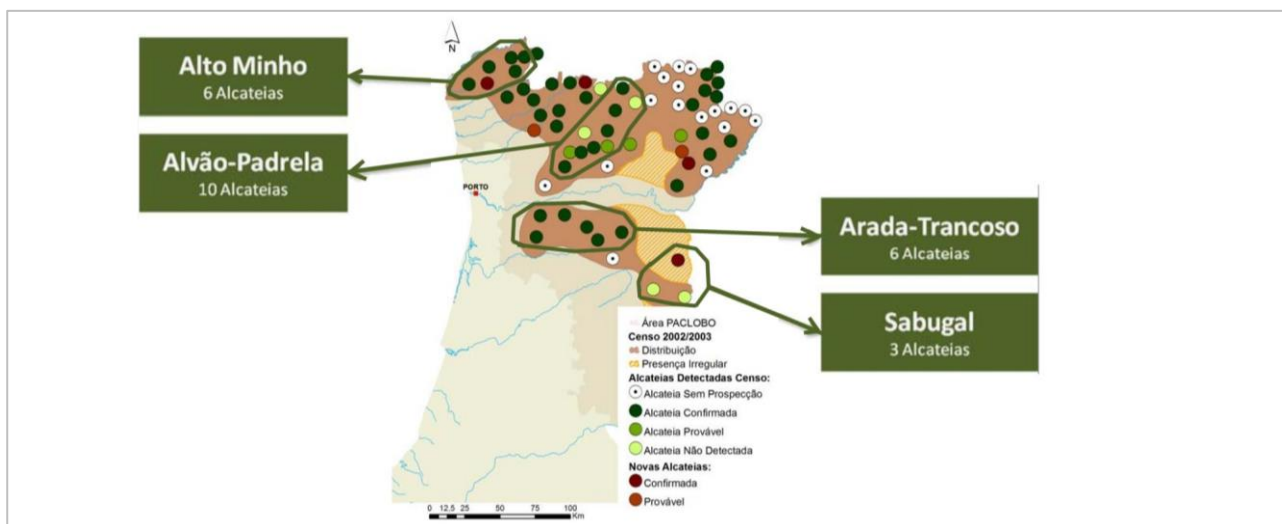


Figura 5 – Alcateias confirmadas, prováveis e não detetadas entre 2004 e 2013, assim como os quatro núcleos populacionais de prospeção contínua identificados no PACLobo. Figura adaptada de Álvares et al. (2015).

O número de alcateias manteve-se estável nas áreas do Alto Minho e de Arada-Trancoso e diminuiu na área de Alvão-Padrela, comparativamente com os dados do censo de 2002/2003. No Alto Minho foram identificadas entre quatro a seis alcateias, com uma elevada taxa de reprodução. Contrariamente, em Arada-Trancoso, foram identificadas entre cinco a seis alcateias com um sucesso reprodutivo muito reduzido. Já na área de Alvão-Padrela foi detetado um acentuado decréscimo do número de alcateias, que passou de dez, em 2002/2003, para uma média de apenas três, entre 2010 e 2013. Este decréscimo, associado ao reduzido sucesso de reprodução, sugere que as alcateias desta área são as mais vulneráveis e instáveis no que respeita às quatro áreas analisadas (Álvares et al., 2015). Com estes dados, obteve-se números médios de indivíduos, por alcateia, de 4,0 adultos e 3,3 crias, a norte do rio Douro, e 4,2 adultos e 2,3 crias, a sul deste (Nakamura et al., 2012 fide Álvares et al., 2015).

Entende-se, por conseguinte, que episódios de regressão e expansão das populações lupinas, em Portugal, são recorrentes. No entanto, a distribuição e abundância registadas nos dois censos não se alterou significativamente, sendo importante a publicação do novo censo nacional ao lobo, a fim de indentificar, com maior rigor, a tendência evolutiva desta espécie.

De forma a relacionar o uso do solo com o sucesso do lobo, é indispensável conhecer as suas presas, tanto silvestres como domésticas, e entender a relação destas com o tipo de ocupação do território.

2.2. CARACTERIZAÇÃO DAS PRINCIPAIS PRESAS SILVESTRES

O recrudescimento das presas selvagens do lobo no seu meio natural é imperativo para uma maior oferta de alimento a este predador. O aumento do número de ungulados selvagens em meio natural contribui para a redução da dependência do lobo por animais domésticos, reduzindo o impacto deste sobre a pecuária (Oliveira & Carmo, 2000; Pereira, 2007).

A distribuição e abundância de ungulados está a aumentar em todo o mundo, em particular na Europa (Torres et al., 2012). Este aumento é especialmente favorecido, direta e indiretamente, por mudanças socioeconómicas nas áreas rurais: alterações na produtividade das florestas decíduas, nos processos dispersores da espécie e nas práticas agrícolas; alterações climáticas; abandono das zonas rurais; e implementação de medidas de gestão (ações de reintrodução, reforço populacional e suplemento alimentar), mas também devido à ausência de predadores naturais em grande parte da sua área de distribuição (Barros, 2016).

Em Portugal, o javali, o corço e o veado são as principais espécies selvagens das quais o lobo se alimenta (Álvares, 2011; Álvares et al., 2015; Carreira, 2010; Nunes, 2000; Petrucci-Fonseca, 1990, 2016; Rosa, 2006), dependendo da presença destas para o seu sucesso.

i. Javali (*Sus scrofa*)

O javali (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) foi o ungulado que melhor se adaptou à nova realidade na Europa, onde em muitos países, incluindo Portugal, os números aumentaram dramaticamente desde os anos 1980 (Torres et al., 2012).

O javali existia em abundância em Portugal até ao final do século XIX. Contudo, este ungulado sofreu uma drástica redução na sua abundância e área de distribuição durante o início do século XX, ficando limitado às zonas fronteiriças com Espanha e a algumas zonas de caça. Devido ao seu reduzido número em território nacional, em 1967, a caça ao javali foi proibida, exceptuando algumas zonas cercadas (Álvares et al., 2015). Com o abandono da agricultura e o envelhecimento da população rural (Nores et al., 1995), a partir de pequenos núcleos populacionais existentes, o javali expandiu-se novamente por todo o território nacional, com exceção das grandes áreas urbanas (Oliveira & Carmo, 2000), sendo hoje o ungulado com maior distribuição e número de efetivos na Península Ibérica (Barros, 2016) e particularmente em Portugal (Álvares et al., 2015; Figura 6).

A nível da conservação, o javali não é uma espécie ameaçada, estando registada como espécie cuja situação é pouco preocupante (LC) no LVVP (Cabral et al., 2005; Fonseca & Correia, 2008) e na União Internacional para a Conservação da Natureza ou IUCN (Herrero et al., 2007). É permitida a sua captura e abate, se bem que com restrições (Anexo III da Convenção de Berna, 82/72/CEE), sendo considerada uma espécie cinegética de caça maior em Portugal (Decreto-Lei nº202/2004, Anexo I, de 18 de agosto, com a nova redação conferida pelo Decreto-Lei nº 24/2018, de 11 de abril).

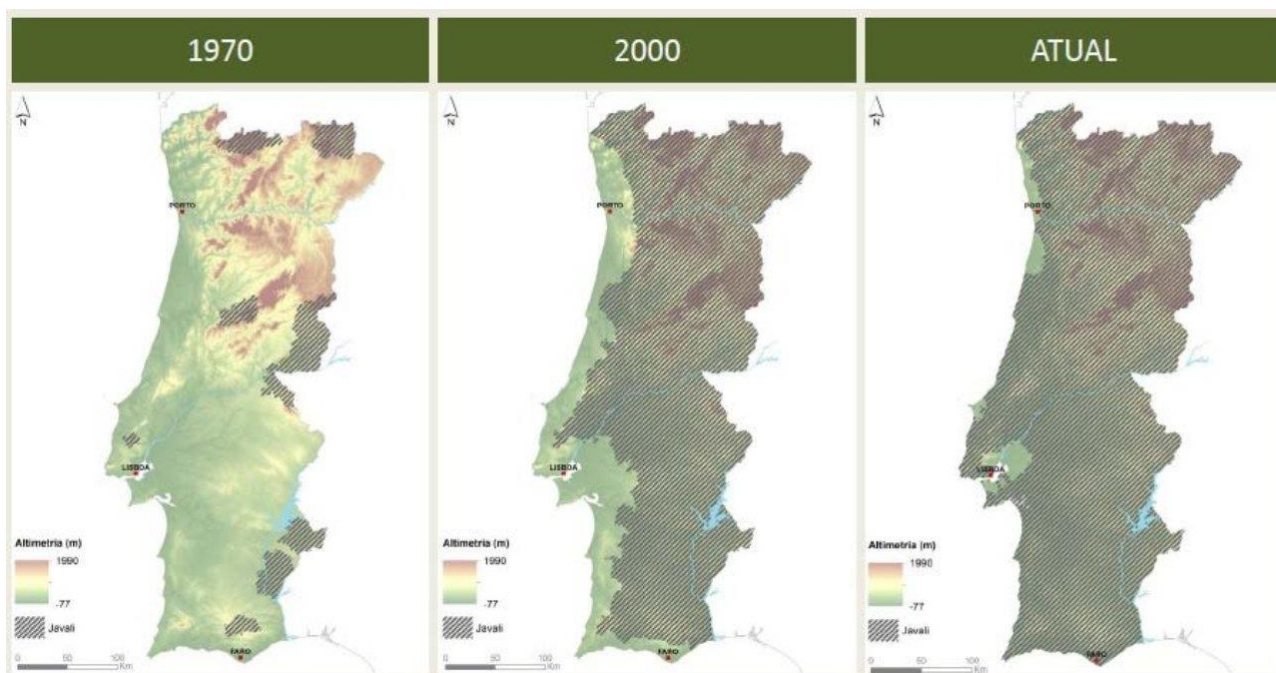


Figura 6 – Distribuição do javali (*Sus scrofa*) em Portugal. Figura adaptada de Álvares et al. (2015).

Com um período de gestação de 120 dias, o javali fêmea tem normalmente entre quatro e cinco crias por ninhada, embora fêmeas mais velhas e pesadas possam ter até dez (Fonseca & Correia, 2008). A estrutura social das populações de javalis tem como unidade básica o grupo matriarcal, que se compõe por uma ou mais fêmeas, acompanhadas pelas suas crias juvenis (Calado, 2009), que atingem a maturidade sexual entre os oito e os dez meses de idade (Rosell et al., 2001). Os machos adultos são solitários e apenas se juntam às fêmeas no período reprodutor, entre novembro e janeiro (Calado, 2009; Torres et al., 2012).

O javali apresenta preferencialmente atividade crepuscular e noturna, essencialmente para se alimentar (Fonseca & Correia, 2008). No entanto, quando a perturbação humana é baixa, como em áreas protegidas, é possível observar atividade diurna desta espécie (Rosell et al., 2001).

Apesar de o javali ser considerado um omnívoro oportunista (Ballari & Barrios-García, 2014; Barros, 2016; Herrero et al., 2005; Massei & Genov, 2004), a matéria vegetal é claramente consumida com maior frequência e/ou quantidade, chegando a perfazer 90 % da sua dieta.

Tem preferência por frutos, principalmente bolotas e castanhas (Rosell et al., 2001), encontradas nas florestas durante o outono e inverno, podendo constituir 60 a 90 % do seu conteúdo estomacal (Herrero et al., 2005). Das culturas agrícolas, os cereais (aveia e milho) são dos componentes vegetais mais consumidos pelo javali (Fonseca, 1999; Torres et al., 2012), consumindo também, com menor relevância, leguminosas (feijão, ervilhas, favas), beterraba, batata e tomate (Torres et al., 2012).

A matéria animal constitui uma pequena fração da dieta do javali (entre 2 a 11 % do volume total consumido). Porém, esta é uma componente essencial, sendo consumida todo o ano (Ballari & Barrios-García, 2014). Dentro desta componente estão incluídos tanto invertebrados como vertebrados (Massei & Genov, 2004), podendo predar diretamente pequenas lebres, coelhos e crias de veado ou ainda alimentar-se de animais mortos (Ballari & Barrios-García, 2014).

Importa referir que, em Portugal, a presença do lagostim vermelho (*Procambarus clarkii* – espécie exótica), em grande abundância nos arrozais, é também um fator determinante na alimentação do javali, uma vez que este ungulado é um importante predador deste crustáceo (Gherardi et al., 2002).

O javali utiliza o comportamento de fossar, na procura de alimento (Barros, 2016), removendo e revirando a cobertura vegetal de grandes áreas de pastagem, para ingerir raízes e vermes (Rosa, 2006), quebrando a camada superficial da vegetação, chegando até uma profundidade entre 5 a 15 cm (Welander, 2000). As fossadas têm consequências no ecossistema, nomeadamente a alteração da composição e pH do solo e dos processos de decomposição, tendo impactes no crescimento de novas plantas (Barros, 2016). Chega a reduzir 80 % do coberto herbáceo (Massei & Genov, 2004), verificando-se uma diminuição da diversidade específica e capacidade de regeneração vegetal, com implicações na estrutura da vegetação (Barros, 2016).

Desta forma, o javali pode exercer uma grande pressão sobre o ecossistema, prejudicando a regeneração florestal ou causando danos nos terrenos agrícolas e nas pastagens, através do pisoteio e consumo das culturas agrícolas (Torres et al., 2012). Além disso, o javali é ainda um considerável reservatório de doenças transmissíveis tanto a animais (domésticos e selvagens) como ao ser humano (Garcês et al., 2016; Torres et al., 2012).

Os efeitos negativos causados por esta espécie têm aumentado nos últimos anos em Portugal (Rosell et al., 2001; Torres et al., 2012), tornando-se, assim, numa espécie relevante da fauna portuguesa, sobretudo pelos estragos nas culturas agrícolas, por ser a espécie cinegética de caça maior mais relevante (Torres et al., 2012) e por ser uma das principais presas selvagens do lobo-ibérico (Álvares et al., 2015).

ii. Corço (*Capreolus capreolus*)

O corço (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758) é uma espécie nativa de Portugal (Álvares et al., 2015), com uma distribuição irregular ao longo do tempo. No final do século XIX e início do século XX, assistiu-se ao decréscimo acentuado do número de exemplares, extinguindo-se em algumas zonas de Portugal. As populações naturais que persistiram localizaram-se em pequenos núcleos a norte do rio Douro (Freire, 2012).

Nos finais do século XX houve uma expansão generalizada desta espécie, tanto em área de distribuição como em abundância. Esta realidade deveu-se não só à diminuição da pressão cinegética, da reflorestação de muitas áreas e do êxodo rural (Freire, 2012), mas também de uma série de processos de reintrodução (Salazar, 2009), promovendo o estabelecimento de novos núcleos populacionais a norte e a sul do rio Douro (Álvares et al., 2015; Figura 7). Estes programas de reintrodução visaram não só aumentar a abundância desta espécie para fins cinegéticos, como também aumentar a disponibilidade de presas selvagens para o lobo-ibérico (Torres et al., 2015).

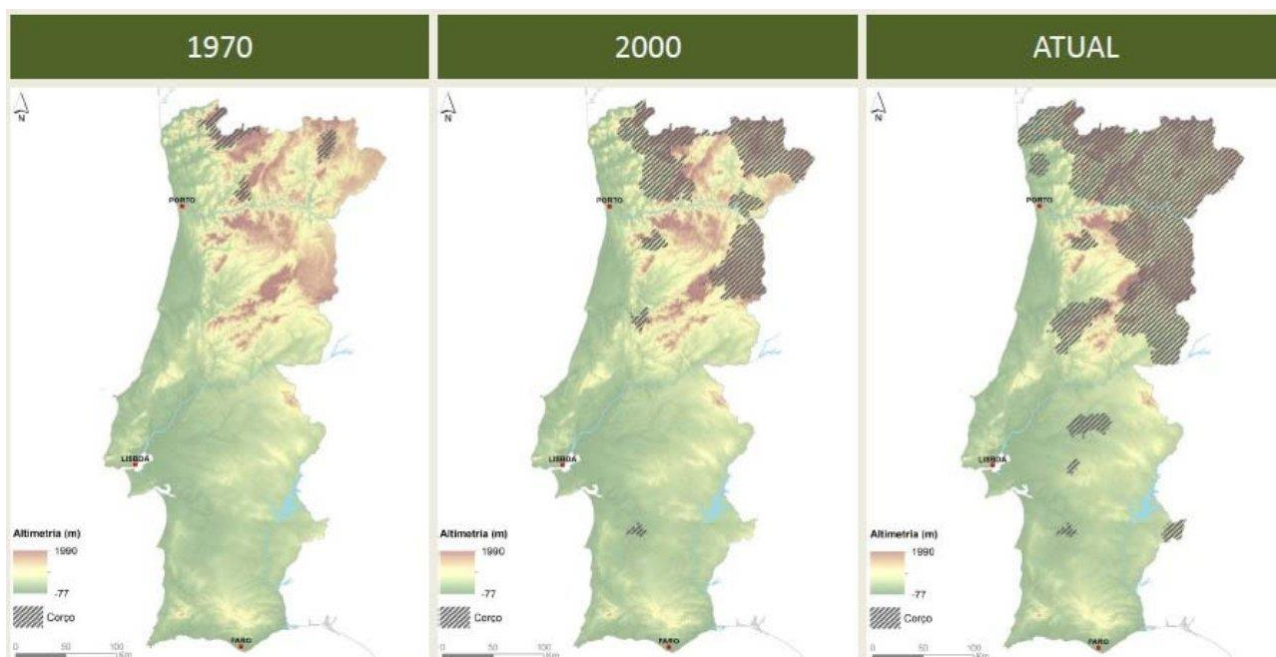


Figura 7 – Distribuição do corço (*Capreolus capreolus*) em Portugal. Figura adaptada de Álvares et al. (2015).

Atualmente, o corço não é considerado uma espécie ameaçada, estando catalogada como “LC” (*least concern* – não preocupante) pela IUCN (Lovari et al., 2010) e pelo LVVP (Cabral et al., 2005), sendo permitida a sua captura e abate, se bem que com restrições (Anexo III da Convenção de Berna, 82/72/CEE). Em Portugal, está classificado como sendo uma espécie cinegética de caça maior com o seu estatuto regulamentado na Legislação Portuguesa no Regulamento Lei de Bases Gerais da Caça (Decreto-Lei nº202/2004, Anexo I, de 18 de agosto, com a nova redação conferida pelo Decreto-Lei nº 24/2018, de 11 de abril).

Ao contrário do que se passa no resto da Europa, em Portugal o corço é uma espécie muito pouco popular cinegeticamente e com um fraco valor económico (Freire, 2012).

É um animal territorial que delimita o seu território através de marcações olfativas e visuais para afastar os possíveis competidores (Pereira, 2007), defendendo áreas raramente superiores a 60 hectares (San José et al., 1997).

O grau de dimorfismo sexual é relativamente baixo no corço, sendo que as diferenças mais perceptíveis entre os dois sexos é a menor dimensão das fêmeas e a presença de hastes nos machos. As armações são constituídas por uma estrutura óssea, de reduzidas dimensões, pouco ramificadas e decíduas (Goeritz et al., 2010), caindo anualmente durante o outono (Quirós, 2007).

Esta espécie adotou uma estratégia de acasalamento monógama, que se caracteriza pela permanência contínua do macho junto da fêmea. No entanto, esta monogamia é definida por circunstâncias territoriais e não por uma necessidade do macho defender a cria. Casos de poligamia são recorrentes após um aumento do número de fêmeas relativamente aos machos, sendo esta espécie considerada monógama, com tendência polígama (Pereira, 2007).

A época de reprodução ocorre, geralmente, nos meses de julho e agosto, com os nascimentos a ocorrerem entre maio e junho (San José et al., 1997). O corço é o único cervídeo, na Europa, com ninhadas com mais de uma cria, normalmente duas por fêmea (Pereira, 2007).

Além de ser o cervídeo ibérico de menores dimensões (Freire, 2012), o corço é caracterizado por ter uma excelente e seletiva capacidade auditiva, um olfato apurado e uma visão monocromática que permite uma melhor deteção de movimentos do que de formas. Estas características permitem-lhe detetar o mais ténue movimento físico a largas distâncias (Naturdata, 2018), sendo por isso considerado o cervídeo mais esquivo da Península Ibérica (Freire, 2012).

O corço é um animal crepuscular, com maior atividade durante as primeiras horas do dia e ao anoitecer (Naturdata, 2018), partilhando o seu habitat com outros ruminantes (Goeritz et al., 2010). Devido à reduzida dimensão do seu estômago, o corço é obrigado a alimentar-se durante diversos períodos do dia para satisfazer as suas necessidades energéticas e proteicas (Quirós, 2007). Além disso, de entre os ruminantes, o corço desenvolveu um aparelho digestivo muito particular, que o obriga a uma dieta muito seletiva (Hofmann, 1989).

O corço consome apenas as partes não fibrosas, tanto de espécies arbóreas como de espécies arbustivas, visto terem um elevado valor nutritivo (Pereira, 2007). Além disso, está perfeitamente adaptado para processar pastos de fácil digestão, ricos em conteúdos celulares assimiláveis, excluindo os pastos excessivamente fibrosos, como faz o veado, por exemplo (Freire, 2012).

Ainda assim, a dieta deste cervídeo depende essencialmente da composição da vegetação. Segundo Barančeková et al. (2010), o corço prefere alimentar-se de plantas herbáceas durante o verão, enquanto no inverno as taxas de consumo de plantas lenhosas é superior.

Assim sendo, a dieta do corço está perfeitamente adaptada aos ciclos anuais da vegetação, baseando a sua dieta em alimentos poucos fibrosos, energéticos, ricos em glúcidos, como ervas, sementes, folhas e frutos (Freire, 2012).

iii. Veado (*Cervus elaphus*)

O veado (*Cervus elaphus*; Linnaeus, 1758) é o maior cervídeo da fauna ibérica (Pereira, 2007). Esta foi uma espécie comum em Portugal durante os tempos medievais, mas que se encontrou quase extinta no final do século XIX. Contudo, a partir dos anos 1970, a distribuição e número de efetivos desta espécie começou a aumentar no território nacional (Álvares et al., 2015), fruto de uma série de programas de reintrodução deste cervídeo no centro e no sul do país, assim como à dispersão natural das populações espanholas (Salazar, 2009). Na atualidade, as populações nacionais mais importantes encontram-se nas regiões transfronteiriças (Tejo Internacional, Montesinho, Contenda-Barrancos) e na serra da Lousã (Álvares et al., 2015; Figura 8).

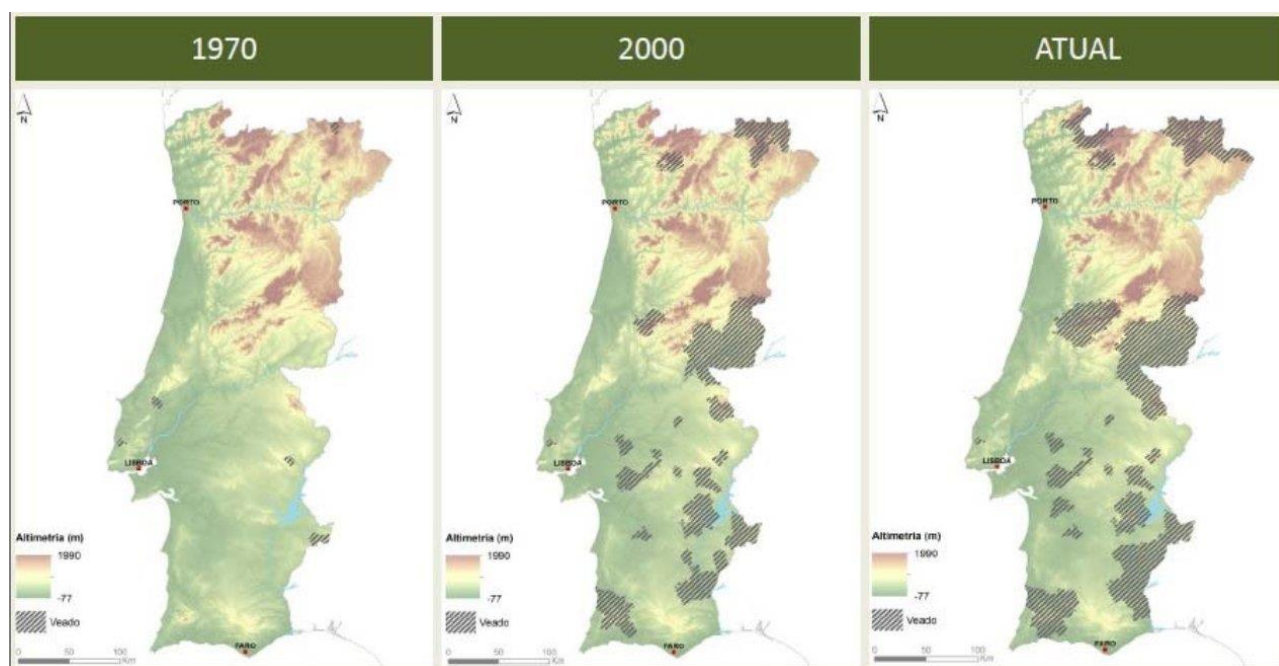


Figura 8 – Distribuição do veado (*Cervus elaphus*) em Portugal. Figura adaptada de Álvares et al. (2015).

O veado apresenta o mesmo estatuto de proteção que o corço e o javali, estando catalogada como “LC” (*least concern* – não preocupante) pela IUCN (Lovari et al., 2018) e pelo LVVP (Cabral et al., 2005). É permitida a sua captura e abate, se bem que com restrições (Anexo III da Convenção de Berna, 82/72/CEE). É considerada uma espécie cinegética em praticamente toda a Europa

(Salazar, 2009) e uma espécie cinegética de caça maior em Portugal (Decreto-Lei nº202/2004, Anexo I, de 18 de agosto, com a nova redação conferida pelo Decreto-Lei nº 24/2018, de 11 de abril).

Ao contrário do corço, o veado origina rendimentos significativos para os proprietários e agricultores, tanto por exploração em cativeiro como por exploração cinegética. Além disso, o veado não consome a maior parte das espécies de plantas cultivadas, preferindo as plantas silvestres, o que permite a convivência mais pacífica com os agricultores (Salazar, 2009).

O veado é uma espécie que se distribui no território formando grupos constituídos apenas por machos ou apenas por fêmeas. Entre setembro e outubro, durante a época de reprodução, é a única altura do ano onde os dois sexos se juntam. Neste período, a segregação sexual deixa de ser evidente e os machos tornam-se intolerantes entre si, constituindo e defendendo o seu harém das incursões de outros machos. Os nascimentos dão-se durante os meses de maio e junho, onde a fêmea pare, normalmente, uma cria por época reprodutiva (Pereira, 2007).

O veado é um cervídeo que se alimenta preferencialmente durante a noite, apesar de ocorrer sobretudo durante o amanhecer e o escurecer, descansando durante o dia (Carranza, 2017).

Do ponto de vista qualitativo, existe uma grande semelhança entre o perfil alimentar do veado e do corço, ainda que as suas preferências sejam distintas (Salazar, 2009).

É um herbívoro pouco seletivo que se alimenta de uma grande variedade de matéria vegetal tanto do estrato arbóreo como arbustivo, adaptando o seu consumo à qualidade e disponibilidade de alimento e as suas necessidades fisiológicas (Pereira, 2007).

Durante o inverno e, especialmente, na primavera, cerca de 75 % da dieta do veado consiste em espécies herbáceas, aumentando a proporção de frutos com consistência lenhosa e silvestres durante o verão e outono onde estes chegam a constituir 80 % da sua dieta (Carranza, 2017; Carvalho et al., 2012; San José et al., 1997). Em Portugal, com um clima mediterrânico, nos anos mais secos, as plantas lenhosas podem constituir até 90 % da dieta do veado durante o verão, em comparação com os menos de 50 % nos anos mais chuvosos (Bugalho et al., 2001). Este comportamento corresponde ao uso sazonal dos habitats pelo veado (Carranza, 2017; Carvalho et al., 2012; San José et al., 1997).

2.3. DISPONIBILIDADE DE PRESAS DOMÉSTICAS

A cada dez anos, o Instituto Nacional de Estatística (INE) produz o Recenseamento Agrícola (RA), antes de 2009 denominado de Recenseamento Geral Agrícola (RGA), um importante instrumento para a caracterização da agricultura do país. É de referir que, à data da presente dissertação, está a ser produzido o novo RA, correspondente ao ano de 2019. Assim sendo, os dados do RA 2009 são os dados mais recentes até à data e que permitem analisar a distribuição e abundância das principais presas domésticas do lobo: ovinos, caprinos, bovinos e equídeos domesticados (Figura 9). Na página de Internet do INE, foi possível obter, além dos dados do RA 2009, os do RGA 1989 e 1999 (INE, 2019). Destes dados, conclui-se que a distribuição do efetivo pecuário de cada espécie não é homogénea.

As maiores concentrações de ovinos encontram-se, sobretudo, nas regiões de Trás-os-Montes, Beira Interior e alguns concelhos da região do Alto Minho. Já as espécies caprinas ocorrem mais frequentemente na Serra do Alvão e na Serra Amarela, a norte do rio Douro, e na Serra de Montemuro e no Maciço da Gralheira, a sul do mesmo. Os bovinos (não incluindo as vacas leiteiras, associadas a um regime de maior estabulação e menor acessibilidade para o lobo) encontram-se com maior frequência na região noroeste de Portugal e nos concelhos de Arouca, Cinfães, Almeida, Sabugal e Idanha-a-Nova, na região a sul do rio Douro. Finalmente, as maiores concentrações de equídeos encontram-se na zona oeste da região de Trás-os-Montes e no Alto Minho. No caso de Trás-os-Montes, estes valores estão associados maioritariamente a asininos e muares, sendo que na região do Minho prevalecem os equinos (Álvares et al., 2015).

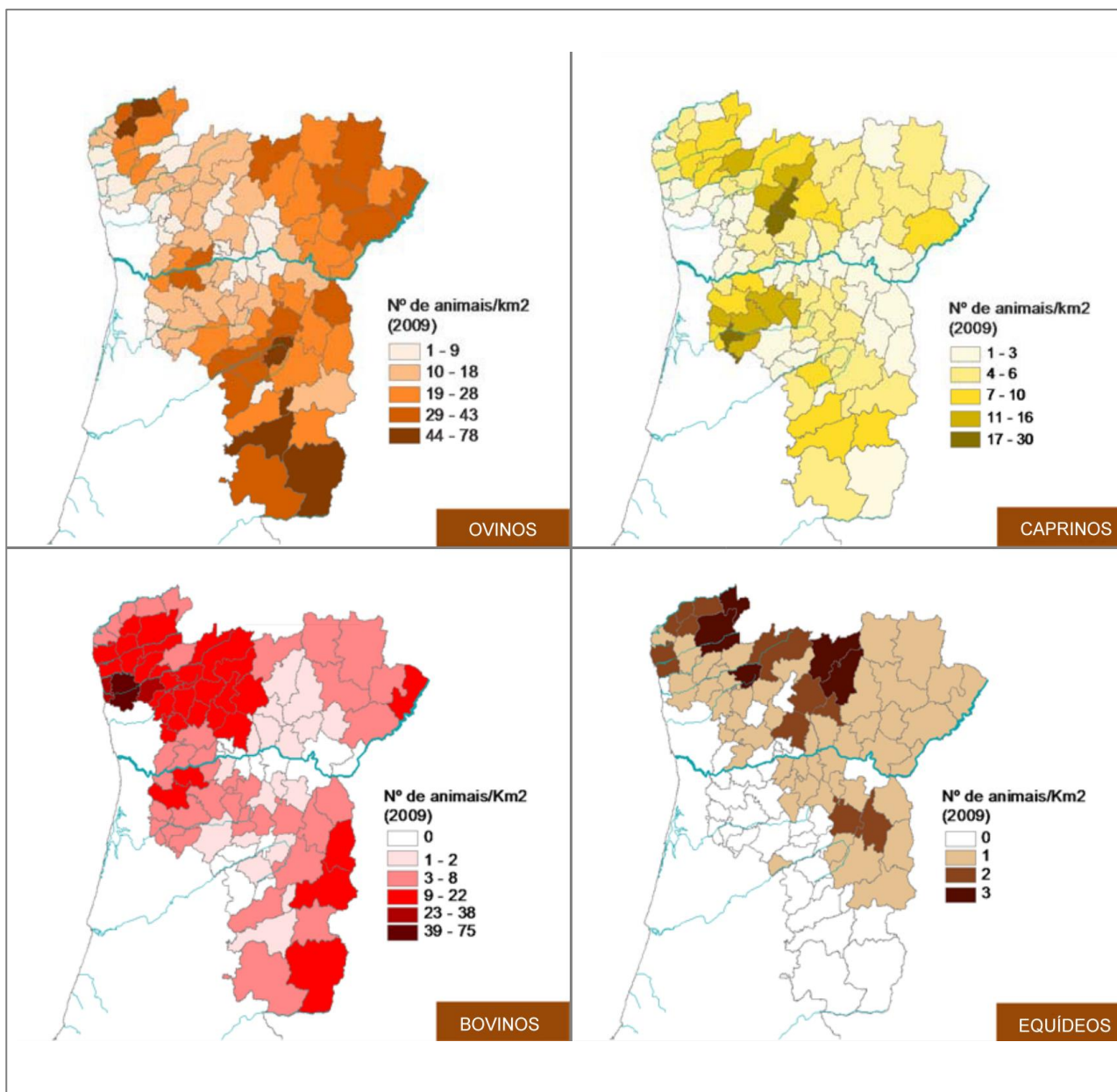


Figura 9 – Distribuição e abundância (número de animais por km²) das principais presas domésticas do lobo na área de abrangência do PACLobo. Figura adaptada de Álvares et al. (2015). Dados do RA 2009 (INE, 2019).

Atualmente, dos quatro tipos de gado referidos, o ovino é aquele que apresenta um maior efetivo pecuário com cerca de 540 mil animais, seguido pelo bovino e pelo caprino com 160 mil e 150 mil animais, respectivamente, e o equídeo com menos de 30 mil animais (INE, 2019).

Baseado no RGA 1989 e no RA 2009, é possível verificar uma tendência para a diminuição do número total de animais das quatro principais presas domésticas do lobo (25 %), com maior expressão para os equídeos (60 %), caprinos (48 %) e bovinos (32 %), tendo sido pouco relevante para as espécies ovinas (6 %). Além disso, uma redução ainda mais significativa ocorreu no número de explorações das quatro espécies pecuárias (menos 65 %, exceto as explorações de ovinos que tiveram uma redução de 40 %).

Houve um aumento do número médio de animais por exploração, especialmente no caso dos bovinos que mais do que duplicaram (103 %) em 20 anos. No caso dos equídeos, também foi verificado um aumento acentuado no número médio de animais por exploração (45 %), seguido pelos caprinos (32 %) e, com menor relevância, os ovinos (18 %). Esta realidade pode ser explicada pelo facto de o número total de explorações ter diminuído bastante, prevalecendo aquelas com maior número de animais (INE, 2019; Figura 10).

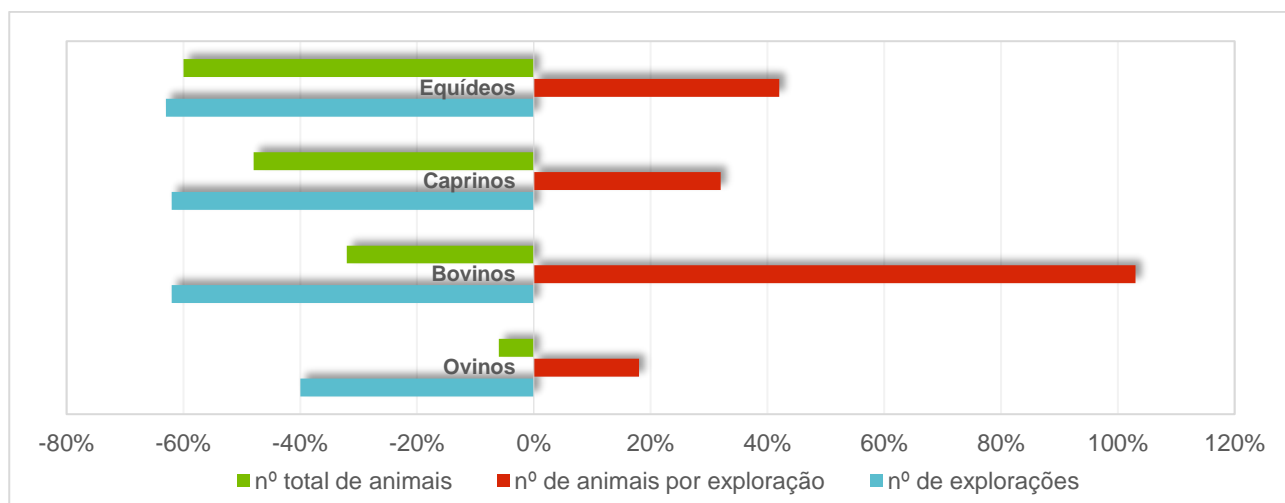


Figura 10 – Variação percentual entre 1989 e 2009 do número total de animais, do número total de explorações e do número médio de animais por exploração, para as principais presas domésticas do lobo nos concelhos que se sobrepõem com a área de ocorrência desta espécie. Dados do RGA 1989 e do RA 2009 (INE, 2019).

2.4. PREDACÃO DO LOBO SOBRE OS EFETIVOS PECUÁRIOS

Com vista a travar a regressão do lobo que se verificou em Portugal ao longo do século XX, o Estado Português assumiu, no início da década de 1990, a responsabilidade de indemnizar os proprietários de efetivos pecuários pelos danos causados pelo lobo, desde que cumpridos certos requisitos mínimos de proteção dos mesmos, constantes na Lei de Proteção do Lobo-ibérico (Álvares et al., 2015). Passou, assim, a ser contabilizados o número de ataques atribuídos ao lobo às espécies pecuárias.

Embora alguns pedidos de indemnização possam ter um cariz duvidoso, a maioria das mortes dos animais das explorações é atribuída a ataques de lobos. A avaliação destes casos é feita por técnicos do ICNF, que recolhem informações sobre estes casos, tal como a localização dos ataques (Silva, 2015).

Em 2003, as áreas mais afetadas pelos ataques de lobos foram o nordeste da região do Minho, as freguesias em torno da Serra do Alvão e a região leste do distrito de Bragança (Figura 11). Entre os anos de 1996 e 2013 foi também evidenciada uma tendência de subida do número de ataques atribuídos ao lobo para os núcleos populacionais da Peneda-Gerês e, em menor grau, do Alvão-Padrela e do Sul do Douro. Já para o núcleo populacional de Bragança, existe uma tendência regressiva desde 2004 (Álvares et al., 2015; Figura 12).

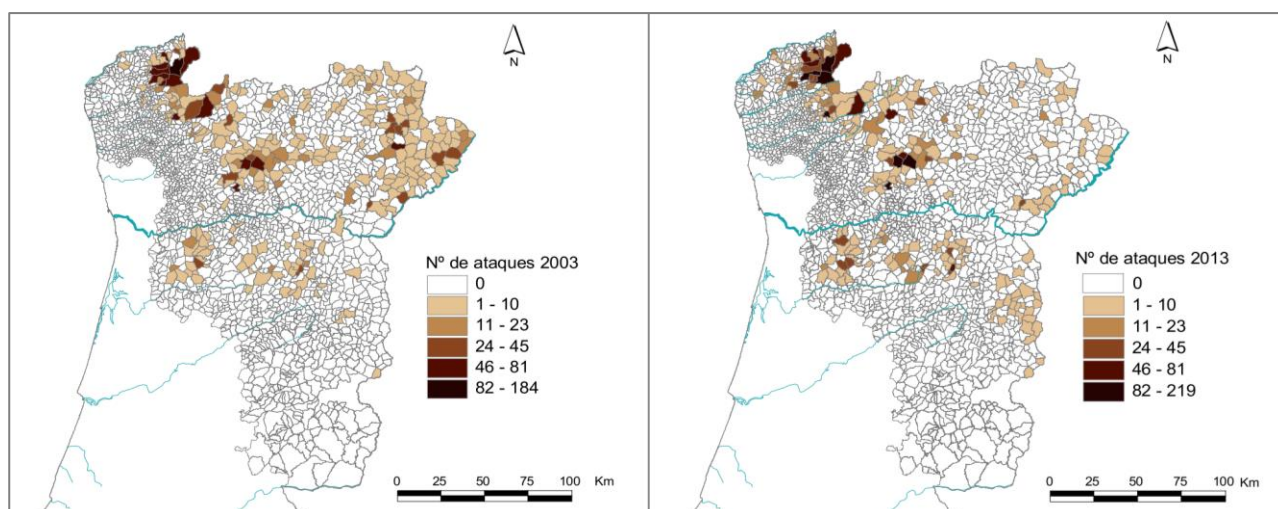


Figura 11 – Distribuição do número de ataques atribuídos ao lobo indemnizados pelo ICNF, em 2003 e em 2013, por freguesia. Figura adaptada de de Álvares et al. (2015).

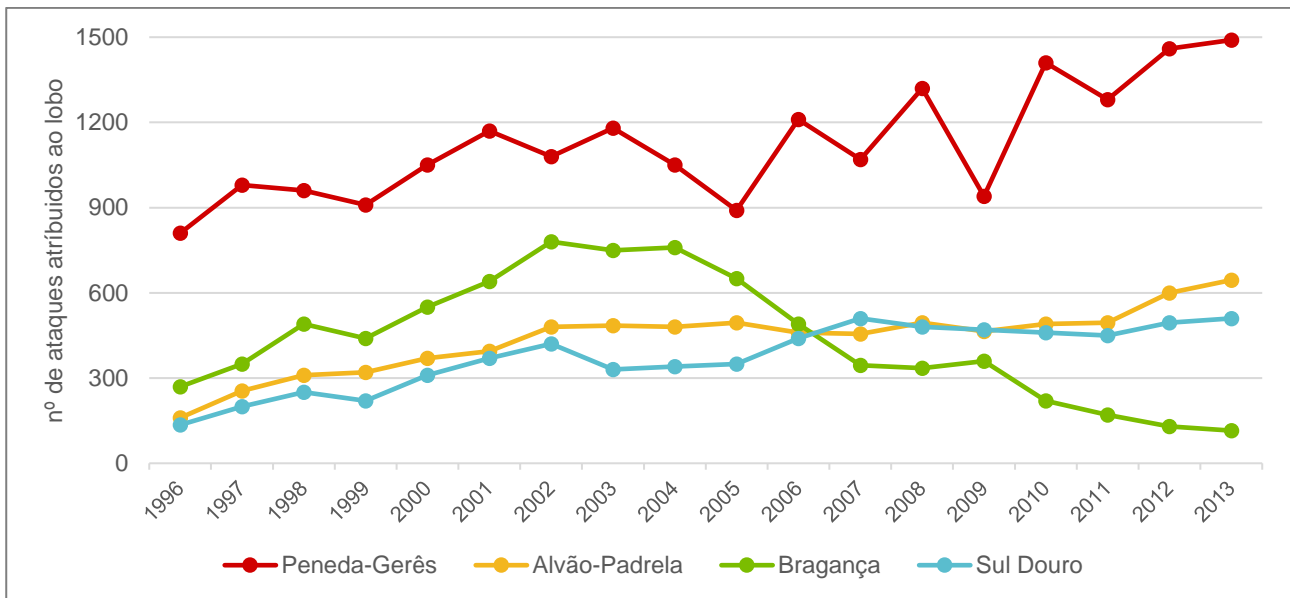


Figura 12 – Evolução do número anual de ataques atribuídos ao lobo nos quatro núcleos populacionais do lobo (Peneda-Gerês, Alvão-Padrela, Bragança e Sul do Douro) entre 1996 e 2013. Dados adaptados de Álvares et al. (2015).

Os ataques dos lobos dependem de vários fatores, entre os quais: características da paisagem; presença e abundância de presas selvagens, bem como das espécies pecuárias presentes e do tipo de manejo das mesmas; e ainda da densidade e comportamento predatório dos lobos presentes (Álvares et al., 2015).

Desta forma, verificou-se uma grande discrepância no que toca à relação percentual entre o número de alcateias identificadas no Censo Nacional de Lobo em 2002/2003 e o número de ataques registados em 2013 na área associada a cada núcleo populacional (Figura 13). Metade dos ataques ocorridos em 2013 ocorreu no núcleo populacional da Peneda-Gerês, onde habitava um quarto das alcateias em Portugal. Já no caso do núcleo populacional de Bragança, onde estavam localizadas quase 40 % das alcateias, ocorrem menos de 5 % de ataques registados neste ano (Álvares et al., 2015). Segundo Álvares et al. (2015), estes resultados foram verificados para outros anos, justificando que o núcleo populacional da Peneda-Gerês seja aquele com maior incidência de ataques pelo seu relevo montanhoso, conjugado com a abundância de gado bovino e equídeo e com o predomínio do regime de pastoreio livre destes animais. Por outro lado, o núcleo populacional de Bragança é o menos afetado, devido não só às dimensões relativamente reduzidas dos rebanhos (maioritariamente de gado ovino), mas também pelo facto de estes serem geralmente conduzidos por pastores e cães de gado (Álvares et al., 2015).

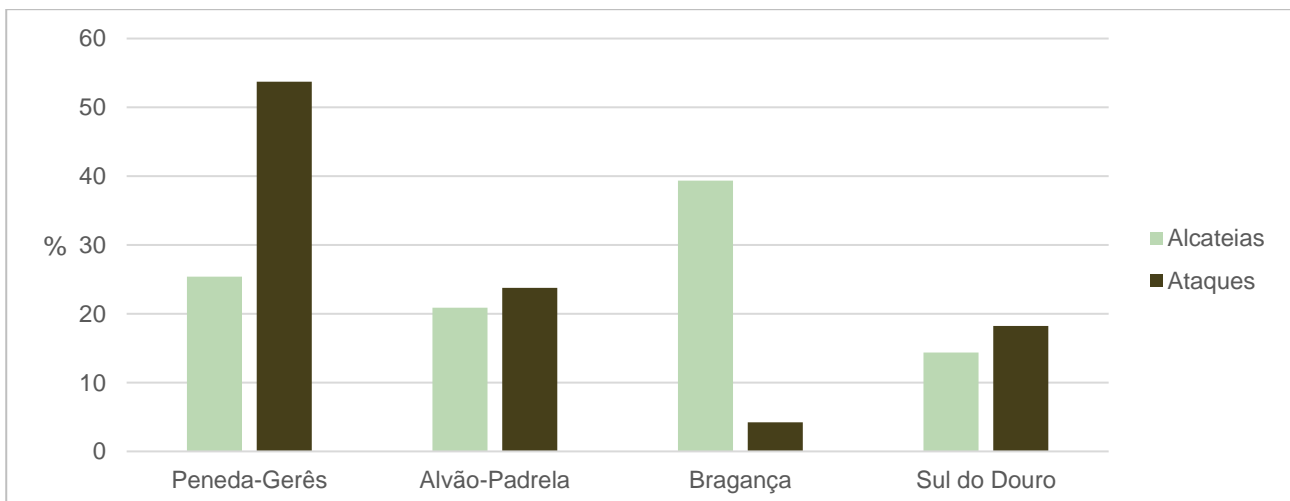


Figura 13 – Relação percentual entre número de alcateias identificadas no Censo Nacional de Lobo 2002/2003 e número de ataques registados por núcleo populacional, em 2013. Dados adaptados de Álvares et al. (2015).

Apesar de gerarem um conflito social significativo, os ataques de lobo são responsáveis pela perda de apenas 0,6 % dos efetivos pecuários, sendo esse valor de 0,4 % para os ovinos, de 1,2 % para os caprinos, de 0,6 % para os bovinos e de 2,1 % para os equídeos. No entanto, devido à acentuada variação geográfica da intensidade de predação, esta pode resultar num elevado impacte económico quer ao nível regional, quer ao nível das explorações pecuárias (Álvares et al., 2015).

2.5. AMEAÇAS À SOBREVIVÊNCIA DO LOBO

Apesar dos esforços para proteger esta espécie, é frequente encontrar lobos mortos ilegalmente, por tiro, por envenenamento ou por laço (Álvares et al., 2000). Só entre 1999 e 2015, o ICNF, através do Sistema de Monitorização de Lobos Mortos (SMLM), identificou quase uma centena de cadáveres de lobo, na maioria identificados com causa de morte antropogénica: atropelamento (32 %), alvejamento (19 %), técnica de caça do laço (19 %), envenenamento (4 %) e captura (1 %). Em 19 % dos indivíduos não foi possível identificar a causa de morte, tendo os restantes 6 % perecido devido a doenças infecciosas (esgana e parvovirose) e a agressão por outros canídeos (Barroso et al., 2016; Figura 14).

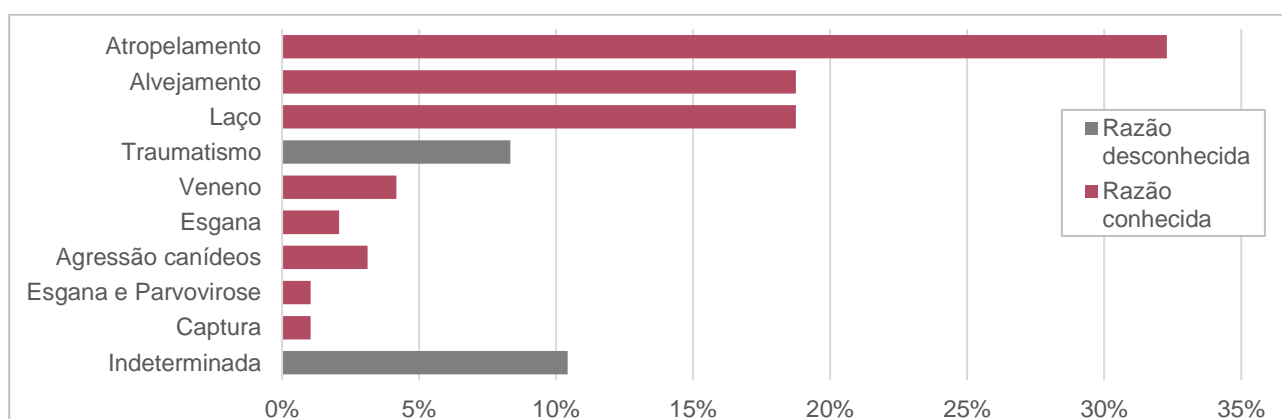


Figura 14 – Causas de morte do lobo identificadas no âmbito do SMLM. Dados de Barroso et al. (2016).

2.6. MODELAÇÃO ESPACIAL

Com uma vasta quantidade de dados a surgir todos os dias, provenientes de organizações governamentais e não governamentais, surgiu a necessidade de transformá-los em informação. Uma das tecnologias emergentes do século XXI, que veio ajudar a colmatar esta necessidade, foram os Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Devido à sua plasticidade, estes passaram a ser largamente utilizados por utilizadores com diferentes formações académicas, em inúmeras áreas científicas, dando origem a um vasto leque de definições adequadas à formação e perspetiva do seu autor (Oliveira, 2009).

Uma das primeiras definições foi a de Burrough, que definiu, em 1986, o SIG como “um poderoso conjunto de ferramentas para adquirir, armazenar, recuperar, transformar e representar informação espacial do mundo real com um conjunto particular de objetivos” (Gomarasca, 2009). Já a ESRI, a empresa criadora de um dos programas de modelação mais utilizados nesta área (o ARCGIS), define o SIG como “um *software* de computador que combina informações geográficas (onde estão os objetos) com informações descritivas (o que são os objetos)” (ESRI, 2012). Entre outras definições que poderiam ser descritas, a referência geográfica é a característica comum e indispensável aos dados incorporados nos SIG. Assim, num trabalho onde estes são envolvidos, é necessário identificar o espaço geográfico em que se está interessado e transformá-lo em dados geográficos segundo um modelo de representação que irá depender dos objetivos que se pretenda alcançar (Oliveira, 2009).

Os SIG fornecem uma série de vantagens, tanto no desenho, tratamento e análise espacial dos dados originais como também na posterior visualização dos resultados obtidos, tornando-os numa ferramenta de extrema importância (Oliveira, 2009). Os benefícios da sua utilização na área da

ecologia são sobejamente reconhecidos levando à sua utilização em inúmeros trabalhos de investigação (e.g., Salazar, 2009; Carvalho, 2013; Carvalho et al., 2012; Curado & Lourenço, 2011; Eggermann et al., 2011; Ferrão da Costa et al., 2013; Freire, 2012; Oliveira, 2009; Seara, 2013; Silva, 2015).

Em virtude das mudanças climáticas e do uso do solo, a utilização conjunta de SIG e modelos matemáticos adquiriu uma elevada importância no contexto da conservação e gestão de espécies e dos seus habitats (modelação ecológica). Através da relação entre a ocorrência e/ou preferência de uma espécie e um conjunto de variáveis, é possível criar modelos (espaciais) de distribuição e/ou adequabilidade de habitat, considerado como informação valiosa para a gestão destas (Carvalho, 2013; Ferrão da Costa et al., 2013).

Vários formatos de dados podem ser utilizados aquando da utilização de SIG: vetorial relacional (topológico e não topológico); matricial bi e tridimensional; vetorial orientado por objetos, difuso ou temporal; e vetorial tridimensional. Deste conjunto de formatos, os mais utilizados são o vetorial relacional e o matricial bidimensional, normalmente designados por formato vetorial e formato *raster*, respetivamente (Matos, 2001 fide Oliveira, 2009). O formato vetorial é normalmente guardado como *shape file* (extensão “.shp”) e o ficheiro *raster* como TIFF (extensão “.TIFF”). Estes são os formatos que irão ser utilizados nesta dissertação, em que o primeiro tem uma função de estruturação dos dados conforme o modelo conceptual de representação de objetos (e.g., estradas ou linhas de água) e o segundo conforme o modelo conceptual de representação de campo (e.g., altitude ou densidade do ecótono; Oliveira, 2009).

2.7. INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO

Apesar de existirem publicações científicas internacionais que relacionam a distribuição do lobo com fatores ambientais, em Portugal, estas são escassas (Álvares et al., 2015). Na década de 2010, foram realizados dois estudos, um focado no distrito de Vila Real (Eggermann et al., 2011) e um outro, ao abrigo do projeto LIFE Med-Wolf (LIFE11 NAT/IT/069), centrado na região fronteiriça da Beira Alta (Ferrão da Costa et al., 2013).

No estudo de Eggermann et al. (2011), foram relacionadas diversas variáveis ambientais com pontos de presença confirmada do lobo no distrito de Vila Real, entre 2005 e 2007. Os resultados demonstraram que a distribuição do gado (principalmente o caprino e o bovino) foi o fator mais importante para a presença do lobo nesta região, manifestando a dependência do canídeo de espécies domésticas.

Este evitou áreas que estivessem localizadas a menos de 2,0 km de centros populacionais e de estradas principais, assim como de áreas localizadas a menos de 0,5 km de estradas secundárias ou de terra batida. Contudo, demonstrou ter preferência por áreas que se encontrassem entre 1,0 e 2,0 km destas (Eggermann et al., 2011). Este resultado pode ser justificado pelo facto de o lobo usar as pequenas estradas de terra batida, com limitada atividade humana, como corredores de fácil e rápida locomoção até às zonas onde se alimenta (Kaartinen et al., 2005).

Apesar de não o ter conseguido comprovar, Eggermann et al. (2011) não descartaram a hipótese de que um maior número de ataques de lobo a gado possa ser explicado pela maior densidade de caminhos de terra batida nas imediações dos locais onde as espécies domésticas se encontravam. Além disso, a espécie lupina demonstrou ter preferência por áreas localizadas entre 1,0 a 1,5 km de pequenas aldeias e aglomerações rurais (Eggermann et al., 2011).

Em termos de coberto vegetal, não foi detetada, naquele trabalho, uma relação preferencial do lobo por florestas, matos, áreas abertas ou agrícolas. Dos quatro tipos de coberto vegetal, a floresta foi mesmo a que apresentou uma preferência menor. Eggermann et al. (2011) justificaram este resultado pelo facto de a seleção do lobo ser muito condicionada pelas áreas onde o gado se alimenta, sobretudo áreas agrícolas.

Os lobos selecionam habitats junto a áreas de pastoreio, onde o gado está presente, tais como

áreas abertas e matos. Em áreas onde a principal presa do lobo são espécies silvestres, o lobo prefere habitar em florestas, tal como são os casos de estudo na Polónia (Jedrzejewski et al., 2004) e na Eslováquia (Findo et al., 2008), onde este se alimenta, essencialmente, de veado.

O estudo de Eggermann et al. (2011) concluiu ainda que esta espécie pode sobreviver em habitats com condições menos favoráveis, tolerando a presença humana, desde que esta não cause um nível de mortalidade insustentável para a viabilidade da espécie ou que exista uma excessiva fragmentação da área, devido à presença de infraestruturas humanas.

Já no estudo conduzido por Ferrão da Costa et al. (2013), que teve como objetivo prever a possibilidade de expansão da área de ocupação do lobo, obteve-se outros resultados. Neste estudo, baseado nos pontos de presença confirmada do lobo entre 2008 e 2013, a altitude foi identificada como o fator com maior correlação com a sua presença em Portugal, atingindo o máximo de correlação aos 1 100 m.

Visto que esta variável está relacionada com uma menor densidade populacional, urbana e/ou rodoviária, aliadas a uma maior presença de animais pastoreados em regime extensivo e acessíveis a este predador, não é a altitude *per se* determinante para a presença do lobo, mas antes uma correlação devida aos fatores que são influenciados por ela (Ferrão da Costa et al., 2013).

Contudo, a aposta de Portugal em energias renováveis desde o início do século XXI, veio alterar a paisagem, sobretudo nos pontos mais altos do território. Parques eólicos foram construídos em quase todas as áreas montanhosas do território nacional, áreas essas que serviam como um último refúgio para o lobo. Estes empreendimentos, ao facilitarem o acesso humano a estes locais, sobretudo devido à construção de estradas para acesso aos aerogeradores, podem contribuir negativamente, a médio prazo, para a viabilidade do lobo nessas zonas. O efeito de repulsa (i.e., o evitar de uma zona anteriormente utilizada) ou o abandono de locais de reprodução são exemplos de impactes que já têm sido descritos em algumas monitorizações efetuadas em Portugal (Álvares et al., 2015).

No estudo de Ferrão da Costa et al. (2013), a variável que equacionou o número de estradas foi a segunda variável mais importante para determinar as zonas preferenciais do lobo. Na verdade, as rodovias já tinham sido apontadas por Petrucci-Fonseca (1990) como uma das principais causas de regressão do lobo, no século XX, tendo atualmente um impacte potencial sobre a espécie, designadamente: atropelamento, destruição e fragmentação de habitat, efeito de barreira e aumento da perturbação humana (Álvares et al., 2015).

A densidade de estradas é um indicador frequentemente relacionado com a presença do lobo, resultado de um quociente entre a extensão das estradas com a área envolvente. Nos Estados Unidos da América, em zonas de densidade humana muito baixa, onde é possível encontrar o lobo, foram registados valores de 0,50 km de estrada por km². No continente Europeu, onde a presença do lobo é mais heterogénea em relação à proximidade humana, os valores observados variam entre 0,40 km/km² na Finlândia e 1,12 km/km² no sul da Polónia. Já na Galiza, foram encontrados valores médios de 1,92 km/km², com alguns territórios com uma densidade de 2,95 km/km². Em Portugal, na área de presença do lobo a norte do rio Douro, os valores médios rodam os 0,47 km/km², podendo em algumas zonas chegar a 1,80 km/km² (Álvares et al., 2015).

No estudo de Ferrão da Costa et al. (2013), valores inferiores a 0,2 km/km² tiveram uma contribuição muito positiva para o modelo. Por outro lado, as áreas com uma densidade rodoviária superior a 1,0 km/km² foram evitadas.

Neste estudo foi ainda salientado que não é tão provável a presença do lobo em zonas com densidade urbana nula como em áreas com existência esparsa de localidades em território rural (densidade urbana tolerada até 0,25 km²/km²), pois estas proporcionam não só espaços de refúgio como de proximidade a uma grande fonte de alimento: o gado (Ferrão da Costa et al., 2013).

O tipo de coberto vegetal foi também uma variável importante para os modelos criados neste estudo, tendo a presença do lobo sido relacionada com matos e zonas abertas, contrariamente aos

solos agrícolas e agroflorestais (Ferrão da Costa et al., 2013).

Por fim, o declive revelou também ser um importante fator para a distribuição desta espécie, que preferiu localizar-se em zonas com declives entre 5 % e 15 % (Ferrão da Costa et al., 2013).

Os modelos criados neste estudo prevêm a possibilidade de expansão da espécie até uma ocupação de cerca de 28 900 km², aumentando a área atual em quase 42 %, maioritariamente a sul do rio Douro, junto ao Maciço Central, nas serras da Estrela e da Gardunha, mas também áreas junto às serras do Caramulo, no distrito de Aveiro, ou de S. Mamede, no distrito de Portalegre (Ferrão da Costa et al., 2013). Os autores deste estudo reforçam que esta expansão terá de ser assegurada por algumas condições já referidas anteriormente, tais como a adequada disponibilidade alimentar (preferencialmente silvestre) e a inexistência de perseguição humana. Referem também ser fundamental que as alcateias consigam apresentar dimensões que potenciem o aparecimento de novas alcateias, fator este que pode beneficiar da expansão da população lupina espanhola (Ferrão da Costa et al., 2013).

Atendendo à dependência das crias de lobo nos seus primeiros cinco meses de vida, os locais de reprodução constituem áreas de grande importância para a conservação da espécie (Álvares et al., 2015). Num estudo realizado na região nordeste de Portugal, os locais de reprodução do lobo caracterizam-se por uma menor densidade humana, por proximidade de linhas de água (< 50 m) e por presença de um mosaico de manchas florestais, arbustivas e áreas abertas (Almeida, 2008 fide Álvares et al., 2015).

Em Portugal, o estudo da ecologia espacial do lobo iniciou-se na década de 1980, através do seguimento de animais por telemetria. Até 2014, foram marcados com colar de telemetria um total de 40 lobos, distribuídos por cinco áreas de estudo, pertencentes aos núcleos populacionais de Bragança, Peneda-Gerês e Arada-Trancoso. Este método, que começou por usar telemetria de rádio, e, mais recentemente, de GPS, permitiu obter localizações dos lobos marcados ao longo do tempo. Desta forma, foi possível obter informação sobre as suas áreas vitais e movimentos de dispersão. Foi registada a dimensão média das áreas vitais desta espécie, onde lobos residentes (i.e., lobos integrados em alcateias) ocupam uma área entre 135 km² e 270 km² e os lobos dispersantes entre 414 km² e 1 082 km² (Álvares et al., 2015).

No trabalho de Ferrão da Costa et al. (2013), a área vital mínima considerada foi 400 km², com os locais de refúgio, onde a alcateia se fixa após o nascimento das crias, a terem uma área mínima de 80 km².

O trabalho de Oliveira (2009) consistiu na análise espacial do habitat do lobo-ibérico no noroeste de Portugal, relacionando uma série de variáveis com pontos de localização do lobo, obtidos por telemetria. Neste trabalho, a relevância relativa de cada variável foi atribuída com base numa análise pericial realizada por cinco especialistas no estudo do lobo em Portugal e conhecedores da região deste estudo. Ainda que os resultados tenham diferido ligeiramente entre especialistas, o tecido urbano foi o fator considerado com maior relevância para a distribuição do lobo, seguido pelo declive e pelo uso do solo. Já os fatores relativos a estradas ou linhas de água tiveram uma menor relevância.

Quando comparadas as localizações dos lobos com os fatores considerados, foram observadas diferenças relativamente à seleção do habitat, nomeadamente na utilização que fizeram em função das distâncias percorridas (Oliveira, 2009). Pode, então, concluir-se que os fatores não influenciam o comportamento das alcateias da mesma forma.

Apesar das suas preferências em termos de habitat, tal como já foi referido, a presença do lobo depende essencialmente da disponibilidade de alimento. Esta está dividida em dois tipos principais: as presas domésticas, que estão principalmente presentes nos locais dedicados à pastorícia; e as presas silvestres, que se distribuem no território consoante as suas preferências individuais, sendo, por isso, importante entender os critérios de seleção do território para o javali, para o corço e para o veado.

Oliveira & Carmo (2000) estudaram a distribuição das principais presas selvagens do lobo-ibérico a norte do rio Douro, entre os anos de 1995 e 1996. Os resultados obtidos diferiram bastante de espécie para espécie. Enquanto o javali foi confirmado em toda a região, exceto nos grandes centros populacionais, a distribuição do veado ficou limitada ao Parque Natural de Montesinho, localizado junto à fronteira com Espanha, a norte dos concelhos de Vinhais e de Bragança. Já no caso do corço, pôde observar-se a presença de três núcleos populacionais distintos, que incluem os municípios mais a leste da região a norte do Douro (Bragança, Vinhais, Vimioso, Miranda do Douro, Mogadouro, Alfândega da Fé e Freixo de Espada à Cinta).

Naquele estudo, foi ainda avaliada a potencialidade do habitat para o corço, bem como à caracterização dos biótopos da sua ocorrência, onde se verificou uma preferência desta espécie por zonas de lameiros, de prados e de carvalhais, podendo também ser encontrado em charnecas e matos, soutos, zonas de coníferas e ainda de floresta mista. Por outro lado, observou-se uma relação negativa entre a presença deste cervídeo e zonas de forte perturbação, como cidades, povoações ou terrenos agrícolas (Oliveira & Carmo, 2000).

Contudo, mais de um quinto dos indivíduos observados não se encontraram naquela que seria a distribuição do habitat considerado como favorável. Este facto é justificado pelo comportamento desta espécie, sendo considerado, por alguns autores, o mais oportunista de todos os cervídeos europeus. Ainda que o corço apresente um certo nível de flexibilidade de comportamento, o que lhe proporciona uma capacidade de adaptação a certas fontes de distúrbio, não invalidam a sua preferência por áreas onde o habitat tem presente as condições que lhe são favoráveis (Oliveira & Carmo, 2000).

Neste estudo, confirma-se a expansão generalizada do javali desde os anos 1980. De acordo com os resultados obtidos, e comparativamente com dados da década de 1980, Oliveira & Carmo (2000) concluem que o corço está também ele em expansão. Já a ausência do veado é justificada pela atividade humana na região, que imprime modificações no habitat, conduzindo ao desaparecimento de áreas florestais imprescindíveis, em termos de abrigo e de alimento, para este cervídeo.

Através da recolha bibliográfica e desenho em SIG, Salazar (2009) estudou a distribuição dos dois cervídeos ao longo do tempo, em território nacional. Como já foi referido, o veado encontrou-se quase extinto durante o século XIX. Contudo, depois de 1970, começou a observar-se uma expansão generalizada, a partir de diversos pequenos núcleos populacionais.

Segundo Salazar (2009), este foi observado na freguesia de Parâmio (na região do Parque Natural de Montesinho), entre 1900 e 1970. Este era, até então, o único registo de veado na região Norte, não existindo nenhum na região das Beiras. Contudo, até ao final da década de 1970, grande parte do Parque Natural de Montesinho estaria já ocupado pelo veado, sobretudo, devido ao repovoamento de populações cervídeas espanholas. Até ao final dos anos 1980, o veado teria já presença regular em sete freguesias da região em estudo. Entre 1990 e 2000, existiu uma expansão generalizada desta espécie na região nordeste do país, tal como referido por Oliveira & Carmo (2000). O veado ocupou, por fim, todo o Parque Natural de Montesinho. Até 2009, este começa a ocupar as zonas mais a sul, chegando à zona de paisagem protegida da Albufeira do Azibo, imediatamente a norte da cidade de Macedo de Cavaleiros (Salazar, 2009).

Ainda neste estudo, foi também analisada a distribuição do corço, que, entre 1900 e 1970, apresentava uma distribuição semelhante à do veado na década de 2000. Durante a década de 1980, o corço ocupava já toda a área pertencente aos concelhos de Vinhais, de Bragança e de Macedo de Cavaleiros. Entre 1990 e 2000, este continuou a sua expansão, ocupando também os concelhos de Vimioso e de Miranda do Douro (na região nordeste do distrito de Bragança) e os de Montalegre, de Ribeira de Pena, de Mondim de Basto e de Vila Real (na região oeste do distrito de Vila Real). Além disso, foi também verificada a presença de corço na região fronteira com Espanha, no concelho de Chaves. Junto ao rio Douro, no concelho de Torre de Moncorvo, houve registos em cercados particulares. Estes resultados vão ao encontro da expansão generalizada

identificada por Oliveira & Carmo (2000) neste período de tempo. Na década seguinte, os dados recolhidos permitiram confirmar a expansão do pequeno cervídeo, que, até 2009, ocupou praticamente toda a região dos distritos de Vila Real e de Bragança, com exceção dos concelhos da região oeste, junto ao rio Douro, e parte da região central da área de estudo (Salazar, 2009), correspondendo a uma ocupação de quase 80 % desta área.

Observa-se, assim, uma evolução considerável na distribuição dos dois cervídeos. No caso do veado, ações de reintrodução, com cariz cinegético, tiveram um contributo fundamental para esta evolução, que, combinada com ações de melhoria das condições do habitat, permitiram a fixação das populações em território nacional. Já as ações de reintrodução do corço, que tiveram o mesmo tipo de resultados, foram realizadas com vista à devolução deste ungulado à sua área de distribuição original e ao seu contributo para a conservação do lobo-ibérico (Salazar, 2009).

O estudo de Carvalho (2013) é aquele que mais se aproxima da metodologia da presente dissertação, tendo sido pioneiro em Portugal. Através da análise espacial ponderada, por métodos de processo de hierarquia analítica e SIG, com técnicas de álgebra matricial, neste estudo foram avaliadas as relações entre o veado e o habitat. Foram identificados os fatores bióticos e abióticos que condicionam a ocorrência deste cervídeo, utilizando como área de estudo o noroeste peninsular (Zona de Caça Nacional da Lombada e Reserva Regional de Caça Sierra de la Culebra) e o centro de Portugal (Zona de Caça Nacional da Lousã e Zona de Caça Turística da Cubeira).

Naquele estudo, verificou-se que a presença do veado está positivamente relacionada com a maior distância de povoações, de estradas e de campos agrícolas. Além disso, a diminuição da distância de manchas florestais, matos e corpos de água contribuiu positivamente para o modelo, selecionando, preferencialmente, encostas de declives suaves expostas a sul. Através do modelo de regressão logística, concluiu-se que a variável relativa ao uso do solo é mais determinante para a distribuição do veado do que as variáveis que relacionam a distância de fontes de perturbação ou de pontos de água (Carvalho, 2013).

Assim, os resultados do estudo de Carvalho (2013) indicam que o veado prefere áreas com florestas de coníferas e caducifólias – onde podem encontrar refúgio de condições climatéricas adversas, atividades humanas e predação do lobo – intercaladas por matagais e prados. Estas áreas, misturadas com uma maior densidade de urze e leguminosas, intercaladas com vegetação herbácea e cobertura esparsa de árvores, fornecem o alimento necessário para o sucesso desta espécie. Estes habitats de transição (ecótonos) são lhe importantes, pois incluem uma maior variedade e abundância de espécies de plantas, permitindo que possa lidar com as mudanças sazonais na disponibilidade de recursos, alimentando-se de gramíneas e/ou arbustos. Além disso, fornecem abrigo, devido ao tipo de coberto presente, importante para a sua proteção contra o seu predador natural, o lobo (Carvalho, 2013).

Além destes trabalhos, outros são relevantes para a presente dissertação por fazerem a caracterização das preferências das presas do lobo-ibérico, ainda que não se relacionem diretamente com os fatores presentes no terreno.

Assim, a floresta é descrita como o ambiente onde o javali encontra as condições propícias à sua sobrevivência (Torres et al., 2012). Porém, as paisagens heterogéneas foram identificadas como um ambiente que contribui para o aumento da densidade desta espécie, graças à elevada abundância e disponibilidade de recursos alimentares naturais e de refúgios, com preferência por explorações agrícolas tradicionais, de pequenas dimensões (Acevedo et al., 2006), de melhor acesso ao alimento (Torres et al., 2012).

Devido à sua elevada plasticidade ecológica, este ungulado pode sobreviver e prosperar mesmo em áreas altamente influenciadas pela atividade humana. É uma espécie omnívora oportunista (Barros, 2016), cuja dieta depende das características ambientais da área em que vive e dos recursos disponíveis, incluindo, principalmente, plantas e, apenas secundariamente, alimentos de origem animal (Torres et al., 2012).

A crucífera, a fruteira, as solanáceas e a floresta são os ambientes menos procurados pelo javali para a sua alimentação. Já as culturas de gramíneas, com especial destaque para a cultura do milho, são as mais procuradas e, conseqüentemente, as mais afetadas por esta espécie (Torres et al., 2012), seguida pelo trigo e outros cereais (Geisser & Reyer, 2004). As culturas do milho são as preferidas devido não só ao alimento, mas também por proporcionam uma melhor cobertura durante o dia, visto serem plantas altas quando desenvolvidas. A presença do javali nas culturas agrícolas tem, deste modo, um duplo impacto: dano devido ao consumo das plantas e frutos e, principalmente, devido ao pisoteio destas (Torres et al., 2012).

Já o corço, a espécie silvestre com alimentação mais seletiva, é capaz de se adaptar a uma grande variedade de habitats (Goeritz et al., 2010). Assim como o javali, o corço procura preferencialmente uma mancha florestal heterogénea e intercalada com matos e áreas abertas, proporcionando-lhe as condições essenciais para a sua sobrevivência (Freire, 2012). Por vezes, estabelece-se em áreas de cultivo, aproximando-se de zonas urbanas que dispõem de amplas zonas verdes (Goeritz et al., 2010).

O corço é também um animal que se alimenta, por vezes, em lameiros, normalmente situados nos vales, deslocando-se até ao sopé da montanha com o objetivo de se alimentar (Freire, 2012). Segundo Goeritz et al. (2010), é possível encontrar esta espécie desde vales até à alta montanha, atingindo, por vezes, altitudes de 2 000 m. Para Freire (2012), as áreas que apresentam um maior índice de adequabilidade de habitat para o corço são, na sua maioria, áreas em que a cota varia entre os 600 e os 1 000 metros.

No estudo de Pereira (2007), conclui-se que o corço apresenta uma preferência por zonas de resinosas e de folhosas, evitando, sobretudo, os eucaliptais, as áreas agrícolas e de matos. A preferência por aquelas zonas poderá estar relacionada com o facto de as várias espécies de pinheiro presentes serem aquelas que oferecem um coberto mais denso, pouco permeáveis à passagem da luz solar, permitindo bons locais de refúgio. O alimento, nestes locais, é fornecido por alguns castanheiros e carvalhos dispersos entre os pinheiros, pela carqueja, pelas urzes, pelo medronheiro, pelas silvas e pelos fetos (Pereira, 2007).

Contudo, a heterogeneidade da paisagem, onde os estratos arbóreos, arbustivos e herbáceos estão presentes, aparenta ser preferencial para o corço. Daí o corço adaptar-se a uma paisagem tipicamente humanizada (em mosaico), dividida em parcelas, onde a renovação das espécies florestais lhe oferece um biótopo variado e de maior riqueza que um bosque já desenvolvido (Caballero, 1985 fide Freire, 2012).

No caso do veado, são preferidas as zonas abertas, ainda que ocupe uma grande variedade de habitats. Devido à pressão humana, este ungulado tende a ocupar povoamentos mistos, compostos por folhosas e resinosas, intercaladas por zonas de matos, que lhe proporcionam simultaneamente refúgio e alimento (Pereira, 2007). Ainda que evite cidades e estradas (Torres et al., 2014), um fenómeno recente é a presença de veados em áreas localizadas entre florestas e áreas urbanas. A título de exemplo, no sul da Andaluzia, a presença de veados aumentou em áreas de campos de golfe (Duarte et al., 2015).

Na Península Ibérica é possível encontrar o veado desde planícies ao nível do mar até às altas áreas montanhosas, localizando-se em prados com vegetação lenhosa, sobretudo como refúgio. É um animal que utiliza preferencialmente as áreas de transição (ecótonos) entre áreas arborizadas ou cobertas de vegetação arbustiva e áreas abertas, onde há produção de plantas herbáceas (Carranza, 2017). As progenitoras têm tendência a selecionar áreas mais fechadas, oferecendo melhores condições de refúgio, do que fêmeas sem crias (Alves et al., 2013).

3. METODOLOGIA

3.1. ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi realizado nos distritos de Vila Real e de Bragança, no nordeste de Portugal continental. A extensão norte-sul (de 41°01' até 41°59'N) atinge os 107 km e a máxima extensão leste-oeste (de 6°11' até 8°07'W) é de 162 km, abrangendo uma área total de 10 903 km². O distrito de Vila Real cobre cerca de 40 % da área de estudo e, segundo a Carta Administrativa Oficial de Portugal (CAOP) de 2017, está dividido em 14 municípios, enquanto os restantes 60 % pertencem ao distrito de Bragança, dividido em 12 municípios (DGT, 2019a; Figura 15).

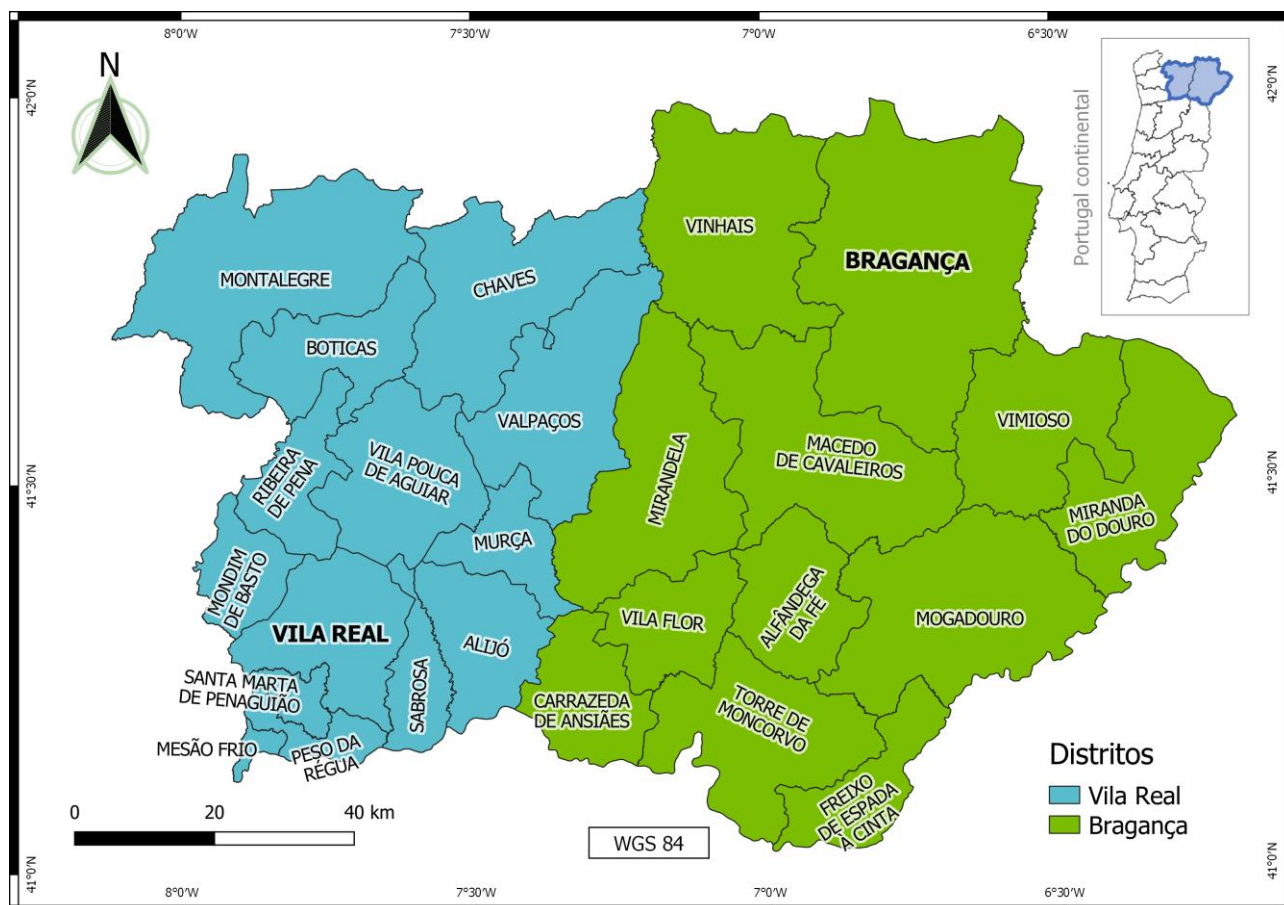


Figura 15 – Área de estudo composta pelos distritos de Vila Real (azul) e Bragança (verde) com os respectivos municípios. Dados da CAOP 2017 (DGT, 2019a).

O ponto mais a leste da área estudada está localizado a cerca de 60 km da costa atlântica. A área de estudo está localizada numa zona montanhosa, na região biogeográfica mediterrânea. Ainda que o distrito de Vila Real, situado na zona central do norte de Portugal continental, seja influenciado por clima atlântico (Silva, 2015), o distrito de Bragança, situado no extremo nordeste, é influenciado por um clima com características essencialmente continentais (Azevedo, 2012).

Para esta dissertação, foram coletados dados relativos à hipsometria e hidrografia, com o objetivo de caracterizar a morfologia da região. Foram também analisados dados relativos à demografia da área de estudo, a fim de avaliar a dinâmica populacional humana e entender a sua tendência evolutiva. Por fim, foi coletada uma série de dados relativos ao uso do solo, de forma a caracterizar a região em termos de adaptabilidade do lobo, relacionando-o com as suas preferências. De forma complementar, foi ainda aberto um subcapítulo dedicado aos incêndios, visto serem de extrema relevância para os resultados finais.

3.1.1. MORFOLOGIA

A altitude foi caracterizada a partir de um ficheiro *raster*, com resolução de 30 m, obtido a partir do Modelo Digital Terrestre (MDT) ASTER (2019). Neste ficheiro consta o valor da hipsometria para cada píxel, com a altitude em metros a partir do nível médio do mar (asl, do inglês *above sea level*).

É a sudeste do distrito de Vila Real, na região de Mesão Frio, que podemos encontrar as altitudes mais baixas da área de estudo. Estas zonas, com valores a rondar os 20 m, estão situadas junto às margens mais a jusante do rio Douro. Já os pontos mais altos podem ser encontrados nas serras distribuídas em maior quantidade no extremo norte, na fronteira com Espanha, e em algumas regiões no centro da área de estudo, com a altitude máxima a rondar os 1 513 m.

Os pontos mais elevados do distrito de Vila Real são: Larouco (1 513 m), Gerês (1 506 m), Marão (1 404 m), Alvão (1 312 m), Barroso (1 263 m) e Padrela (1 140 m). Já no distrito de Bragança, os pontos mais elevados são: Montesinho (1 486 m), Nogueira (1 319 m), Coroa (1 267 m), Bornes (1 185 m) e Mogadouro (982 m), tal como ilustrado na Figura 16.

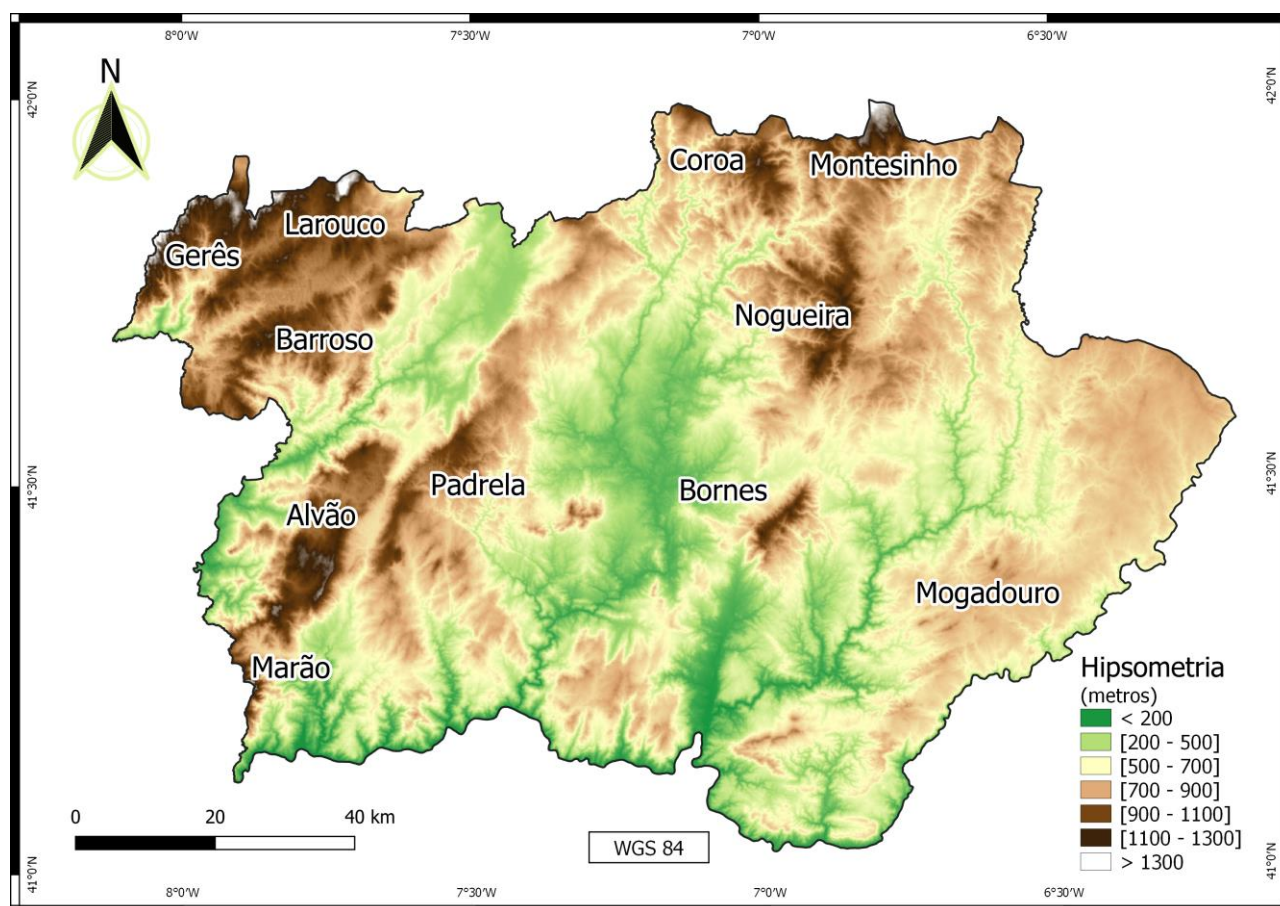


Figura 16 – Altitude da área de estudo, com as principais serras identificadas (ASTER, 2019).

O declive da região foi obtido a partir dos dados da altitude, com o auxílio do *software QGIS 3.4.5*, através da ferramenta *Slope* que utiliza a fórmula de Horn (ver Horn, 1981) para o cálculo do relevo a partir da altitude. O resultado foi um *raster*, com a mesma resolução dos dados originais, com o valor do declive em percentagem, de forma a ser comparável com os dados da bibliografia (Ferrão da Costa et al., 2013).

Grande parte do território encontra-se em locais com um declive entre 5 e 20 %. É também possível observar que as zonas com um declive superior a 40 % estão localizados, principalmente, nas zonas circundantes às linhas de água principais, refletindo o carácter montanhoso do interior a norte do Douro (Figura 17).

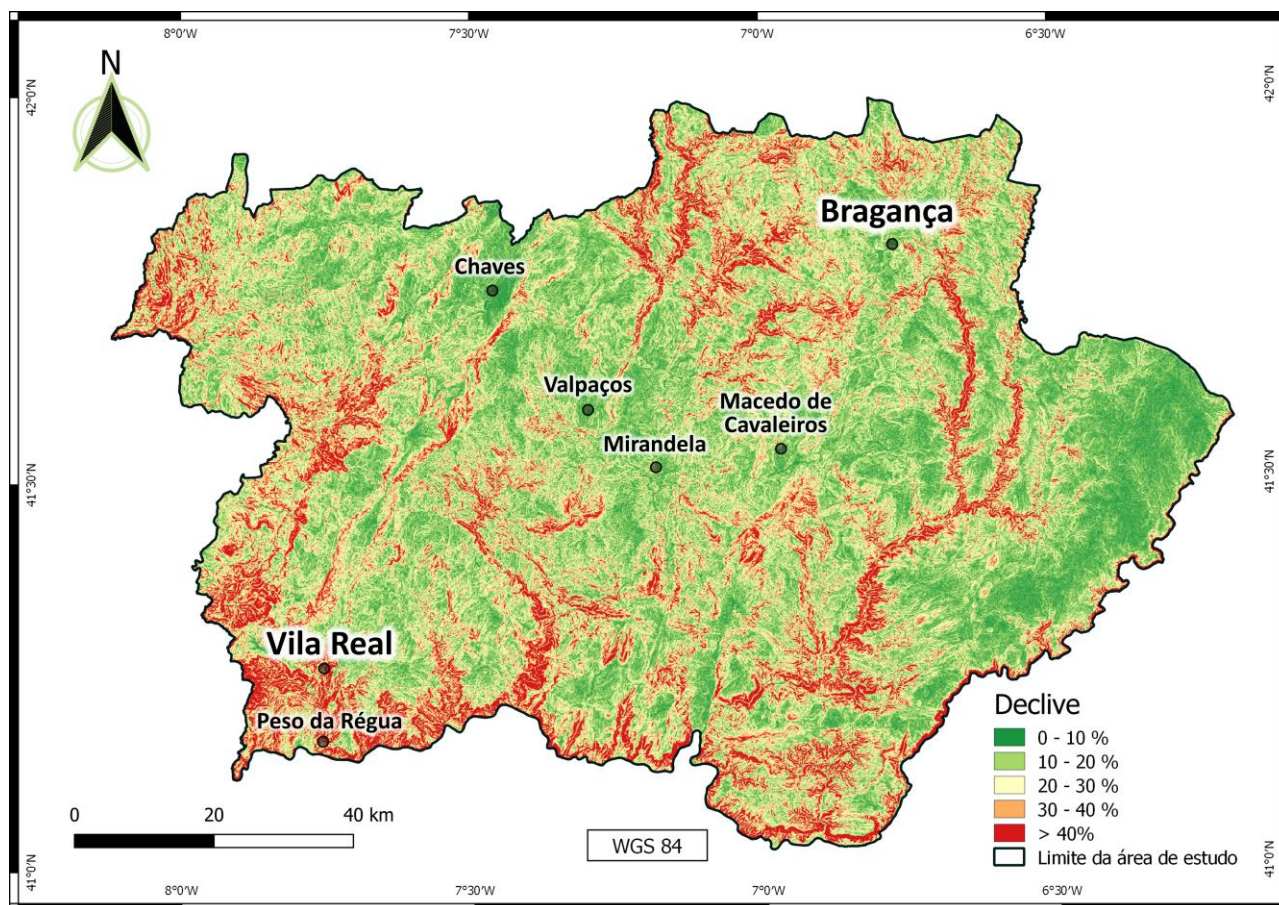


Figura 17 – Declive da área de estudo (ASTER, 2019).

Ainda com base nos dados da altitude, foi obtida a exposição das encostas. Com o auxílio do *software* QGIS 3.4.5, através da ferramenta *Aspect* que utiliza a fórmula de Horn (ver Horn, 1981) para o cálculo da exposição das encostas, foi obtido um *raster*, com a mesma resolução dos dados originais, com a direção, em graus, da exposição de cada píxel. Com o objetivo de tornar mais simples a leitura do mesmo, os valores em graus foram classificados segundo a direção geográfica correspondente (norte, este, sul e oeste). A exposição das encostas é relativamente uniforme, com 28 % das áreas expostas a sul, 26 % a oeste, 25 % a leste e os restantes 21 % a norte (Figura 18).

Associadas às serras e zonas de vale, estão as áreas protegidas, definidas pela Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP) e pelos Sítios de Importância Comunitária (SIC), identificadas através da base de dados do ICNF. A RNAP é constituída pelas áreas protegidas classificadas ao abrigo do Decreto-Lei n.º 142/2008, de 24 de julho e dos respetivos diplomas regionais de classificação, e incluem a Paisagem Protegida Regional da Albufeira do Azibo, o Parque Nacional da Peneda-Gerês e os Parques Naturais de Montesinho, do Alvão e do Douro Internacional (Figura 19). Já os SIC correspondem aos locais identificados na Rede Natura 2000: Peneda/Gerês, Montesinho/Nogueira, Alvão/Marão, Romeu, Morais, Samil, Rios Sabor e Maças, Minas de St. Adrião e Douro Internacional (Figura 20).

A hidrografia da região foi obtida na base de dados da Epic Webgis Portugal (EWP, 2019). No ficheiro vetorial (formato linha) consta a informação sobre o nome dos cursos de água principais, tais como rios, mas também de ribeiras, regatos, corgas e afluentes. Através dos dados do INAG (2005), foi também possível identificar as bacias hidrográficas da região (Figura 21).

A área de estudo enquadra-se na bacia hidrográfica do Douro, excetuando a extremidade noroeste, pertencente à bacia hidrográfica do Cávado, que representa apenas 5 % da área total estudada. Os rios que marcam mais profundamente a rede hidrográfica desta região são os internacionais Douro, Sabor, Tuela, Rabaçal e Tâmega e os portugueses Tua, Corgo e Cávado. O rio com maior extensão dentro desta área é o Douro (215 km), seguido pelo Sabor (130 km), Tâmega (75 km), Tuela (63 km), Rabaçal (60 km) e Tua (51 km).

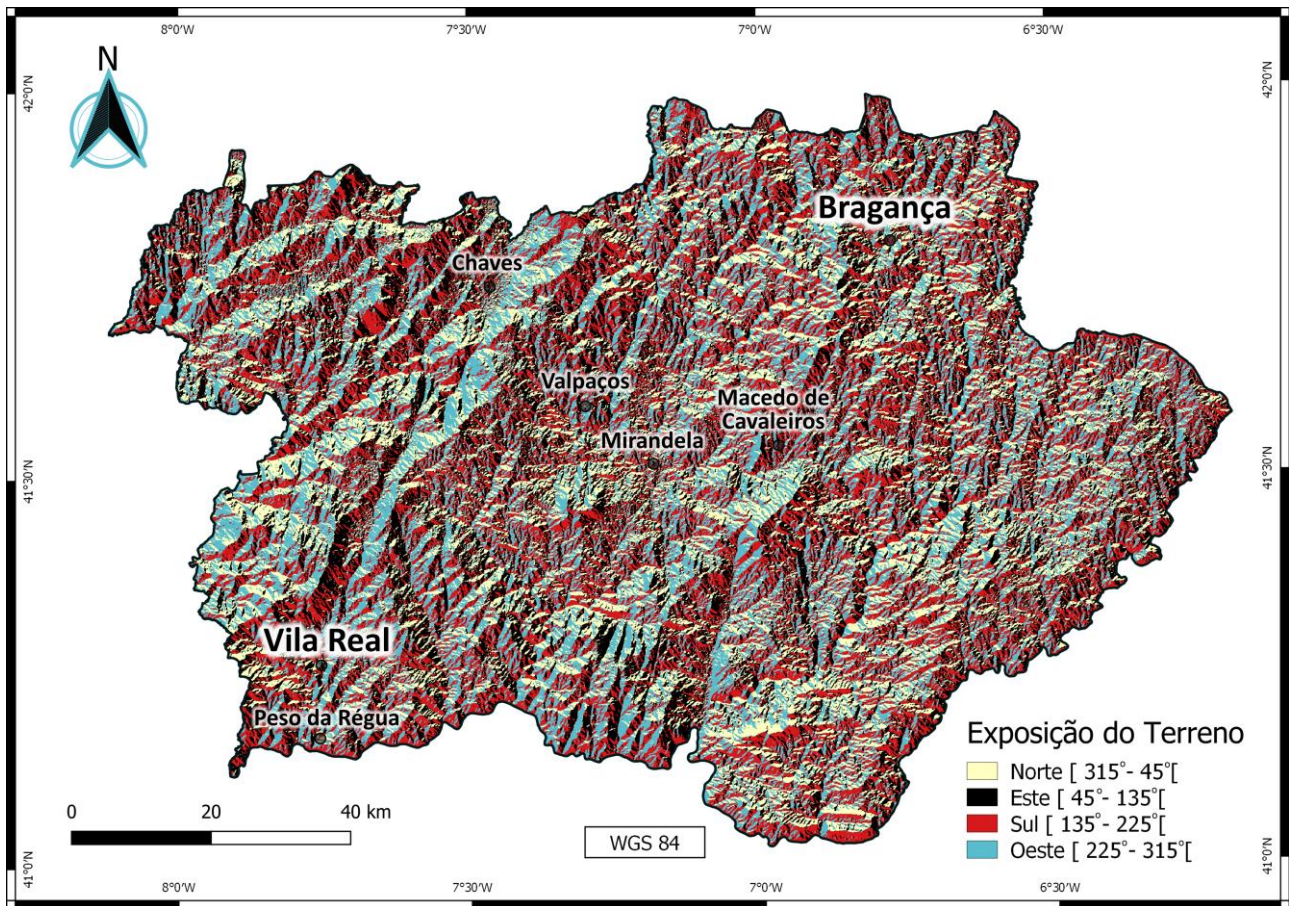


Figura 18 – Exposição do terreno da área de estudo (ASTER, 2019).

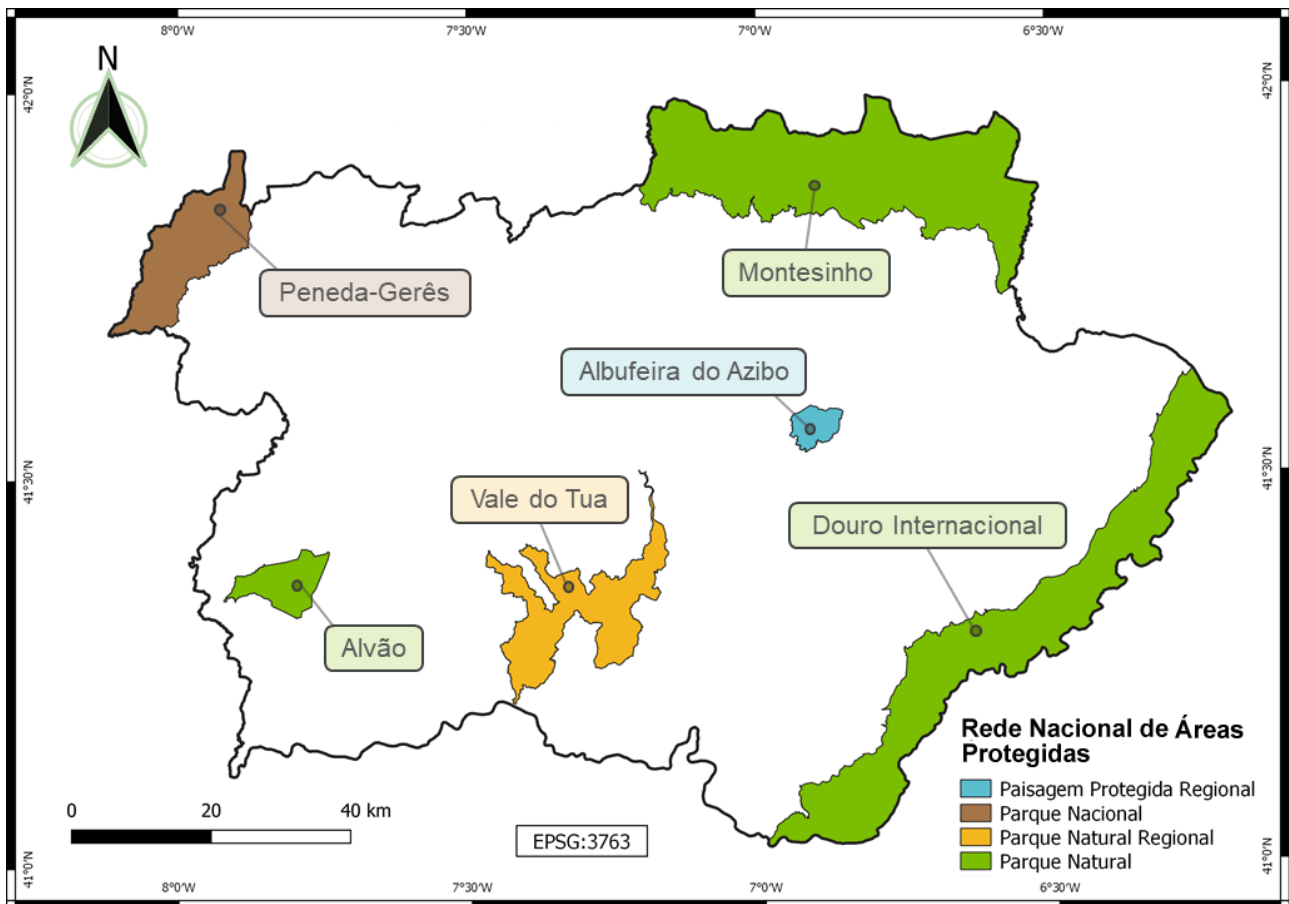


Figura 19 – Rede Nacional de Áreas Protegidas dentro dos limites da área de estudo (ICNF, 2019).

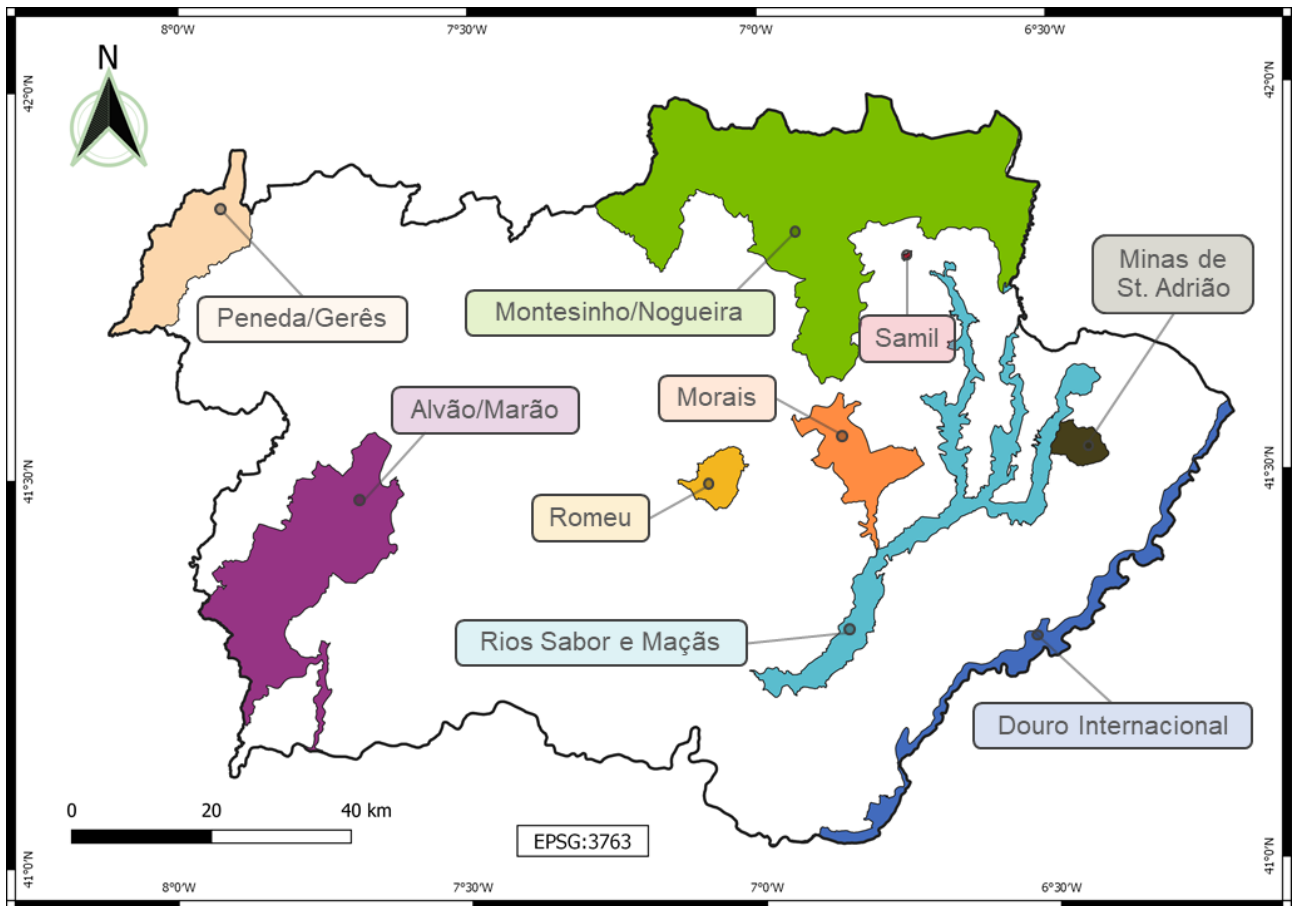


Figura 20 – Sítios de Importância Comunitária identificados na área de estudo (ICNF, 2019).

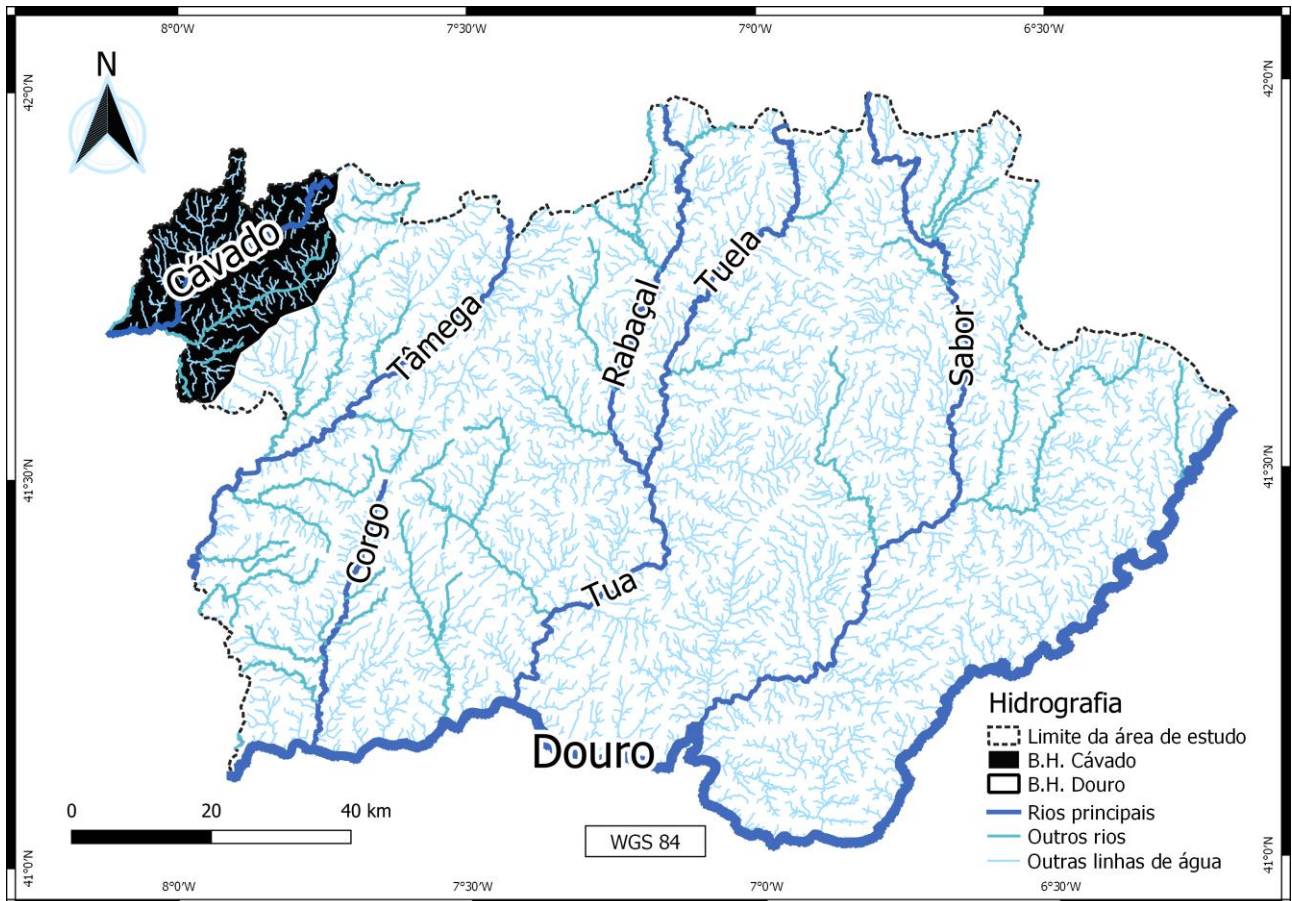


Figura 21 – Hidrografia da área de estudo (EWG, 2019).

3.1.2. DEMOGRAFIA

Segundo o último Censo Nacional (2011), em Portugal vivem 10,6 milhões de habitantes, dos quais 10 milhões no continente. Apesar da área de estudo cobrir mais de 12 % do território nacional continental, a população residente não vai além dos 343 mil habitantes, representando apenas 3,4 % da população de Portugal continental (INE, 2019).

A distribuição populacional dentro da área de estudo não é uniforme. De acordo com o Censo Nacional 2011, dos 26 municípios, 16 têm uma população residente inferior a 10 mil habitantes. Os municípios com o maior número de residentes são Vila Real (52 mil), Chaves (41 mil) e Bragança (35 mil). Como se pode observar na Figura 22, apenas 4 dos 26 municípios têm uma densidade populacional superior a 100 habitantes por km², todos eles situados no extremo sudoeste da área de estudo. O município do Peso da Régua é aquele com maior densidade populacional (181 hab/km²), seguido por Mesão Frio (166 hab/km²), Vila Real (137 hab/km²) e Santa Marta de Penaguião (106 hab/km²). Os municípios de Chaves e de Bragança, apesar de terem um elevado número de habitantes, têm uma densidade populacional relativamente baixa (70 e 30 hab/km² respetivamente).

Quando comparadas as densidades populacionais entre os dois distritos em estudo, conclui-se que o distrito de Vila Real é mais denso (48 hab/km²) que o distrito de Bragança (21 hab/km²). Em conjunto, a área de estudo tem uma densidade populacional de 32 habitantes por km², valor muito inferior ao nacional (115 hab/km²) e ao da região Norte (NUT I) do país (173 hab/km²). Como pode ser observado na Figura 23, esta diferença tem vindo a aumentar ao longo dos anos, com a população a relocalizar-se junto às zonas metropolitanas do país. Contudo, a densidade populacional das denominadas cidades de tamanho médio (tais como as cidades capitais de distrito da região em estudo) são as que têm sofrido menos com estas migrações, revelando o seu importante papel na estruturação dos territórios do Interior continental (INE, 2017).

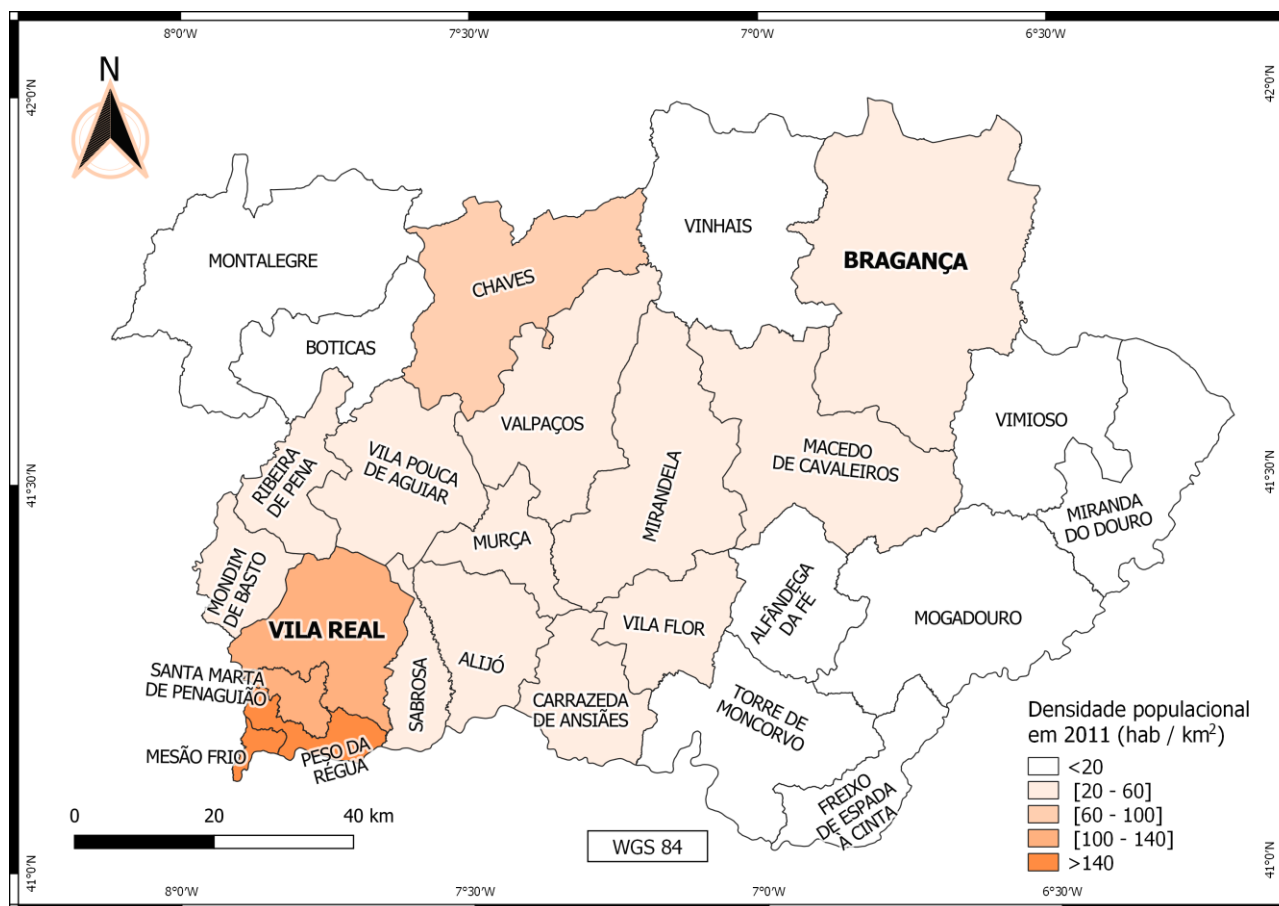


Figura 22 – Densidade populacional por município na área de estudo (INE, 2019).

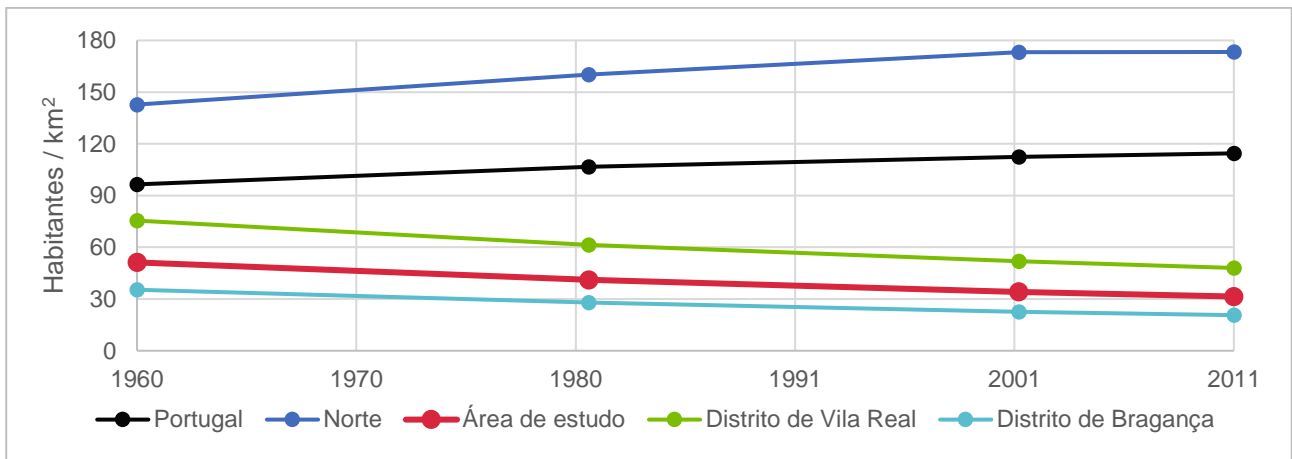


Figura 23 – Densidade populacional nacional, da região Norte (NUT I), da área de estudo e dos distritos de Vila Real e Bragança, entre 1960 e 2011 (INE, 2019).

Avaliando a diferença entre a densidade populacional da área de estudo entre 2001 e 2011, é possível analisar a tendência evolutiva dos últimos anos. Em apenas uma década, a área estudada perdeu 8 % da sua população, com seis municípios a perder entre 15 a 19 % dos seus habitantes. Apenas no município de Vila Real foi registado um aumento populacional na ordem dos 3 %. Já o município de Bragança manteve-se relativamente estável, com uma perda na ordem dos 2 % (Figura 24).

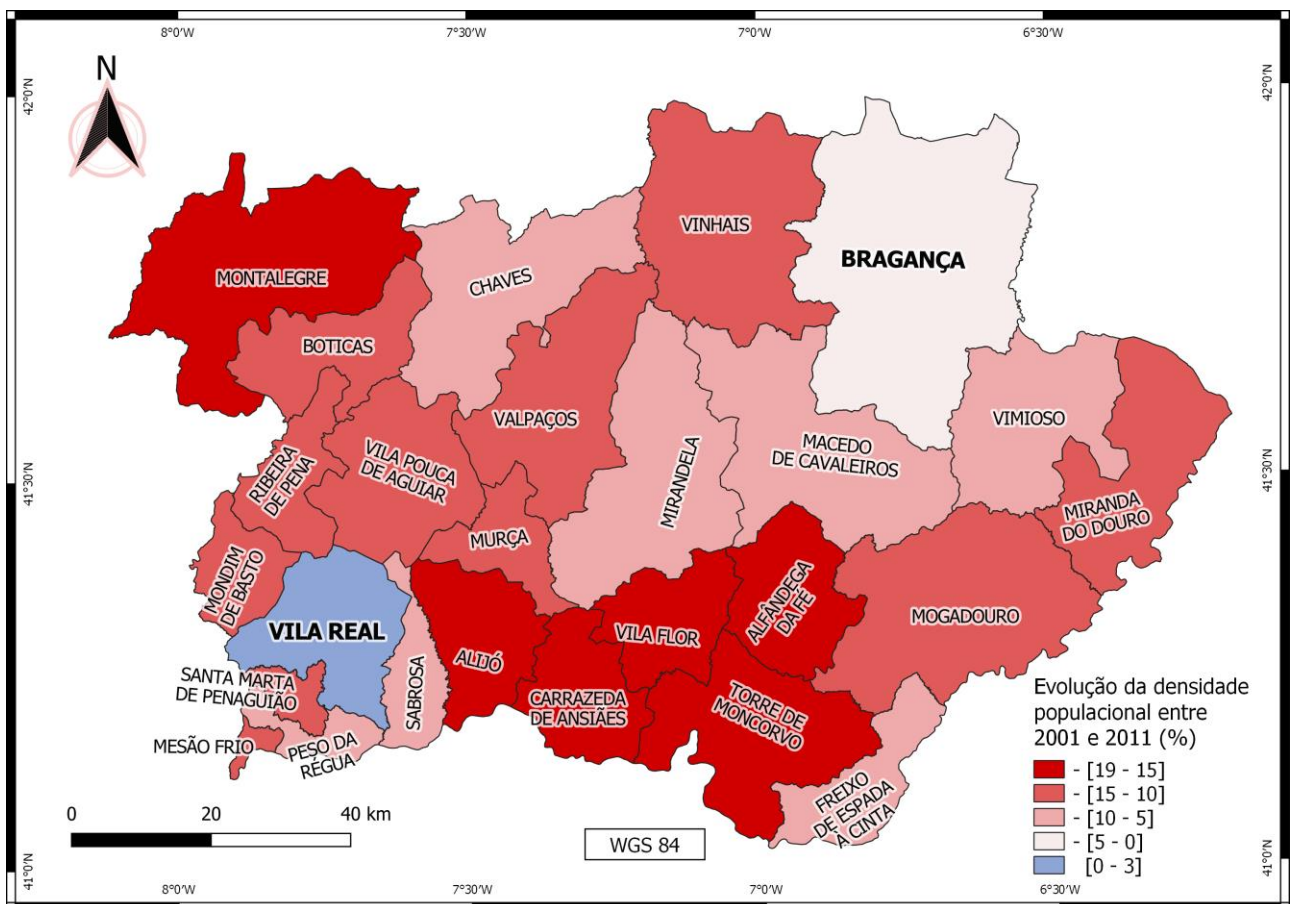


Figura 24 – Evolução da densidade populacional da área em estudo entre os anos de 2001 e 2011 (INE, 2019).

À escala da freguesia, pode observar-se quais as cidades mais populosas da área de estudo. Das 423 freguesias, apenas 31 têm uma população superior a 2 000 habitantes e apenas 7 com população superior a 4 000 habitantes. Entre as freguesias com o maior número de habitantes estão: a união de freguesias da Sé, Santa Maria e Meixedo (22 mil), que corresponde à cidade de

Bragança; Vila Real (18 mil); Santa Maria Maior (12 mil), correspondente à cidade de Chaves; Mirandela (12 mil); a união de freguesias de Peso da Régua e Godim (10 mil); Macedo de Cavaleiros (6 mil); e a freguesia de Valpaços e Sanfins (5 mil), como ilustrado na Figura 25.

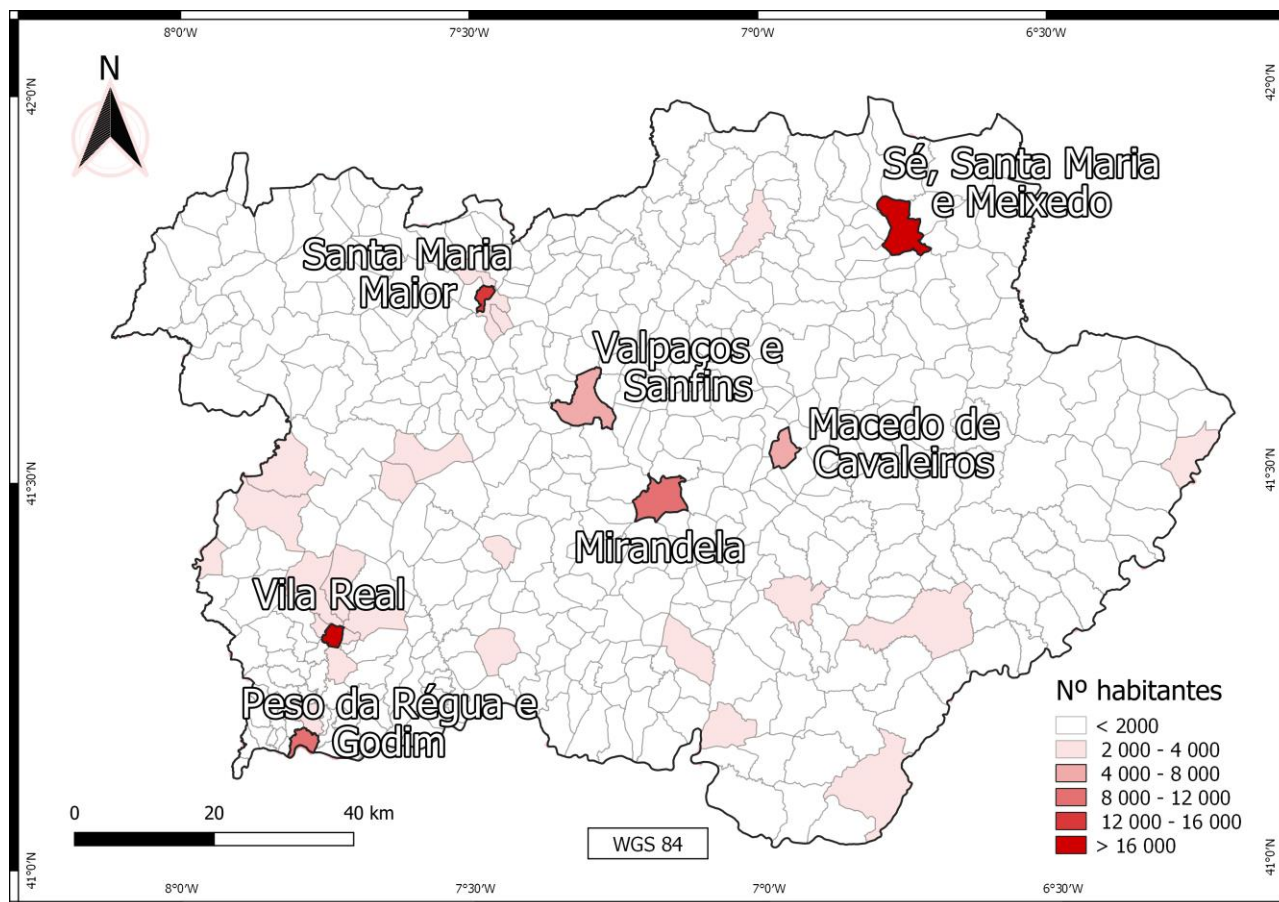


Figura 25 – População residente por freguesia dentro da área de estudo (INE, 2019).

A realidade económica na área de estudo mudou bastante desde os anos 1960. Em 2011, foram contabilizados 118 mil trabalhadores, valor 40% inferior ao registado 40 anos antes. Em 1960, o setor económico com maior peso era o primário, com 75 % da população ativa a trabalhar em atividades como agricultura ou pecuária. Nos anos 1980, começou a notar-se diferenças consideráveis na realidade económica da região, com o setor primário a decair até aos 52 % e o setor terciário, que nos anos 1960 constituía menos de 15 %, chega aos 30 %. Nos anos seguintes, houve a confirmação desta tendência, com 12 % da população ativa a trabalhar no setor primário e 68 % no setor terciário. Já o setor secundário, depois de ter atingido o seu pico no início do século XXI (23 %), em 2011 não vai além dos 20 % (Figura 26).

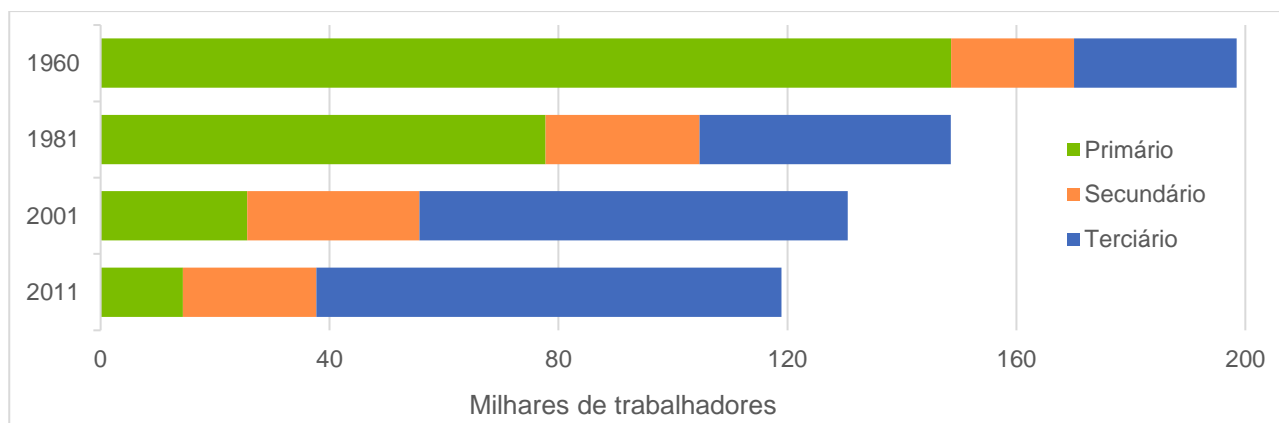


Figura 26 – População empregada por setor de atividade económica, dentro da área de estudo (INE, 2019).

3.1.3. EFETIVO PECUÁRIO

Como já foi descrito, o lobo inclui na sua dieta uma fração considerável de animais domésticos, principalmente de espécies pecuárias, designadamente gado bovino, caprino, ovino e equídeo. De forma a entender a distribuição e evolução destes na região estudada, foram analisados os efetivos pecuários destas espécies para cada município, presentes nos Recenseamentos Gerais Agrícolas (RGA) de 1989 e 1999 e no Recenseamento Agrícola (RA) de 2009 (Figura 27).

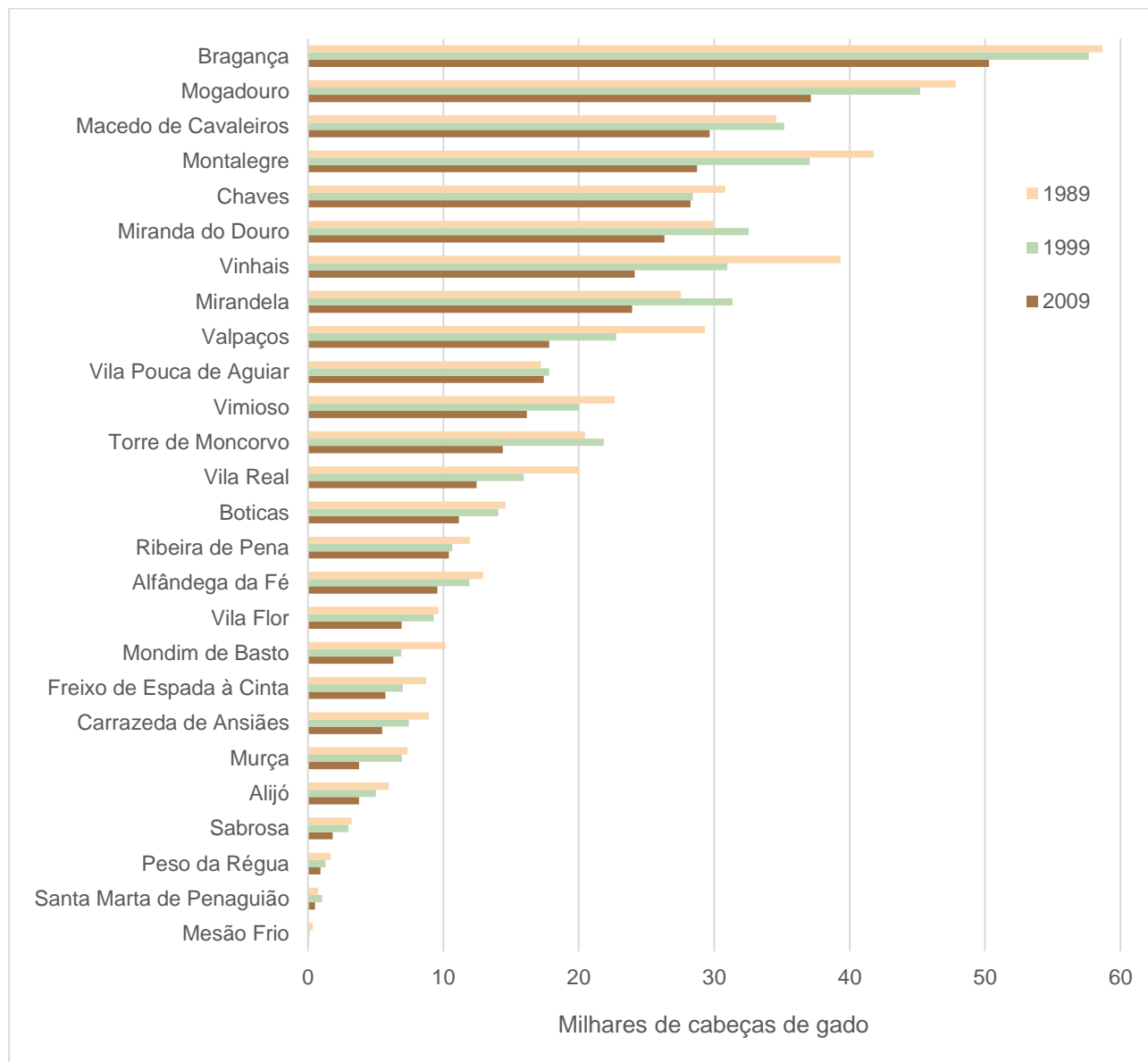


Figura 27 – Número de cabeças de gado por município, para os anos de 1989, 1999 e 2009 (INE, 2019).

Com exceção do município de Vila Pouca de Aguiar, todos os municípios sofreram uma diminuição do seu efetivo pecuário, entre 1989 e 2009. Dentro da área de estudo, este efetivo diminuiu cerca de 24 %, fixando-se num total de 393 mil cabeças de gado em 2009.

A Figura 28 auxilia a leitura da distribuição das cabeças de gado pelos 26 municípios, nos três anos analisados. O município de Bragança é aquele que contém o maior número de cabeças de gado (12 %), seguido pelo município de Mogadouro (9 %), Montalegre (7 %) e Macedo de Cavaleiros (7 %).

De forma a entender melhor a situação do efetivo pecuário, foi também realizada a análise individual para cada tipo de gado referido.

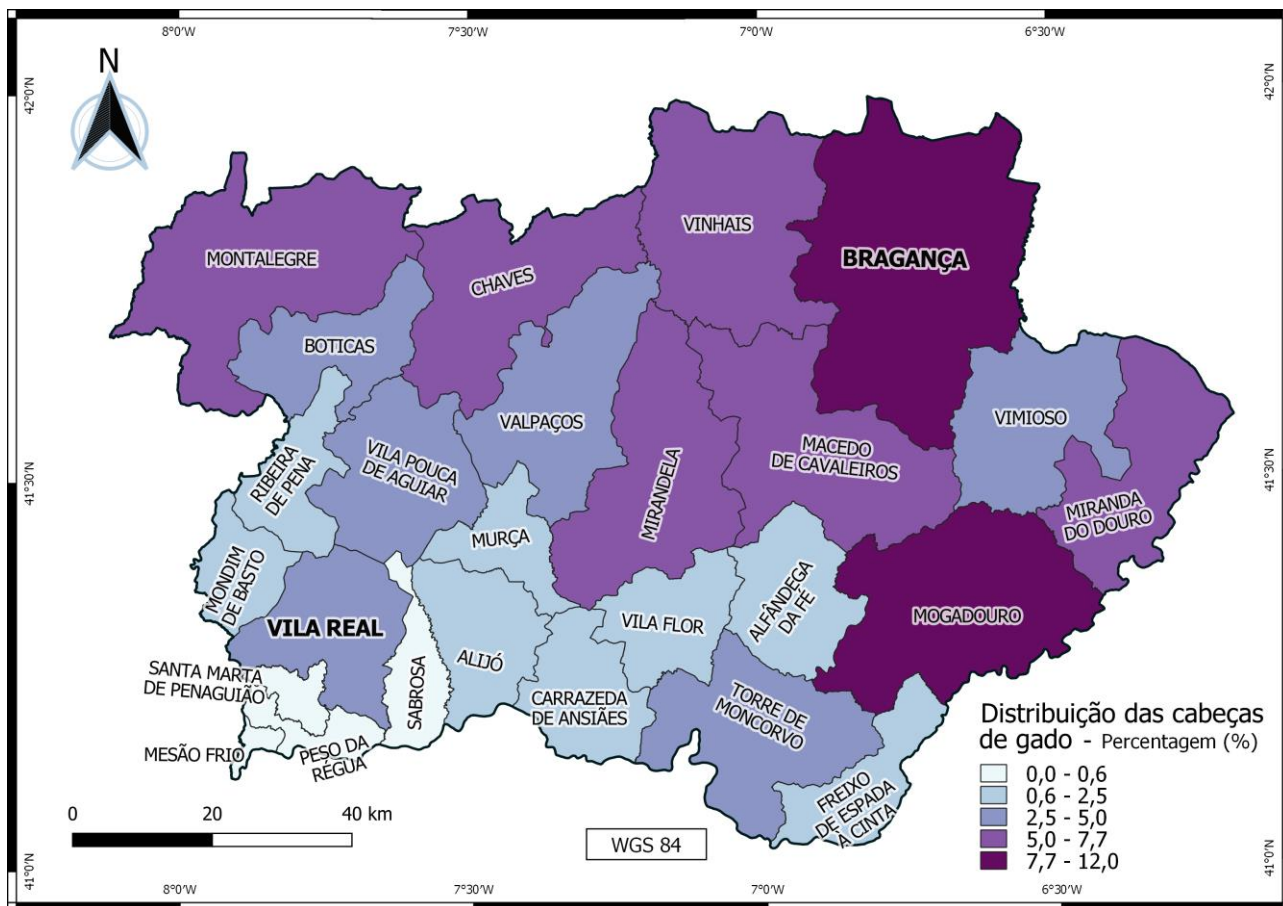


Figura 28 – Distribuição média, entre 1989 e 2009, das cabeças de gado, por município (INE, 2019).

i. Gado bovino

Com uma média de 77 mil animais, ao gado bovino correspondem 17 % do número total de cabeças de gado na região em estudo. A sua distribuição não é homogênea, com os municípios de Montalegre e de Mogadouro a serem aqueles com um maior número de animais, com uma média de 13 mil e 8 mil, respetivamente. Os municípios mais a sul são aqueles com um menor número de animais, com Mesão Frio a ter uma média de apenas 9 (Figura 29).

Foi ainda estimada a evolução do número de cabeças de gado bovino por município, entre 1989 e 2009, tendo, no total, diminuído 27 %. De referir que não foi possível calcular o valor da evolução para o município de Mesão Frio, por neste ter deixado de existir espécies bovinas de pecuária a partir de 1989. Nenhum dos municípios demonstrou ter uma evolução crescente, com os dois municípios adjacentes a Mesão Frio a perder mais de 80 % do gado bovino registado em 2009, daquele que tinha em 1989. Observa-se, sobretudo, uma perda acentuada de animais deste tipo no sul da região em estudo (Figura 30).

É também importante referir que nem todos os municípios tiveram uma evolução constante. Entre 1989 e 1999, foi registado um aumento do número de bovinos em três municípios: Mogadouro (32 %), Montalegre (14 %) e Boticas (5%). Já entre 1999 e 2009, assistiu-se ao aumento do número de animais em outros cinco municípios: Freixo de Espada à Cinta (29 %), Macedo de Cavaleiros (22 %), Torre de Moncorvo (19 %), Vila Flor (12 %) e Sabrosa (5 %). Todavia, estes aumentos não foram suficientes para que o balanço, entre 1989 e 2009, fosse positivo.

Verifica-se, deste modo, uma relação entre um menor número de animais e uma maior perda relativa do seu efetivo pecuário e vice-versa. Este facto reflete a tendência do gado bovino se concentrar em núcleos especializados para a atividade pecuária desta espécie, como Montalegre e Mogadouro, com um grande número de animais e uma perda relativamente baixa destes.

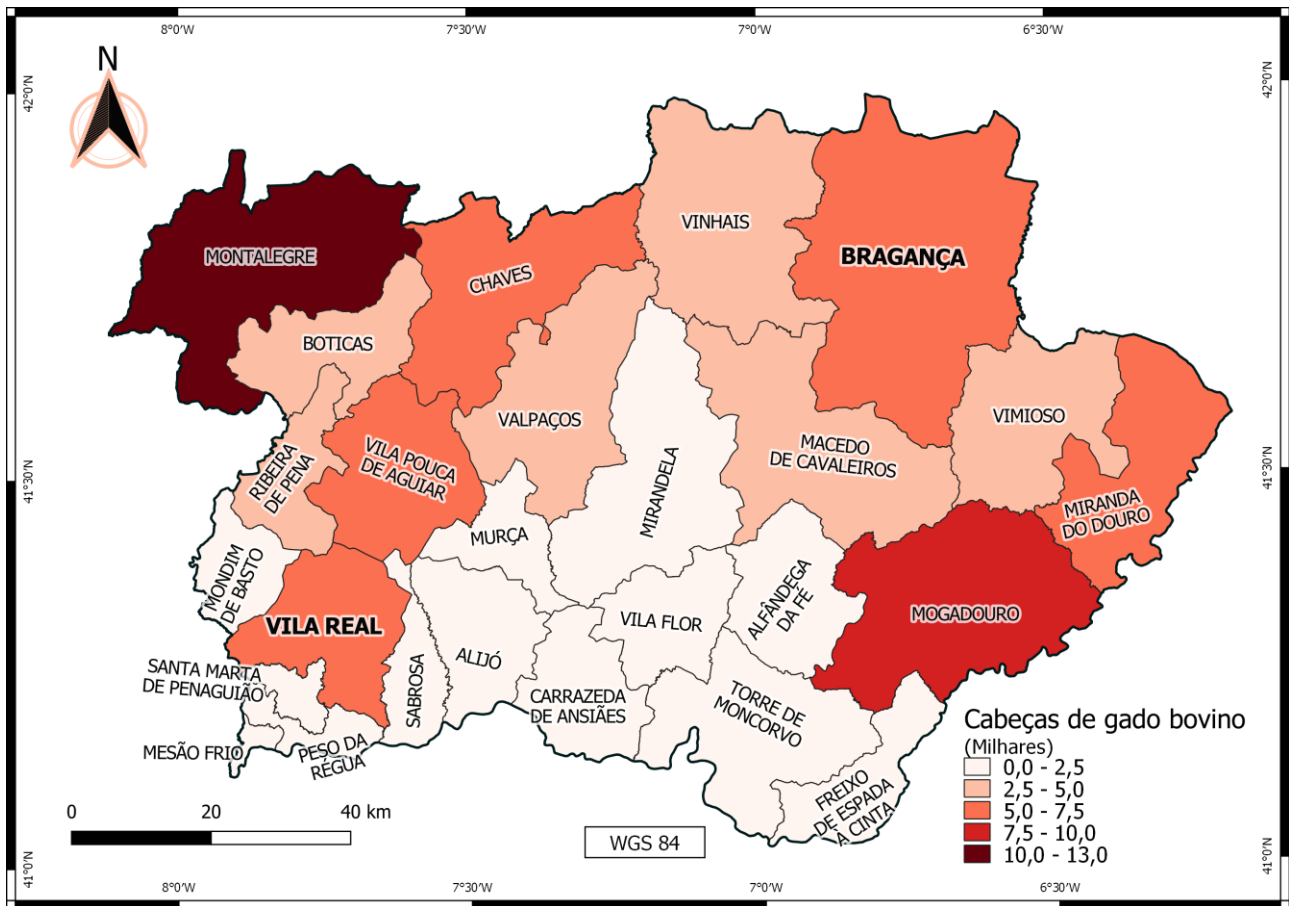


Figura 29 – Número médio de cabeças de gado bovino por município, entre 1989 e 2009 (INE, 2019).

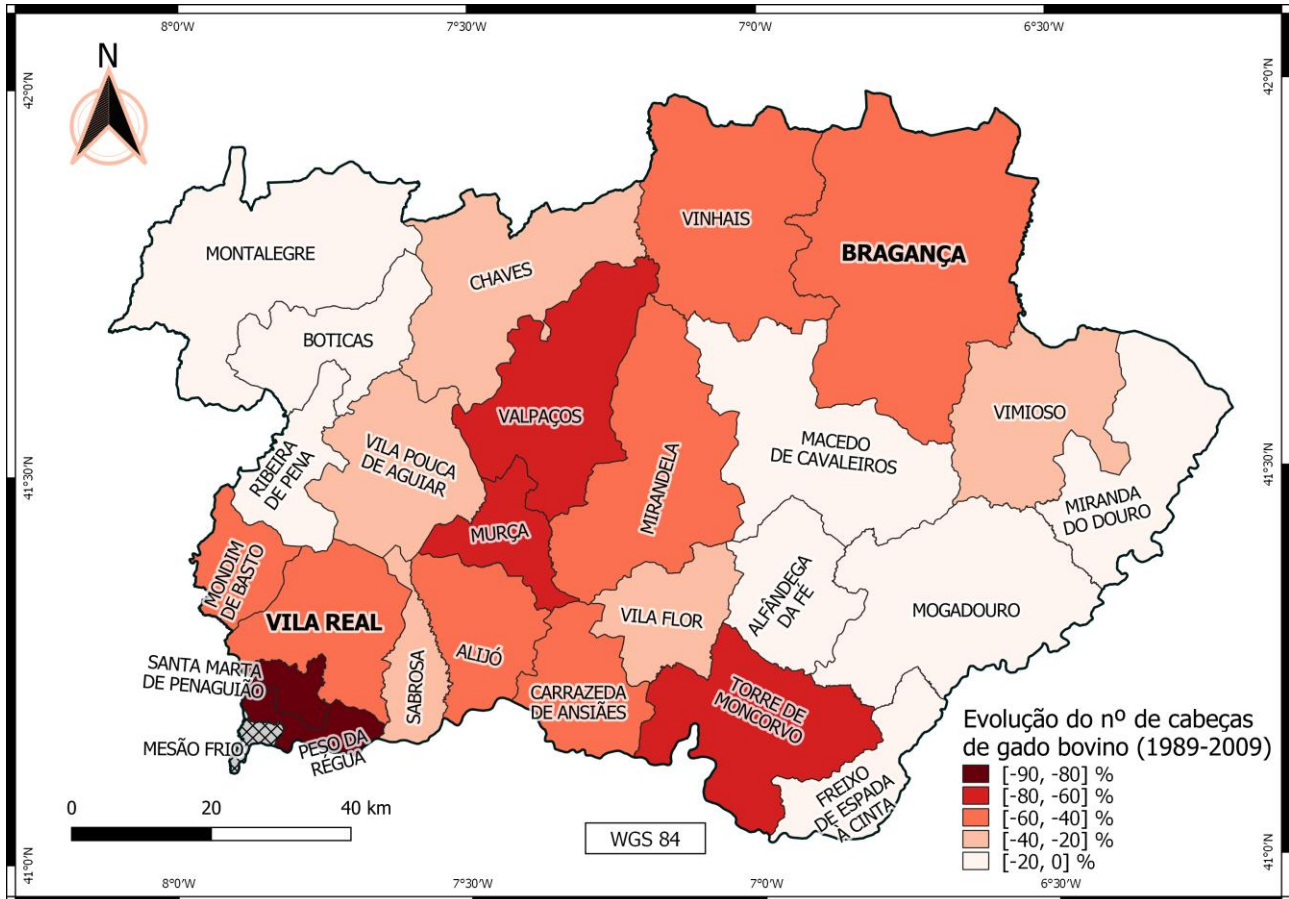


Figura 30 – Evolução do número de cabeças de gado bovino entre 1989 e 2009 (INE, 2019).

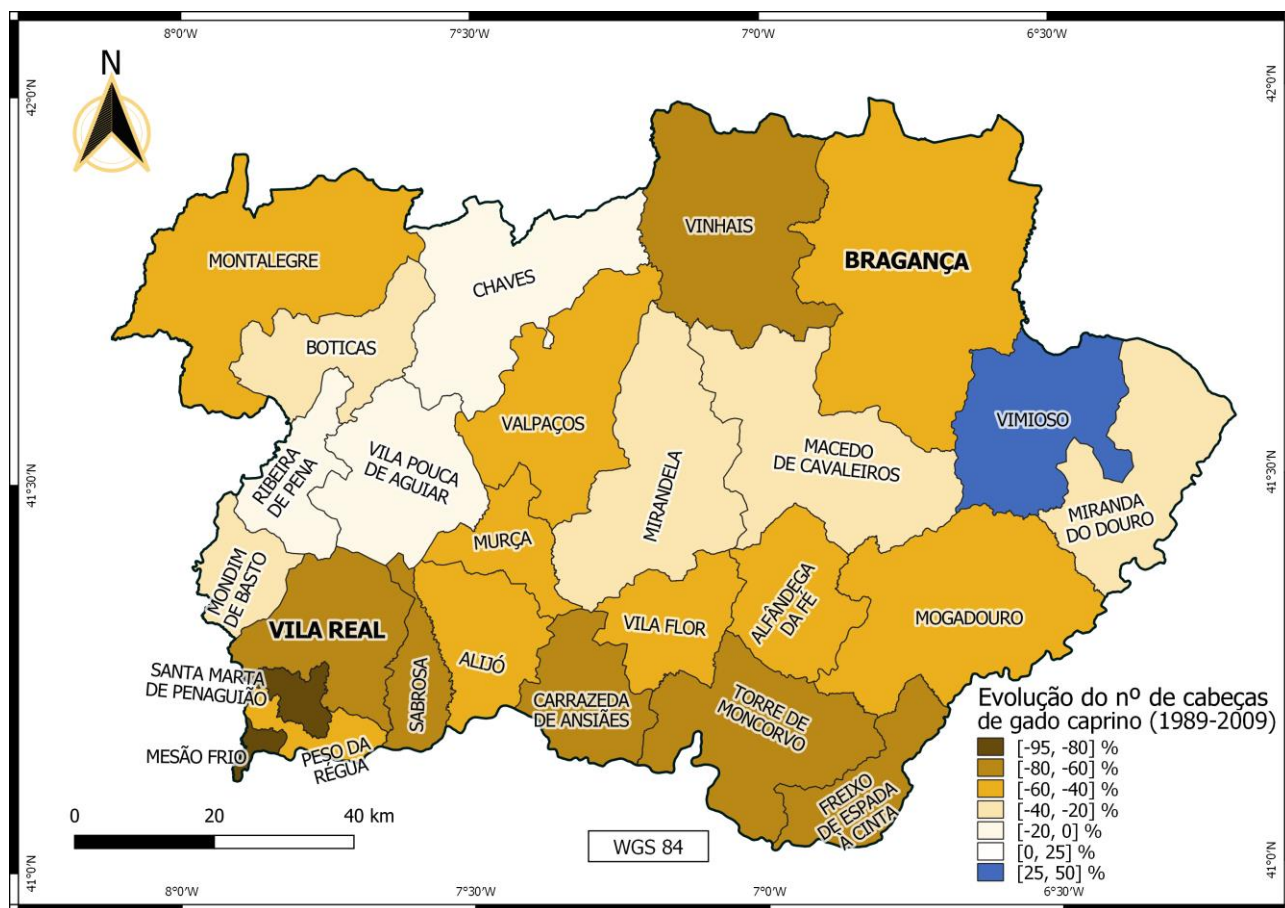


Figura 32 – Evolução do número de cabeças de gado caprino entre 1989 e 2009 (INE, 2019).

iii. Gado ovino

O gado ovino representa mais de metade dos animais de pecuária na região em estudo (58 %), com um efetivo médio de 272 mil cabeças. Além disso, dos quatro tipos de gado descritos, o ovino foi aquele que, entre 1989 e 2009, sofreu um decréscimo menos acentuado (de 5 %).

O número de cabeças de gado ovino, por município, aumenta de oeste para leste e de sul para norte, com o valor máximo a pertencer a Bragança, com um efetivo médio de 41 mil animais, correspondentes a 15 % do total. Os municípios vizinhos confirmam esta tendência, com efetivos superiores a 15 mil animais, contrastando com os do sudoeste com efetivos inferiores a 5 mil (Figura 33).

Ao contrário do que aconteceu com o gado bovino e o caprino, neste caso, não houve uma tendência geral para a regressão dos efetivos pecuários (Figura 34). Mesão Frio e Montalegre foram os municípios que, entre 1989 e 2009, tiveram uma maior regressão do seu efetivo (menos 92 % e 40 %, respetivamente). Por outro lado, os maiores crescimentos registados ocorreram na região sudoeste da área de estudo: Santa Marta de Penaguião (95 %), Vila Pouca de Aguiar (69 %), Vila Real (44 %) e Murça (32 %).

Entre 1989 e 1999, verificou-se um crescimento generalizado do efetivo pecuário caprino (13 %), onde 15 dos 26 municípios tiveram um balanço positivo. É de salientar o crescimento no município de Murça, onde o efetivo pecuário mais que duplicou, e para Santa Marta de Penaguião, onde mais que triplicou. Feita a mesma avaliação 10 anos depois, verificou-se uma diminuição generalizada (16 %), tendo apenas quatro municípios aumentado: Mondim de Basto (46 %), Vila Real (11 %), Chaves (4%) e Vila Pouca de Aguiar (3%).

Os dados permitiram concluir que, no caso do gado ovino, existe um maior número e estabilização a nordeste, contrariamente ao que se passa no sudoeste, onde o menor efetivo pecuário é combinado com uma maior dinâmica.

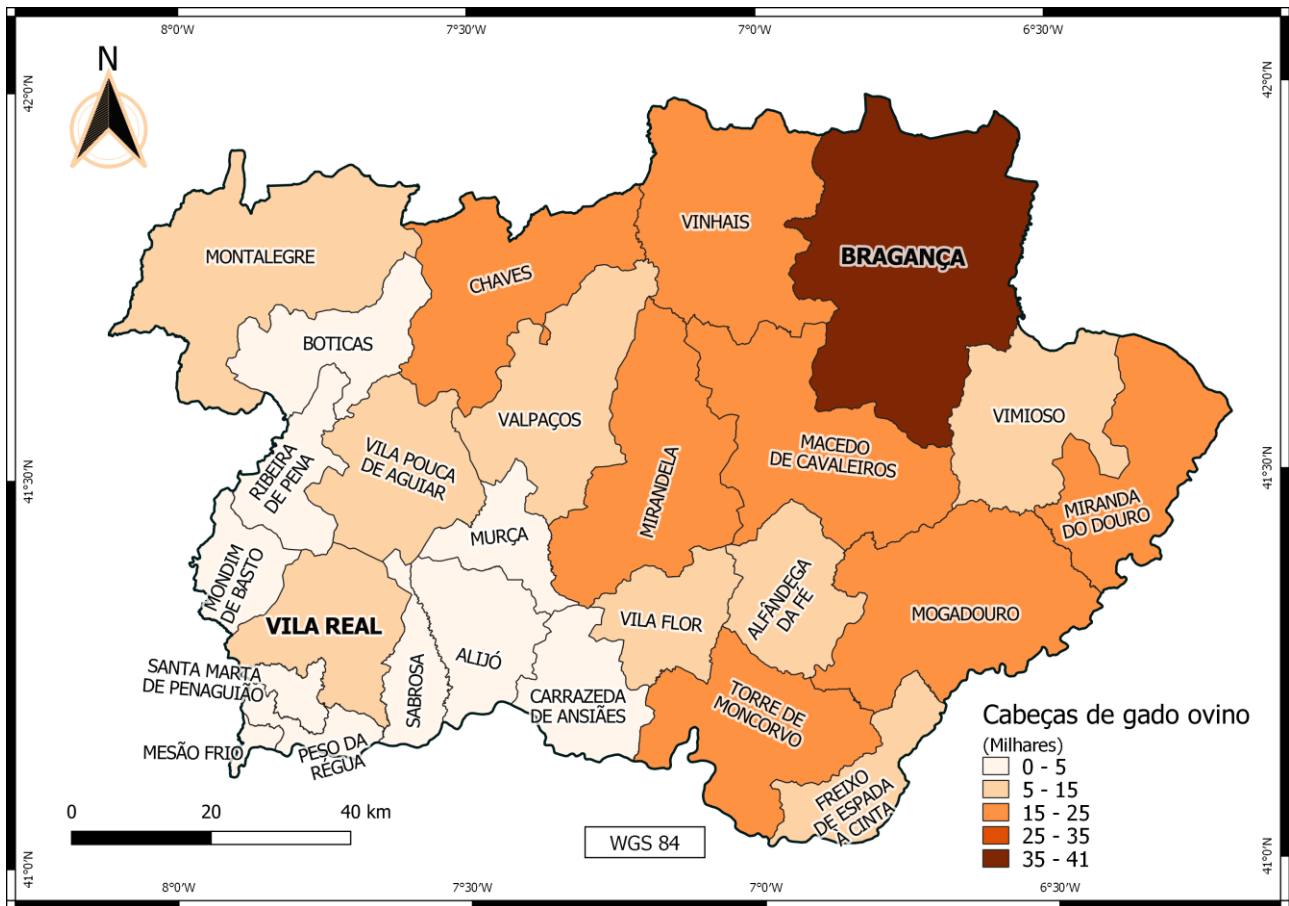


Figura 33 – Número médio de cabeças de gado ovino por município, entre 1989 e 2009 (INE, 2019).

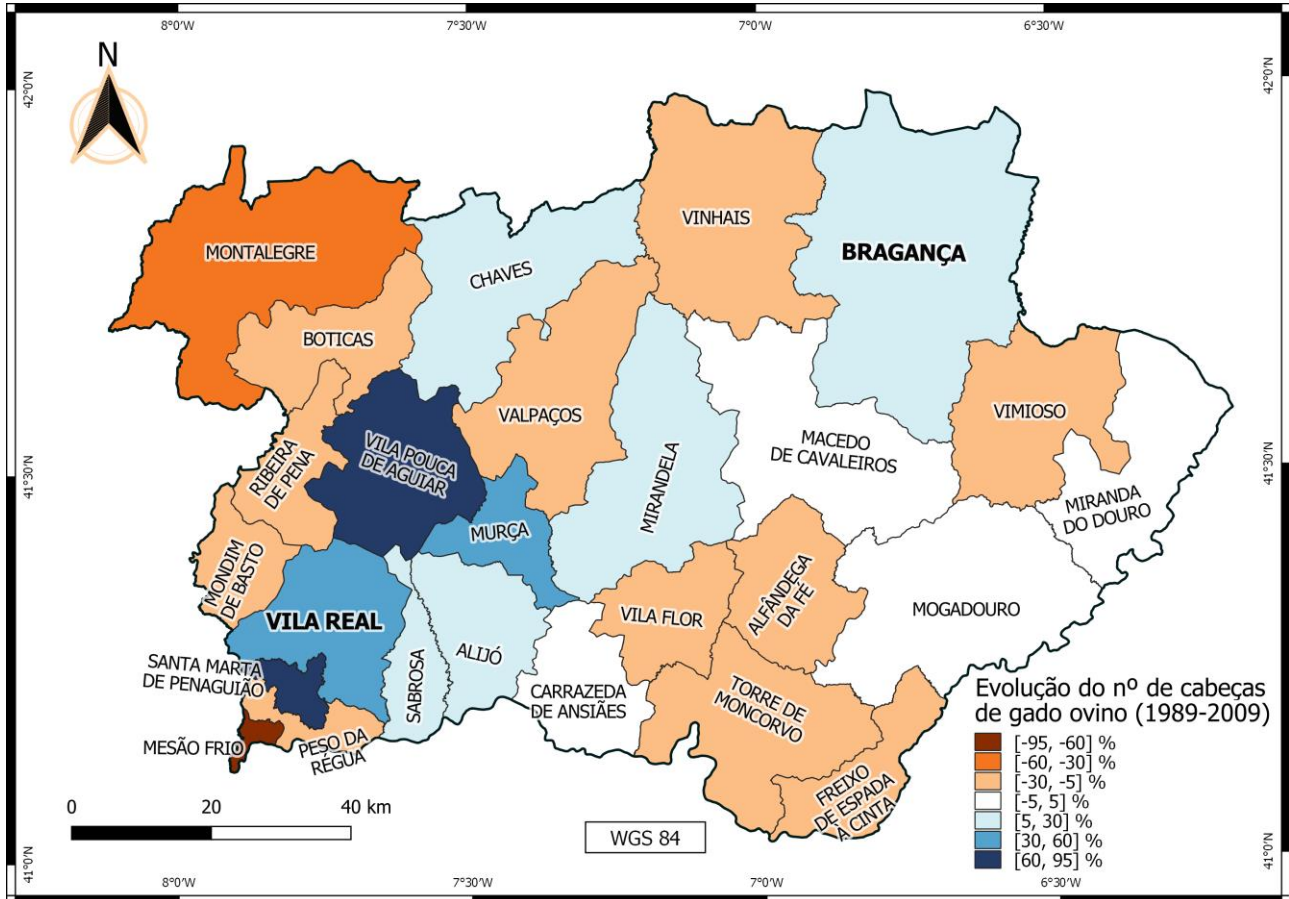


Figura 34 – Evolução do número de cabeças de gado ovino entre 1989 e 2009 (INE, 2019).

iv. Gado equídeo

Com uma média de apenas 28 mil animais, os equídeos constituem 6 % do número total de cabeças de gado na região em estudo, sendo este o tipo de gado pertencente à dieta do lobo com menor efetivo. Além disso, é também aquele que apresenta um maior decréscimo entre 1989 e 2009, com uma redução para quase um terço (34 %).

Assim como foi verificado para o gado ovino, o número de equídeos aumenta de sudoeste para nordeste. Na região central do norte da área de estudo é onde se pode encontrar o maior número, com os municípios de Chaves e de Valpaços a contarem com uma média de 3 mil animais. A região oeste é aquela com um menor número, com grande parte dos municípios a não excederem, em média, as 500 cabeças (Figura 35).

Apenas em três municípios foi verificado um aumento do número destes animais, todos eles situados na extremidade oeste da área de estudo. Aquele com maior crescimento foi Mondim de Basto, onde o número mais que quadruplicou. Apesar de ter sido um aumento bastante significativo, este traduz-se num aumento de 79 animais em relação a 1989, não sendo esta mudança determinante para mudar a realidade da região. Os outros municípios em questão foram Ribeira de Pena e Montalegre, com um crescimento de 32 % e 10 %, respetivamente (Figura 36). Todos os outros 23 municípios decresceram neste período, com 20 deles a verem o seu efetivo reduzido para menos de metade daquele observado em 1989. Entre os casos mais extremos estão os municípios de Mesão Frio, que deixou de ter animais deste tipo no ano de 2009, Santa Marta de Penaguião, com uma diminuição de quase 90 %, e Peso da Régua, com uma regressão de 83 %.

Entre 1989 e 1999, assistiu-se a uma redução generalizada de 37 % de animais equídeos na região em estudo. Apenas os municípios de Mondim de Basto e de Montalegre cresceram dentro deste período, 137 % e 15 %, respetivamente. Já entre 1999 e 2009, a redução agravou-se, chegando a uma diminuição generalizada de 47 % do efetivo equídeo. Durante este período, apenas três municípios aumentaram o seu efetivo: Mondim de Basto (118 %), Ribeira de Pena (92 %) e Vila Real (6 %).

Apesar da maioria do efetivo equídeo estar situado na região central e leste da área de estudo, assistiu-se a uma regressão bastante acentuada. Por outro lado, a região mais ocidental, com um efetivo relativamente reduzido, tem vindo a aumentar bastante desde 1989, com algumas zonas a quadruplicar, como é o caso de Mondim de Basto.

Concluiu-se, então, que existe uma dinâmica acentuada na região em estudo relativamente às espécies de gado, que ocupam ainda uma fração importante na dieta do lobo. É crucial entender a distribuição e evolução destas, de forma a perceber a disponibilidade alimentar para o lobo. No ano da presente dissertação, está a ser produzido o novo recenseamento agrícola (2019). De forma a entender melhor a evolução destas espécies, avaliar os novos dados do RA19 será importante para melhorar o modelo produzido com este trabalho.

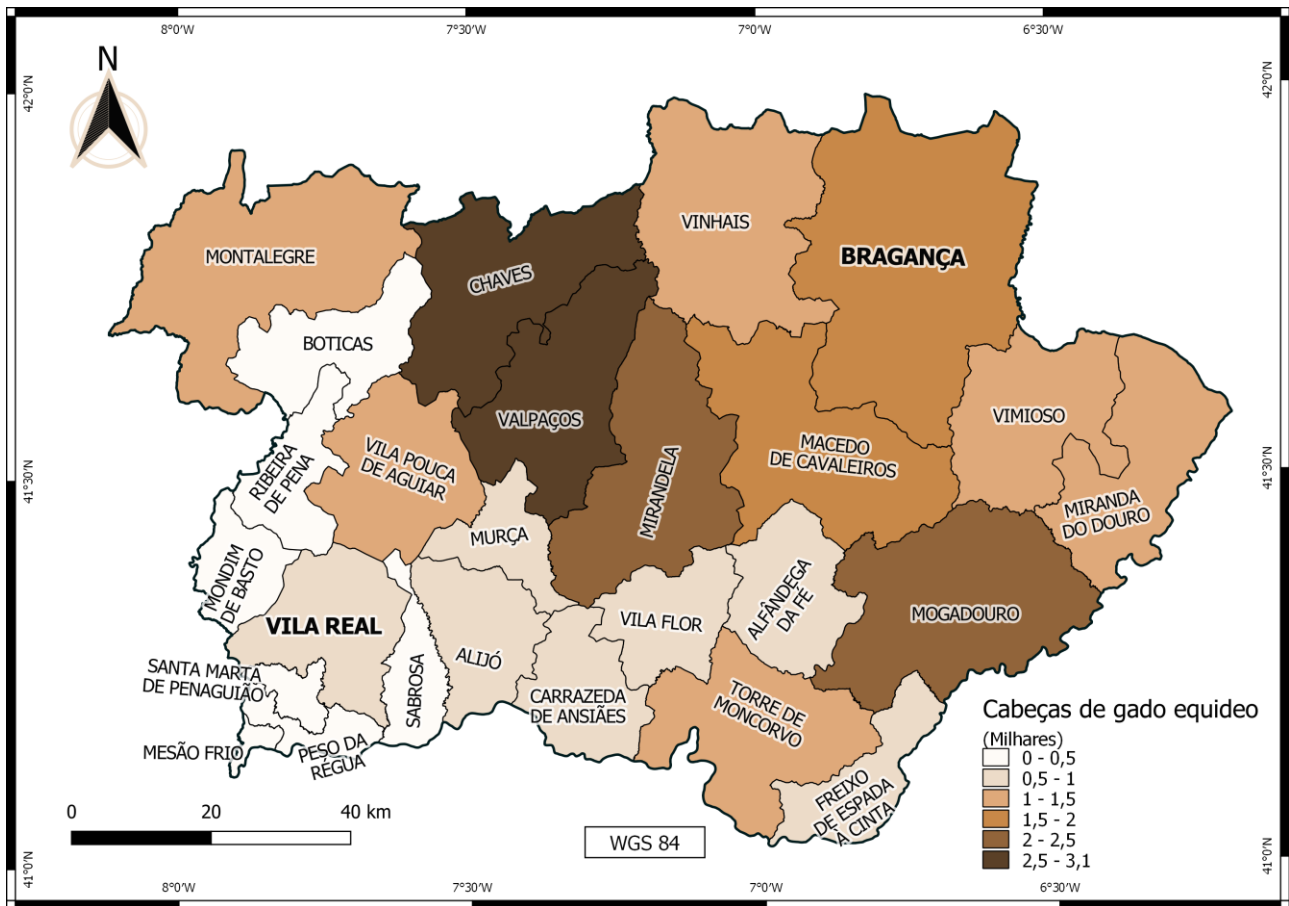


Figura 35 – Número médio de cabeças de gado equídeo por município, entre 1989 e 2009 (INE, 2019).

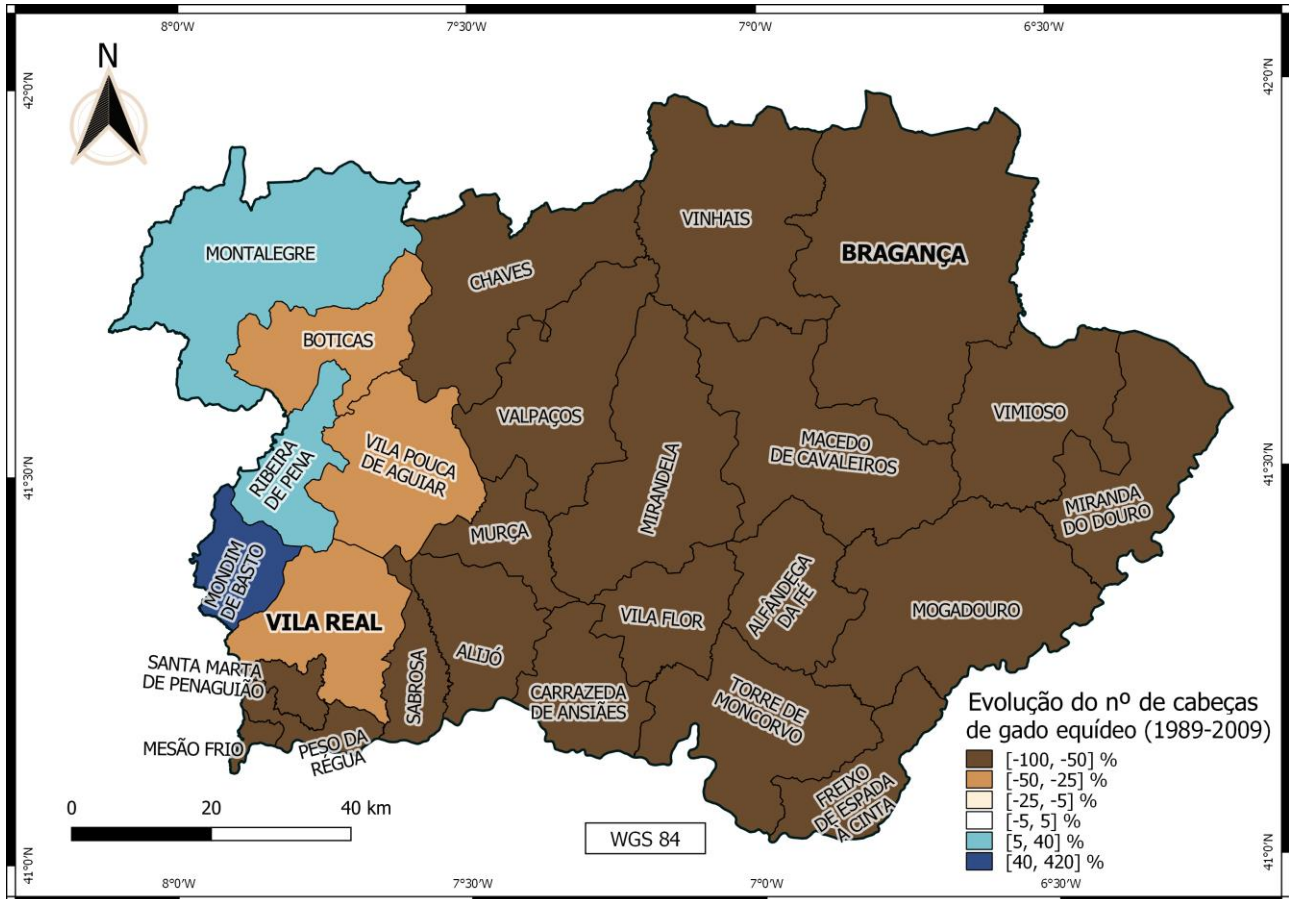


Figura 36 – Evolução do número de cabeças de gado equídeo entre 1989 e 2009 (INE, 2019).

3.1.4. USO DO SOLO

Como base para a avaliação dos vários tipos de uso do solo na região em estudo, foram utilizados os dados disponibilizados pela Direção Geral do Território (DGT) da Carta de Uso e Ocupação do Solo (COS). A COS é um produto nacional que inclui uma série temporal com quatro anos de referência (1995, 2007, 2010 e 2015; DGT, 2019b). De forma a criar intervalos de tempo semelhantes, foram analisadas apenas as COS correspondentes aos anos de 1995, 2007 e 2015. A COS1995 tem 89 classes, a COS2007 tem 225 classes e a COS2015 tem 48 classes, tendo todas nomenclaturas com a mesma base hierárquica e, por isso, são comparáveis. A informação encontra-se em formato vetorial, forma de polígonos, e possui uma unidade mínima cartográfica de um hectare e uma distância mínima entre linhas de 20 metros (DGT, 2019b).

As COS estão divididas em cinco megaclasses: territórios artificializados; áreas agrícolas e agroflorestais, abreviado para “agricultura”; florestas e meios naturais e seminaturais, abreviado para “florestas”; zonas húmidas; e corpos de água. Nas Figuras 37, 38 e 39 é possível observar o tipo de uso de solo para os anos de 1995, 2007 e 2015, respetivamente. As florestas são o tipo de uso de solo em maior abundância ($\cong 63\%$), seguido pelas áreas agrícolas ($\cong 34\%$), ocupando conjuntamente cerca de 97% da área de estudo. A restante área contempla os territórios artificializados ($\cong 2\%$), os corpos de água ($\cong 1\%$) e, sem expressão relevante, as zonas húmidas.

Com o auxílio da Figura 40, é possível observar as diferenças no uso do solo neste período. As tendências são lineares para o intervalo de 20 anos referido, onde as áreas agrícolas perderam cerca de 460 km² (12% da sua área em 1995) e as áreas florestais ganharam cerca de 360 km² (5% da sua área em 1995). O território urbano foi aquele que teve o maior crescimento das cinco megaclasses, crescendo 46% em relação a 1995, correspondendo a um aumento de 82 km². Também foi observado um crescimento de 20 km² na área ocupada pelos corpos de água, correspondentes a cerca de 22% da sua área em 1995. Este aumento é justificado pela inclusão de uma massa de água do rio Sabor nos municípios de Torre de Moncorvo, de Alfândega da Fé e de Mogadouro, devido à construção da grande hídrica do Baixo Sabor entre 2008 e 2014.

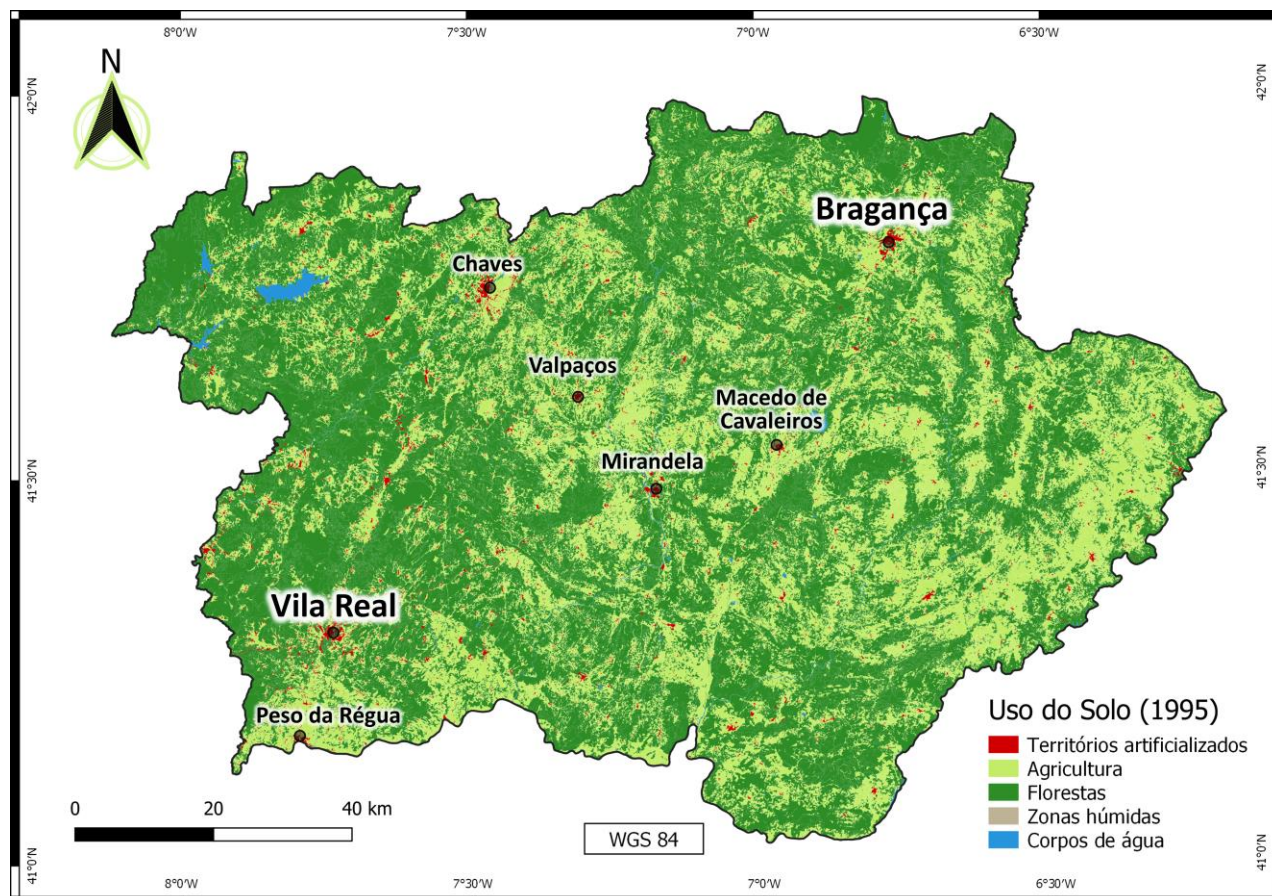


Figura 37 – COS1995 com os vários tipo de uso do solo da área de estudo, dividido por megaclasses (DGT, 2019b).

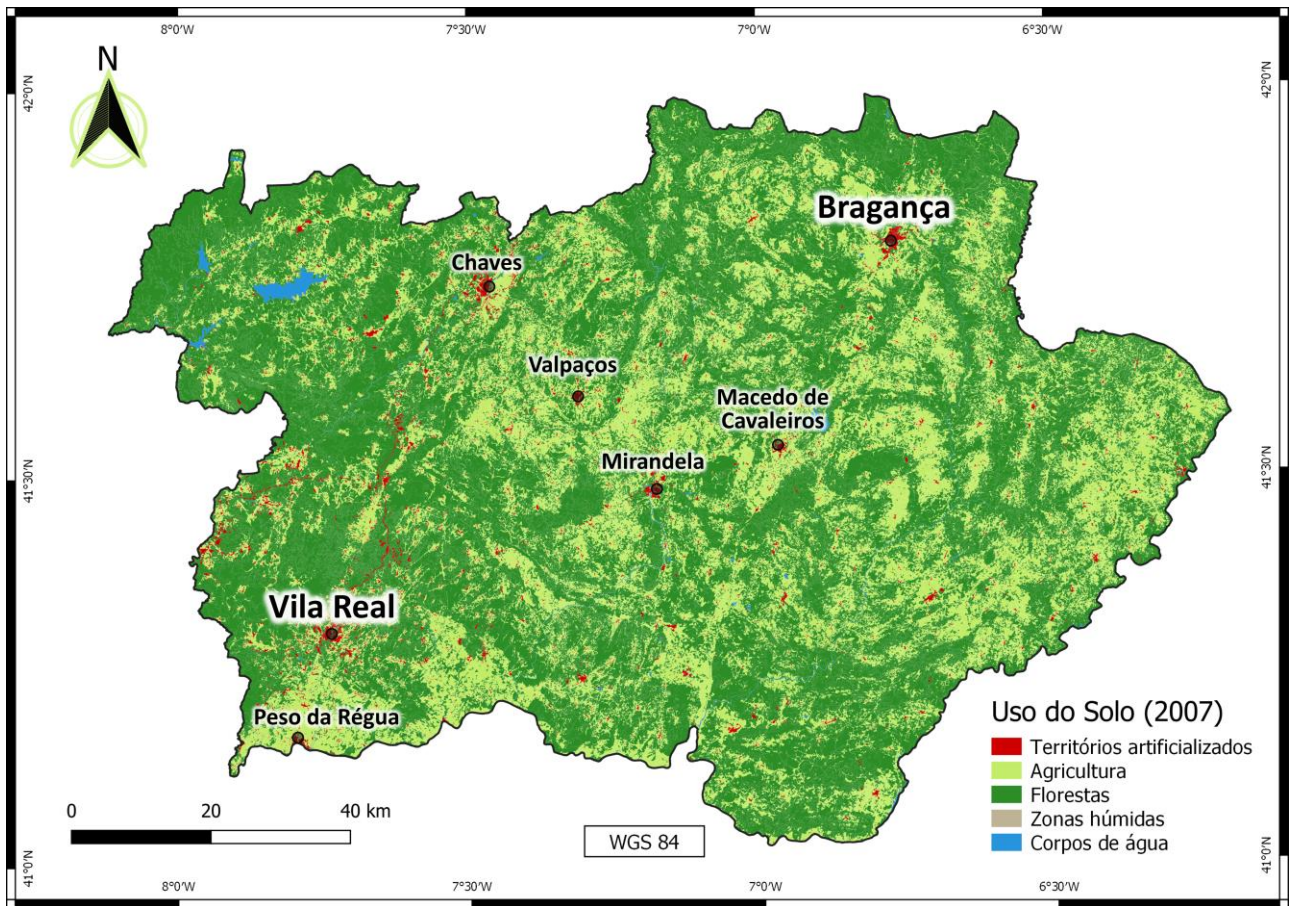


Figura 38 – COS2007 com os vários tipo de uso do solo da área de estudo, dividido por megaclases (DGT, 2019b).

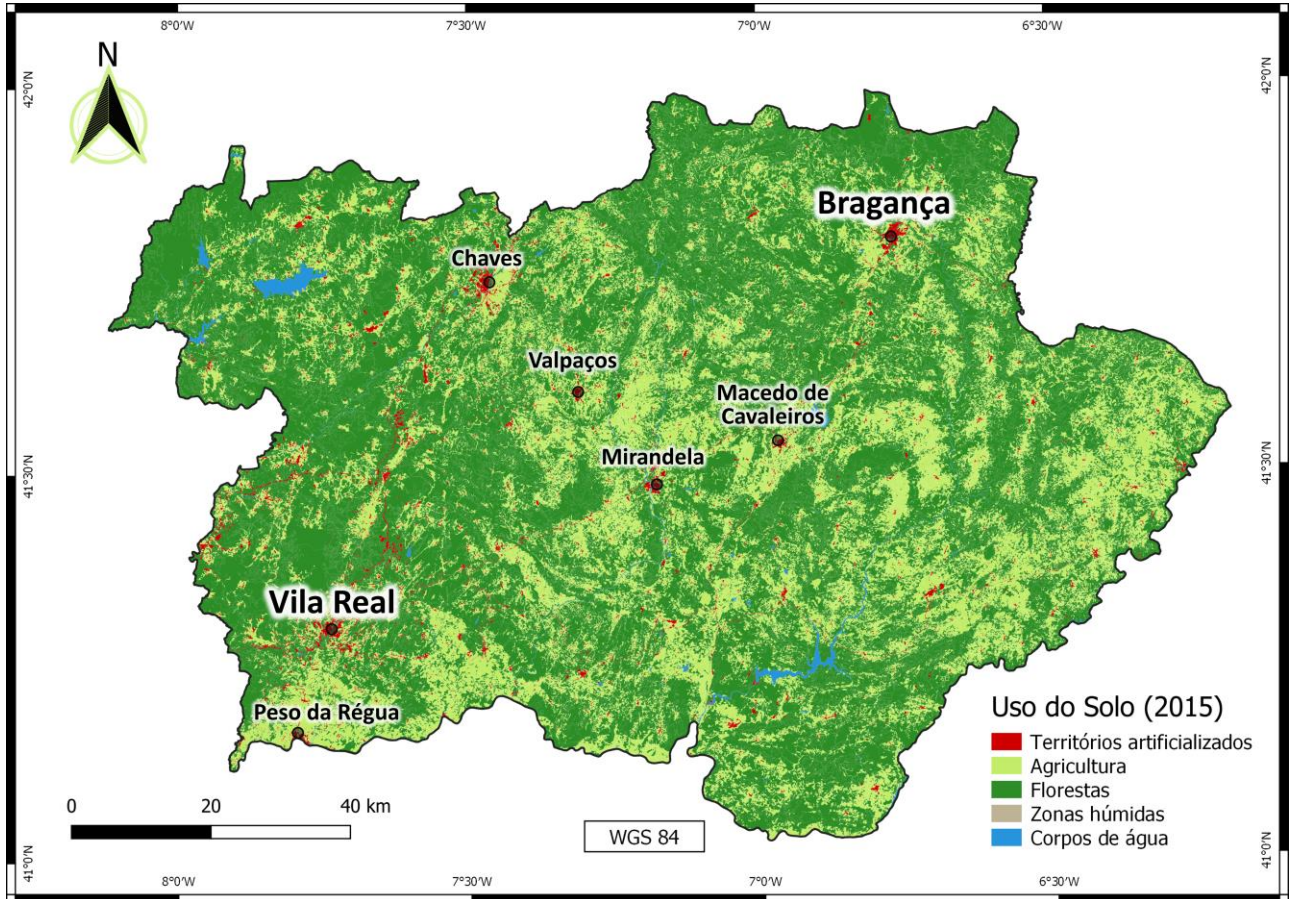


Figura 39 – COS2015 com os vários tipo de uso do solo da área de estudo, dividido por megaclases (DGT, 2019b).

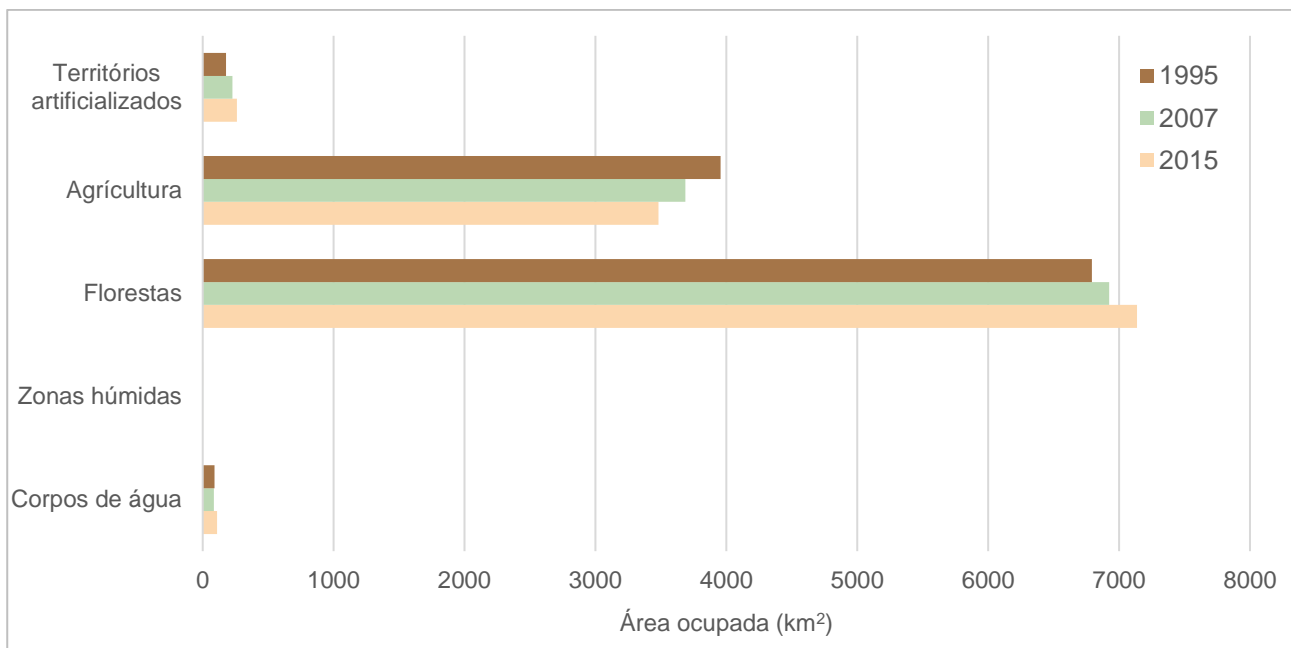


Figura 40 – Evolução do tipo de uso de solo para a área de estudo entre 1995 e 2015 (DGT, 2019b).

i. Territórios artificializados

Os territórios artificializados de cada COS foram comparados, de forma a entender a sua tendência evolutiva (Figura 41). Esta comparação teve de ser feita à escala da megaclasse, visto que a COS 1995 é limitativa por não ter a descrição do tipo de território artificializado (informação detalhada no Anexo 1 – Uniformização das classes da Carta de Ocupação do Solo 1995, 2007 e 2015 – Tabela I – Territórios artificializados).

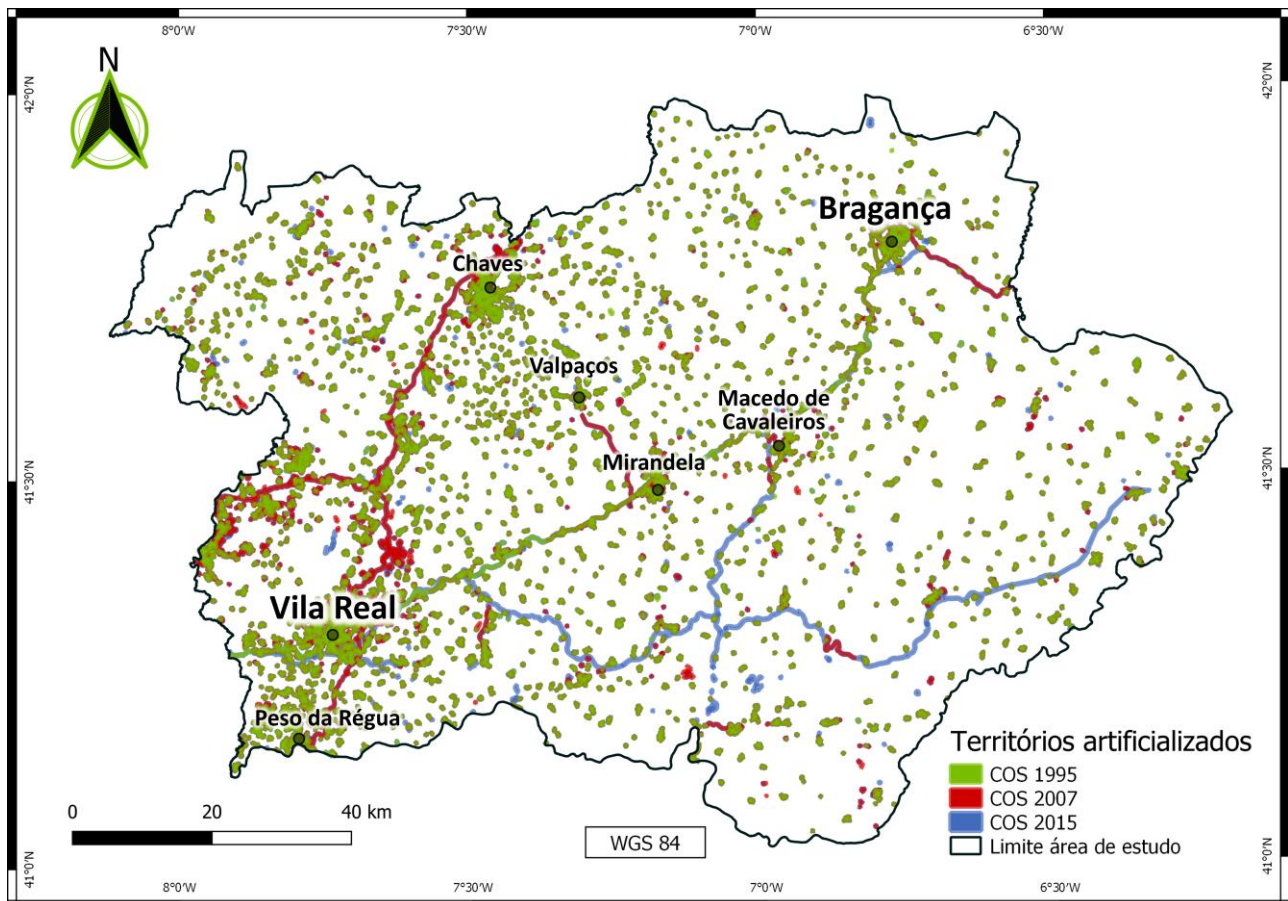


Figura 41 – Mapa com a evolução dos territórios artificializados nos anos de 1995, 2007 e 2015 (DGT, 2019b).

A megaclassa “territórios artificializados” está dividida, nas COS 2007 e 2015, em quatro classes: tecido urbano; indústria, comércio e transportes; áreas de extração de inertes, áreas de deposição de resíduos e estaleiros de construção; e espaços verdes urbanos, equipamentos desportivos, culturais e de lazer, e zonas históricas. Com o auxílio destes dados e de outros complementares provenientes de outras fontes, foi feita a divisão desta classe para os diferentes anos.

Como pode ser observado na Figura 41, o grande crescimento deveu-se, sobretudo, ao aumento da rede rodoviária na região em estudo, com a construção de novos troços: um, latitudinal, construído entre 1995 e 2007; e um outro, longitudinal, entre 2007 e 2015. Percebe-se, assim, que a rede de transportes da região em estudo sofreu grandes mudanças, sendo relevante para a sua biodiversidade em termos de fragmentação do território. É também perceptível a limitação da COS no que toca à identificação de objetos com dimensão inferior a 20 m, como grande parte das estradas e ferrovias, cruciais para caracterizar a fragmentação da região, por não serem identificadas.

Por conseguinte, na categoria dos “territórios artificializados”, foi incluída a Rede Rodoviária Nacional (RRN). A RRN foi analisada a partir de uma base de dados disponibilizada pelo Instituto de Mobilidade e Transportes (IMT). Esta base de dados, em formato vetorial (linhas), contém informação relativa à rede de estradas dos distritos de Vila Real e de Bragança, com o ano de abertura ao tráfego das mesmas (Figura 42) e a descrição do número de vias para cada troço (Figura 43). Contudo, esta informação é limitada por duas razões: contém apenas informação das estradas principais, não incluindo as estradas ou caminhos de terra batida e/ou as pavimentadas de pequenas dimensões; e grande parte dos troços abertos ao tráfego antes de 2008 não estão datados – data da criação do Instituto de Infraestruturas Rodoviárias (InIR), após fusão que deu origem ao IMT. Além disso, troços correspondentes às estradas nacionais 216 e 315, identificadas na RRN, estão atualmente submersas e, por isso, foram excluídas da análise.

Ainda assim, foi possível identificar a construção de três autoestradas dentro da área de estudo, através do número de vias presentes na RRN: a A24, a A7 e a A4.

Finalizada em 2007, a A24, designada por Autoestrada do Interior Norte, faz a ligação entre a A25 (em Viseu, a sul da área de estudo) e Chaves (na fronteira norte com Espanha; Leitão et al., 2014). Tem uma extensão total de 162 km, dos quais mais de metade se localiza no distrito de Vila Real, cortando-o de norte a sul.

A A7 inicia na Póvoa do Varzim (no litoral, entre os distritos de Porto e Braga) e termina no nó com a A24, localizado no município de Vila Pouca de Aguiar (distrito de Vila Real). Apesar de a autoestrada ter chegado a Vila Pouca de Aguiar no ano de 2005, só dois anos depois foi oficialmente dada como terminada, após a construção da A24 e consequente nó de ligação (Leitão et al., 2014).

Das três autoestradas identificadas, a mais recentemente concluída é a A4, designada Autoestrada de Trás-os-Montes e Alto Douro. Esta autoestrada liga Quintanilha (no distrito de Bragança) a Matosinhos (no litoral), ligando o interior a norte do Douro com a área metropolitana do Porto (Leitão et al., 2014). A obra foi dada como concluída apenas em 2016, após a abertura do Túnel do Marão, o maior túnel da Península Ibérica, com cerca de 6 km de extensão (IP, 2016b), quebrando, assim, a grande barreira física entre o interior e o litoral que a Serra do Marão representava. A A4 tem uma extensão total de 223 km, em que cerca de três quartos ficam situados nos distritos de Vila Real e de Bragança, cortando longitudinalmente a área de estudo até à fronteira, onde se liga com a estrada N-122, em território espanhol.

Devido às limitações apontadas à RRN, foram ainda incluídos os dados do OpenStreetMap (OSM), uma base de dados geográficos *open source* em formato vetorial. Depois de terem sido filtradas apenas as camadas referentes às infraestruturas de transportes, estas foram divididas em seis categorias: autoestradas, grandes estradas de asfalto, pequenas estradas de asfalto, estradas de terra batida, ferrovias abandonadas e ferrovias em uso.

As categorias “grandes estradas com asfalto” e “autoestradas” da OSM foram calibradas através da RRN, fazendo corresponder aos troços identificados anteriormente com as classificações “1 a 2 vias” e “3 a 4 vias”, respetivamente. O resultado está ilustrado na Figura 44.

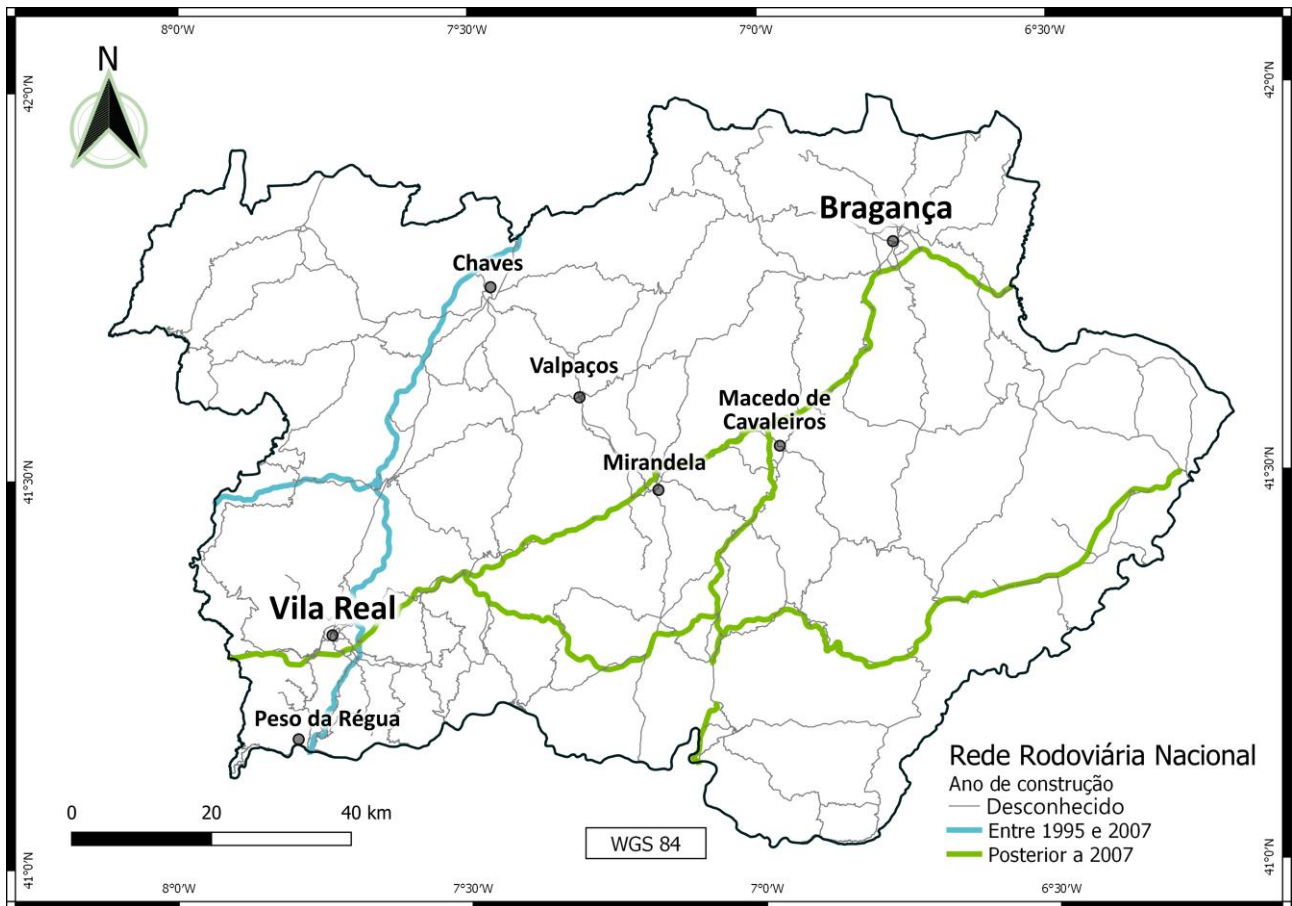


Figura 42 – Ano de abertura ao tráfego dos troços pertencentes à RRN (IMT, 2019).

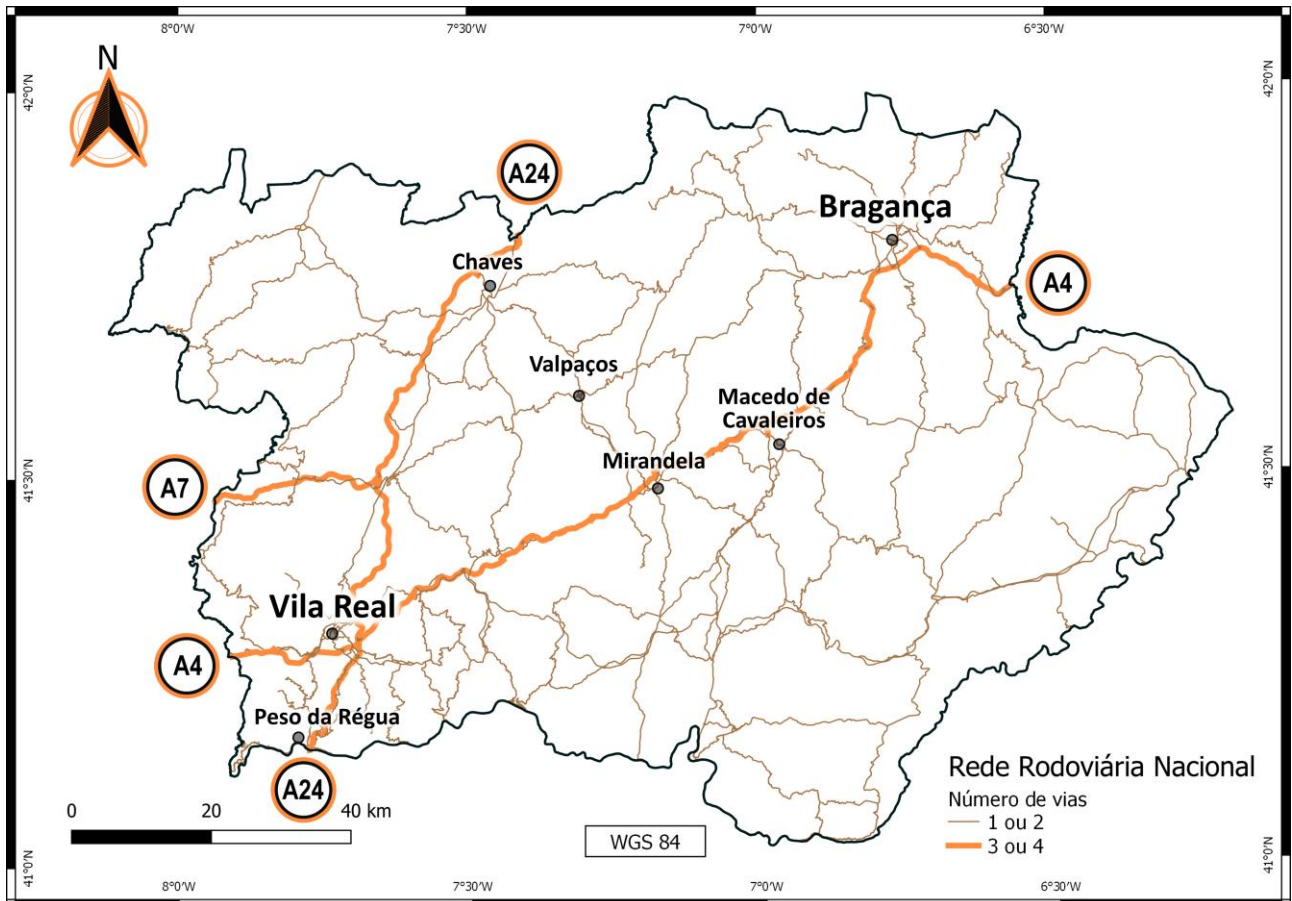


Figura 43 – Número de vias dos troços pertencentes à RRN com respectiva identificação das autoestradas (IMT, 2019).

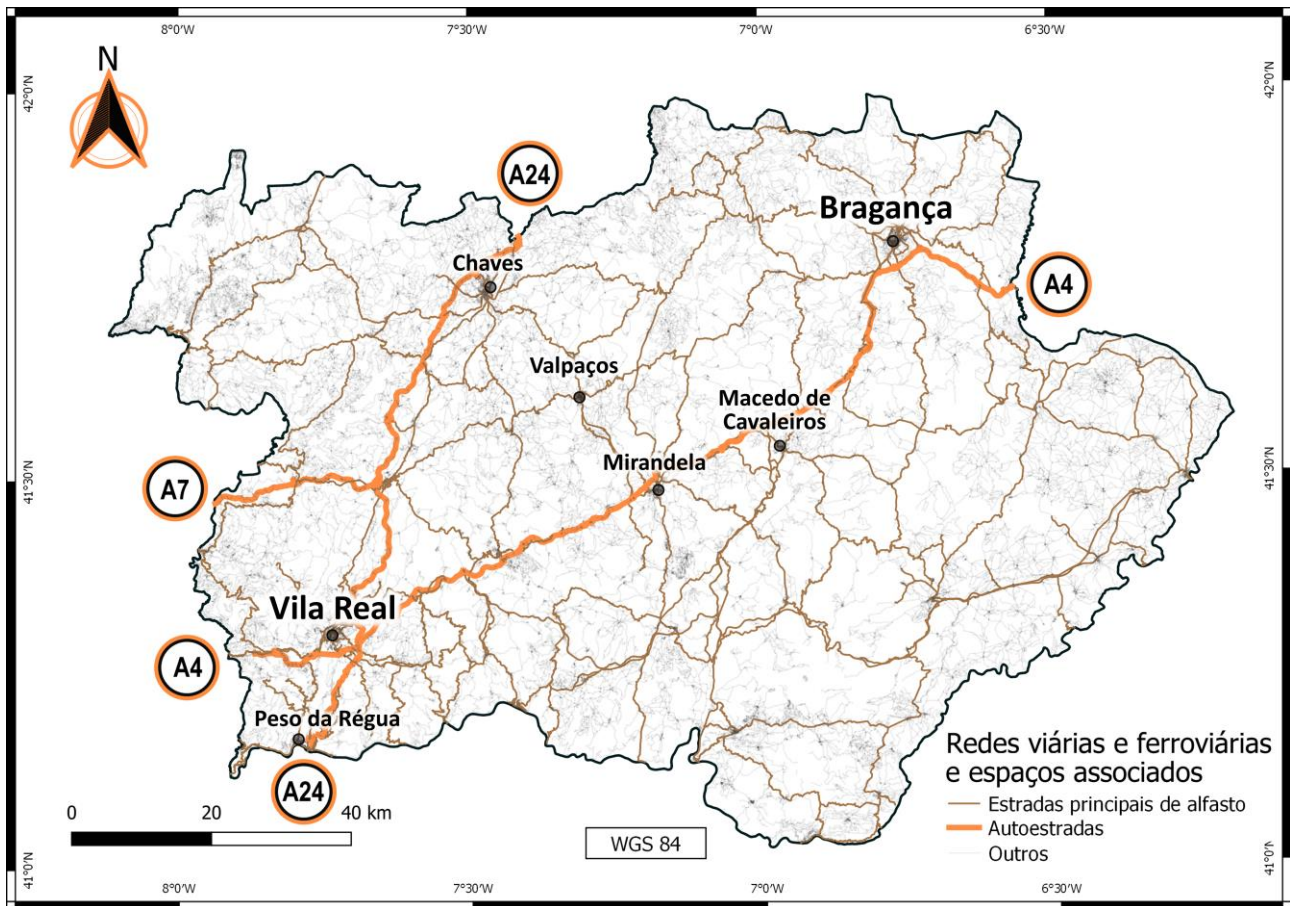


Figura 44 – Estradas principais de asfalto e autoestradas (OSM, 2019).

Além disso, foi ainda adicionada a informação relativa a estradas de menor dimensão, que não estão representadas nem na COS, nem da RRN. Assim, na Figura 45, é possível observar as pequenas estradas de asfalto e as estradas de terra batida. É de referir que não há informação disponível relativamente ao ano de abertura destas ao tráfego.

Ainda através da OSM, foi identificada a rede ferroviária da região em estudo, diferenciando as ferrovias em uso das que estão abandonadas. Como pode ser observado na Figura 46, grande parte das ferrovias identificadas estão abandonadas, tendo muitas sido convertidas em troços de estrada, assim como em caminhos, utilizados não só por peões e ciclistas, mas também pelo lobo.

Antigamente, a rede ferroviária da região era dividida em quatro linhas que serviam a população do interior norte de Portugal, permitindo a ligação das principais cidades entre si e destas com o litoral. Das quatro, apenas a linha do Douro continua ao serviço, enquanto a do Sabor, do Corgo e do Tua estão desativadas.

A linha do Douro, com o primeiro troço a ser inaugurado em 1875 (IP, 2016a), liga a zona metropolitana do Porto ao interior Norte. Dentro da área de estudo, esta linha estende-se em direção a Espanha, a norte do rio Douro até um pouco depois da estação do Tua. A ferrovia acaba por cruzar o rio, onde percorre a parte sul do Douro, desde a estação de Ferrosa (região de Vale de Figueira) até à estação de Barca d'Alva (fronteira com Espanha), não estando, por isso, este troço representado dentro da área de estudo da presente dissertação. Em 1887, com a conclusão da ligação com a estação de Barca d'Alva, completando uma extensão de cerca de 200 km (Alves, 2015), foi estabelecida a ligação com a linha ferroviária espanhola, que permitiu a ligação entre o Porto e Salamanca (Linha Internacional de Pocinho a La Fuente de San Esteban). Contudo, desde 1988, os últimos 30 km da linha estão encerrados, acabando, desta feita, a ligação internacional, tornando-se a estação de Pocinho a última paragem da linha do Douro (IP, 2016a).

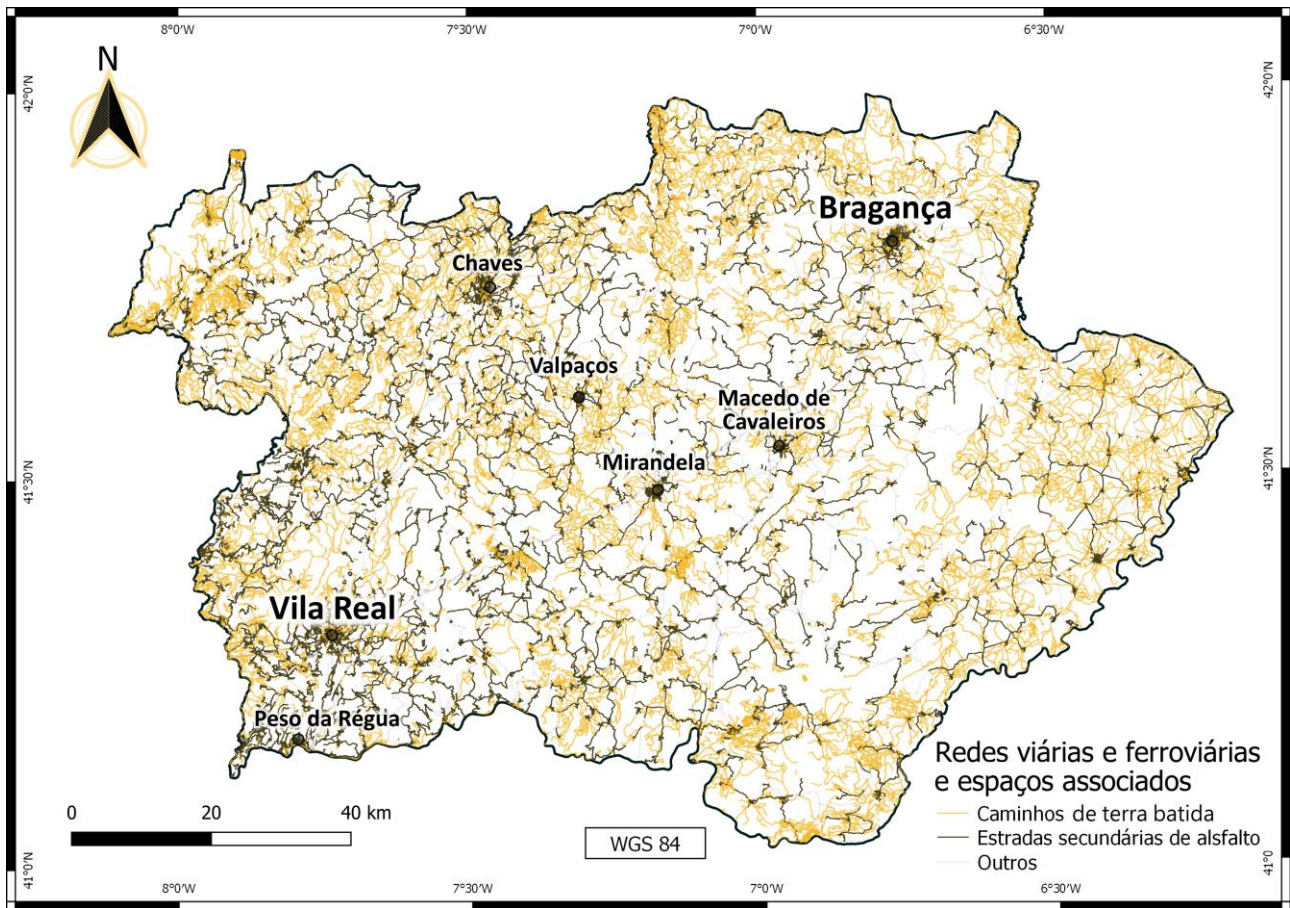


Figura 45 – Caminhos de terra batida e estradas secundárias de asfalto (OMS, 2019).

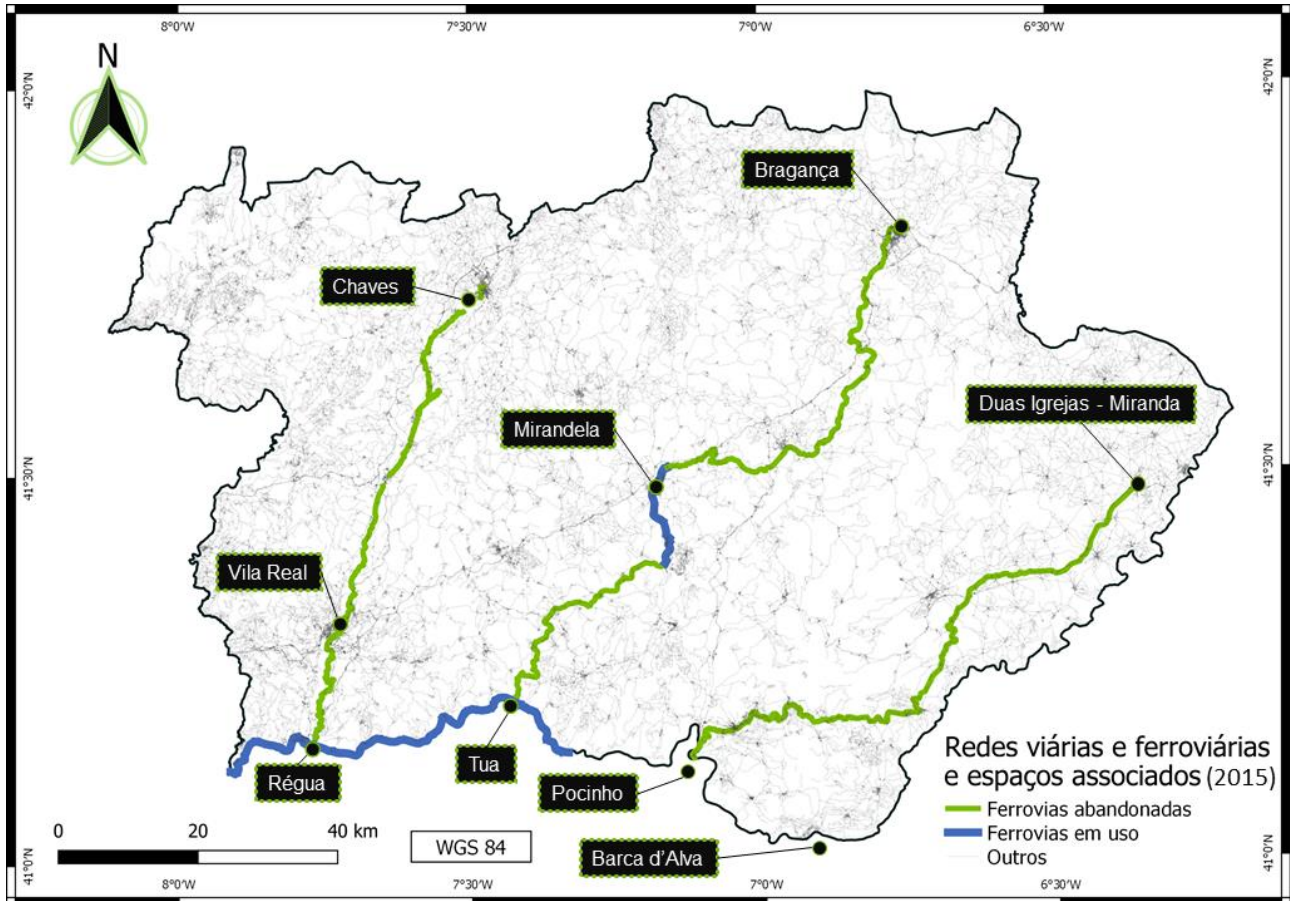


Figura 46 – Rede ferroviária da região em estudo em 2015, com troços abandonadas e as linhas em uso (OMS, 2019).

No princípio da década de 1920, foi inaugurada a linha do Corgo, uma ramificação da linha do Douro, que ligava a região da Régua a Chaves, passando pela cidade de Vila Real, num total de quase 96 km de extensão. Porém, em 1990, o troço mais a norte, que ligava Vila Real a Chaves, foi encerrado. Duas décadas mais tarde, após alguns acidentes entre Vila Real e a Régua, o troço de linha que restava foi também ele encerrado, sendo 2010 a data de encerramento total da linha do Corgo (Alves, 2015).

A linha do Sabor ligava a estação de Pocinho (linha do Douro) à estação de Duas Igrejas – Miranda, no extremo nordeste do país, completando cerca de 106 km de extensão. A história desta linha durou apenas meio século, desde a inauguração, em 1938, até ao seu encerramento, em 1988 (Alves, 2015).

A linha do Tua tem uma história um pouco diferente das restantes. A ligação entre a estação do Tua (pertencente à linha do Douro) e a cidade de Bragança, completando uma extensão total de aproximadamente 134 km, foi dada como concluída em 1906. Porém, em 1991, o troço entre Mirandela e Bragança foi encerrado, mantendo-se apenas o troço Tua - Mirandela. Em 1995, foi feita a adaptação de um troço de 4 km desta linha, ligando a estação Carvalhais, a norte, à estação do Cachão, a sul da cidade, através do Metropolitano Ligeiro de Mirandela. Entre 2007 e 2008, ocorreram quatro acidentes na linha do Tua, levando ao encerramento definitivo da circulação ferroviária entre as estações do Cachão e do Tua. Consequentemente, desde 2008, o Metropolitano Ligeiro de Mirandela passou a ser o único serviço nesta linha (Alves, 2015).

A região em estudo assistiu, assim, a uma transfiguração da sua rede de transportes, com a aposta na rede rodoviária em substituição do transporte ferroviário.

Além da rede de transportes, os equipamentos de produção de energia são importantes infraestruturas humanas a considerar para a avaliação do uso do solo. Entre estas, os aerogeradores, usados para a produção de energia eólica, são equipamentos relevantes que não estão representados na COS.

De forma a perceber a situação atual das infraestruturas para a produção de energia na área de estudo, foram utilizados os dados da plataforma e2p (base de dados de fontes renováveis de energia), lançada no final de 2017 pela Associação Portuguesa de Energias Renováveis (APREN) em colaboração com o Instituto de Ciência e Inovação em Engenharia Mecânica e Engenharia Industrial (INEGI).

Até 1995, a fonte de energia renovável era maioritariamente hídrica [nove grandes e sete pequenas centrais hídricas (PCH)] e, numa pequena parte, proveniente do biogás produzido no aterro sanitário de Andraes, às portas da cidade de Vila Real (Figura 47).

O resultado dos investimentos em energias renováveis torna-se notável até 2007, com a instalação de 26 parques eólicos e 1 fotovoltaico. Além disso, foi ainda instalada mais 1 grande hídrica e outras 10 PCH (Figura 48). Entre 2007 e 2015, todos os tipos de tecnologia de energias renováveis cresceram, tendo sido instalados outros 15 parques eólicos, 1 fotovoltaico, 7 grandes hídricas, 3 PCH e 2 novos aterros sanitários para produção de biogás. De referir que 4 grandes hídricas e 1 fotovoltaico destes foram apenas inaugurados entre 2016 e 2017. Contudo, foram incluídos na análise do ano de 2015, visto que já se encontravam em construção (Figura 49).

Com o auxílio da Figura 50, podemos observar a evolução cumulativa dos vários tipos de energias descritas anteriormente, que, no ano de 2015 contava com um total de 83 estabelecimentos para fins de produção de energia renovável.

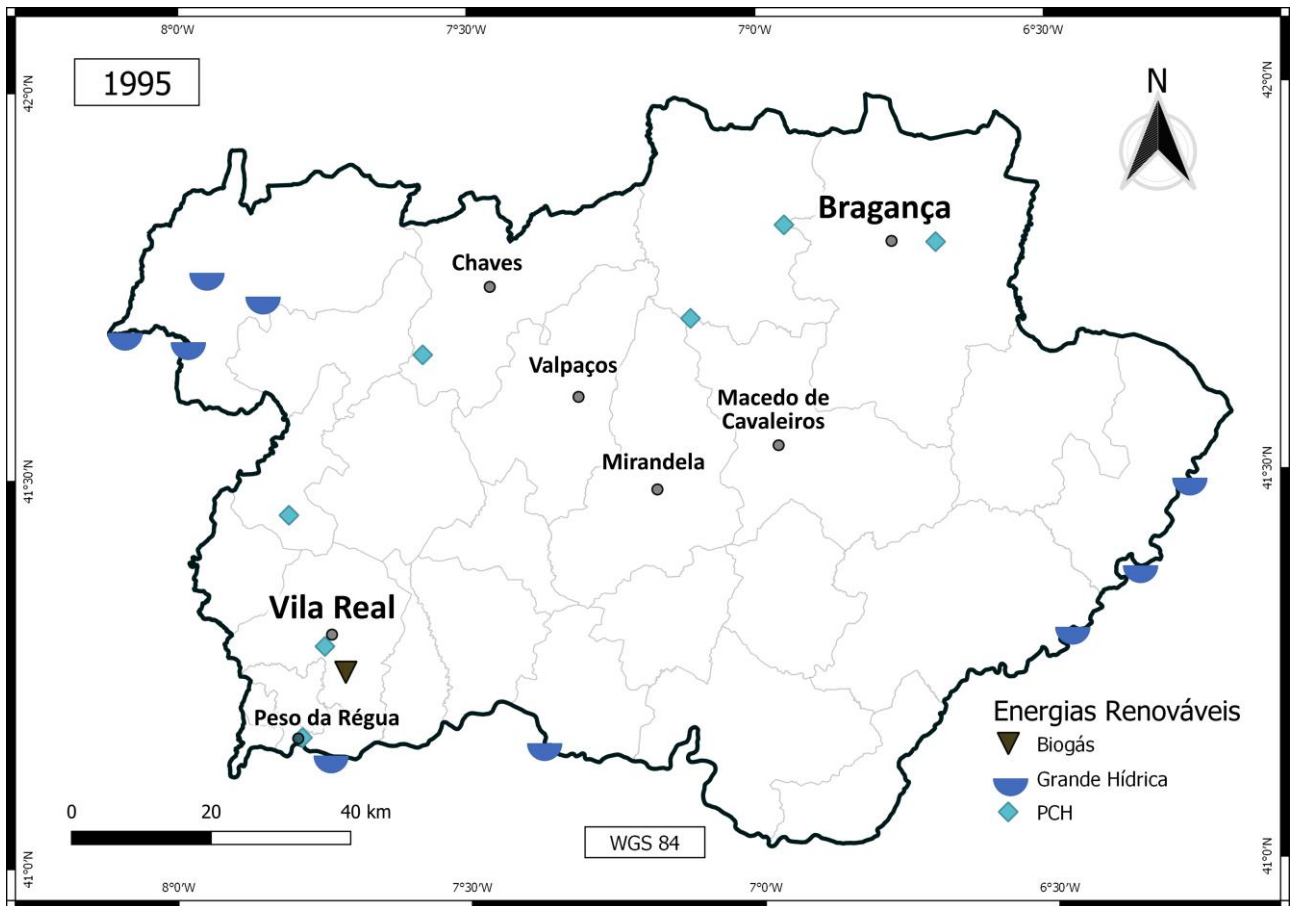


Figura 47 – Centros eletroprodutores de base renovável existentes na área de estudo até ao ano de 1995 (INEGI & APREN, 2019).

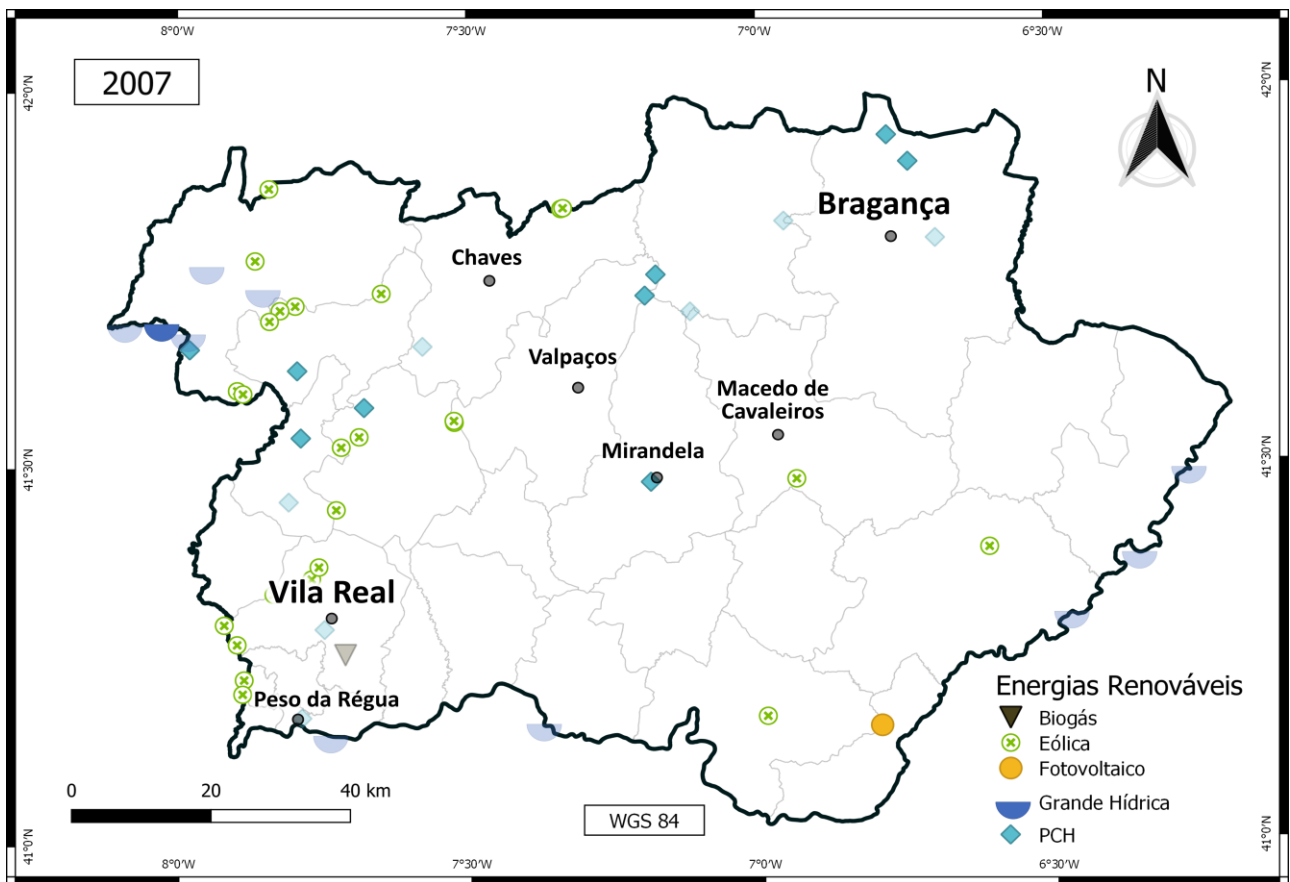


Figura 48 – Centros eletroprodutores de base renovável existentes na área de estudo até ao ano de 2007, com aqueles anteriores a 1995 com tom transparente (INEGI & APREN, 2019).

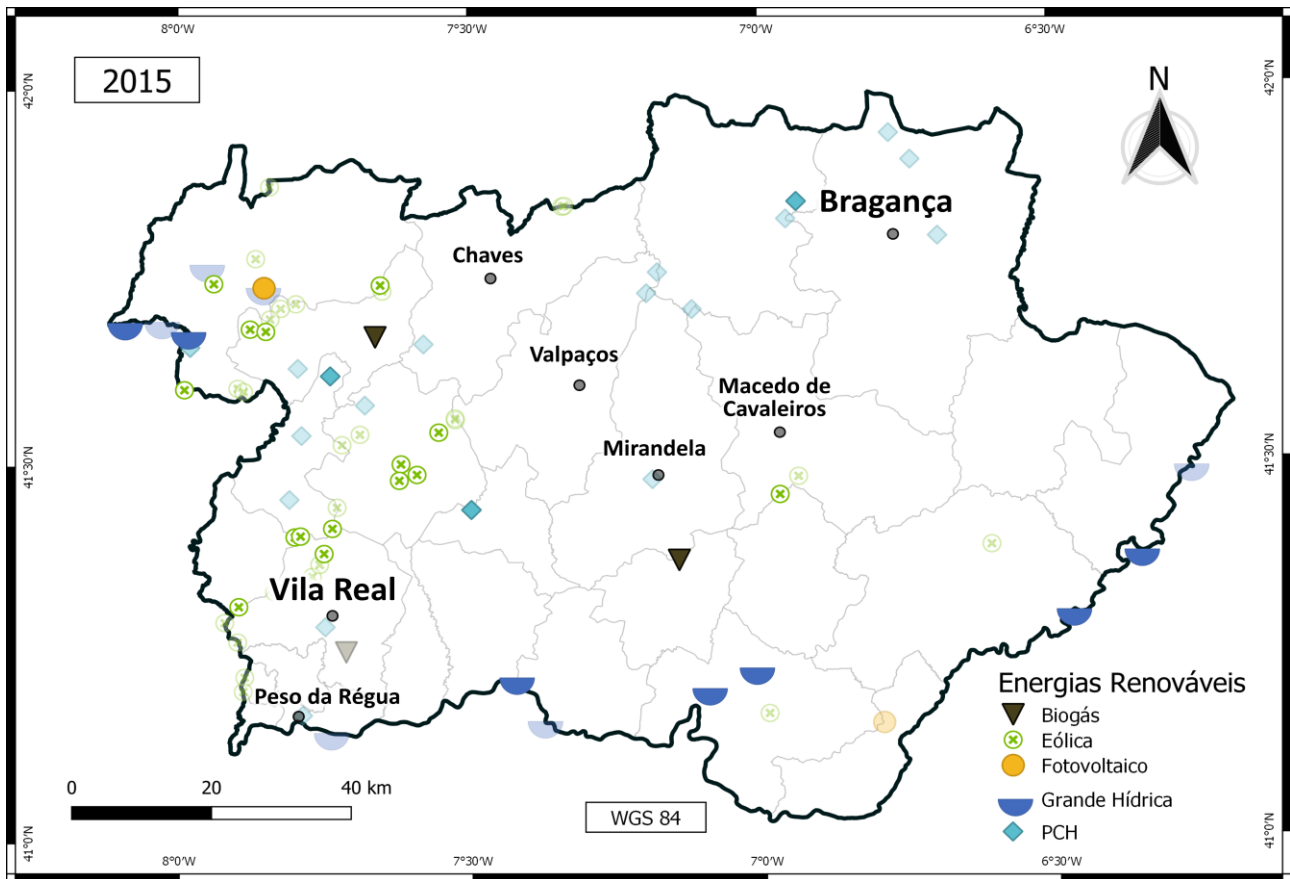


Figura 49 – Centros eletroprodutores de base renovável existentes na área de estudo até ao ano de 2015, com aqueles anteriores a 2007 com tom transparente (INEGI & APREN, 2019).

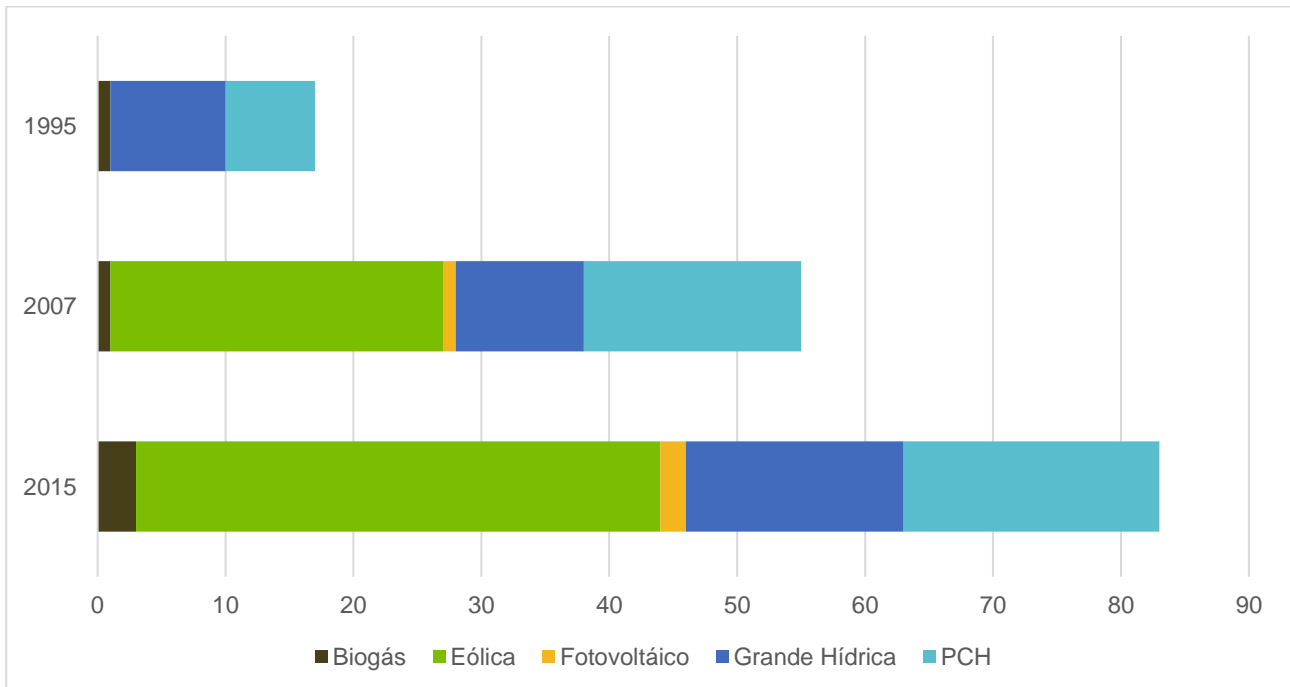


Figura 50 – Equipamentos existentes para a produção de energia renovável em 1995, 2007 e 2015 (INEGI & APREN, 2019).

Como já foi referido anteriormente, os parques eólicos são construídos normalmente em locais estratégicos para o lobo, daí ser importante saber a localização exata dos aerogeradores. A base de dados e2p tem informação relativa à localização pontual do parque eólico, assim como a quantidade de aerogeradores por parque. Surgiu, portanto, a necessidade de localizar os 455 aerogeradores (INEGI & APREN, 2019) dentro da área de estudo.

Esta tarefa foi realizada com auxílio de imagens de satélite (Google Maps, 2019; iGEO, 2019) e de mapas dos parques eólicos encontrados em vários documentos sobre os mesmos, como estudos de impacto ambiental, relatórios técnicos e não técnicos e relatórios de conformidade ambiental do projeto em execução (AAC, 2009; 2012; ECO & AP, 2004; IDP, 2010; PA, 2003; PEHA, 2009; PSCE, 2011a; 2011b; 2013).

Dos 455 aerogeradores, 289 foram construídos entre 1998 e 2007 e os restantes 166 até 2014. Apenas 36 aerogeradores se situam no distrito de Bragança, principalmente na serra de Bornes. Os restantes 419 aerogeradores situam-se ao longo da metade oeste do distrito de Vila Real. Os parques com maior número de aerogeradores são o parque eólico Alto da Coutada (72 aerogeradores), situado na serra da Padrela, e o parque eólico da Terra Fria (52 aerogeradores), localizado entre as serras do Gerês e do Larouco (Figura 51).

Com estes dados, complementou-se a informação da base de dados e2p, substituindo os 41 pontos relativos aos parques eólicos pelos 455 pontos relativos aos aerogeradores. Além disso, através da OSM, foram ainda adicionadas duas grandes hídricas espanholas (Aldeadávila e Saucelle), não incluídas na e2p, localizadas na parte sudeste da região de estudo, junto à fronteira. O resultado está ilustrado na Figura 52.

Os restantes tipos de territórios artificializados foram avaliados apenas para as COS de 2007 e de 2015, visto que a COS 1995 não tem a definição do tipo de solo artificializado. Foram excluídos os tipos de solo referentes às rodovias, visto que estes foram avaliados segundo outras fontes (RRN, 2019; OMS, 2019). Entre os tipos de territórios identificados estão: tecidos urbanos; aeródromos; indústrias e comércio (abreviado para “indústria”); áreas de extração de inertes, áreas de deposição de resíduos e estaleiros de construção (abreviado para “inertes”); e espaços verdes urbanos, equipamentos desportivos, culturais e de lazer, e zonas históricas (abreviado para “VDH”), estando representado a sua distribuição nas Figuras 53 e 54.

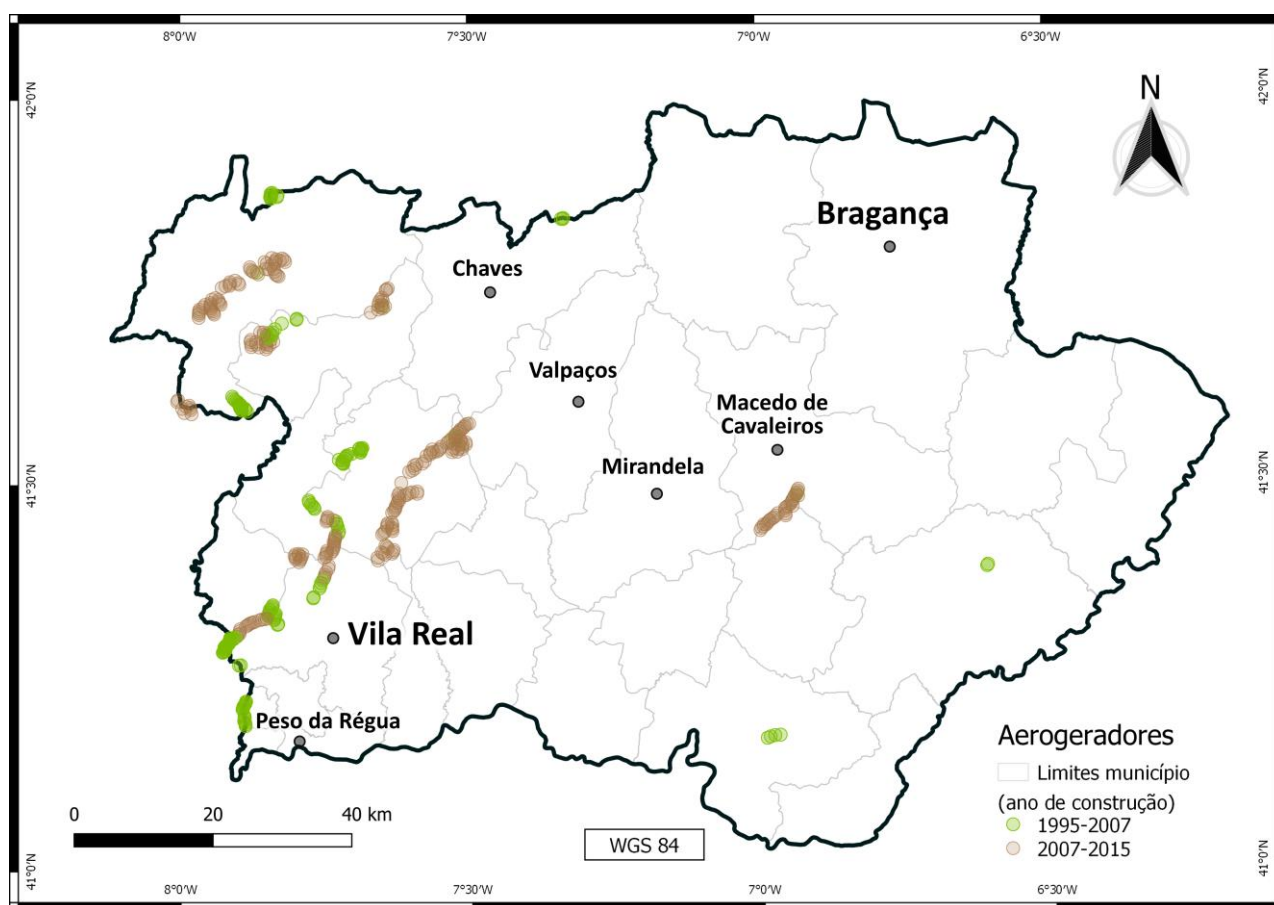


Figura 51 – Localização dos aerogeradores da área de estudo, pertencentes a parques eólicos construídos até 2007 (verde) e de 2007 a 2015 (castanho).

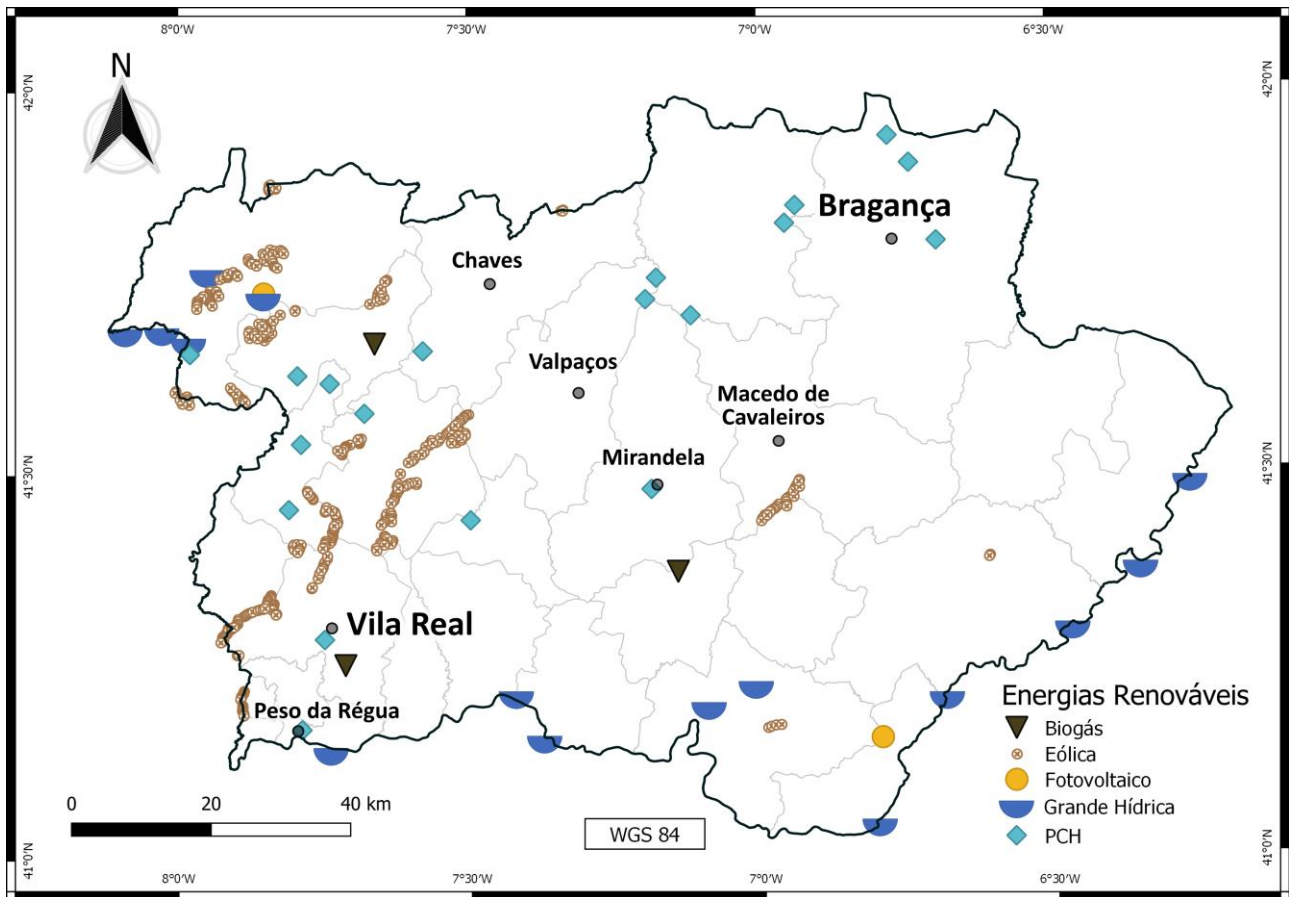


Figura 52 – Locais de produção de energia renovável na área de estudo.

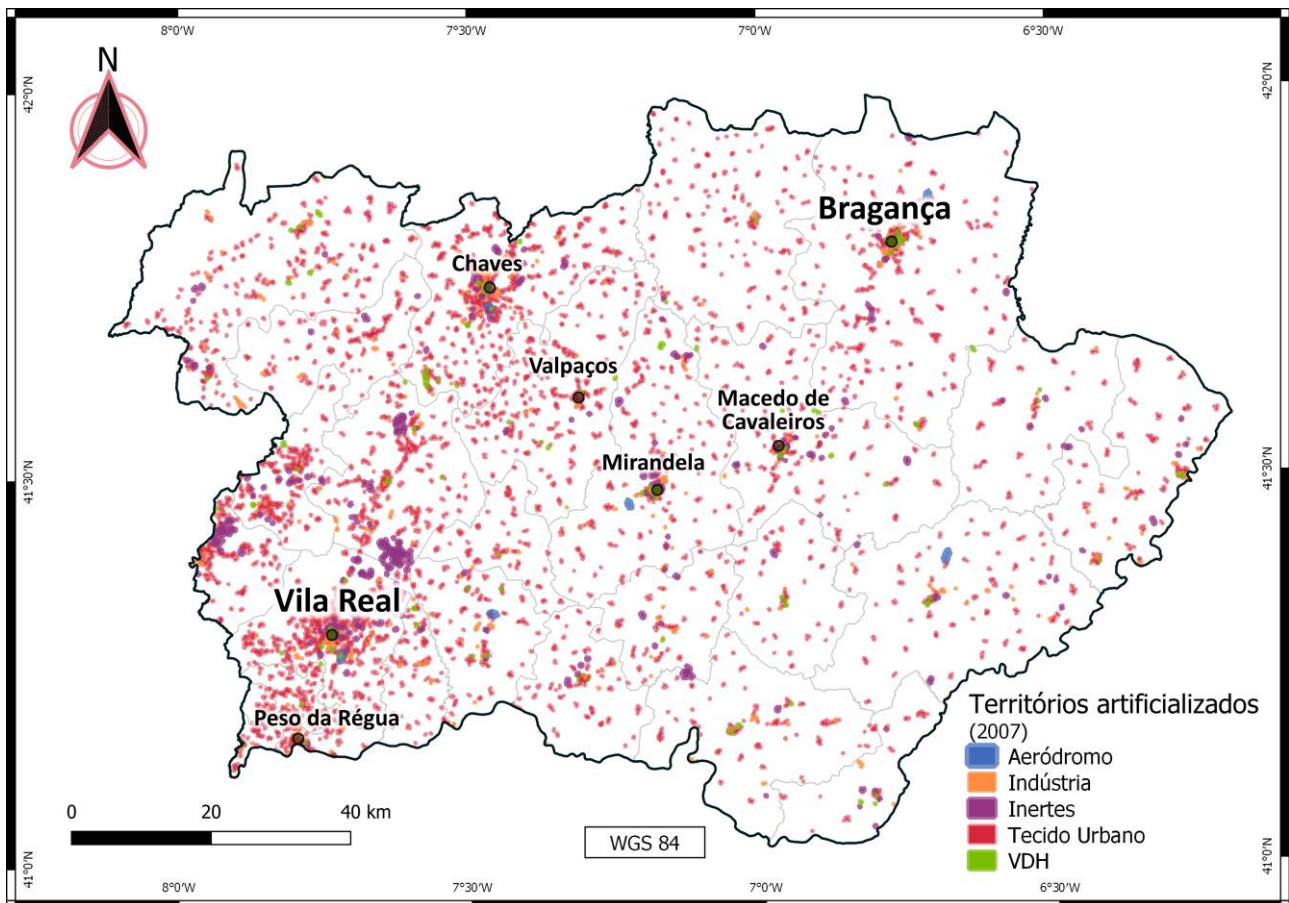


Figura 53 – Territórios artificializados, excepto rede de transportes, identificados na COS 2007 (DGT, 2019b).

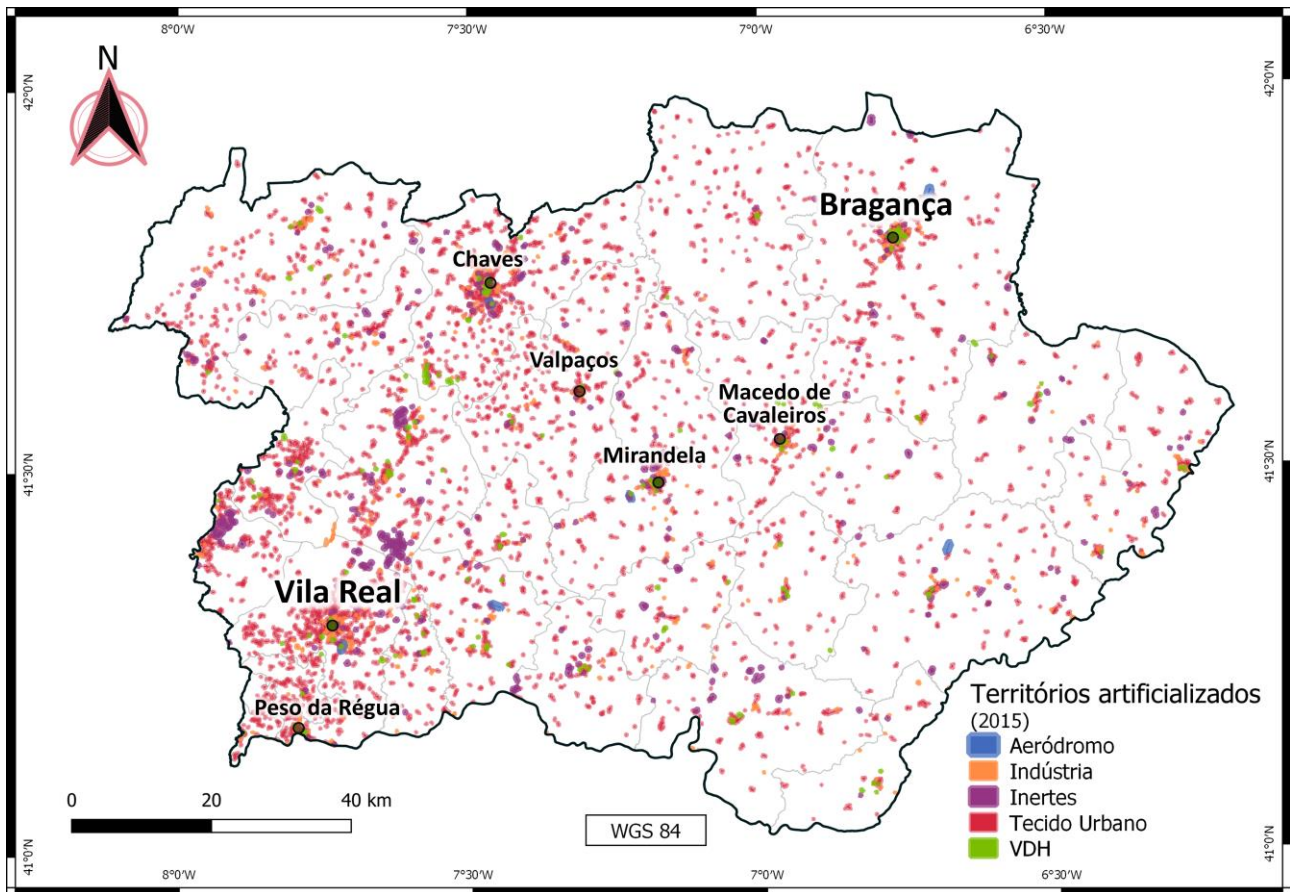


Figura 54 – Territórios artificializados, excepto rede de transportes, identificados na COS 2015 (DGT, 2019b).

Na Figura 55 é possível observar as diferenças entre as duas datas descritas. Das cinco classes identificadas, a classe “tecido urbano” é aquela que ocupa uma maior área, representando cerca de 81 %. Já as áreas relativas à classe “inertes” representam menos de 9 %, seguida pela classe “indústria” com pouco mais de 7 % e pela classe “VDH” com menos de 2 %. Dentro dos limites da área de estudo existem seis aeródromos, ainda que a soma das áreas ocupadas por estes sejam muito reduzidas (menos de 0,5 %).

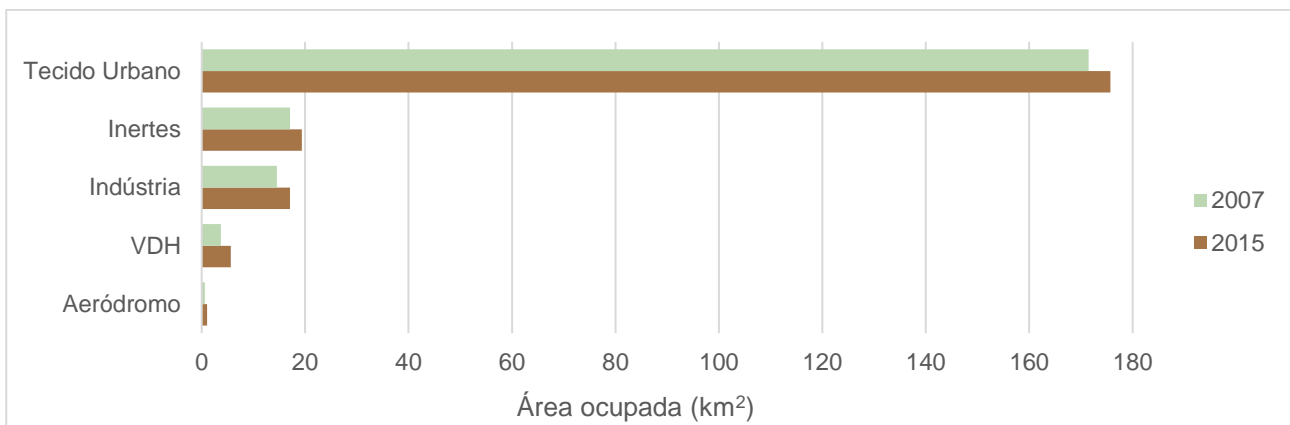


Figura 55 – Evolução dos territórios artificializados, excepto a rede de transportes, entre os anos de 2007 e 2015 (DGT, 2019b).

Entre 2007 e 2015, os territórios artificializados, sem contar com a rede de transportes, tiveram um aumento de quase 6 %. Das cinco classes, aquela relativa a aeródromos foi a que teve um maior crescimento (79 %), ainda que este aumento tenha que ver com o método de identificação dos limites destes e não pela construção de novos aeródromos ou alargamento dos mesmos. A classe “VDH” teve também ela um crescimento substancial (52 %), entre 2007 e 2015. As classes “indústria”, “inertes” e “tecido urbano” tiveram também elas um aumento, ainda que mais reduzido (17 %, 12 % e 2 %, respetivamente).

ii. Agricultura

Para a segunda megaclasse da COS, relativa a terrenos agrícolas, foi feita a divisão em nove categorias: culturas temporárias de sequeiro e regadio (CTSR); vinhas; pomares; olivais; pastagens permanentes (PP); culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes (CTPCP); sistemas culturais e parcelares complexos (SCPC); agricultura com espaços naturais e seminaturais (AENS); e sistemas agroflorestais (SAF), representado para as COS 1995, 2007 e 2015 nas Figuras 56, 57 e 58, respetivamente (informação detalhada no Anexo 1 – Uniformização das classes da Carta de Ocupação do Solo 1995, 2007 e 2015 – Tabela II – Agricultura).

Nestas são evidentes alguns padrões de distribuição dentro da área de estudo. As culturas temporárias de sequeiro e regadio encontram-se com maior frequência no nordeste da região, ao contrário das vinhas, que estão localizadas, sobretudo, a sudoeste, nas áreas mais próximas do rio Douro. Além disso, grande parte dos pomares encontra-se na região central do sul da área de estudo, enquanto os olivais se encontram distribuídos ao longo de todo o limite sul e, em maior abundância, na zona centro. No caso dos sistemas agroflorestais, estes localizam-se especialmente a leste. De referir que, para as classes “pastagens permanentes”, “sistemas culturais e parcelares complexos” e “agricultura com espaços naturais e seminaturais”, não foi detetado um padrão de distribuição, sendo relativamente uniforme na região em estudo.

De forma a avaliar a evolução destas categorias ao longo destes 20 anos, foi utilizada a Figura 59, segundo a qual as “culturas temporárias de sequeiro e regadio” são o tipo de terreno agrícola mais utilizado ($\cong 40\%$), seguido pelos olivais ($\cong 21\%$) e pelas vinhas ($\cong 13\%$), tendo as restantes classes uma representação inferior (menos de 10%).

Como se pode observar na Figura 59, existem crescimentos e reduções abruptas que são dificilmente explicáveis por alterações de uso do solo. Estes resultados são justificados, sobretudo, devido a mudanças na metodologia da definição de classe e megaclasse na produção das COS.

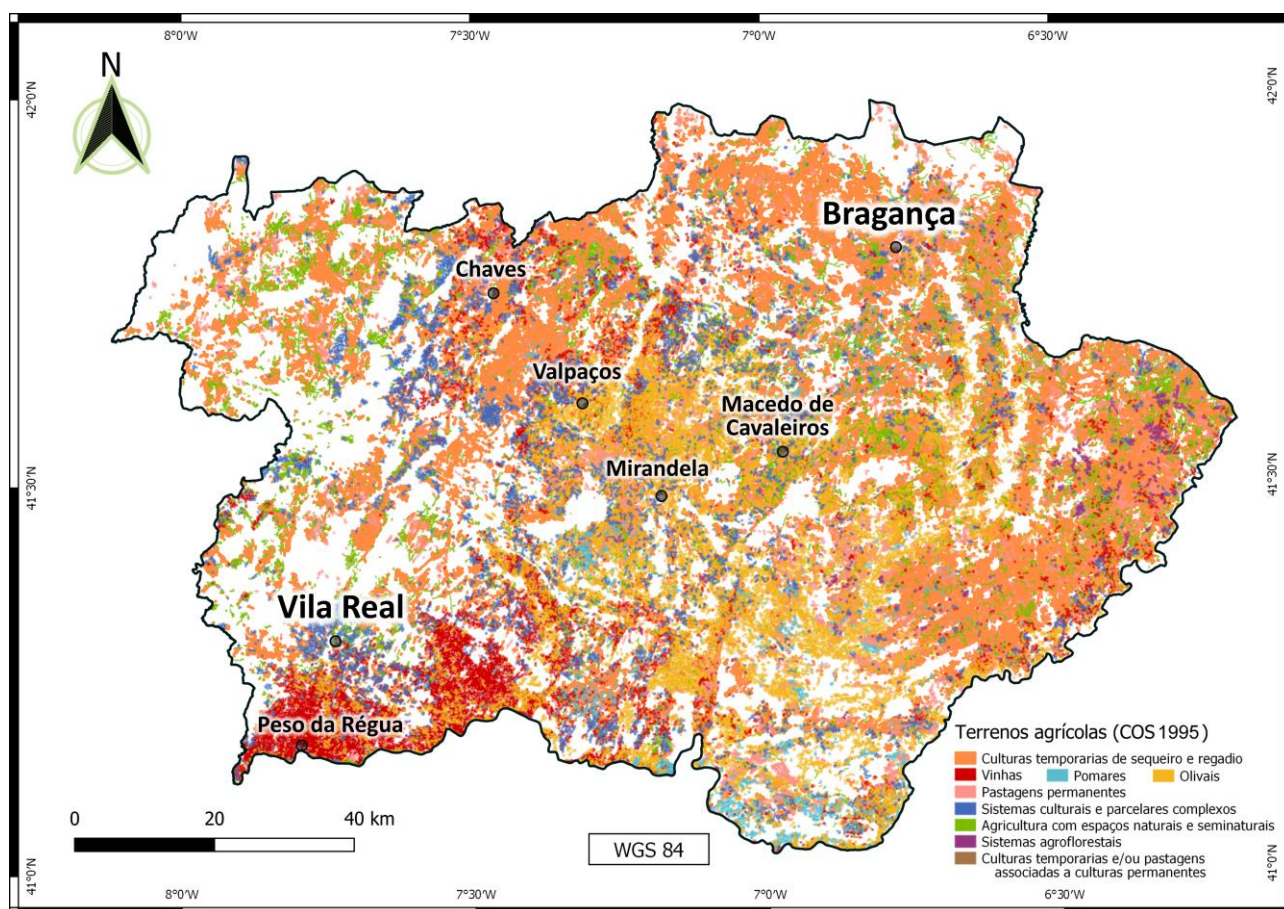


Figura 56 – Tipo de terrenos agrícolas segundo a COS 1995 dentro da área de estudo (DGT, 2019b).

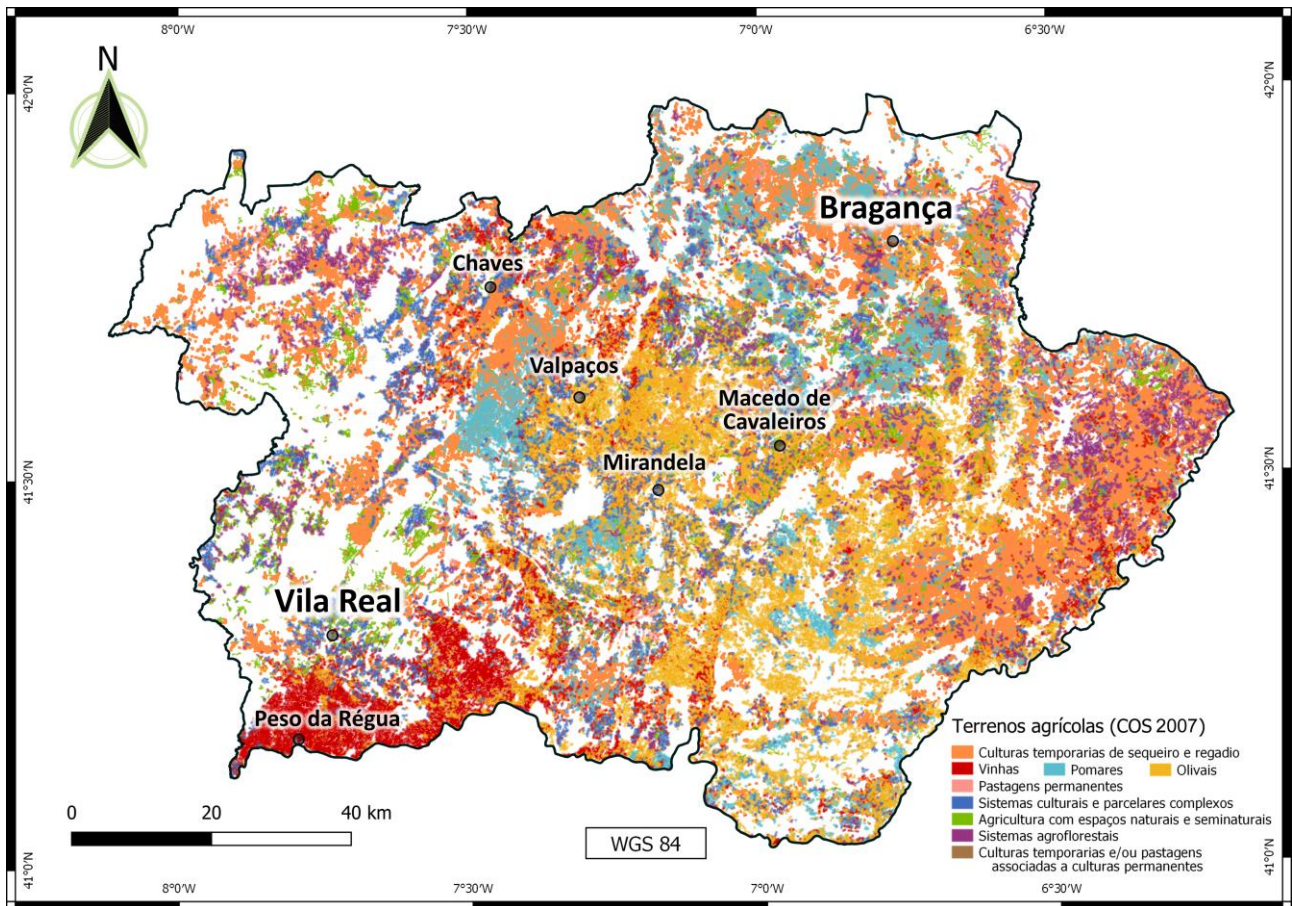


Figura 57 – Tipo de terrenos agrícolas segundo a COS 2007 dentro da área de estudo (DGT, 2019b).

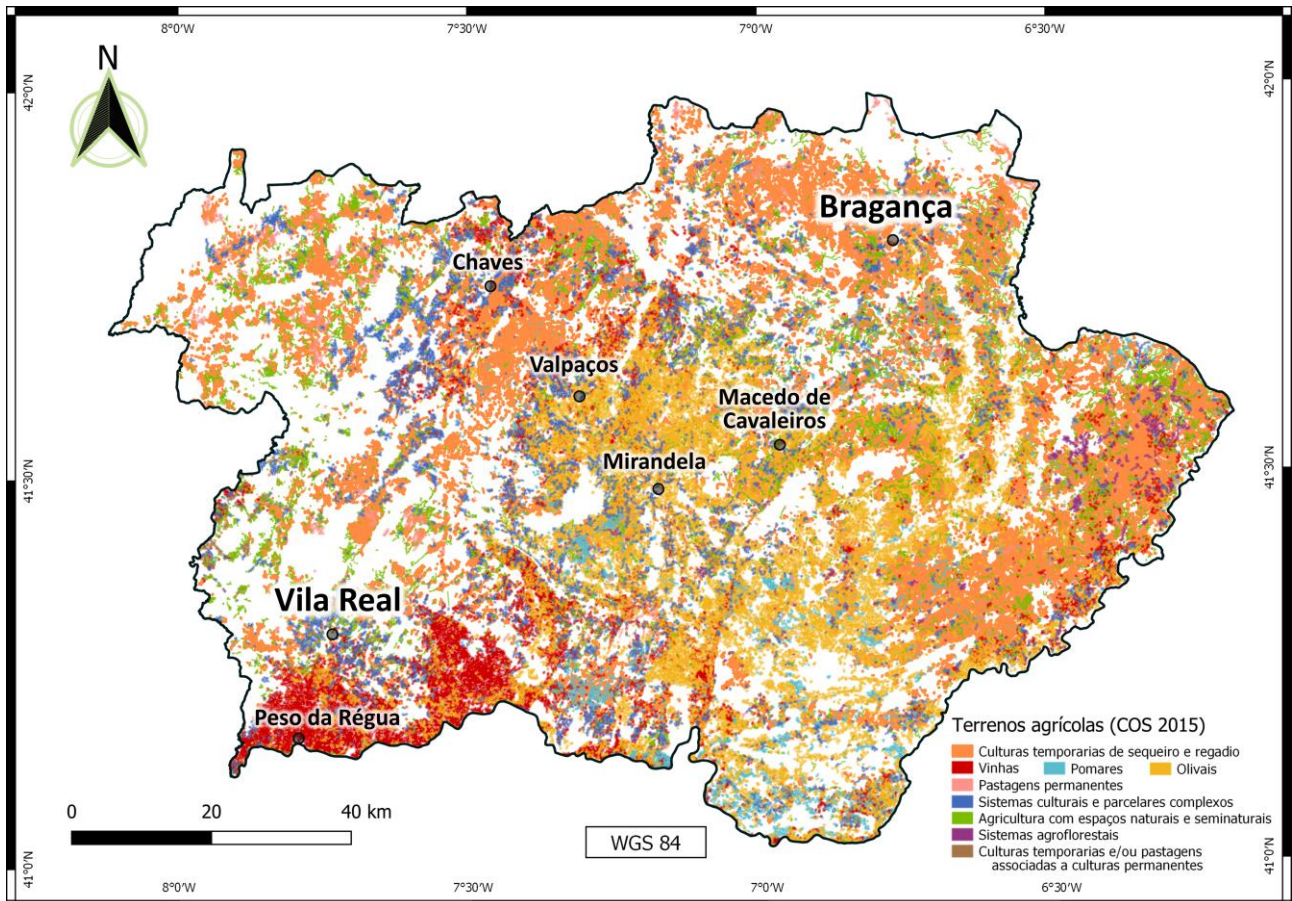


Figura 58 – Tipo de terrenos agrícolas segundo a COS 2015 dentro da área de estudo (DGT, 2019b).

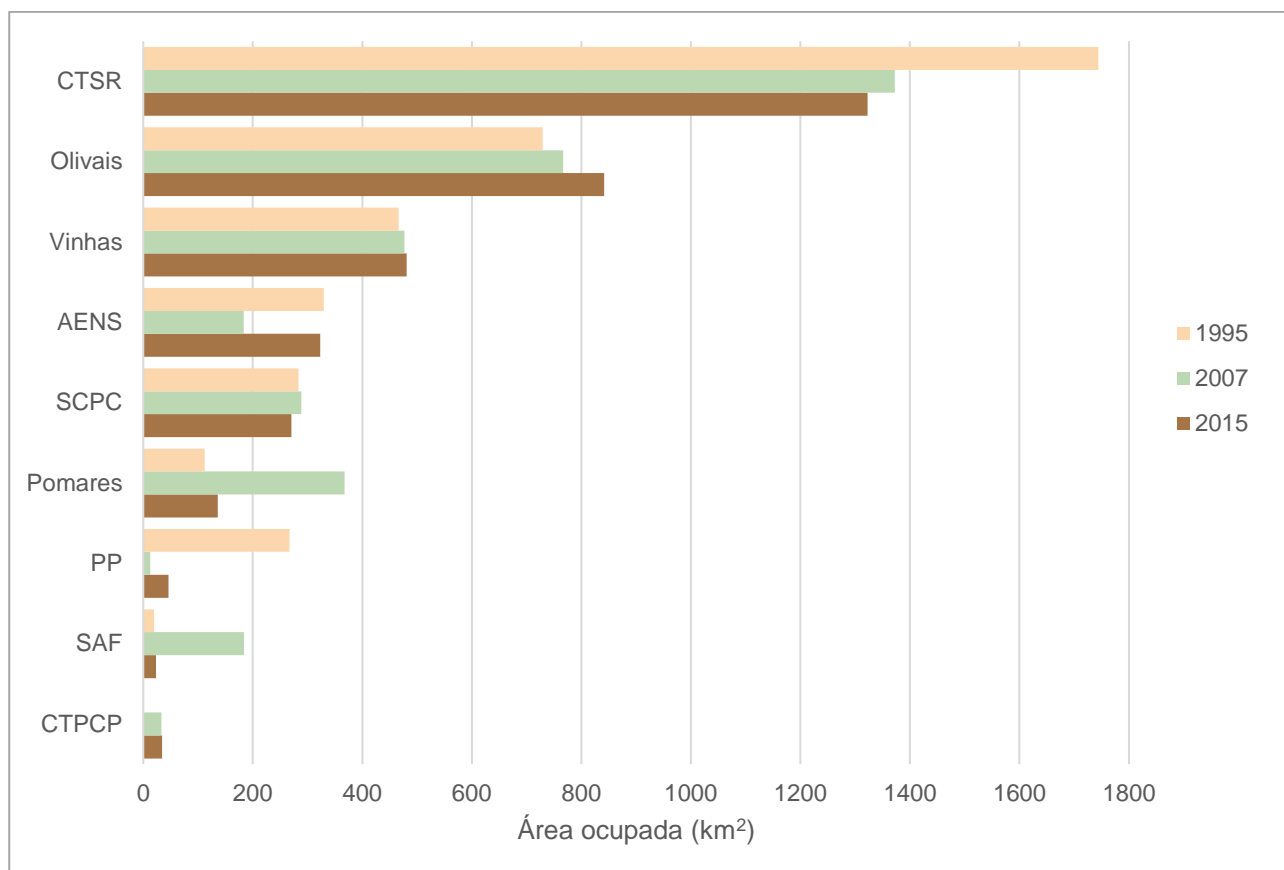


Figura 59 – Evolução dos vários tipos de terreno agrícola ao longo da série temporal 1995 – 2015 (DGT, 2019b).

A área ocupada por pomares mais que triplicou entre 1995 e 2007 e, logo de seguida, teve uma redução de quase 70 %, entre 2007 e 2015. Estes resultados são justificados principalmente pela classificação atribuída aos castanheiros, que, em 1995, estão incluídos na megaclasse “florestas”, alterado em 2007 para “agricultura” e em 2015 retornou às “florestas”. Ainda assim, sem contar com os castanheiros, é possível observar um aumento de 21 % na área ocupada por pomares entre 1995 e 2015.

Foi verificada uma forte regressão das pastagens permanentes. O facto de na Figura 59 a área ter diminuído abruptamente, entre 1995 e 2007, e voltado a aumentar ligeiramente, entre 2007 e 2015, é justificada pela inclusão de grande parte destas áreas nas categorias “sistemas culturais e parcelares complexos” e “agricultura com espaços naturais e seminaturais” na COS 2007, voltando à categoria “pastagens permanentes” na COS 2015, à qual pertenciam na COS 1995. Avaliando somente as COS 1995 e 2015, com aparentes metodologias de classificação semelhantes, pode observar-se uma redução na ordem dos 82 % da área de pastagens permanentes ao fim de 20 anos, podendo esta redução estar associada à diminuição do efetivo pecuário. Esta análise não é robusta, visto que, tanto na COS 2007 como na 2015, foi criada a classe “vegetação herbácea natural” na megaclasse “florestas”, podendo grande parte do que na COS 1995 é considerada “pastagens permanentes” ter migrado para esta nova classe.

Apesar destas mudanças de metodologias, é possível tirar algumas conclusões. Mesmo que os terrenos agrícolas tenham diminuído quase 12 % da sua área total, entre 1995 e 2015, os olivais e vinhas tiveram um crescimento constante, tendo, em 20 anos, aumentado 15 % e 3 %, respetivamente.

Assim sendo, é possível observar uma transformação do terreno agrícola, que globalmente tem vindo a diminuir ao longo do tempo e onde terrenos ocupados por culturas temporárias de sequeiro e regadio ou mesmo por pastagens permanentes estão a ser convertidos principalmente em terrenos focados na produção de fruto, como vinhas, olivais e pomares.

iii. Florestas

Segundo Silva (2015), no distrito de Vila Real, as principais espécies arbustivas são o pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*), o eucalipto (*Eucalyptus globulus*), o castanheiro (*Castanea sativa*) e o carvalho (*Quercus robur* e *Quercus pyrenaica*), apesar de uma vasta área ser coberta por matos. Já no distrito de Bragança, segundo Azevedo (2012), o pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*), o carvalho-negral (*Quercus pyrenaica*) e o castanheiro (*Castanea sativa*) são as espécies predominantes.

Para avaliar a distribuição dos vários tipos de “floresta” na região em estudo, foi utilizada a terceira megaclasse da COS. Esta megaclasse teve mudanças metodológicas relevantes na classificação do solo em diferentes anos. As maiores diferenças foram observadas na COS 2007, onde foi criado um grande número de subclasses relativamente à COS 1995. No entanto, na COS 2015, voltou a ser simplificado.

Apesar da dificuldade aquando da uniformização das COS, foi possível dividir esta megaclasse em nove classes distintas: carvalhos; castanheiros; eucaliptos; outras folhosas; resinosas (onde estão incluídos os pinheiros); vegetação herbácea natural; matos; outras (formações lenhosas não incluídas nas classes anteriores, cortes rasos, novas plantações, viveiros florestais, aceiros e corta-fogos); e espaços descobertos ou com pouca vegetação, onde estão incluídas praias, dunas e areais interiores, rocha nua, vegetação esparsa e áreas ardidas (informação detalhada no Anexo 1 – Uniformização das classes da Carta de Ocupação do Solo 1995, 2007 e 2015 – Tabela III – Floresta).

A representação da distribuição destas classes para as COS 1995, 2007 e 2015 encontram-se nas Figuras 60, 61 e 62, respetivamente, e a evolução de cada classe ao longo do tempo representada na Figura 63.

Tal como descrito por Silva (2015) e Azevedo (2012), os matos são o tipo de “floresta” predominante (\cong 42 %), seguido pelas florestas de resinosas (\cong 23 %), que incluem o pinheiro-bravo e o pinheiro-manso, entre outras. Enquanto os matos tiveram uma evolução irregular, mas maioritariamente regressiva (perderam 5 % de área desde 1995), as florestas de resinosas tiveram uma evolução positiva constante, ocupando, em 2015, quase mais 500 km² relativamente à área registada em 1995 (crescimento de 36 % em 20 anos).

A classe “carvalhos” foi, em 2015, o terceiro tipo de “floresta” com maior distribuição na região em estudo (16 %). Apesar de, entre 1995 e 2007, ter sido registada uma ligeira diminuição da área ocupada por estes, em 2015 esta foi 85 km² superior à de 1995 (crescimento de 8 % nos 20 anos em estudo).

Já em relação ao eucalipto, ao contrário do que Silva (2015) descreveu, não foi verificada uma predominância na região em estudo (\cong 1 %). Segundo Azevedo (2012), em oposição ao que se passa no resto de Portugal continental, a presença do eucalipto, nesta região, é bastante reduzida. Contudo, esta classe foi o tipo de “floresta” que apresentou um maior crescimento ao longo dos 20 anos em estudo (crescimento de 54 % relativamente a 1995).

A classe “outras folhosas”, que inclui todas as florestas de folhosas (exceto as de carvalhos, eucaliptos e castanheiros), teve uma evolução regressiva. Perdeu 36 % da sua área em 20 anos, ocupando, em 2015, apenas 6 % da área total ocupada por “florestas”.

De referir que a COS 1995 não tem uma classe referente a castanheiros, podendo estar incluída na classe de “outras folhosas” ou, como acontece com a COS 2007, estar incluída na megaclasse “agricultura”, numa subclasse dedicada a pomares de castanheiros. Por esta razão, a percentagem de “floresta” ocupada por castanheiros passa de 0 % e 1 %, nas COS 1995 e 2007, para 6 % na COS 2015.

Como já foi referido, a COS 1995 também não tem informação relativamente a “vegetação herbácea natural”, estando esta incluída na megaclasse “agricultura”. Assim sendo, apenas se torna possível a comparação entre 2007 e 2015, onde foi registada uma perda de um quarto da área ocupada por esta classe num espaço de 8 anos.

Relativamente à COS 2015, é de referir que a classe “outras”, identificada na COS 1995 e 2007, não está presente, tendo estas áreas sido distribuídas pelas restantes classes.

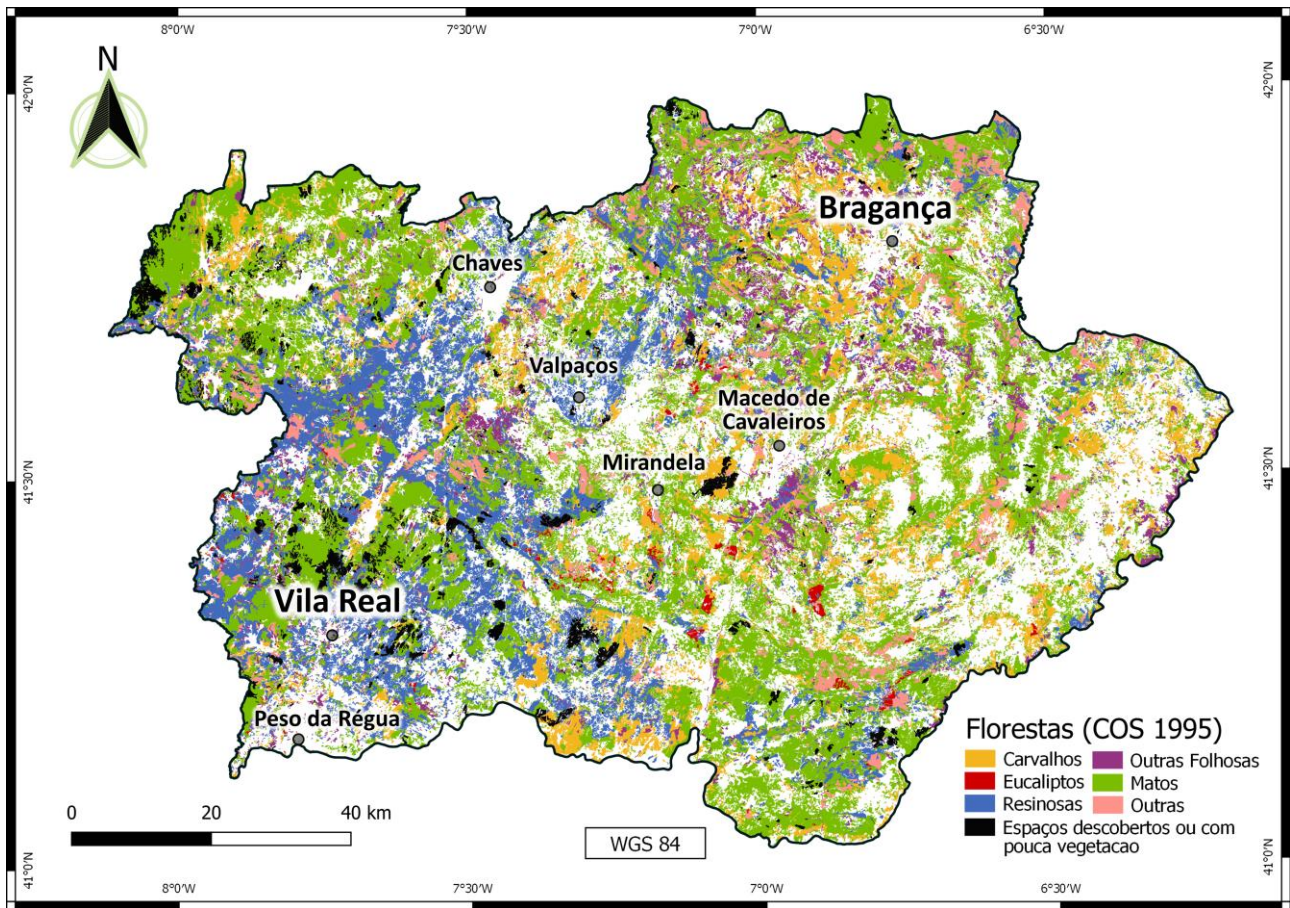


Figura 60 – Distribuição dos vários tipos de floresta da COS 1995 (DGT, 2019b).

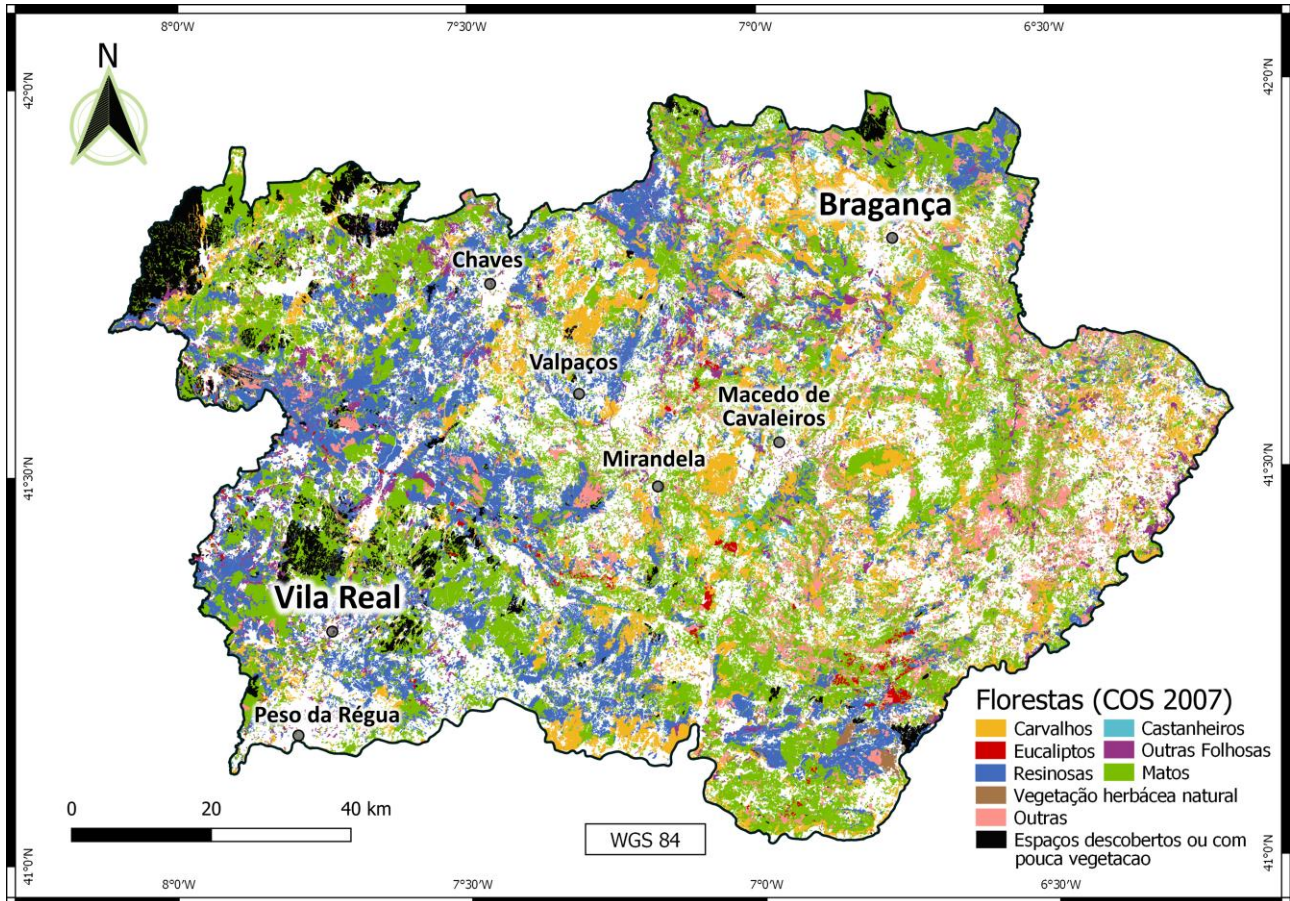


Figura 61 – Distribuição dos vários tipos de floresta da COS 2007 (DGT, 2019b).

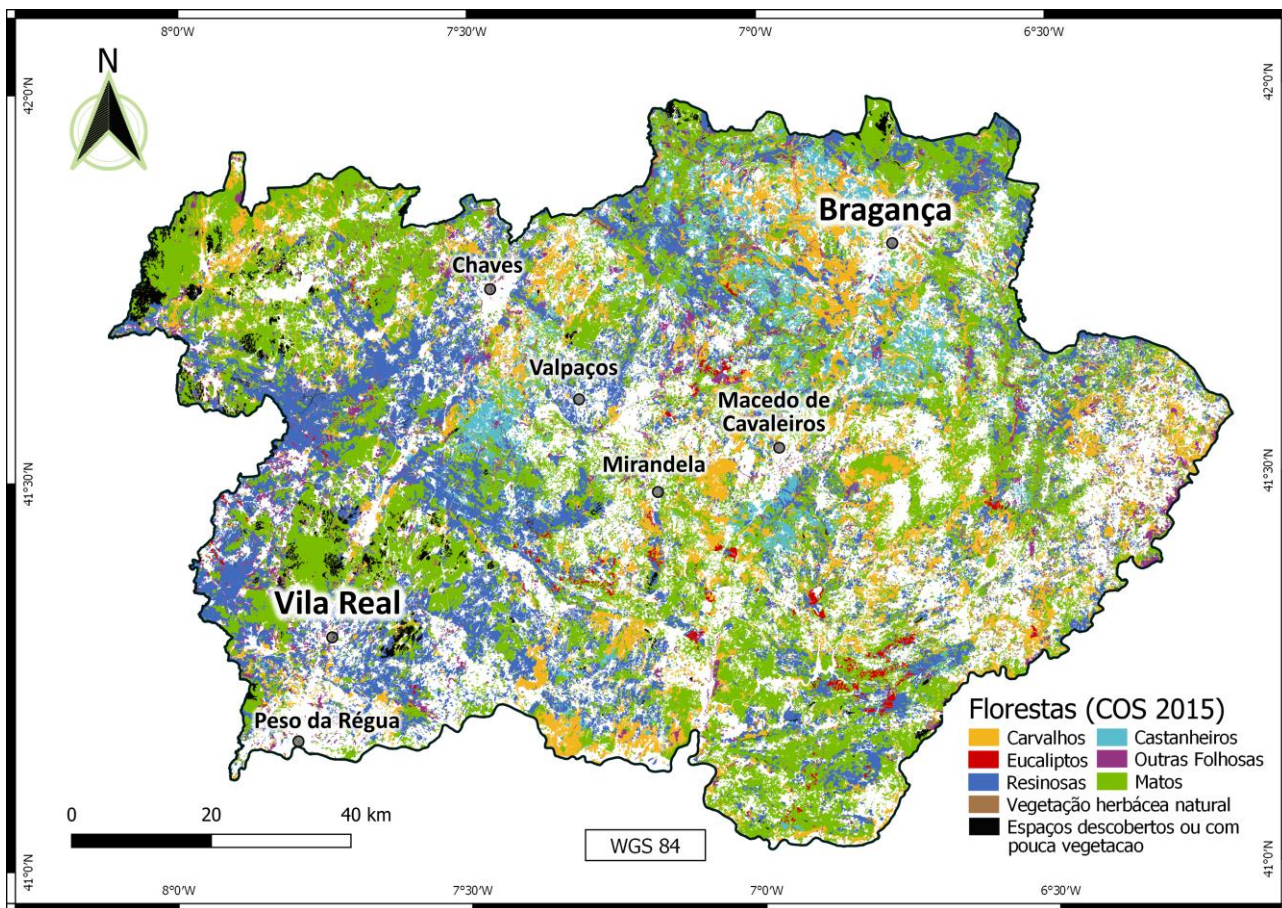


Figura 62 – Distribuição dos vários tipos de floresta da COS 2015 (DGT, 2019b).

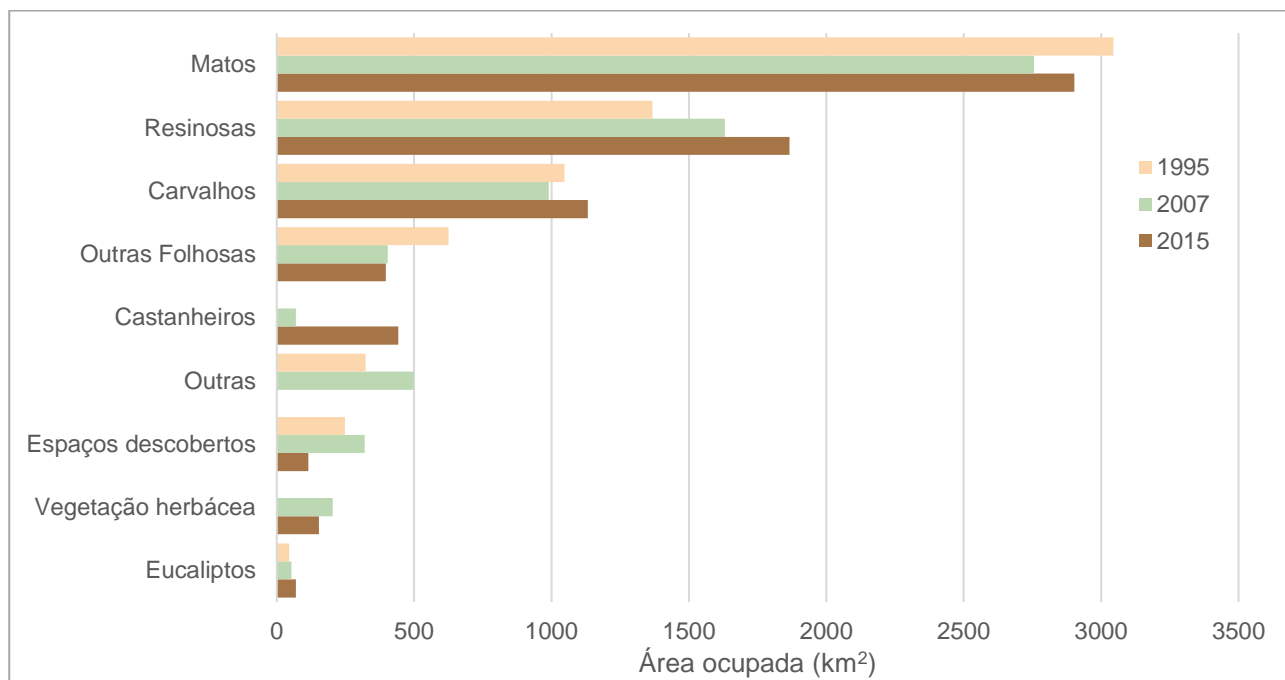


Figura 63 – Evolução dos vários tipos de floresta da COS 1995, 2007 e 2015 (DGT, 2019b).

Relativamente aos espaços descobertos ou de pouca vegetação, apesar de ter sido verificado um aumento entre 1995 e 2007 (30 %), em 2015, a área foi reduzida para um terço da registada em 2007, ocupando menos de 2 % de toda a área de “floresta” na região em estudo. Estando esta classe correlacionada com os incêndios florestais, é de esperar que a área ardida em 2007, assim como nos anos imediatamente anteriores, tenha sido superior ao de 1995, e, ainda com maior diferença, ao de 2015. Os valores do ICNF confirmam este facto. Em 1995, foi registado uma área

total ardida, na região em estudo, de 177 km², valor superior ao de 2015, que contou com menos de 77 km². Já para o ano de 2007, foi registada uma área ardida de apenas 48 km², ainda que a extensão da área ardida identificada na COS2007, possa ter que ver com o ano de 2005, o pior ano em termos de incêndios para a área de estudo, quando arderam mais de 480 km². Assim, é de esperar que, parte desta, ainda não tenha recuperado até ao ano de 2007.

Devido à sua importância para o caso de estudo, foi criada a secção 3.1.5. dedicada aos incêndios, analisando a evolução do número de ocorrências e área ardida em Portugal e na área de estudo.

Conclui-se, assim, que a floresta na região em estudo está em constante mudança, consequência da transformação de áreas onde era praticada agropecuária em matos ou outros tipos de “floresta”, de incêndios florestais e da crescente plantação de monoculturas, com especial ênfase do pinheiro e, muito embora com reduzida importância, do eucalipto.

iv. Zonas húmidas e corpos de água

Devido ao seu reduzido número e semelhança, as megaclases “zonas húmidas” e “corpos de água” foram avaliadas conjuntamente. As “zonas húmidas” incluem terrenos alagados com água estagnada, denominados paus. Os “corpos de água” foram divididos em duas classes: cursos de água, tal como rios e ribeiras; e os planos de água, que incluem lagos, lagoas, reservatórios de barragens, represas e açudes, charcas, áreas de aquicultura e desembocaduras fluviais (informação detalhada no Anexo 1 – Uniformização das classes da Carta de Ocupação do Solo 1995, 2007 e 2015 – Tabela IV – Zonas húmidas e Corpos de água).

A distribuição destas três classes está representada nas Figuras 64, 65 e 66 para as COS 1995, 2007 e 2015, respetivamente. Na Figura 67, encontra-se a evolução das três classes identificadas ao longo dos 20 anos em estudo.

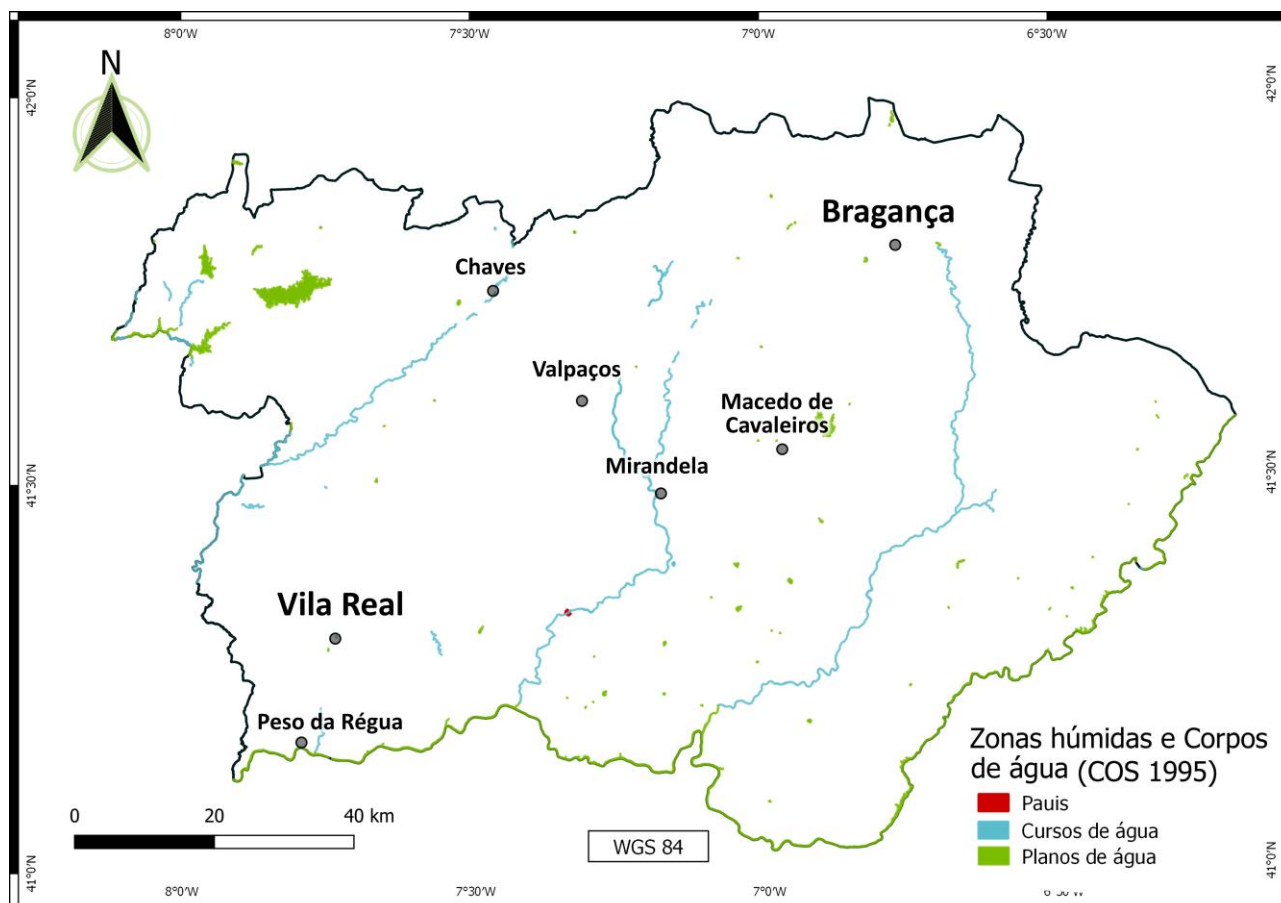


Figura 64 – Distribuição das zonas húmidas e corpos de água da COS 1995 (DGT, 2019b).

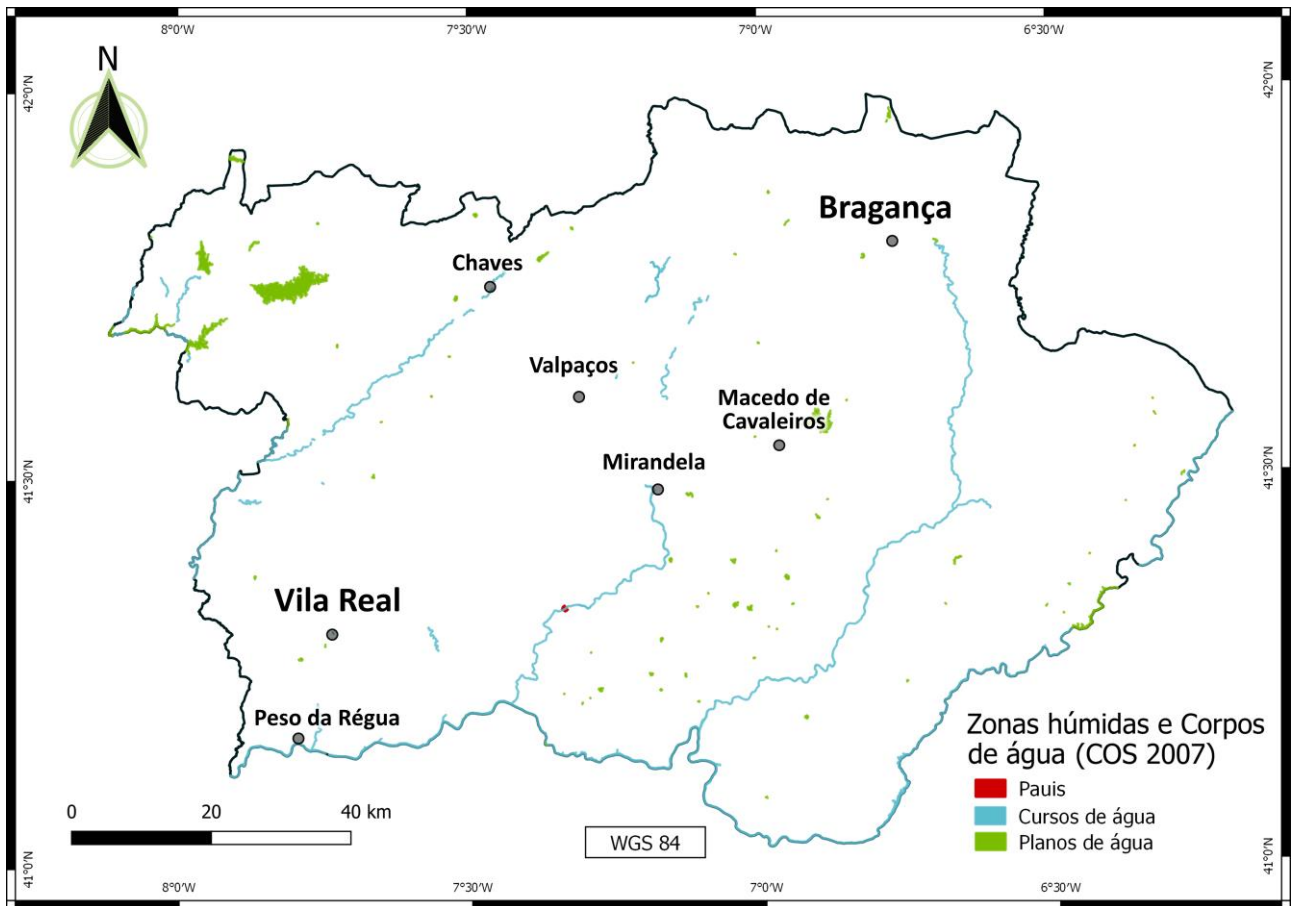


Figura 65 – Distribuição das zonas húmidas e corpos de água da COS 2007 (DGT, 2019b).

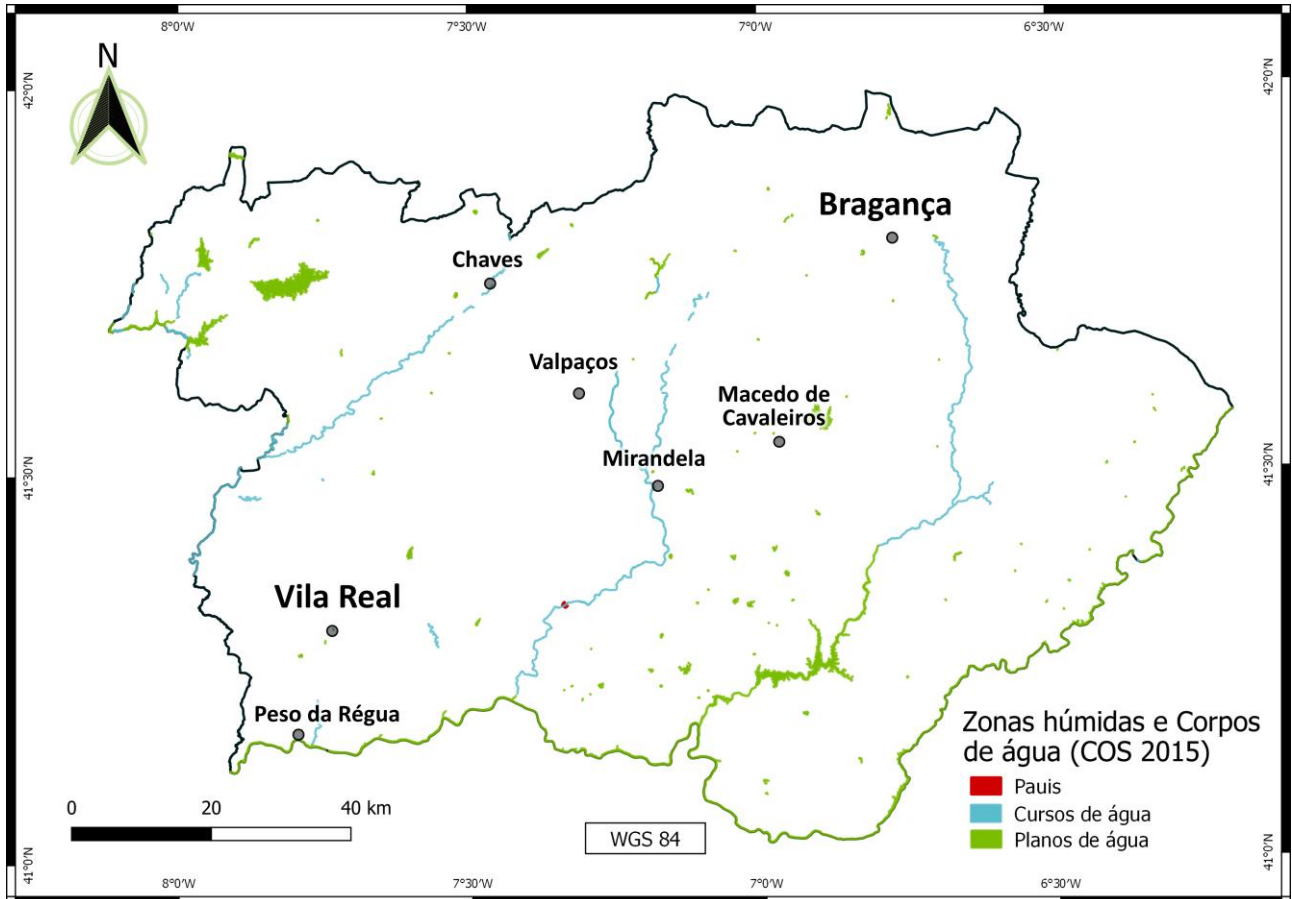


Figura 66 – Distribuição das zonas húmidas e corpos de água da COS 2015 (DGT, 2019b).

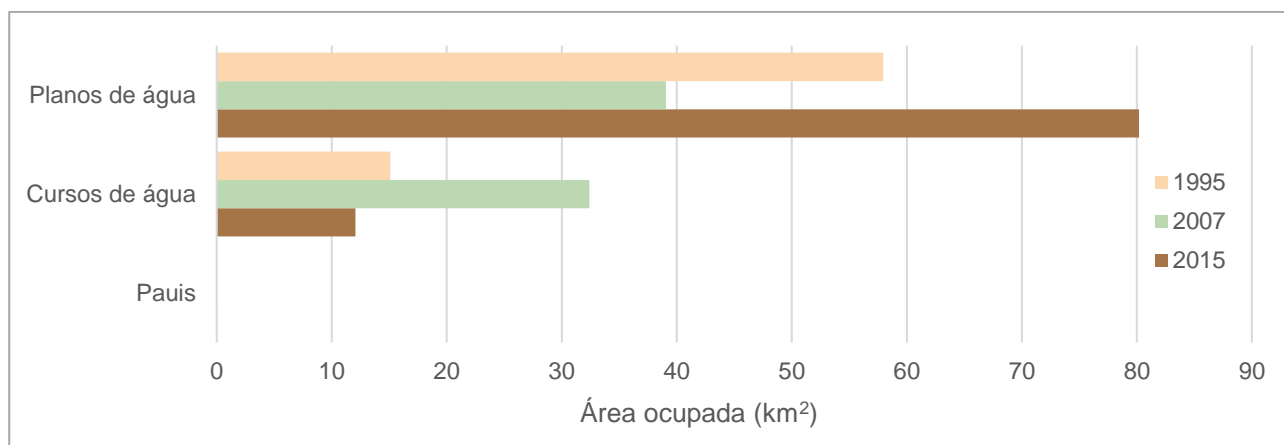


Figura 67 – Evolução das zonas húmidas e corpos de água da COS 1995, 2007 e 2015 (DGT, 2019b).

Das três classes identificadas, “planos de água” é aquela com maior distribuição na área de estudo, seguida pelos “cursos de água”. A área ocupada por “pauis” manteve-se constante ao longo dos 20 anos em estudo, representando apenas uma pequena área, com menos 0,013 km², localizada ao longo do rio Tua.

Em 2007, o rio Douro passou de “plano de água” para “curso de água”. Em 2015, passou novamente a “plano de água”, justificando, por conseguinte, a evolução encontrada entre estas duas classes na Figura 67. Assim sendo, faz sentido comparar apenas as COS 1995 e 2015, onde pode ser observado um aumento da área ocupada por “planos de água”. Como já foi referido, este aumento deveu-se, sobretudo, à inclusão de uma massa de água do rio Sabor, nos municípios de Torre de Moncorvo, de Alfândega da Fé e de Mogadouro devido à construção da grande hídrica do Baixo Sabor, entre 2008 e 2014.

3.1.5. INCÊNDIOS

A ocorrência dos incêndios, assim como a área ardida, foram avaliadas segundo os dados disponíveis na página de Internet do ICNF. De acordo com estes, ocorreram em Portugal continental, entre 1980 e 2010, mais de 572 mil incêndios, perto de 58 mil dentro da área de estudo. Apesar de a área de estudo cobrir 12 % do território continental, foram registados pouco mais de 10 % do número total de incêndios, sendo, portanto, inferior à média nacional. Já quando avaliado a nível distrital, Vila Real, que representa menos de 5 % de área de território continental, teve uma incidência de 7 % de incêndios, estando acima da média. Pelo contrário, no caso de Bragança, com uma área superior a 7 % do território continental, foi verificada uma ocorrência de apenas 3 % do total de incêndios.

A série temporal de 30 anos, descrita anteriormente, permitiu entender a tendência evolutiva do número de ocorrência de incêndios. Em Portugal continental, ocorreram, em média, mais de 18 mil incêndios anuais. Através de uma regressão linear, observou-se que o número de incêndios tem vindo a aumentar a uma média de 823 novas ocorrências por ano, correspondendo a um aumento de 4,5 % anuais. O aumento verificado na área de estudo foi semelhante, com um crescimento de anual de 5,0 % de ocorrências, correspondendo a 97 novos incêndios (Figura 68).

Já quando avaliada a área ardida por ano, observou-se uma evolução diferente. Em Portugal, entre 1980 e 2010, ardeu uma área total de quase 34 mil km², dos quais um pouco mais de metade (53 %) eram áreas povoadas e o restante (47 %) relativo a áreas de matos. Até 2017, arderam mais 10 mil km² do território nacional. Entre 1980 e 2017, foram registados três episódios extremos, onde a área ardida anual foi bastante superior à média nacional: 2003, com uma área ardida de 4,3 mil km²; 2005, com uma área ardida de 3,4 mil km²; e, mais recentemente, em 2017, com 4,4 mil km², sendo este o máximo valor de área ardida anual registado até à data desta dissertação. A média da área ardida, por ano, em Portugal, é de 1,1 mil km², correspondente a 1,3 % do território nacional. A taxa de crescimento anual é de 2,8 %, correspondente a uma área ardida de 26 km² (Figura 69; ICNF, 2019).

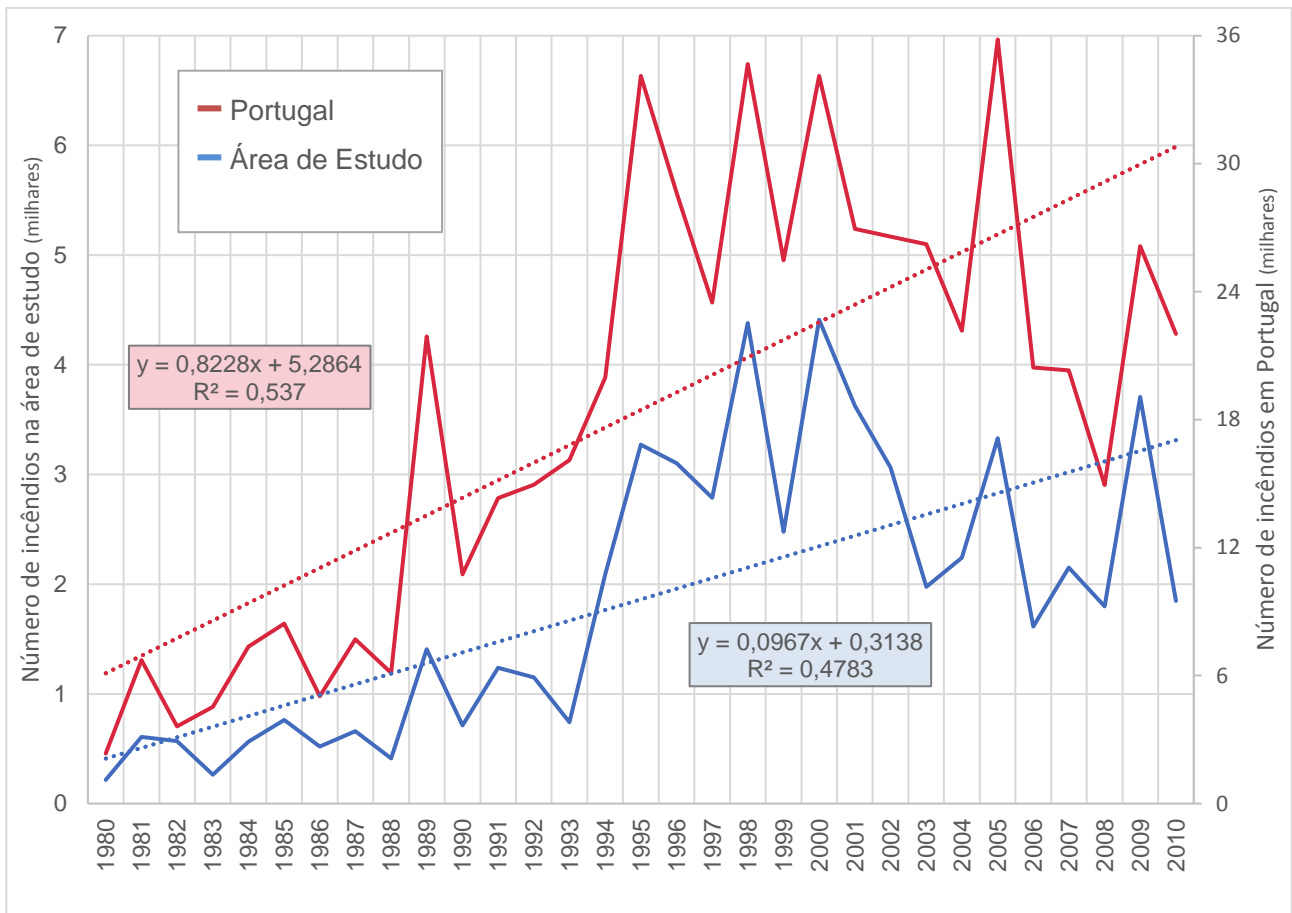


Figura 68 – Evolução do número de ocorrências de incêndios em Portugal e na área de estudo entre 1980 e 2010 (ICNF, 2019).

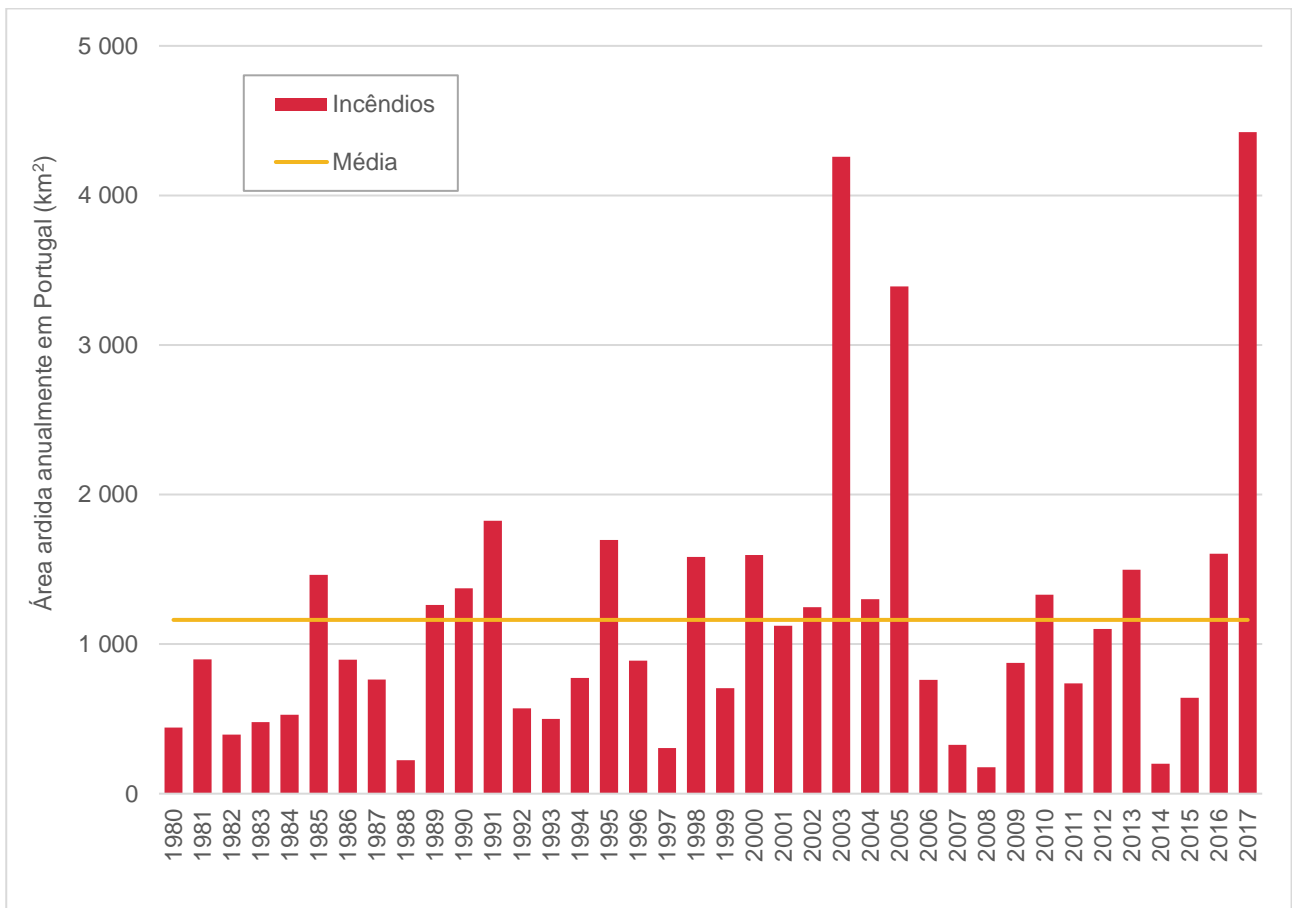


Figura 69 – Área ardida anualmente em Portugal entre 1980 e 2017 (ICNF, 2019).

Quando feita a mesma análise apenas para a região de estudo, observou-se um total de área ardida de 4,7 mil km², entre 1980 e 2010. Ao contrário do que acontece aquando da avaliação de todo o território nacional, nesta região 62 % do total da área ardida corresponde a zonas de matos e os restantes 38 % a áreas povoadas. Até 2017, ardeu mais 1,7 mil km² do território pertencente à região de estudo. Entre 1980 e 2017, foi registada uma média de 166 km² de área ardida por ano, correspondente a 1,5 % da área total da região em estudo. A taxa de crescimento é de 3,2 % por ano, correspondente a mais de 5 km². Os piores anos desde 1980 foram 2005 (480 km²), 2013 (445 km²) e 2017 (397 km²), tal como ilustrado na Figura 70 (ICNF, 2019).

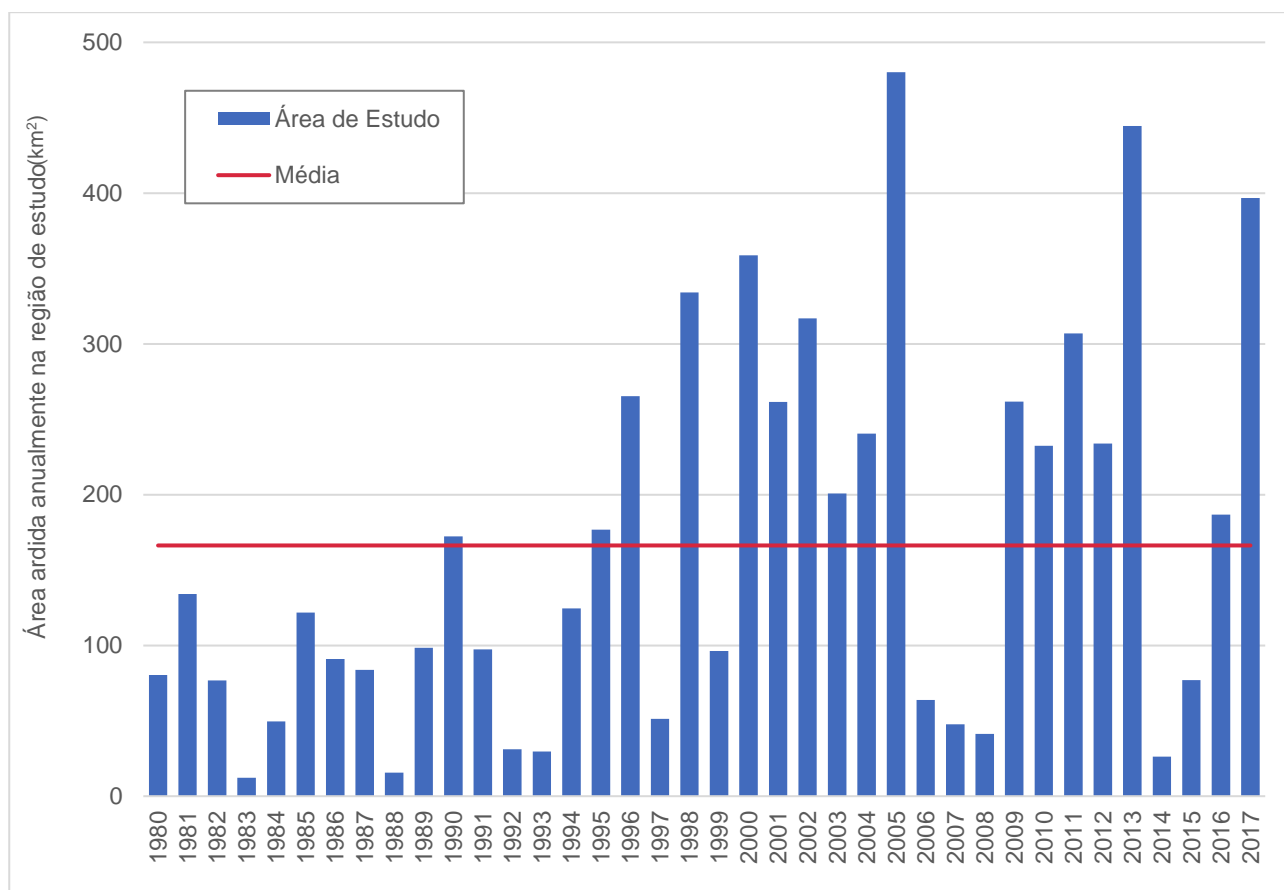


Figura 70 – Área ardida anualmente na área de estudo entre 1980 e 2017 (ICNF, 2019).

Foram também analisados os locais, dentro da área de estudo, com maior ocorrência de incêndios. Através dos mapas georreferenciados com a área ardida, foi obtida uma figura única representativa da ocorrência de incêndios, entre 2010 e 2018 (Figura 71), período durante o qual determinadas áreas arderam em mais de 4 anos diferentes. A região nordeste foi a menos atingida, tendo sido afetada apenas por incêndios esparsos e de baixa incidência. As regiões das serras de Mogadouro, do Alvão, do Gerês e do Barroso foram as mais afetadas, tendo sido registado incêndios em mais de um terço dos anos analisados.

O ICNF identificou quais as freguesias do país prioritárias para a Defesa da Floresta Contra Incêndios (DFCI). Assim, na área de estudo, foram identificadas 274 freguesias, correspondendo a quase três quartos desta região. Destas, 168 foram classificadas como freguesias de 1^a prioridade, representando quase metade da área de estudo (ICNF, 2019; Figura 72).

Observou-se, deste modo, um crescimento na ocorrência e área afetada por incêndios, tanto na região de estudo como em todo o território nacional. Ainda que o número de ocorrências seja inferior na região de estudo quando comparado com a média nacional, a área afetada aparenta ser superior à nacional. Sendo esta uma região com incêndios recorrentes, foram definidas como prioritárias, no combate a estes, grande parte das freguesias da região, estando quase metade classificada como área de 1^a prioridade e um quarto como 2^a prioridade.

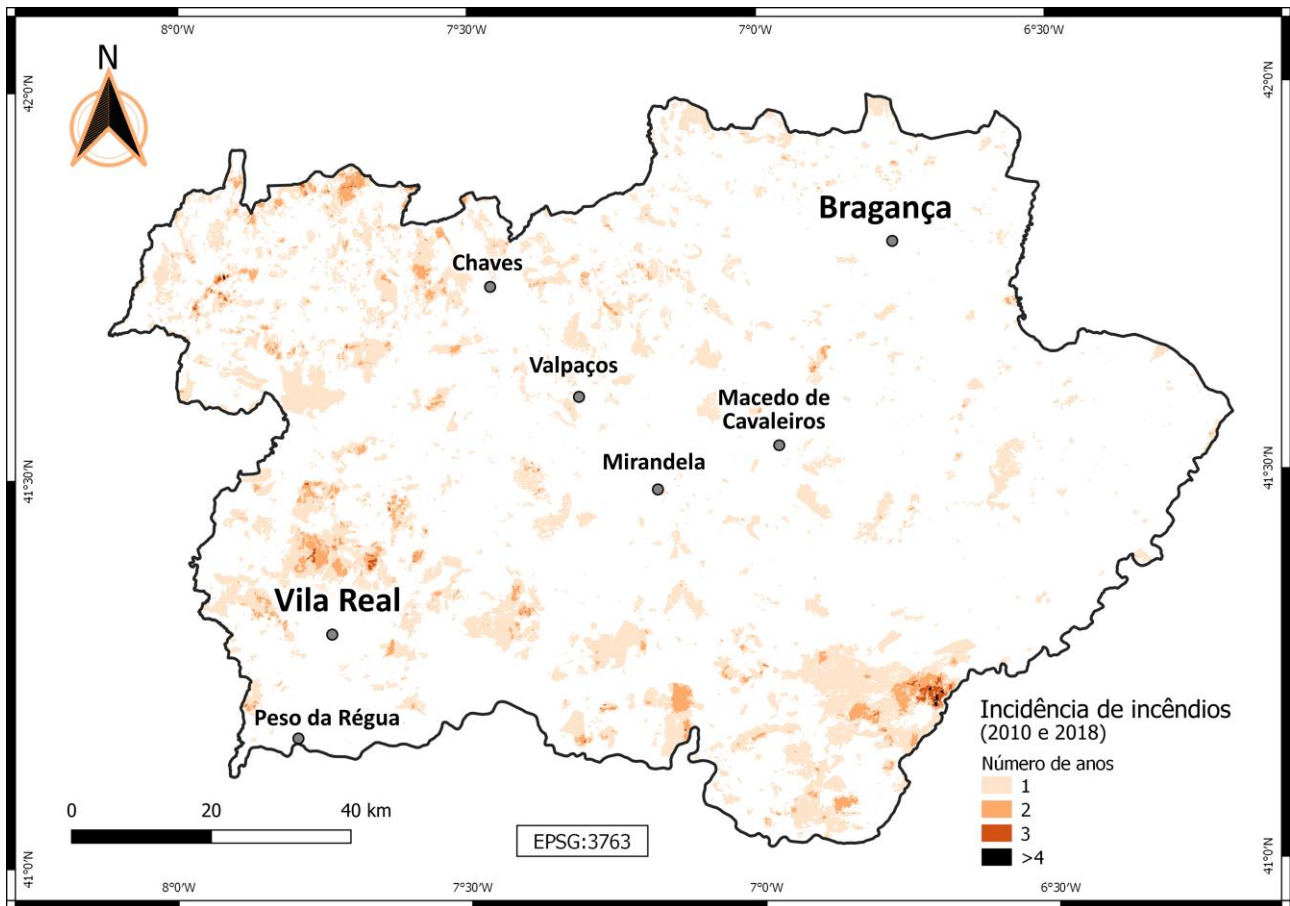


Figura 71 – Número de anos com incêndios por unidade de área (ICNF, 2019).

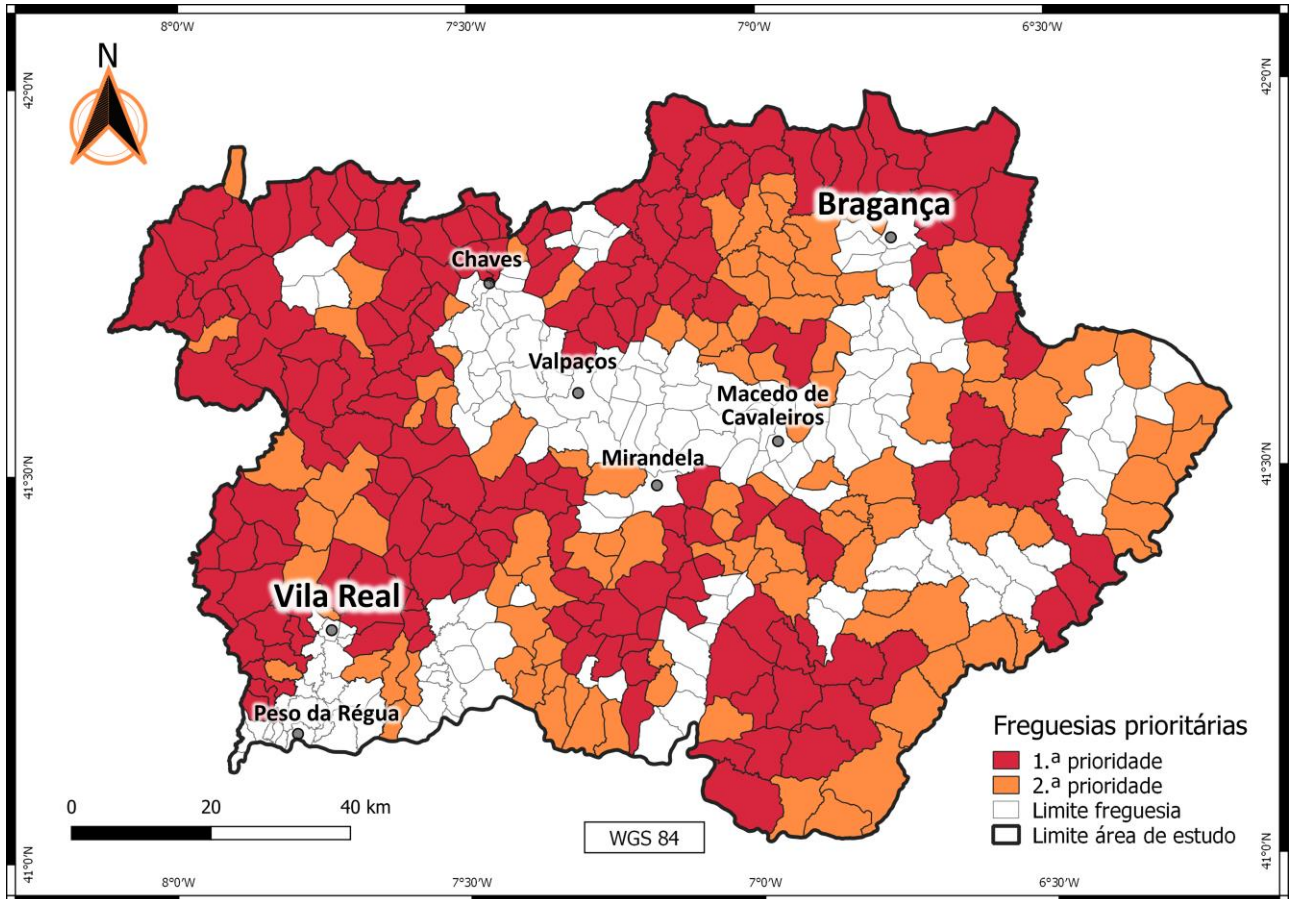


Figura 72 – Freguesias prioritárias para intervenção DFCI na região de estudo (ICNF, 2019).

3.2. MÉTODOS

ETAPA 1 – DEFINIÇÃO DE VARIÁVEIS

Com base em bibliografia e nos requisitos ecológicos, o primeiro passo foi definir quais as variáveis relevantes para estabelecer as zonas preferenciais do lobo. Esta tarefa demonstrou ser complexa, visto que o lobo é uma espécie dependente, em grande parte, da presença das suas presas e não apenas das condições abióticas do habitat. Surgiu, assim, a necessidade de entender também as preferências que moldam a distribuição das suas principais presas silvestres, bem como das suas presas domésticas.

Para a ocorrência do lobo-ibérico, consideraram-se três variáveis principais: habitat adequado para o lobo, ocorrência de fontes de perturbação e disponibilidade alimentar (correspondente às suas presas).

Para a variável “habitat”, foi considerada a potencialidade dos fatores abióticos para um habitat de lobo. Nesta variável, as considerações foram determinadas pela influência direta destes fatores no grande canídeo e não com aquelas que se correlacionam com a sua preferência, tais como altitude (relacionada com a reduzida perturbação) ou proximidade a campos agrícolas (relacionada com a disponibilidade de presas). Foram incluídas dentro desta variável, subvariáveis relacionadas com o tipo de uso do solo, tal como a identificação de zonas de transição entre áreas de refúgio e predação (os ecótonos), a proximidade de um habitat de refúgio ou de corpos de água. Dentro esta variável, foi ainda incluída uma subvariável relativa à topografia da região, relacionando o declive com a preferência desta espécie.

Para avaliar a pressão humana, foi criada a variável “perturbação”. Esta relaciona a proximidade ou densidade de infraestruturas humanas, descritas na bibliografia como fatores limitativos à presença de lobo. Ainda que na variável “habitat” sejam identificados os solos artificializados, não é avaliada a potencialidade de um habitat em relação à distância de uma determinada fonte de perturbação ou mesmo da densidade destas fontes numa determinada área. Esta variável é fundamental para a identificação de locais potenciais para um habitat adequado a espécies sensíveis aos fatores de perturbação.

Finalmente, de forma a determinar a potencial disponibilidade alimentar do lobo, foi realizada uma avaliação semelhante à deste para as três presas silvestres e para as domésticas. No caso das presas silvestres, a análise incluiu não apenas o seu tipo de uso do solo preferencial, mas também o tipo de perturbação que influencia a sua dispersão. De referir que, ao contrário do que se passa com o lobo, no caso dos ungulados silvestres, certos tipos de uso do solo influenciam-nos diretamente devido à presença de alimento.

Exemplo: para a classe de uso do solo “vegetação herbácea natural”, no caso do lobo, foi considerado um valor reduzido de adequabilidade, visto que para este predador, não é diretamente um ambiente preferencial. A razão que o leva a ocupar esporadicamente estas áreas é a presença de presas, tal como o corço. Assim, no caso deste cervídeo, este é um ambiente propício à sua alimentação, tendo-lhe sido atribuído um valor alto de adequabilidade. Desta forma, após o cruzamento de todas as subvariáveis, num ambiente que diretamente não é adequado para o lobo, a influência da disponibilidade de presas resulta em ambientes potenciais para a presença do canídeo.

Com o auxílio de bibliografia e dos dados disponíveis, foi estabelecida uma série de subvariáveis para a análise do habitat potencial para a ocorrência do lobo-ibérico, sintetizada na Tabela 1. De referir que algumas das subvariáveis são semelhantes entre espécies, pelo que foi utilizada a mesma classificação de adequabilidade (e.g., mesmos intervalos de distância de pontos de água para o lobo, javali, corço e veado).

Tabela 1 – Variáveis e subvariáveis para a análise das áreas preferenciais do lobo-ibérico.

Tipo de Variável	Subvariável	Mapa				
		Lobo	Gado	Javali	Corço	Veado
Habitat	H1. Uso do solo (lobo)	■				
	H2. Densidade de ecótono	■	■	■	■	■
	H3. Continuidade de refúgio	■		■	■	■
	H4. Proximidade de refúgio	■		■	■	■
	H5. Proximidade de pontos de água	■		■	■	■
	H6. Declive	■				■
Perturbação	P1. Distância de infraestruturas humanas	■		■	■	■
	P2. Densidade rodoviária	■		■	■	■
	P3. Densidade urbana	■		■	■	■
	P4. Distância a centros populacionais	■		■	■	■
Disponibilidade de alimento	A1. Exposição das encostas					■
	A2. Uso do solo (gado)		■			
	A3. Uso do solo (javali)			■		
	A4. Uso do solo (corço)				■	
	A5. Uso do solo (veado)					■

O cruzamento das subvariáveis foi realizado por espécie, criando mapas de adequabilidade para o lobo-ibérico, para o javali, para o corço, para o veado e para o gado. Os mapas das presas silvestres e das presas domésticas foram cruzados, resultando num mapa representativo da variável “disponibilidade alimentar” para o lobo-ibérico. Este foi cruzado com o mapa do lobo (que resultou da fusão das variáveis “habitat” e “perturbação”) e que originou um mapa final com a potencialidade do terreno para um habitat adequado ao lobo-ibérico (descrito em pormenor na Etapa 4).

ETAPA 2 – PROVENIÊNCIA DOS DADOS

Depois de compreendidas as variáveis que moldam a distribuição do lobo, a segunda etapa da dissertação passou por recolher e tratar os dados para cada uma das subvariáveis listadas anteriormente. Enquanto alguns destes dados se encontram disponíveis *online* (e.g., topografia, através de modelos digitais do terreno), outros foram solicitados formalmente às entidades por eles responsáveis (e.g., Rede Rodoviária Nacional, da responsabilidade do IMT). Para algumas subvariáveis, foi obtida mais do que uma fonte de dados (e.g., corpos de água), tendo a informação

sido utilizada de forma complementar.

A CAOP 2017 foi utilizada para definir os limites da região em estudo (distritos de Vila Real e Bragança), assim como para a definição de limites de concelhos e de freguesias.

O MDT ASTER 2019 foi escolhido para analisar a topografia do terreno, em termos de altitude, declive e exposição de encostas.

Já a hidrografia do terreno foi caracterizada tendo em conta três fontes de dados: um ficheiro vetorial da EWG, com as linhas de água da região, mas sem informação da área ocupada pelas massas de água; um ficheiro vetorial da OSM, também de linhas, utilizado de forma complementar; e a parte da COS referente às zonas húmidas e corpos de água em formato vetorial de polígonos (com uma área associada).

As subvariáveis relativas ao tipo de uso do solo foram avaliadas segundo a Carta de Ocupação do Solo (COS). Foi determinada uma série temporal, de acordo com a informação disponível, que, neste caso, dependeu das datas de produção das COS (1995, 2007, 2010 e 2015). Foi, então, estabelecida uma série temporal de 20 anos, entre 1995 e 2015, avaliada de 10 em 10 anos. Contudo, visto que não foi produzida uma COS em 2005, foi utilizada a COS 2007. Desta forma, a COS 2010 foi excluída da análise.

Pelo facto de as três COS utilizadas diferirem em termos de metodologia de identificação de tipo de ocupação do solo, estas tiveram de ser uniformizadas, resultando em 22 classes semelhantes entre si, divididas em quatro megaclasses: infraestruturas humanas (1 classe), agricultura (9 classes), floresta (9 classes) e zonas húmidas e corpos de água (3 classes).

Devido a limitações desta fonte de dados, tanto em termos de identificação como de definição de algumas classes, foram ainda utilizados dados com informação complementar, tais como a RRN, base de dados e2p e dados da OSM.

A fraca resolução foi uma das limitações da COS, que não permitiu identificar todas as estradas como solo artificializado. Assim sendo, o IMT disponibilizou, para esta dissertação, dados relativos à RRN, em modelo vetorial. Contudo, por comparação com os dados da OSM, é possível observar que a RRN inclui apenas as estradas principais, não incluindo estradas asfaltadas secundárias ou mesmo de terra batida e/ou caminhos.

Os dados da OSM permitiram ainda identificar as linhas férreas da região. Através de bibliografia, foi possível diferenciar as que estão ativas das que estão abandonadas, ao longo dos 20 anos em estudo.

A base de dados e2p foi importante para entender a aposta na produção de energia renovável na região, particularmente na evolução das infraestruturas para este efeito, tal como os parques eólicos. Com a informação sobre a localização do parque eólico e da quantidade de aerogeradores por parque, disponível nesta base de dados, foi identificada a posição geográfica de cada aerogerador na área de estudo. Através de imagens de satélite e de relatórios dos parques eólicos, foi criado um ficheiro vetorial de pontos com a localização precisa de todos os aerogeradores na área estudada.

Em suma, os limites administrativos foram definidos recorrendo à CAOP, a topografia com o recurso ao MDT ASTER e o uso do solo segundo a COS, complementado por uma série de outras fontes. Outros dados foram utilizados, com vista à análise da tendência evolutiva de outras variáveis que não foram consideradas no modelo final, mas que, indiretamente, o podem afetar: Censos Nacionais, RGA e RA do INE e número de incêndios e área ardida do ICNF.

Na Tabela 2 estão sintetizados todos os dados utilizados durante a realização desta dissertação, com os respetivos formato, modelo e fonte.

Tabela 2 – Síntese dos dados base utilizados com a respetiva descrição, fonte, tipo e unidade original.

Dados	Formato	Modelo	Fonte
Delimitações de freguesias, concelhos e distritos	Carta Administrativa Oficial de Portugal 2018	Vetorial (Polígono)	DGT, 2019a
Áreas protegidas	Rede Nacional de Áreas Protegidas e Sítios de Importância Comunitária	Vetorial (Polígono)	ICNF, 2019
Hipsometria, relevo e exposição	Modelo Digital de Terreno	Raster (30 x 30 m)	ASTER-GDEM
Hidrografia	Cartografia das linhas de água	Vetorial (Linha)	EWG, 2019
Corpos de água e espaços associados	Cartografia de corpos de água e barragens	Vetorial (Linha)	OSM, 2019
População residente e empregada por setor económico	Censos Nacionais 1981, 1991, 2001 e 2011	Tabela de dados	INE, 2011
Número de cabeças de gado (bovino, caprino, ovino e equídeo) por concelho	Recenseamentos Gerais Agrícolas 1989 e 1999; e Recenseamento Agrícola 2009	Tabela de dados	INE, 2009
Uso do solo	Carta de Ocupação do Solo 1995, 2007 e 2015	Vetorial (Polígono)	DGT, 2019b
Rodovias principais*	Rede Rodoviária Nacional	Vetorial (Linha)	IMT, 2019
Estradas e ferrovias	Cartografia das infraestruturas de transporte	Vetorial (Linha)	OSM, 2019
Energias renováveis	Base de dados de fontes renováveis de energia	Tabela de dados	INEGI & APREN, 2019
Aerogeradores	Localização georreferenciada dos geradores de energia eólica	Vetorial (Ponto)	-
Incidência de incêndios	Ocorrência de incêndios e áreas aridas entre os anos de 1980 e 2017	Vetorial (Polígono)	ICNF, 2019

*dados pedidos às entidades responsáveis; os restantes estão disponíveis *online*.

ETAPA 3 – CÁLCULO DAS VARIÁVEIS E SUBVARIÁVEIS

O próximo passo consistiu em calcular as subvariáveis identificadas na primeira etapa. Estas foram conjugadas através de Combinação Linear Ponderada (CLP), definida em pormenor na Etapa 4. Assim, na presente etapa, procurou-se explicar o método de cálculo de cada subvariável, padronizando os resultados numa escala numérica comum entre si, de modo a traduzir níveis diferentes de adequabilidade para as espécies e, no final, para o lobo-ibérico.

A escala numérica utilizada foi de 0 a 10, onde 10 corresponde ao valor de maior adequabilidade (Tabela 3). De referir que o valor 0 corresponde a um ambiente de adequabilidade nula (e.g., no caso do uso do solo, as áreas de povoações ou massas de água). Os intervalos de valores foram atribuídos segundo a bibliografia (ver Tabela 4) e revisão de peritos.

O mapa correspondente a cada subvariável foi calculado com a resolução de 500 m, a melhor solução de compromisso que respeitou as limitações do *hardware* sem comprometer os resultados.

Tabela 3 - Classes de adequabilidade para as subvariáveis identificadas.

Classes de adequabilidade	Valor
Muito alta	9 – 10
Alta	7 – 8
Média	5 – 6
Baixa	3 – 4
Muito Baixa	1 – 2
Inadequável	0

Tabela 4 – Síntese da bibliografia utilizada para a atribuição dos valores de adequabilidade das subvariáveis.

Subvariáveis	Definição	Referência	
Habitat do lobo-ibérico	Selecionam habitats junto a áreas de pastoreio, tais como áreas abertas e matos	Eggermann et al. (2011)	
	Uso do Solo (lobo)	Preferência por zonas com áreas abertas e matos (relacionado com a disponibilidade de alimento, sobretudo de origem doméstica)	Ferrão da Costa et al. (2013)
		Sem preferência por solos agrícolas e agroflorestais	Ferrão da Costa et al. (2013)
	Densidade de ecótono	Preferência por um mosaico de manchas florestais, arbustivas e áreas abertas	Almeida (2008)
	Continuidade de refúgio	Área de refúgio mínima de 80 km ² (sobretudo, após o nascimento das crias)	Ferrão da Costa et al. (2013)
	Proximidade a linhas de água	Sobretudo na época de reprodução, o lobo localiza-se junto às linhas de água (menos de 50 m)	Almeida (2008)
Declive	Preferência por áreas com uma inclinação entre 5 e 15 %	Ferrão da Costa et al. (2013)	
Disponibilidade alimentar do lobo	Presas Domésticas	Zonas de pastoreio caracterizadas por serem uma mistura de áreas abertas e de matos	Eggermann et al. (2011)
		– Javali –	
		Pode sobreviver e prosperar em áreas altamente influenciadas pela atividade humana, desde que tenha alimento disponível	Barros (2016)
		As paisagens heterogêneas favorecem o aumento da densidade da espécie (devido à abundância de recursos)	Acevedo et al. (2006)
		Encontra na floresta as condições propícias à sua sobrevivência	Torres et al. (2012)
		Encontra nas explorações agrícolas uma abundante fonte de alimento	Torres et al. (2012)
		As culturas de gramíneas (sobretudo de milho) são as preferidas, incluindo com menor preferência a crucífera, a fruteira, as solanáceas e a floresta com menor preferência (culturas de milho proporcionam alimento e abrigo)	Torres et al. (2012)
		– Corço –	
	Presas Silvestres	Tem preferência por zonas de lameiros, de prados e de carvalhais, podendo ser encontrado também em charnecas e matos, soutos, zonas de coníferas e ainda de floresta mista	Oliveira & Carmo (2000)
		Procura preferencialmente uma mancha florestal heterogênea e intercalada com matos e áreas abertas (proporcionam abrigo e alimento)	Freire (2012)
		Pode estabelecer-se em áreas de cultivo, aproximando-se de zonas urbanas que dispõem de amplas zonas verdes	Goeritz et al. (2010)
		Alimenta-se por vezes em lameiros, normalmente situados em vales	Freire (2012)
		Apresenta uma preferência por zonas de resinosas e de folhosas	Pereira (2007)
		A heterogeneidade da paisagem é preferencial para esta espécie	Pereira (2007)
	Ambientes preferenciais são caracterizados pela presença de castanheiros e carvalhos dispersos entre os pinheiros, pela carqueja, pela urze, pelo medronheiro, pelas silvas e pelos fetos	Pereira (2007)	

Continua na página seguinte...

...continuação da Tabela 4.

Subvariáveis	Definição	Referência	
Disponibilidade alimentar do lobo	– Corço (continuação) –		
		Evita sobretudo os eucaliptais, as áreas agrícolas e de matos	Pereira (2007)
		Evita áreas de forte perturbação, como cidades, povoações ou terrenos agrícolas	Oliveira & Carmo (2000)
		Ainda que com uma alimentação mais seletiva, este é capaz de se adaptar a uma grande variedade de habitats	Goeritz et al. (2010)
		Apresenta alguma capacidade de adaptação a certas fontes de distúrbio	Oliveira & Carmo (2000)
	– Veado –		
	Presas Silvestres	Prefere áreas de manchas florestais e matos	Carvalho (2013)
		Prefere áreas próximas a corpos de água	Carvalho (2013)
		Prefere áreas com florestas de coníferas e caducifólias intercaladas por matagais e prados (ecótonos) – onde encontra refúgio e alimento	Carvalho (2013)
		Preferência por zonas abertas	Pereira (2007)
		Tende a ocupar povoamentos mistos, compostos por folhosas e resinosas, intercaladas por zonas de matos	Pereira (2007)
		Localiza-se em prados com vegetação lenhosa (sobretudo como refúgio)	Carranza (2017)
		Tem preferência por áreas de transição (ecótonos), entre áreas arborizadas ou cobertas de vegetação arbustiva e áreas abertas	Carranza (2017)
		Evita áreas próximas a povoações, estradas e campos agrícolas	Carvalho (2013)
	Evita cidades e estradas	Torres et al. (2014)	
Perturbação	Proximidade de territórios artificializados	Evita áreas que estejam localizadas a menos de 2,0 km de centros populacionais e estradas principais	Eggermann et al. (2011)
		Preferência por áreas localizadas entre 1,0 a 1,5 km de pequenas aldeias e aglomerações rurais (relacionado com a disponibilidade de animais domésticos)	Eggermann et al. (2011)
	Proxim. de caminhos	Evita áreas que estejam localizadas a menos de 0,5 km de estradas de terra batida	Eggermann et al. (2011)
		Preferência por áreas que se encontrem entre 1,0 e 2,0 km de estradas de terra batida (oferta de um meio de locomoção mais eficiente)	Eggermann et al. (2011)
	Proxim. de aerogeradores	Construção de parques eólicos resulta num efeito de repulsa (Perda de locais de refúgio / reprodução)	Ferrão da Costa et al. (2013)
	Densidade urbana	Prefere áreas onde a densidade urbana é inferior a 0,25 km ² /km ² (Relacionado com o gado e espaços de refúgio. Não prefere áreas de densidade nula)	Ferrão da Costa et al. (2013)
Densidade rodoviária		Evita áreas que tenham uma densidade rodoviária superior a 1,0 km/km ²	Ferrão da Costa et al. (2013)
		Áreas que tenham uma densidade rodoviária inferior a 0,2 km/km ² , contribuem positivamente para a sua presença	Ferrão da Costa et al. (2013)

Como já foi referido e confirmado pela bibliografia, algumas das preferências das presas silvestres do lobo são semelhantes às do próprio predador, tais como a proximidade de corpos de água, a presença de um habitat heterogéneo (ecótono) ou a aversão a fatores antropogénicos. Assim, a mesma subvariável foi utilizada na definição de mais do que um mapa de adequabilidade (e.g., a subvariável “proximidade de centros populacionais” foi incluída no mapa de adequabilidade do lobo, do javali, do corço e do veado).

Na Figura 73, estão representados os passos principais da análise por subvariável, tendo, como exemplo, o uso do solo segundo a COS, desde os dados originais (principalmente em formato vetorial), passando pela reclassificação na escala numérica indicada e pela conversão para um formato *raster* de alta resolução (10 m ou 30 m), até ao mapa final de cada subvariável com uma resolução de 500 m.

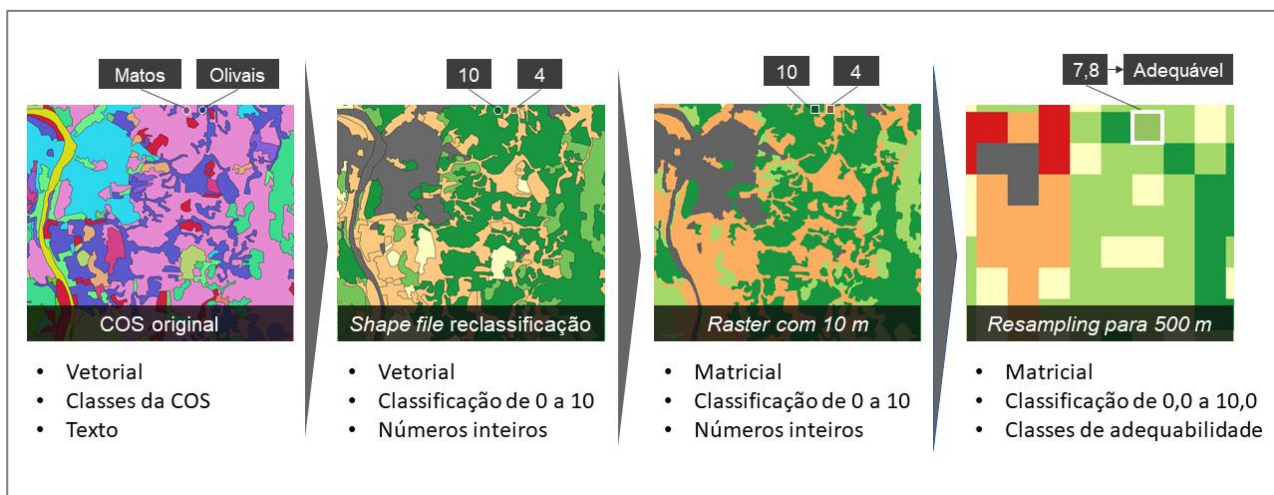


Figura 73 – Passos idênticos no cálculo de cada subvariável. Exemplo “uso do solo (lobo)” para dois pontos aleatórios.

Variável H – Habitat

A variável “habitat” reflete as preferências do lobo em relação a dois fatores principais: a relação com o tipo de uso do solo (identificado na COS, complementado com informações da RRN e da OSM, com estradas, ferrovias e aerogeradores) e a topografia da região. Reitera-se que estas preferências são as que influenciam diretamente o lobo-ibérico, não refletindo as que são influenciadas pela presença de alimento. Como exemplo, em zonas de pasto é frequente encontrar o corço ou espécies de gado. Contudo, visto que este tipo de ambientes não influencia diretamente a presença do predador, mas sim a disponibilidade de alimento, este tipo de ambientes não é classificado com um valor alto de adequabilidade para o lobo, sendo depois classificado com alta adequabilidade na variável “Disponibilidade Alimentar”.

A variável “habitat” dividiu-se, assim, em seis subvariáveis: H1. Uso do solo (lobo); H2. Densidade de ecótonos; H3. Continuidade de refúgio; H4. Proximidade de refúgio; H5. Proximidade de pontos de água; H6. Declive.

H1. Uso do solo (lobo)

Esta variável consiste num ficheiro *raster*, com valor quantitativo, segundo a preferência do lobo por um habitat de acordo com tipo de uso do solo. Para efetuar o cálculo desta subvariável, foi utilizada a COS, complementada por três outras fontes de dados: base de dados e2p para a identificação de fontes de energia renovável não incluídas na COS, como os aerogeradores; RRN para a identificação das principais rodovias; e OSM para definição de ferrovias.

No primeiro passo, a COS referente a cada ano foi convertida nas 22 classes estabelecidas anteriormente, definidas no Anexo 1 (Uniformização das COS): i) territórios artificializados; ii) culturas temporárias de sequeiro e regadio; iii) vinhas; iv) pomares; v) olivais; vi) pastagens permanentes; vii) culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes; viii) sistemas culturais e parcelares complexos; ix) agricultura com espaços naturais e seminaturais; x) sistemas agroflorestais; xi) carvalho; xii) souto; xiii) eucalipto; xiv) floresta de outras folhosas; xv) floresta de resinosas; xvi) vegetação herbácea natural; xvii) matos; xviii) outras formações lenhosas; xix) espaços descobertos ou com pouca vegetação; xx) paúl; xxi) linhas de água; e xxii) corpos de água.

Seguidamente, o ficheiro vetorial de polígonos da COS foi convertido num ficheiro *raster* com 10 m de resolução, através da ferramenta *Vector to Raster*, do *software QGIS 3.4.5*. Através da ferramenta *r.reclass* do *plugin GRASS* do mesmo *software*, as 22 classes foram convertidas na escala numérica referente ao valor de adaptabilidade de cada tipo de uso do solo para um habitat preferencial do lobo-ibérico, definido na Tabela 5.

Tabela 5 – Classificação relativa às classes de uso do solo da COS segundo as preferências do lobo-ibérico.

Classe de uso do solo		Valor
Territórios artificializ.	Estradas principais	0
	Ferrovias	0
	Aerogeradores	0
	Territórios artificializados (COS)	0
Agricultura	Culturas temporárias de sequeiro e regadio	3
	Vinhas	3
	Pomares	3
	Olivais	3
	Pastagens permanentes	5
	Culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes	4
	Sistemas culturais e parcelares complexos (com edificações dispersas em solo rural)	5
	Agricultura com espaços naturais e seminaturais	7
	Sistemas agroflorestais	8
Floresta	Carvalhos	8
	Castanheiros	8
	Eucaliptos	8
	Outras folhosas	8
	Resinosas	8
	Vegetação herbácea natural	6
	Matos	10
	Outras formações lenhosas	4
	Espaços descobertos ou com pouca vegetação	6
Água	Pauis	2
	Cursos de água	0
	Planos de água	0

O segundo passo consistiu em criar um ficheiro relativo a outros tipos de territórios artificializados não incluídos na COS: as autoestradas e outras estradas pavimentadas principais, as ferrovias e os aerogeradores.

Visto que os ficheiros referentes às rodovias e ferrovias são vetoriais de linha (i.e., sem uma área associada), foram atribuídos valores da sua largura, de forma a poder ser criada uma área em torno destas. Já para os aerogeradores, identificados num ficheiro vetorial de pontos, foi considerado um raio em torno destes, de forma a ser atribuído uma área circular em torno do ponto representativo da infraestrutura de produção de energia renovável.

Através de medições de imagens de satélite, considerou-se uma largura de 18 m para estradas principais e 12 m para as ferrovias. Assim, através da opção *Buffer*, do *software* descrito anteriormente, para rodovias atribuiu-se um valor na sua envolvente de 9 m e para as ferrovias de 6 m. Já para o ficheiro vetorial de pontos, relativo aos aerogeradores, foi criada uma área circular de raio equivalente a 8 m. De referir que, antes da realização do *Buffer*, os ficheiros vetoriais tiveram de ser reprojatados para *UTM zone 29N* (EPSG:23029), através da ferramenta *Reproject*, tendo sido, posteriormente, convertidos novamente para *Portugal TM06* (EPSG:3763), através da mesma ferramenta.

Os ficheiros vetoriais, agora de polígonos, foram unidos com a ferramenta *Union*, e dissolvidos com a ferramenta *Dissolve*, obtendo um ficheiro vetorial com um elemento único correspondente às áreas ocupadas por autoestradas, outras estradas pavimentadas principais, ferrovias e aerogeradores, para cada um dos três anos de referência.

De seguida, foi feita a conversão destes ficheiros num ficheiro *raster* de 10 m de resolução, como anteriormente, atribuindo o valor “0” às quadrículas correspondentes aos três elementos não

incluídos na COS, e o valor “1” para as restantes quadrículas. Deste passo, resultou um ficheiro *raster* binário que cobre toda a região em estudo, onde o valor “0” corresponde a rodovias, ferrovias e aerogeradores, e o valor “1” a todos os outros tipos de ocupação do solo.

O terceiro passo consistiu na união dos ficheiros dos passos anteriores. Visto que se assegurou que ambos os ficheiros tivessem a mesma resolução, foi possível aplicar a álgebra de mapas. Assim, através do *Raster Calculator*, foi utilizada a seguinte expressão:

‘(Subvariável uso do solo lobo) = (raster 1º passo) x (raster 2º passo)’

Caso a quadrícula do *raster* binário for “1”, o valor da quadrícula do *raster* da COS mantém-se constante. Caso o valor seja “0” (rodovia, ferrovia ou aerogerador), o valor do *raster* da COS é convertido para “0”, correspondendo ao valor atribuído na Tabela 5 para um território artificializado. O quarto e último passo foi a suavização do *raster* de 10 m de resolução para um de 500 m. Este passo foi efetuado através da ferramenta *Resampling* da extensão *SAGA* do *software* *QGIS 3.5.4*.

O resultado desta subvariável para cada um dos três anos de referência, assim como da diferença entre os anos de 1995 e 2015, pode ser visualizado no Anexo 2 – Mapas das subvariáveis – H1. Uso do solo (lobo).

H2. Densidade de ecótono

O ecótono pode ser definido como um habitat de transição entre as áreas onde as espécies se alimentam e os espaços de refúgio (Curado & Lourenço, 2011). De acordo com a bibliografia, caracteriza-se pela presença de um mosaico de manchas florestais, arbustivas e áreas abertas (Almeida, 2008 fide Álvares et al., 2015). Ao diferenciar as zonas de refúgio e áreas maioritariamente abertas, é possível identificar as zonas de orla, ou seja, os ecótonos.

A “densidade de ecótono” foi calculada tendo por base a metodologia descrita por (Curado & Lourenço, 2011), onde a COS foi convertida num mapa de “áreas abertas” e “áreas de refúgio”. As áreas artificializadas e/ou corpos de água foram também identificadas numa classe diferente, de forma a não serem identificados como ecótono. A partir do mesmo critério do autor descrito, as “áreas de refúgio” foram definidas como aquelas que têm uma superfície de subcoberto superior a 50 % e as “áreas abertas” como aqueles que têm uma superfície maioritariamente de vegetação herbácea.

Assim, num primeiro momento, converteram-se as classes da COS do ficheiro vetorial de polígonos em valores numéricos, com o valor “1” a corresponder a “áreas abertas”, “9” a corresponder a “áreas de refúgio” e “1000” a corresponder a “áreas artificializadas e/ou corpos de água”. Os valores atribuídos a cada classe de uso do solo estão representados na Tabela 6. De seguida, o ficheiro vetorial de polígonos foi convertido num ficheiro *raster* com 10 m de resolução, através da ferramenta *Vector to Raster*. Procedeu-se, então, à suavização dos resultados, convertendo este num novo *raster* de 30 m, obtendo os seguintes valores: “1” corresponde a nove quadrículas apenas de “áreas abertas”; valor “9” corresponde a nove quadrículas apenas de “áreas de refúgio”; valores compreendidos entre “1” e “9” correspondem a “áreas de mosaico”; e valores superiores a “10” correspondem a uma área onde, pelo menos, uma das quadrículas é um território artificializado ou corpo de água, sendo a nova área identificada como “área artificializada e/ou corpo de água”.

No passo seguinte, as “áreas de mosaico” foram classificadas com o valor “100” e as restantes com o valor “0”. Depois de aplicada a ferramenta *Resampling*, obteve-se uma superfície de quadrículas com valores compreendidos entre “0” e “100”, equivalente à percentagem de “área de mosaico” em cada píxel de 500 m de lado (e.g., um *raster* de 500 m inclui 278 quadrículas de 30 m. Se 50 destas tiverem sido identificadas como “área de mosaico”, o novo *raster* de 500 m irá ter um valor de $50 / 278 = 18 \%$).

Tabela 6 – Definição das classes de uso do solo segundo a presença de um subcoberto superior ou inferior a 50 %.

Classe de uso do solo		Valor
Territórios artificializados		1000
Agricultura	Culturas temporárias de sequeiro e regadio	1
	Vinhas	1
	Pomares	1
	Olivais	1
	Pastagens permanentes	1
	Culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes	1
	Sistemas culturais e parcelares complexos	1
	Agricultura com espaços naturais e seminaturais	1
	Sistemas agroflorestais	9
Floresta	Carvalhos	9
	Castanheiros	9
	Eucaliptos	9
	Outras folhosas	9
	Resinosas	9
	Vegetação herbácea natural	1
	Matos	9
	Outras formações lenhosas	1
	Espaços descobertos ou com pouca vegetação	1
Zonas húmidas ou corpos de água		1000

Finalmente, foi realizada uma nova reclassificação dos dados, consoante a percentagem de área de mosaico em cada quadrícula de 500 m (Tabela 7).

O resultado desta subvariável para cada um dos três anos de referência, assim como da diferença entre os anos de 1995 e 2015, pode ser visualizado no Anexo 2 – Mapas das subvariáveis – H2. Densidade de ecótono.

Tabela 7 – Classes de intervalos com diferentes densidades de áreas de mosaico (ecótonos)

Intervalos de percentagem de áreas de mosaico (%)	Valor
> 20	10
[15, 20 [9
[10, 15 [8
[6, 10 [7
[5, 6 [6
[4, 5 [5
[3, 4 [4
[2, 3 [3
[1, 2 [2
[0, 1 [1
0	0

H3. Continuidade de refúgio

Esta subvariável identifica e classifica as áreas com potencial para um habitat de refúgio. Para a definição destes locais, foram consideradas as quadrículas da subvariável anterior identificadas como “áreas de refúgio”. De forma a serem consideradas contínuas terão de cumprir dois requisitos: 1) as quadrículas representativas de “áreas de refúgio” terão de estar conectadas a pelo menos uma das oito adjacentes; e 2) as manchas de “área de refúgio” terão de ter uma área superior a 0,8 km², equivalentes a 10% da área vital mínima preferencial para refúgio do lobo-ibérico (Ferrão da Costa et al., 2013).

Assim, após ter sido obtido um *raster* de resolução de 10 m apenas com as áreas de refúgio (*raster* do terceiro passo da subvariável anterior), foi utilizada a ferramenta *Sieve*, que, através da atribuição de um número mínimo de quadrículas, faz a suavização dos resultados, mantendo a mesma resolução, eliminando as quadrículas isoladas. Esta operação foi realizada com a opção que considera no cálculo as oito quadrículas adjacentes. Como se procurou isolar apenas as áreas contínuas com uma área superior a 0,8 km² e a área de cada quadrícula de 10 m de resolução é 0,001 km², o número mínimo de quadrículas necessárias foi 8 000. Assim, todas as “áreas de refúgio” não contínuas com uma área inferior a 8 000 quadrículas foram eliminadas.

As quadrículas resultantes desta operação foram reclassificadas com o valor “100” e as restantes com o valor “0”. Através da suavização dos resultados, foi obtido um novo *raster* de 500 m de resolução, com a média dos valores das quadrículas do *raster* de 10 m, vindo o valor em percentagem de área de refúgio por área total. A atribuição dos valores de adequabilidade foi feita com recurso à Tabela 8.

O resultado desta subvariável para cada um dos três anos de referência, assim como da diferença entre os anos de 1995 e 2015, pode ser visualizado no Anexo 2 – Mapas das subvariáveis – H3. Continuidade de refúgio.

Tabela 8 – Classes de intervalos com diferentes percentagens de áreas de refúgio contínuas.

Intervalos de percentagem de áreas de refúgio contínuas (%)	Valor
> 90	10
[80, 90 [9
[70, 80 [8
[60, 70 [7
[50, 60 [6
[40, 50 [5
[30, 40 [4
[20, 30 [3
[10, 20 [2
] 0, 10 [1
0	0

H4. Proximidade de refúgio

A proximidade de manchas de habitat de refúgio é especialmente importante durante a fase de dispersão, altura em que o lobo-ibérico pode percorrer distâncias maiores em habitats menos favoráveis (Álvares et al., 2015). Para o cálculo desta subvariável, foram utilizadas todas as manchas de “área de refúgio” definidas anteriormente, com mais de 0,8 km². Após ter sido aplicada a ferramenta *Proximity (Raster Distance)* e realizado a suavização para um *raster* de 500 m, criaram-se classes de intervalos com diferentes distâncias (Tabela 9).

O resultado desta subvariável para cada um dos três anos de referência, assim como da diferença entre os anos de 1995 e 2015, pode ser visualizado no Anexo 2 – Mapas das subvariáveis – H4. Proximidade de refúgio.

Tabela 9 – Classes de intervalos com diferentes distâncias aos habitats de refúgio.

Intervalos de distância a habitat de refúgio	Valor
< 150 m	10
[150, 300 [m	9
[300, 500 [m	8
[500, 750 [m	7
[750, 1 000 [m	6
[1 000, 1 400 [m	5
[1 400, 1 900 [m	4
[1 900, 2 500 [m	3
[2 500, 3 200 [m	2
> 3 200 m	1

H5. Proximidade de pontos de água

Para o cálculo desta subvariável, foi considerado o mapa obtido a partir da OSM, com todas as linhas de água da região em estudo, incluindo rios, ribeiras, canais, represas e reservatórios de barragens. Através da ferramenta *Buffer*, como foi descrito anteriormente, foi atribuído às linhas de água um valor de largura, resultando num ficheiro de polígonos com as linhas de água identificadas na OSM. De seguida, foi criado um ficheiro com os ambientes referentes a água da COS, correspondentes às megaclasses “zonas húmidas” e “corpos de água”.

O próximo passo foi unir os dois ficheiros com as ferramentas *Union* e *Dissolve*, obtendo um ficheiro vetorial de polígonos com apenas um elemento referente a todas as fontes do recurso hídrico. Depois de ter sido convertido num *raster* de 10 m, foi utilizada a ferramenta *Proximity (Raster Distance)*. Esta criou um novo ficheiro *raster*, com a mesma resolução do anterior, com o valor de cada quadrícula equivalente à distância desta ao ponto de água mais próximo. Após ter sido realizada a conversão para um *raster* de 500 m de resolução, foram criadas classes de intervalos com diferentes distâncias dos pontos de água (Tabela 10).

Tabela 10 – Classes de intervalos com diferentes distâncias dos pontos de água.

Intervalos de distância de pontos de água	Valor
0 m	0
] 0, 250 [m	10
[250, 750 [m	9
[750, 1 250 [m	8
[1 250, 1 750 [m	7
[1 750, 2 250 [m	6
[2 250, 2 750 [m	5
[2 750, 3 250 [m	4
[3 250, 3 750 [m	3
[3 750, 4 250 [m	2
> 4 250 m	1

O resultado desta subvariável para cada um dos três anos de referência, assim como da diferença entre os anos de 1995 e 2015, pode ser visualizado no Anexo 2 – Mapas das subvariáveis – H5. Proximidade de pontos de água.

H6. Declive

Para avaliar o relevo da região, utilizou-se um MDT, em formato *raster*, disponível *online* pelo projeto ASTER-GDEM, que apresenta resultados fiáveis a grande escala (Curado & Lourenço, 2011). A partir deste MDT, que apresenta dados de altitude numa grelha de 30 m, foi possível calcular diretamente o declive associado através da ferramenta *Slope* do *QGIS 3.5.4*, em percentagem. O *raster* de 30 m foi seguidamente convertido para um de 500 m, tal como já foi descrito anteriormente, tendo sido classificados os intervalos com diferentes declives (Tabela 11).

O resultado desta subvariável para cada um dos três anos de referência, assim como da diferença entre os anos de 1995 e 2015, pode ser visualizado no Anexo 2 – Mapas das subvariáveis – H6. Declive.

Tabela 11 – Classes de intervalos com diferentes declives.

Intervalos de declive	Valor
[0, 5 [%	6
[5, 6 [%	7
[6, 7 [%	8
[7, 8 [%	9
[8, 12 [%	10
[12, 13 [%	9
[13, 14 [%	8
[14, 15 [%	7
[15, 17 [%	6
[17, 19 [%	5
[19, 22 [%	4
[22, 25 [%	3
[25, 35 [%	2
[35, 50 [%	1
[50, 100] %	0

Variável P – Perturbação

No que diz respeito a esta variável, definiram-se, como potenciais fontes de perturbação, as estradas, as ferrovias, os aerogeradores e ainda outras infraestruturas humanas (incluindo as povoações, classificadas na COS como “território artificializado”). No caso das infraestruturas de transporte, foram utilizados para análise os dados da RRN, relativos a estradas pavimentadas principais. Já as ferrovias, foram avaliadas segundo os dados da OSM. Através do ficheiro criado a partir de imagens de satélite e documentos oficiais dos parques eólicos, foi utilizado também o ficheiro com a localização geográfica dos aerogeradores. No que diz respeito aos restantes territórios artificializados, foram utilizados os dados da COS.

Através destes dados, foram também identificados os centros populacionais da região e calculada a densidade urbana. Com base na RRN, foi ainda calculada a densidade rodoviária.

Desta forma, a variável “perturbação” dividiu-se em quatro subvariáveis: P1. Distância de infraestruturas humanas; P2. Densidade rodoviária; P3. Densidade urbana; e P4. Distância de centros populacionais.

P1. Distância de infraestruturas humanas

No cálculo desta subvariável, foram utilizados quatro tipos de fontes de dados: as estradas, as ferrovias, os aerogeradores e ainda outras infraestruturas humanas incluídas na COS. O resultado final resultou do cruzamento destas quatro fontes de perturbação, através da classificação mínima obtida para cada célula.

Através do ficheiro vetorial (de linhas) da RRN, foi possível obter a localização das linhas correspondentes às estradas principais da região para os diferentes anos em estudo. Este ficheiro, após ter sido convertido num ficheiro vetorial de polígonos, foi convertido num ficheiro *raster* de 10 m, tal como descrito anteriormente. Através da ferramenta *Proximity (Raster Distance)*, foi criado um ficheiro *raster*, com o valor de cada quadrícula equivalente à distância da linha de estrada mais próxima. Após ter sido convertido num ficheiro *raster* de 500 m de resolução, foram criadas classes de intervalos com diferentes distâncias (Tabela 12).

Tabela 12 – Classes de intervalos com diferentes distâncias de estradas principais.

Intervalos de distância de estradas principais	Valor
> 5000 m	10
[4 000, 5 000 [m	9
[3 000, 4 000 [m	8
[2 000, 3 000 [m	7
[1 500, 2 000 [m	6
[1 000, 1 500 [m	5
[750, 1 000 [m	4
[500, 750 [m	3
[250, 500 [m	2
[0, 250 [m	1

Através dos dados OSM e datadas de acordo com bibliografia, foi calculada a distância de cada quadrícula à linha ferroviária mais próxima. Tal como aconteceu anteriormente, começou por se criar um *Buffer* em torno do ficheiro vetorial de linhas da OSM, seguido pela respetiva conversão em formato *raster* de 10 m. De seguida, foi calculada a distância de cada quadrícula para a ferrovia em uso mais próxima. Depois de se ter convertido o ficheiro de 10 m de resolução para um de 500 m, foram criadas classes de intervalos com diferentes distâncias para estas, tal como representado na Tabela 13.

Tabela 13 – Classes de intervalos com diferentes distâncias de ferrovias ativas.

Intervalos de distância de ferrovias ativas	Valor
> 2500 m	10
] 2 200, 2 500] m	9
] 1 900, 2 200] m	8
] 1 600, 1 900] m	7
] 1 300, 1 600] m	6
] 1 000, 1 300] m	5
] 750, 1 000] m	4
] 500, 750] m	3
] 250, 500] m	2
[0, 250] m	1

De seguida, foi feito o mesmo cálculo para os aerogeradores. O ficheiro vetorial com a localização pontual de cada aerogerador dentro da área de estudo foi convertido num ficheiro vetorial de polígonos, através da atribuição de um *Buffer* de 8 m em torno de cada ponto, tal como já foi descrito anteriormente. De seguida, foi convertido num ficheiro *raster* de 10 m, que, através da ferramenta *Proximity (Raster Distance)*, permitiu calcular a distância de cada quadricula do aerogerador mais próximo. De referir que, para os aerogeradores, foi calculado apenas para os anos de 2007 e de 2015, visto que em 1995 não existiam ainda na região em estudo, tendo sido criada uma camada *raster* com o valor máximo de adaptabilidade em toda a superfície da região para este ano.

Após ter sido criado o ficheiro *raster* com a distância de aerogeradores, foram criadas classes de intervalos de distância, tal como representado na Tabela 14.

Tabela 14 – Classes de intervalos com diferentes distâncias de aerogeradores.

Intervalos de distância de aerogeradores	Valor
> 2500 m	10
] 2 200, 2 500] m	9
] 1 900, 2 200] m	8
] 1 600, 1 900] m	7
] 1 300, 1 600] m	6
] 1 000, 1 300] m	5
] 750, 1 000] m	4
] 500, 750] m	3
] 250, 500] m	2
[0, 250] m	1

Por fim, foi calculada a distância de outras infraestruturas humanas, aquelas identificadas na COS na megaclasses “territórios artificializados”, que incluem o tecido urbano, área de indústria, comércio, transportes, extração de inertes, deposição de resíduos, estaleiros de construção, espaços verdes urbanos, equipamentos desportivos, culturais e de lazer, e ainda zonas históricas. Visto que a COS de 1995 não especifica o tipo de território artificializado, a análise a este tipo de territórios só é possível no seu conjunto, de forma a poder ser feita a comparação entre anos da série temporal de 20 anos.

Assim, o ficheiro vetorial da COS, com os polígonos referentes a territórios artificializados, foi convertido num *raster* de 10 m de resolução. Tal como aconteceu anteriormente, foi produzido um novo ficheiro *raster* de 10 m com o valor de cada quadricula correspondente à distância do território artificializado mais próximo. O ficheiro de distâncias foi suavizado para um *raster* de 500 m, tendo sido, posteriormente, criadas classes de intervalos de distância aos territórios artificializados, tal como representado na Tabela 15.

Visto que os quatro ficheiros *raster* resultantes das operações anteriores foram calculados atendendo à mesma resolução, projeção e operações de cálculo, estes encontram-se alinhados, sendo possível fazer uma avaliação por quadriculas idênticas (mesma localização geográfica) entre fontes de perturbação diferentes.

Esta análise foi executada com *software R*. Depois dos quatro *raster* terem sido empilhados, com a ferramenta *Stack*, obteve-se um novo *raster* com quatro camadas, cada uma relativa a uma fonte de perturbação. De seguida, aplicou-se a ferramenta *Calc*, com o objetivo de obter um novo *raster*, apenas de uma camada, com o valor mínimo por célula registado nas quatro bandas. Assim, obteve-se um *raster*, de camada única, com o valor da junção das quatro fontes de perturbação.

O resultado desta subvariável para cada um dos três anos de referência, assim como da diferença entre os anos de 1995 e 2015, pode ser visualizado no Anexo 2 – Mapas das subvariáveis – P1. Distância de infraestruturas humanas.

Tabela 15 – Classes de intervalos com diferentes distâncias de territórios artificializados.

Intervalos de distância de territórios artificializados	Valor
> 2000 m	10
] 1 650, 2 000] m	9
] 1 300, 1 650] m	8
] 1 000, 1 300] m	7
] 750, 1 000] m	6
] 550, 750] m	5
] 400, 550] m	4
] 250, 400] m	3
] 100, 250] m	2
[0, 100] m	1

P2. Densidade rodoviária

Esta subvariável refere-se à densidade de estradas asfaltadas numa determinada região, relacionando a soma das extensões dos troços por unidade de área. Tal como aconteceu anteriormente, esta subvariável foi calculada através do ficheiro vetorial com as estradas principais da RRN. De referir que esta variável está subestimada, visto existirem mais estradas asfaltadas do que as identificadas na RRN, tal como é possível ver no mapa de estradas da OSM. Contudo, visto que estas não se encontram datadas, não é possível a sua utilização para comparação entre os diferentes anos.

Assim, para o cálculo desta subvariável, assumiu-se que a densidade de estradas principais é proporcional à densidade de todas as estradas asfaltadas, tendo sido utilizado um valor não paramétrico, dado pela estimativa de densidade de *Kernel*, ajustando os valores proporcionalmente à escala utilizada para a definição da adaptabilidade de cada subvariável.

Em primeiro lugar, foi criada uma grelha de 500 m, através da ferramenta *Create Grid*. De seguida, foi atribuído a cada quadrícula o valor da soma da distância de todas as estradas dentro desta, através da ferramenta *Sum Line Lengths*. Posteriormente, as quadrículas foram transformadas em pontos, localizados no seu centro geométrico, através da ferramenta *Polygon to points*.

Por fim, utilizou-se a ferramenta *Heat Map (Kernel Density Estimation)*. Esta criou uma superfície *raster* com valores não paramétricos de densidade relativa, com o maior valor a corresponder à região com a maior densidade. Esta função corre um filtro sobre o mapa em que, para cada célula, é calculada a densidade de elementos num raio em seu redor, que, neste caso, se definiu em 11,284 km. Este valor foi escolhido tendo em conta a escala a que foi feito o mapeamento, o tamanho da célula escolhida para a análise e os requisitos ecológicos da área vital do lobo, que, neste caso, se considerou 400 km² (Ferrão da Costa et al., 2013). Desta forma, o valor de cada quadrícula vai depender dos valores dentro de uma área circundante de 400 km², ou seja, num raio de 11,284 km.

No final, obtiveram-se os mapas desta subvariável para os três anos de referência, onde o valor máximo foi obtido no ano de 2015. Este valor foi correlacionado com o valor de adequabilidade “1” e o mínimo com o valor “10”, obtendo os restantes valores através de regressão linear. Assim, o último passo foi realizar a classificação das quadrículas, através da escala representada na Tabela 16.

O resultado desta subvariável para cada um dos três anos de referência, assim como da diferença entre os anos de 1995 e 2015, pode ser visualizado no Anexo 2 – Mapas das subvariáveis – P2. Densidade rodoviária.

Tabela 16 – Classes de intervalos com diferentes valores de densidade rodoviária.

Intervalos de valores não paramétricos de densidade rodoviária	Valor
(Min) 0 – 12 554	10
12 555 – 25 099	9
25 100 – 37 665	8
37 666 – 50 220	7
50 221 – 62 775	6
62 776 – 75330	5
75331 – 87 886	4
87 886 – 100 441	3
100 442 – 112 997	2
112 997 – 125 552 (Máx)	1

P3. Densidade urbana

Outro fator descrito na bibliografia que contribui para a presença do lobo foi a densidade urbana. Esta relaciona a proporção de territórios artificializados numa determinada área, tendo um valor assimétrico de km² de território artificializado por km² de área total. Assim, os valores desta variável podem oscilar entre “0” e “1”, sendo o valor mínimo representativo de uma área livre de solos artificializados e o valor máximo de uma área totalmente artificializada.

Para efetuar o cálculo desta subvariável, foram utilizados os cinco diferentes tipos de dados referentes a solos artificializados: uso do solo artificializado (COS), fontes de energia renovável (e2p), aerogeradores, rodovias (RRN) e ferrovias (OSM). Visto que os ficheiros originais referentes às estradas, ferrovias e infraestruturas de produção de energia são vetoriais de linhas ou pontos (i.e., sem uma área associada), estes foram convertidos num ficheiro vetorial de polígonos, tal como aconteceu na subvariável “uso do solo (lobo)”.

De seguida, foi feita a união dos ficheiros através das ferramentas *Union* e *Dissolve*. O polígono, representativo de todo o tipo de solo artificializado, foi classificado com o valor “1”. Através da ferramenta *Vector to Raster*, o ficheiro vetorial foi transformado num *raster* com 10 m de lado. De seguida, através da ferramenta *Resampling*, o *raster* de 10 m de resolução foi transformado em um de 500 m de lado, através do valor médio dos píxeis de maior resolução. No fim, foi possível obter um ficheiro *raster* com 500 m de lado, com o valor por quadrícula compreendido entre “0” e “1”, tendo sido criadas classes de intervalos de densidade urbana, tal como representado na Tabela 17.

Tabela 17 – Classes de intervalos de densidade urbana.

Intervalos de densidade urbana (km ² / km ²)	Valor
0	10
] 0,00 – 0,05]	9
] 0,05 – 0,10]	8
] 0,10 – 0,15]	7
] 0,15 – 0,20]	6
] 0,25 – 0,40]	5
] 0,40 – 0,55]	4
] 0,55 – 0,70]	3
] 0,70 – 0,80]	2
] 0,80 – 0,90]	1
] 0,90 – 1,00]	0

O resultado desta subvariável para cada um dos três anos de referência, assim como da diferença entre os anos de 1995 e 2015, pode ser visualizado no Anexo 2 – Mapas das subvariáveis – P3. Densidade urbana.

P4. Distância de centros populacionais

Esta subvariável relaciona a distância de um certo local ao centro populacional mais próximo. Para a identificação destes, em primeiro lugar, fundiram-se dois ficheiros *raster* de 10 m, um com a identificação dos tipos de uso do solo da COS e um outro com a máscara criada na subvariável “uso do solo (lobo)” com as quadrículas referentes a outros tipos de territórios artificializados não identificados na COS. De seguida, criou-se um novo ficheiro *raster* binário com todos os solos artificializados identificados com o valor “100” e os restantes tipos de ocupação do solo com “0”.

O próximo passo foi a suavização do *raster* de 10 m para um de 100 m, obtendo o valor em percentagem da área ocupada por território artificializado por cada quadrícula de 100 m de lado. De seguida, através da ferramenta *Raster Pixels to Point*, o ficheiro *raster* foi convertido num ficheiro de pontos, centrados no seu centro geométrico, distando 100 metros entre si, com o valor da quadrícula correspondente. A partir deste, foi possível aplicar a ferramenta *Heatmap (Kernel Distance Estimation)*, referida anteriormente. Para esta operação, foi utilizado um raio de 2 km em torno de cada ponto, resultando num ficheiro *raster*, com um valor não paramétrico resultante da união dos valores num raio de 2 km em torno de cada ponto.

Através dos dados dos Censos, foi possível identificar quais os centros populacionais da região, calibrando o intervalo de valores resultantes da última operação. De seguida, foi estabelecido o valor não paramétrico mínimo de densidade, que permite identificar os sete centros populacionais com uma população superior a 4 mil habitantes (Bragança, Vila Real, Chaves, Mirandela, Peso da Régua, Macedo de Cavaleiros e Valpaços). Depois de o *raster* ter sido reclassificado, isolando apenas as regiões com uma densidade superior àquela registada como mínima de um centro populacional, foram identificadas outras sete cidades: Montalegre, Boticas, Vila Pouca de Aguiar, Carrazeda de Ansiães, Mondim de Basto, Torre de Moncorvo e Mogadouro.

De seguida, foi construído um novo *raster* de 10 m com a distância de cada quadrícula do centro populacional mais próximo. Por fim, este foi suavizado para uma resolução de 500 m, tendo sido criadas classes de intervalos de distância a estes, tal como representado na Tabela 18.

Os mapas finais correspondentes a esta subvariável podem ser visualizados no Anexo 2 – Mapas das subvariáveis – P4. Distância de centros populacionais.

Tabela 18 – Classes de intervalos com diferentes distâncias de centros populacionais.

Intervalos de distância de centros populacionais	Valor
> 4 000 m	10
] 3 500, 4 000] m	9
] 3 000, 3 500] m	8
] 2 500, 3 000] m	7
] 2 000, 2 500] m	6
] 1 600, 2 000] m	5
] 1 200, 1 600] m	4
] 800, 1 200] m	3
] 400, 800] m	2
]0, 400[m	1
0 m	0

Variável A – Disponibilidade de alimento

A variável “disponibilidade de alimento” reflete a potencialidade de um determinado ambiente à presença de presas do lobo, tanto domésticas como silvestres. Assim, foram avaliados os tipos de uso de solo da COS consoante as preferências para cada uma das presas silvestres do lobo e para o gado. Segundo a bibliografia, a exposição das encostas é também um fator a considerar aquando da dispersão do veado, sendo este, portanto, incluído na presente variável.

Esta dividiu-se, assim, em subvariáveis relativas à preferência das presas domésticas e outras relativas a presas silvestres: A1. Exposição das encostas; A2. Uso do solo (gado); A3. Uso do solo (javali); A4. Uso do solo (corço); e A5. Uso do solo (veado).

A1. Exposição das encostas

Tal como já foi referido, a exposição das encostas ajuda a determinar as áreas potenciais para a distribuição do veado e, conseqüentemente, a presença do lobo. Visto que a razão que determina que o lobo possa ser encontrado mais frequentemente em encostas expostas a sul é a presença de presas e não a sua preferência direta a este tipo de ambientes, esta subvariável foi incluída na variável “disponibilidade de alimento” e não na “habitat”.

O cálculo desta foi semelhante ao da subvariável “declive”, onde o MDT do projeto ASTER foi utilizado como base. No programa *QGIS 3.5.4* foi aplicada a ferramenta *Aspect*, que calcula a exposição de cada quadrícula em graus, onde o Norte é representado pelo valor “0” ou “360”, o Este pelo valor “90”, o Sul pelo valor “180” e o Oeste pelo valor “270”. Visto que as encostas a sul são as preferidas pelo veado, os valores em torno do “180” foram aqueles com um maior valor de adequabilidade e os mais a norte aqueles com menor. O ficheiro *raster* de 30 m (resolução do MDT) foi, desta forma, reclassificado, de acordo com os valores apresentados na Tabela 19.

Os mapas finais correspondentes a esta subvariável podem ser visualizados no Anexo 2 – Mapas das subvariáveis – A1. Exposição das encostas.

Tabela 19 – Classes de intervalos de exposição das encostas.

Intervalos de exposição de encosta	Valor
[0° – 18°[1
[18° – 36°[2
[36° – 54°[3
[54° – 72°[4
[72° – 90°[5
[90° – 108°[6
[108° – 126°[7
[126° – 144°[8
[144° – 162°[9
[162° – 198°[10
[198° – 216°[9
[216° – 234°[8
[234° – 252°[7
[252° – 270°[6
[270° – 288°[5
[288° – 306°[4
[306° – 324°[3
[324° – 342°[2
[342° – 360°[1

A2. Uso do solo (gado)

Ainda que esteja disponível nos RGA e no RA o número de cabeças de gado por concelho, no presente trabalho procura-se entender a potencialidade do uso do solo no sucesso do lobo, pelo que o interesse pelo número de animais apenas serve como forma de validação dos resultados e não como um fator a considerar no método.

Assim, o cálculo da presente subvariável foi semelhante à do “uso do solo (lobo)”. Através do ficheiro de uso do solo da COS, as classes foram reclassificadas consoante a potencialidade destas para a presença de gado. As preferências de cada tipo de gado (bovino, caprino, ovino e equídeo) foram estabelecidas de forma complementar. Como exemplo, os matos que não são um ambiente típico para bovinos, podem sê-lo para os caprinos, resultando num valor relativamente alto de adaptabilidade para gado em geral. Os valores atribuídos estão representados na Tabela 20, localizada no final desta Etapa, onde estão também alocados os valores de adequabilidade atribuídos para cada uma das presas silvestres.

No final, resultou um *raster* de 500 m de resolução com a adequabilidade do solo para os animais de gado considerados, estando ilustrado, para cada um dos anos de referência e diferença entre 1995 e 2015, no Anexo 2 – Mapas das subvariáveis – A2. Uso do solo (gado).

A3. Uso do solo (javali)

De acordo com a bibliografia, o javali é uma espécie que está presente em todo o território em estudo ainda antes de 1995. Contudo, certos ambientes são preferidos a outros, sendo esta variável representativa dos tipos de uso do solo potenciais para a presença deste ungulado.

O cálculo desta subvariável foi idêntico ao da anterior, com a diferença de terem sido aplicados os valores de adequabilidade da Tabela 20 para o javali, localizada no final desta Etapa. Os mapas finais correspondentes a esta subvariável podem ser visualizados no Anexo 2 – Mapas das subvariáveis – A3. Uso do solo (javali).

A4. Uso do solo (corço)

Nos anos 1990, a distribuição do corço era muito mais limitada do que aquela descrita por estudos mais recentes, sendo indicado por vários autores que, atualmente, o corço se encontra em expansão na área de estudo. Assim, é esperado que o nível de adequabilidade do tipo de solo para este cervídeo tenha melhorado significativamente entre 1995 e 2015.

O cálculo desta subvariável foi idêntico aos das anteriores, aplicando os valores de adequabilidade do corço da Tabela 20, representada no final desta Etapa.

Os mapas finais correspondentes a esta subvariável podem ser visualizados no Anexo 2 – Mapas das subvariáveis – A4. Uso do solo (corço).

A5. Uso do solo (veado)

O veado é a presa silvestre com a distribuição mais limitada. Ainda assim, estudos recentes indicam que esta espécie se encontra em expansão, esperando que a sua adequabilidade tenha melhorado ao longo dos 20 anos em estudo. Esta subvariável pode ajudar a entender a expansão destas populações para sul e perceber se se estão a moldar as condições para que essa expansão continue de forma positiva, oferecendo uma fonte de alimento (atualmente limitada à região nordeste) em toda a região de estudo.

O cálculo desta subvariável foi idêntico aos das anteriores, aplicando os valores de adequabilidade do veado da Tabela 20.

Os mapas finais correspondentes a esta subvariável podem ser visualizados no Anexo 2 – Mapas das subvariáveis – A5. Uso do solo (veado).

Tabela 20 – Classificação relativa às classes de uso do solo da COS segundo as preferências das presas do lobo-iberico.

Classe de uso do solo		Gado	Javali	Corço	Veado
Territórios artificializ.	Estradas principais	0	0	0	0
	Ferrovias	0	0	0	0
	Aerogeradores	0	0	0	0
	Territórios artificializados (COS)	0	0	0	0
Agricultura	Culturas temporárias de sequeiro e regadio	1	10	6	5
	Vinhas	1	8	6	5
	Pomares	1	8	7	6
	Olivais	1	8	6	5
	Pastagens permanentes	10	5	10	9
	Cult. temp. e/ou pastag. associ. a cult. permanentes	8	9	8	7
	Sistemas culturais e parcelares complexos	10	8	9	8
	Agricultura com espaços naturais e seminaturais	8	10	9	8
	Sistemas agroflorestais	5	10	10	9
Floresta	Carvalhos	1	10	10	9
	Castanheiros	1	10	9	9
	Eucaliptos	1	7	5	4
	Outras folhosas	1	7	9	9
	Resinosas	1	7	9	9
	Vegetação herbácea natural	10	5	10	9
	Matos	7	10	7	10
	Outras formações lenhosas	5	6	7	6
	Espaços descobertos ou com pouca vegetação	4	2	2	2
Água	Pauis	0	0	0	0
	Cursos de água	0	0	0	0
	Planos de água	0	0	0	0

ETAPA 4 – ANÁLISE DOS DADOS

Existem várias abordagens possíveis para a realização de uma Avaliação por Critérios Múltiplos, com recurso a ferramentas SIG, tal como a da presente dissertação. Em função dos objetivos desta e das variáveis escolhidas, considerou-se a Combinação Linear Ponderada (CLP) como a mais adequada. Ela possibilita cruzar as variáveis ou subvariáveis, através de uma escala de valores padronizados que refletem o nível de adequabilidade das espécies. De acordo com a sua importância relativa, aquelas podem ser combinadas linearmente através de ponderadores (Curado & Lourenço, 2011).

Na primeira fase deste processo, foram definidos os valores de ponderação de cada variável e subvariável, refletindo a sua importância para a definição de um habitat potencialmente adequável para o lobo. O cálculo dos ponderadores foi feito com recurso ao Processo Analítico Hierárquico (Saaty, 2008; ver Tabela 22 em baixo).

Seguidamente, através da utilização de álgebra de mapas em ambiente SIG, os mapas de cada uma das subvariáveis foram cruzados de acordo com a respetiva ponderação, resultando num mapa final, com diferentes graus de adequabilidade para o lobo e, conseqüentemente, com a identificação das áreas potenciais à presença deste.

I. Ponderação de variáveis e subvariáveis

A definição dos ponderadores de cada variável e subvariável exigiu uma técnica de suporte à tomada de decisões complexas. Desta forma, foi utilizado o Processo Analítico Hierárquico (AHP), desenvolvido no campo das ciências sociais (Saaty, 2008). O primeiro passo deste processo

consistiu na comparação emparelhada dos elementos a considerar, de forma a obter a importância relativa de cada uma.

Visto que a mesma subvariável pode ser incluída em mais do que uma variável, optou-se por fazer os emparelhamentos não por variável, mas por mapa referente a cada espécie. Assim, as variáveis “habitat” e “perturbação” foram definidas pelo mapa do lobo, enquanto que a variável “disponibilidade de alimento” foi definida pela junção dos mapas do gado, do javali, do corço e do veado. Ainda que os mapas referentes às presas do lobo incluam subvariáveis já incluídas no mapa do lobo, estas não foram sobrevalorizadas no mapa final, visto terem sido aplicados ponderadores resultantes de uma comparação emparelhada.

No final, os mapas do lobo, do javali, do corço e do veado foram divididos em dois conjuntos de subvariáveis: preferências de uso do solo e topografia, e fontes de perturbação. Já no caso do mapa do gado, considerou-se que as espécies domésticas não são afetadas por fontes de perturbação, permanecendo em zonas controladas pelo ser humano ou não tendo influência relevante para aquelas em regime livre. Na Tabela 21 estão sintetizadas as subvariáveis pertencentes a cada um destes mapas.

Tabela 21 – Subvariáveis incluídas no mapa do lobo, do gado, do javali, do corço e do veado.

Subvariáveis pertencentes ao mapa do:					
	Lobo	Gado	Javali	Corço	Veado
Preferências de uso do solo e topografia	Uso do solo (lobo)	Uso do solo (gado)	Uso do solo (javali)	Uso do solo (corço)	Uso do solo (veado)
	Densidade de ecótono	Densidade de ecótono	Densidade de ecótono	Densidade de ecótono	Densidade de ecótono
	Continuidade de refúgio	-	Continuidade de refúgio	Continuidade de refúgio	Continuidade de refúgio
	Proximidade de refúgio	-	Proximidade de refúgio	Proximidade de refúgio	Proximidade de refúgio
	Proximidade de pontos de água	-	Proximidade de pontos de água	Proximidade de pontos de água	Proximidade de pontos de água
	Declive	-	-	-	Declive
	-	-	-	-	Exposição das encostas
Fontes de perturbação	Distância de infraestruturas humanas	-	Distância de infraestruturas humanas	Distância de infraestruturas humanas	Distância de infraestruturas humanas
	Densidade rodoviária	-	Densidade rodoviária	Densidade rodoviária	Densidade rodoviária
	Densidade urbana	-	Densidade urbana	Densidade urbana	Densidade urbana
	Distância de centros populacionais	-	Distância de centros populacionais	Distância de centros populacionais	Distância de centros populacionais

Nesta comparação emparelhada, definiu-se a subvariável mais importante relativamente a cada uma das outras, sendo depois aplicada uma escala numérica que indica o quão mais importante ou dominante essa subvariável é relativamente a outra, usando critérios padronizados da AHP (Tabela 22). A realização destas comparações teve, por base, bibliografia referente a cada uma das espécies (Tabela 23) e a revisão por peritos. O esquema metodológico, com todas as comparações, está ilustrado na Figura 74. Os resultados estão representados da Tabela 24 à Tabela 30, para as variáveis, conjuntos de subvariáveis e subvariáveis.

Tabela 22 – Escala que indica a importância de um fator relativamente a outro (adaptado de Saaty, 2008).

Tabela fundamental de comparação por pares		
Intensidade	Definição	Explicação
1	Mesma importância	Dois elementos contribuem da mesma forma para um objetivo
3	Importância moderada	Experiência e julgamento favorecem um dos elementos sobre o outro
5	Forte importância	Experiência e julgamento favorecem fortemente um dos elementos sobre o outro
7	Importância muito forte	Um elemento é claramente mais forte que o outro; a sua dominância é demonstrada na prática
9	Importância extrema	A evidência que favorece um dos elementos sobre o outro é máxima

Os valores 8, 6, 4 e 2 podem ser usados como níveis intermédios entre classes. Intensidades de valores como 1,1, 1,2, 1,3 etc. podem ser utilizados para elementos que demonstram um nível de importância muito semelhante.

Tabela 23 – Síntese da bibliografia utilizada para a atribuição dos valores importância na comparação por pares

Relação	Definição	Referência
Habitat Lobo - Perturbação	O lobo pode sobreviver em habitats com condições menos favoráveis (não depende mormente das condições do habitat, mas sim da disponibilidade de alimento)	Eggermann et al. (2011)
Perturbação	O lobo é sensível a uma excessiva fragmentação do território	Eggermann et al. (2011)
Habitat Lobo - Alimento	O gado é o fator mais importante para a presença de lobo (dependência de espécies domésticas na sua dieta)	Eggermann et al. (2011)
Habitat Lobo - Perturbação	Os fatores que afetam diretamente a distribuição do lobo são, por ordem de influência, o tecido urbano, declive, uso do solo, estradas e pontos de água.	Oliveira (2009)
Perturbação	O javali encontra-se em toda a região em estudo, exceto nos grandes centros populacionais (oportunista e pouca aversão)	Oliveira & Carmo (2000)
Declive e exposição das encostas	O veado seleciona, preferencialmente, encostas de declives suaves expostos a sul	Carvalho (2013)
Habitat Veado - Perturbação	No caso do veado, o fator relativo ao uso do solo é mais determinante para a sua ocorrência do que a proximidade a fontes de perturbação	Carvalho (2013)

Figura 74 – Esquema metodológico com a obtenção do mapa final, com todas as comparações entre variáveis, conjuntos de subvariáveis e subvariáveis.

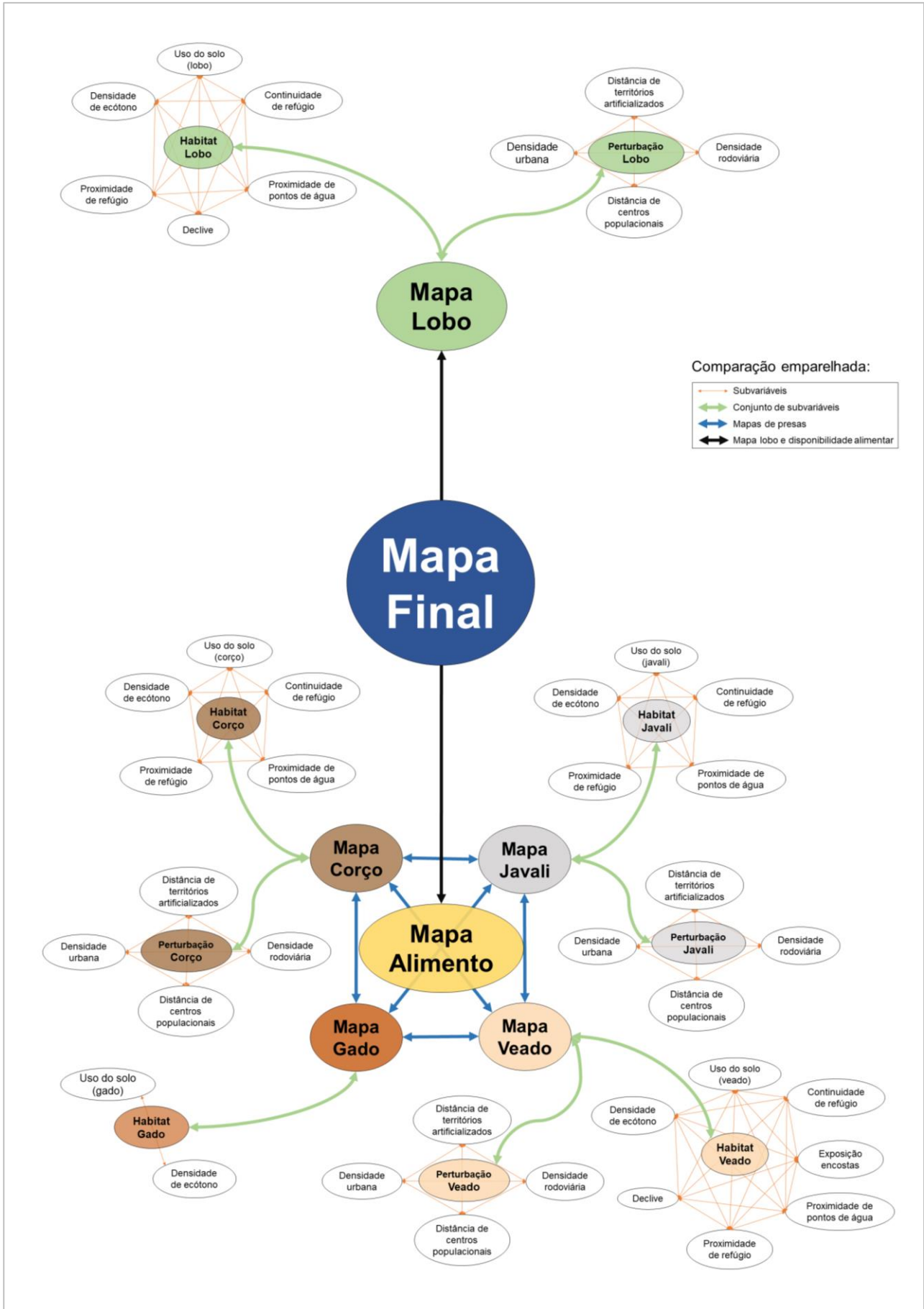


Tabela 24 – Comparação emparelhada das variáveis do lobo-ibérico.

Variáveis		Mais importante	Intensidade
Habitat	Disponibilidade alimentar	Disponibilidade alimentar	3
Habitat	Perturbação	Perturbação	2
Disponibilidade alimentar	Perturbação	Disponibilidade alimentar	2

Tabela 25 – Comparação emparelhada das subvariáveis incluídas no mapa do lobo.

Subvariáveis do mapa do lobo		Mais importante	Intensidade
Conjunto de subvariáveis de habitat para o lobo = variável “habitat”			
Uso do Solo (lobo)	Densidade de ecótono	Uso do Solo (do lobo)	3
Uso do Solo (lobo)	Continuidade de refúgio	Continuidade de refúgio	2
Uso do Solo (lobo)	Proximidade de refúgio	Proximidade de refúgio	3
Uso do Solo (lobo)	Proximidade de água	Uso do Solo (do lobo)	3
Uso do Solo (lobo)	Declive	Declive	3
Densidade de ecótono	Continuidade de refúgio	Continuidade de refúgio	3
Densidade de ecótono	Proximidade de refúgio	Proximidade de refúgio	4
Densidade de ecótono	Proximidade de água	Densidade de ecótono	2
Densidade de ecótono	Declive	Declive	3
Continuidade de refúgio	Proximidade de refúgio	Proximidade de refúgio	2
Continuidade de refúgio	Proximidade de água	Continuidade de refúgio	4
Continuidade de refúgio	Declive	Continuidade de refúgio	2
Proximidade de refúgio	Proximidade de água	Proximidade de refúgio	4
Proximidade de refúgio	Declive	Proximidade de refúgio	2
Proximidade de água	Declive	Declive	3
Conjunto de subvariáveis de perturbação para o lobo = variável “perturbação”			
Dist. infraestr. humanas	Densidade rodoviária	Dist. infraestr. humanas	3
Dist. infraestr. humanas	Densidade urbana	Dist. infraestr. humanas	4
Dist. infraestr. humanas	Dist. centros populacionais	Dist. infraestr. humanas	6
Densidade rodoviária	Densidade urbana	Densidade rodoviária	1,5
Densidade rodoviária	Dist. centros populacionais	Densidade rodoviária	4
Densidade urbana	Dist. centros populacionais	Densidade urbana	3

Tabela 26 – Comparação emparelhada das subvariáveis incluídas no mapa do gado.

Subvariáveis do mapa do gado		Mais importante	Intensidade
Uso do Solo (gado)	Densidade de ecótono	Uso do Solo (gado)	2

Tabela 27 – Comparação emparelhada dos conjuntos de subvariáveis das presas silvestres do lobo-ibérico.

Conjunto de subvariáveis		Mais importante	Intensidade
Habitat do javali	Perturbação javali	Habitat do javali	3
Habitat do corço	Perturbação corço	Habitat do corço	2
Habitat do veado	Perturbação veado	Habitat do veado	1,2

Tabela 28 – Comparação emparelhada das subvariáveis incluídas no mapa do javali.

Subvariáveis do mapa do javali		Mais importante	Intensidade
Conjunto de subvariáveis de habitat para o javali			
Uso do Solo (javali)	Densidade de ecótono	Uso do Solo (javali)	2
Uso do Solo (javali)	Continuidade de refúgio	Uso do Solo (javali)	4
Uso do Solo (javali)	Proximidade de refúgio	Uso do Solo (javali)	3
Uso do Solo (javali)	Proximidade de água	Uso do Solo (javali)	6
Densidade de ecótono	Continuidade de refúgio	Densidade de ecótono	2
Densidade de ecótono	Proximidade de refúgio	Densidade de ecótono	3
Densidade de ecótono	Proximidade de água	Densidade de ecótono	5
Continuidade de refúgio	Proximidade de refúgio	Proximidade de refúgio	2
Continuidade de refúgio	Proximidade de água	Continuidade de refúgio	2
Proximidade de refúgio	Proximidade de água	Proximidade de refúgio	2
Conjunto de subvariáveis de perturbação para o javali			
Dist. infraestr. humanas	Densidade rodoviária	Dist. infraestr. humanas	2
Dist. infraestr. humanas	Densidade urbana	Densidade urbana	2
Dist. infraestr. humanas	Dist. centros populacionais	Dist. centros populacionais	5
Densidade rodoviária	Densidade urbana	Densidade urbana	2
Densidade rodoviária	Dist. centros populacionais	Dist. centros populacionais	6
Densidade urbana	Dist. centros populacionais	Dist. centros populacionais	7

Tabela 29 – Comparação emparelhada das subvariáveis incluídas no mapa do corço.

Subvariáveis do mapa do corço		Mais importante	Intensidade
Conjunto de subvariáveis de habitat para o corço			
Uso do Solo (corço)	Densidade de ecótono	Uso do Solo (corço)	2
Uso do Solo (corço)	Continuidade de refúgio	Uso do Solo (corço)	2
Uso do Solo (corço)	Proximidade de refúgio	Uso do Solo (corço)	2
Uso do Solo (corço)	Proximidade de água	Uso do Solo (corço)	4
Densidade de ecótono	Continuidade de refúgio	Densidade de ecótono	3
Densidade de ecótono	Proximidade de refúgio	Densidade de ecótono	2
Densidade de ecótono	Proximidade de água	Densidade de ecótono	5
Continuidade de refúgio	Proximidade de refúgio	Proximidade de refúgio	3
Continuidade de refúgio	Proximidade de água	Continuidade de refúgio	2
Proximidade de refúgio	Proximidade de água	Proximidade de refúgio	4
Conjunto de subvariáveis de perturbação para o corço			
Dist. infraestr. humanas	Densidade rodoviária	-	1
Dist. infraestr. humanas	Densidade urbana	Densidade urbana	3
Dist. infraestr. humanas	Dist. centros populacionais	Dist. centros populacionais	3
Densidade rodoviária	Densidade urbana	Densidade urbana	3
Densidade rodoviária	Dist. centros populacionais	Dist. centros populacionais	3
Densidade urbana	Dist. centros populacionais	Densidade urbana	2

Tabela 30 – Comparação emparelhada das subvariáveis incluídas no mapa do veado.

Subvariáveis do mapa do veado		Mais importante	Intensidade
Conjunto de subvariáveis de habitat para o veado			
Uso do Solo (veado)	Densidade de ecótono	Uso do Solo (veado)	4
Uso do Solo (veado)	Continuidade de refúgio	Uso do Solo (veado)	2
Uso do Solo (veado)	Proximidade de refúgio	Uso do Solo (veado)	2
Uso do Solo (veado)	Proximidade de água	Uso do Solo (veado)	5
Uso do Solo (veado)	Declive	Uso do Solo (veado)	5
Uso do Solo (veado)	Exposição de encostas	Uso do Solo (veado)	5
Densidade de ecótono	Continuidade de refúgio	Continuidade de refúgio	3
Densidade de ecótono	Proximidade de refúgio	Proximidade de refúgio	3
Densidade de ecótono	Proximidade de água	Densidade de ecótono	3
Densidade de ecótono	Declive	Densidade de ecótono	2
Densidade de ecótono	Exposição de encostas	Densidade de ecótono	3
Continuidade de refúgio	Proximidade de refúgio	Continuidade de refúgio	2
Continuidade de refúgio	Proximidade de água	Continuidade de refúgio	5
Continuidade de refúgio	Declive	Continuidade de refúgio	4
Continuidade de refúgio	Exposição de encostas	Continuidade de refúgio	4
Proximidade de refúgio	Proximidade de água	Proximidade de refúgio	3
Proximidade de refúgio	Declive	Proximidade de refúgio	3
Proximidade de refúgio	Exposição de encostas	Proximidade de refúgio	3
Proximidade de água	Declive	Declive	2
Proximidade de água	Exposição de encostas	Exposição de encostas	2
Declive	Exposição de encostas	Declive	2
Conjunto de subvariáveis de perturbação para o veado			
Dist. infraestr. humanas	Densidade rodoviária	Dist. infraestr. humanas	2
Dist. infraestr. humanas	Densidade urbana	Dist. infraestr. humanas	3
Dist. infraestr. humanas	Dist. centros populacionais	Dist. infraestr. humanas	3
Densidade rodoviária	Densidade urbana	-	1
Densidade rodoviária	Dist. centros populacionais	Densidade rodoviária	2
Densidade urbana	Dist. centros populacionais	Densidade urbana	2

Ainda que estudos recentes indiquem que o gado é o fator mais determinante para a presença de lobo, outros indicam que a sua dependência por espécies domésticas se deve à ausência de presas silvestres. Como nesta dissertação se procura entender a potencialidade de um determinado ambiente em termos de habitat para o lobo, assumiu-se que um habitat com alta adaptabilidade é potencialmente ótimo para todas as presas do lobo. Assim, a variável “disponibilidade alimentar” foi calculada atribuindo a mesma ponderação à presença de gado, javali, corço e veado.

Assim, no mapa resultante do cruzamento dos vários mapas referentes à “disponibilidade alimentar” do lobo, as áreas de alta adequabilidade são aquelas adequadas a todas as suas presas, e, por conseguinte, resultam numa elevada “disponibilidade alimentar” para o predador. Já o mapa final, que inclui as três variáveis descritas, uma alta adequabilidade está relacionada com um habitat potencialmente ótimo para o lobo, com as condições que lhe permitem refúgio, dispersão e alimento, e com reduzida pressão humana.

No passo seguinte, através de um cálculo matricial, efetuado automaticamente em *software* próprio (neste caso, disponível *online*, ver referências), os valores de importância relativa foram convertidos em valores de ponderação, posteriormente utilizados na análise para cada um dos mapas, conjuntos de subvariáveis e subvariáveis (Tabela 31). Na Tabela 32 os valores de ponderação encontram-se sintetizados por subvariável, sendo possível entender o contributo de cada uma delas no modelo final.

Tabela 31 – Valores de ponderação a atribuir a cada mapa, conjunto de subvariável e subvariável.

Mapa	(peso)	Conj. Subv.	(peso)	Subvariáveis	(peso)				
Lobo	46,0 %	Habitat	35,5 %	H1. Uso do solo (lobo)	12,5 %				
				H2. Densidade de ecótonos	7,0 %				
				H3. Continuidade de refúgio	23,2 %				
				H4. Proximidade de refúgio	32,6 %				
				H5. Proximidade de pontos de água	5,3 %				
				H6. Declive	19,4 %				
		Perturbação	64,5 %	P1. Distância de infraestruturas humanas	55,3 %				
				P2. Densidade rodoviária	22,3 %				
				P3. Densidade urbana	15,8 %				
				P4. Distância de centros populacionais	6,6 %				
				Gado	13,5 %	Habitat	100 %	A2. Uso do solo (gado)	66,7 %
								H2. Densidade de ecótono	33,3 %
Habitat	75,0 %	A3. Uso do solo (javali)	42,3 %						
		H2. Densidade de ecótono	27,5 %						
		H3. Continuidade de refúgio	10,5 %						
		H4. Proximidade de refúgio	13,7 %						
		H5. Proximidade de pontos de água	6,0 %						
Perturbação	25,0 %	P1. Distância de infraestruturas humanas	11,4 %						
		P2. Densidade rodoviária	7,7 %						
		P3. Densidade urbana	15,0 %						
		P4. Distância de centros populacionais	65,9 %						
Corço	13,5 %	Habitat	66,6 %	A4. Uso do solo (corço)	34,1 %				
				H2. Densidade de ecótono	28,5 %				
				H3. Continuidade de refúgio	10,8 %				
				H4. Proximidade de refúgio	20,7 %				
				H5. Proximidade de pontos de água	5,9 %				
		Perturbação		33,3 %	P1. Distância de infraestruturas humanas	12,2 %			
					P2. Densidade rodoviária	12,2 %			
					P3. Densidade urbana	44,4 %			
					P4. Distância de centros populacionais	31,2 %			
					Veado	13,5 %	Habitat	55,5 %	A5. Uso do solo (veado)
H2. Densidade de ecótono	10,2 %								
H3. Continuidade de refúgio	23,9 %								
H4. Proximidade de refúgio	17,1 %								
H5. Proximidade de pontos de água	4,2 %								
H6. Declive	6,7 %								
Perturbação	45,5 %	A1. Exposição das encostas	5,3 %						
		P1. Distância de infraestruturas humanas	46,0 %						
		P2. Densidade rodoviária	22,0 %						
		P3. Densidade urbana	20,1 %						
				P4. Distância de centros populacionais	11,9 %				

Tabela 32 – Contributo de cada subvariável por mapa para o modelo final da potencialidade de habitat adequado do lobo-ibérico.

Subvariáveis	Mapa					
	Lobo	Gado	Javali	Corço	Veado	Final
H1. Uso do solo (lobo)	2,0 %	-	-	-	-	2,0 %
H2. Densidade de ecótonos	1,1 %	4,5 %	2,8 %	2,6 %	0,7 %	11,7 %
H3. Continuidade de refúgio	3,8 %	-	1,1 %	1,0 %	1,8 %	7,7 %
H4. Proximidade de refúgio	5,3 %	-	1,4 %	1,9 %	1,3 %	9,9 %
H5. Proximidade de pontos de água	0,9 %	-	0,6 %	0,5 %	0,3 %	2,3 %
H6. Declive	3,2 %	-	-	-	0,5 %	3,7 %
P1. Distância de infraestruturas humanas	16,4 %	-	0,4 %	0,5 %	2,8 %	20,1 %
P2. Densidade rodoviária	6,6 %	-	0,3 %	0,5 %	1,3 %	8,7 %
P3. Densidade urbana	4,7 %	-	0,5 %	2,0 %	1,2 %	8,4 %
P4. Distância de centros populacionais	1,9 %	-	2,2 %	1,4 %	0,7 %	6,2 %
A1. Exposição das encostas	-	-	-	-	0,4 %	0,4 %
A2. Uso do solo (gado)	-	9,0 %	-	-	-	9,0 %
A3. Uso do solo (javali)	-	-	4,3 %	-	-	4,3 %
A4. Uso do solo (corço)	-	-	-	3,1 %	-	3,1 %
A5. Uso do solo (veado)	-	-	-	-	2,4 %	2,4 %
Soma	46,0 %	13,5 %	13,5 %	13,5 %	13,5 %	100 %

II. Combinação Linear Ponderada

Após a definição de todos os valores de ponderação e adequabilidade, realizou-se a combinação de todas as subvariáveis. A aplicação da abordagem CLP foi efetuada utilizando álgebra de mapas, recorrendo à ferramenta *Raster Calculator* do software *QGIS 3.4.5*. A resolução utilizada na junção das várias subvariáveis foi de 500 m. O mapa de cada uma das espécies foi obtido através da soma de cada subvariável multiplicada pelo seu valor de ponderação:

$$\text{'(Mapa gado) = (mapa uso do solo gado) x 0,75 + (mapa densidade do ecótono) x 0,25'}$$

De igual modo, o mapa referente à “disponibilidade alimentar” foi obtido somando todas os mapas das presas multiplicados pelo seu valor de ponderação. Neste caso, como foi assumido que a ponderação atribuída a estas é idêntica, o cálculo resultou na média entre os mapas do gado, javali, corço e veado:

$$\text{'(mapa lobo) = (mapa gado) x 0,25 + (mapa javali) x 0,25 + (mapa corço) x 0,25 + (mapa veado) x 0,25'}$$

Por fim, obteve-se o mapa final referente à potencialidade de um habitat adequado para o lobo, cruzando o mapa do lobo (que inclui as variáveis “habitat” e “perturbação” para o canídeo) com o mapa da variável “disponibilidade alimentar”:

$$\text{'(Mapa Final) = (mapa lobo) x 0,46 + (mapa disponibilidade alimentar) x 0,54'}$$

O mapa que daqui resultou reproduz uma superfície contínua de valores entre 0 e 10, que reflete diferentes graus de adequabilidade potencial para o lobo-ibérico, dependendo do tipo de ocupação do solo no ano em questão. As áreas de elevada adequabilidade podem ser também identificadas como prioritárias para implementação de medidas de conservação para o predador.

Para facilitar a visualização dos mapas das áreas de elevada adequabilidade, optou-se por agrupar áreas de semelhante prioridade e reduzir o efeito de pequenas áreas isoladas, através da utilização de um filtro *low-pass* neste mapa. Este tipo de filtros suavizam os mapas através do valor médio das quadrículas num raio pré-definido. Para esta operação foi utilizada a ferramenta *Simple Filter* da extensão *SAGA* do *QGIS 3.4.5*, tendo sido utilizado um raio de busca de 11 quadrículas, equivalente a uma busca numa área circular de, pelo menos, 80 km² em torno de cada quadrícula. Assim, através deste modelo, foi possível identificar as áreas de elevada adequabilidade com, pelo menos, 80 km² – área vital mínima do lobo-ibérico em Portugal (Ferrão da Costa et al., 2013).

4. RESULTADOS

Com o cruzamento das três variáveis consideradas relevantes para o lobo-ibérico – habitat, disponibilidade alimentar e perturbação –, foi possível obter um mapa final que representa diferentes graus de potencialidade para um habitat adequado para esta espécie. Agrupando os valores da escala de 0 a 10 refletidos no mapa final, foram consideradas cinco classes principais de adequabilidade. Estas foram atribuídas segundo a média dos percentis dos três anos de referência. Esta classificação, além de permitir distinguir quais as áreas mais ou menos adequadas para o lobo, permite avaliar a evolução ao longo dos 20 anos em estudo.

Assim, consideraram-se como áreas de “muito baixa adequabilidade” aquelas com um valor inferior ao 10º percentil (i.e., 10 % do total de quadrículas com os valores mais baixos registados); as de “baixa adequabilidade” com um valor compreendido entre o 10º e o 30º percentil; as de “adequabilidade média” com um valor entre o 30º e 70º percentil; as de “alta adequabilidade” entre o 70º e 90º percentil; e, por fim, as áreas de “muito alta adequabilidade” aquelas com um valor superior ao 90º percentil, representando os 10 % de áreas com melhor adequabilidade (Tabela 33).

Tabela 33 – Classes de adequabilidade para o mapa de potencialidade de habitat para o lobo-ibérico.

Classes de adequabilidade	Percentil	Grau de adequabilidade
Muito alta	> 90º	> 7,46
Alta	70º - 90º	7,17 - 7,46
Média	30º - 70º	6,71 - 7,17
Baixa	10º - 30º	6,26 - 6,71
Muito Baixa	< 10º	< 6,26

As zonas de maior adaptabilidade estão localizadas, sobretudo, na região norte, na fronteira com Espanha, desde as serras do Gerês, do Larouco e do Barroso (no nordeste) até às da Coroa e de Montesinho (no noroeste). Além destas, as serras da Nogueira, de Bornes e de Mogadouro, no distrito de Bragança, foram identificadas como áreas de alto grau de adaptabilidade. Já no distrito de Vila Real, foram identificadas também as serras do Alvão e da Padrela. O concelho de Vimioso, no extremo oeste da região de estudo, foi identificado, em praticamente toda a sua área, como uma região de alta adaptabilidade. O mesmo aconteceu com a região do Parque Natural do Douro Internacional, onde se encontram os municípios de Torre de Moncorvo, Mogadouro e Alfândega da Fé, estendendo-se até à margem do Rio Douro pelo município de Torre de Moncorvo. A região sul do município de Carrazeda de Ansiães, junto à margem do Douro, foi também caracterizada como uma região de “alta adaptabilidade”.

Os locais de menor adaptabilidade correspondem às zonas de maior densidade urbana, tais como as cidades de Montalegre, Ribeira da Pena, Mondim de Basto, Vila Pouca de Aguiar, Vila Real, Santa Marta de Penaguião, Peso da Régua, Sabrosa, Alijó, Chaves, Valpaços, Mirandela, Bragança, Torre de Moncorvo e Mogadouro. Além destas, foram ainda identificadas com baixa adaptabilidade locais de elevada densidade rodoviária, tais como a região de Vila Flor e a região entre a cidade de Mogadouro e a de Miranda do Douro.

Ainda que não tenham existido mudanças drásticas do grau de adaptabilidade, existem algumas diferenças entre os anos de referência que devem ser identificadas. Na região transfronteiriça pertencente ao Parque Nacional da Peneda-Gerês, no município de Montalegre, foi registada uma forte redução em termos de adaptabilidade para o lobo entre 1995 e 2007. Contudo, esta deveu-se à mudança da classificação desta área montanhosa, uma vez que grande parte estava classificada como “matos” e passou a “rocha nua”, pertencente à classe “espaços descobertos ou de pouca vegetação”. Em 2015, esta zona é classificada, novamente, como “matos”, tornando a aumentar a potencialidade deste local, confirmando os mesmos valores identificados em

1995. Sem contar com esta região, para toda a área de estudo, foi registada uma tendência evolutiva, tanto crescente, como regressiva.

Assim, os maiores crescimentos ocorreram na região transfronteiriça leste, nos municípios de Bragança, de Vimioso e de Miranda do Douro, e na região entre os municípios de Carrazeda de Ansiães, de Vila Flor e de Mirandela. Foi também identificado um aumento expressivo na região de ligação entre os municípios de Bragança, de Vimioso e de Macedo de Cavaleiros e entre os de Vimioso e de Mogadouro. Outras regiões com uma evolução positiva foram: uma pequena região entre os municípios de Mirandela e de Macedo de Cavaleiros, na envolvente da localidade de Vila Verdinho; região no município de Freixo de Espada à Cinta, na envolvente da localidade de Mazouco; e no município de Torre de Moncorvo, junto à localidade de Maçores, ambos incluídos no Parque Natural do Douro Internacional; no Parque Natural de Montesinho, a norte da cidade de Bragança; e grande parte dos municípios de Valpaços e de Chaves.

Por outro lado, as regressões de grau de adaptabilidade para um habitat do lobo-ibérico foram identificadas nas zonas de maior densidade urbana, ou associadas a novos troços de estradas principais, ou ainda a locais onde foram construídos parques eólicos. Assim, as maiores regressões foram identificadas nos locais onde foram construídos: os troços da A24 e da A27 e, principalmente, o respetivo nó de ligação, no município de Vila Pouca de Aguiar; os troços da A24 e da A4 com o respetivo nó de ligação, no município de Vila Real; e os troços do IC5 e do IP2 com o respetivo nó de ligação, no concelho de Vila Flor. Além disso, foram identificadas reduções consideráveis na adaptabilidade das serras de Bornes, do Barroso e do Larouco. De referir que, após ter sido analisada a diferença entre o ano de 1995 e 2015, foi identificada uma forte regressão na extremidade norte do Parque Natural de Montesinho. Esta deveu-se a uma questão de computação e de álgebra de mapas, visto que o mapa final de 1995 tem seis quadrículas em défice nesta região, em comparação com os mapas de 2007 e 2015, sendo a média de quadrículas, após a suavização, influenciada. Os mapas finais dos anos de 1995, 2007 e 2015 podem ser visualizados nas Figuras 75, 76 e 77, respetivamente. A diferença entre o mapa de 1995 e 2015 pode ser visualizada na Figura 78.

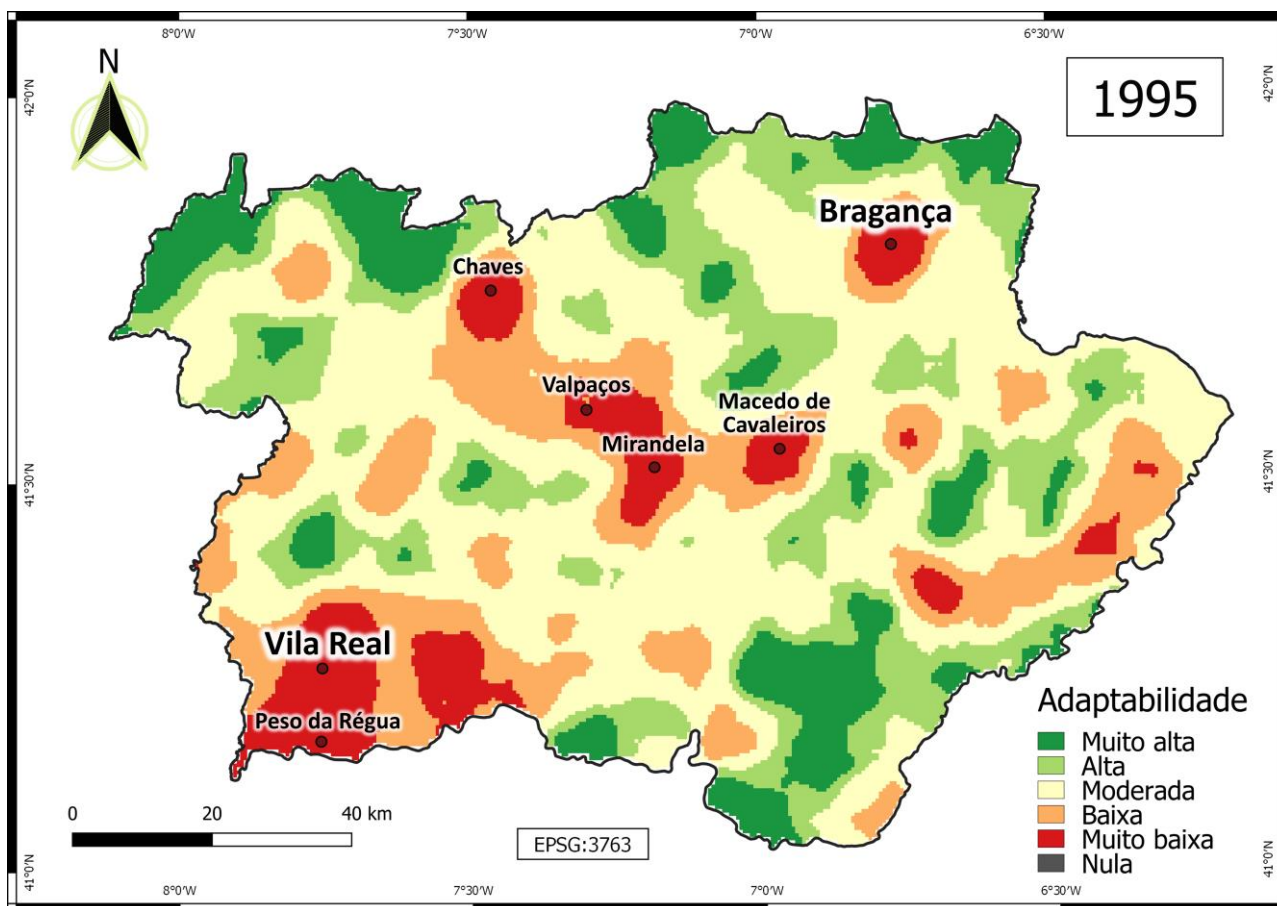


Figura 75 – Mapa final com graus de adaptabilidade para um habitat do lobo-ibérico, para o ano de 1995.

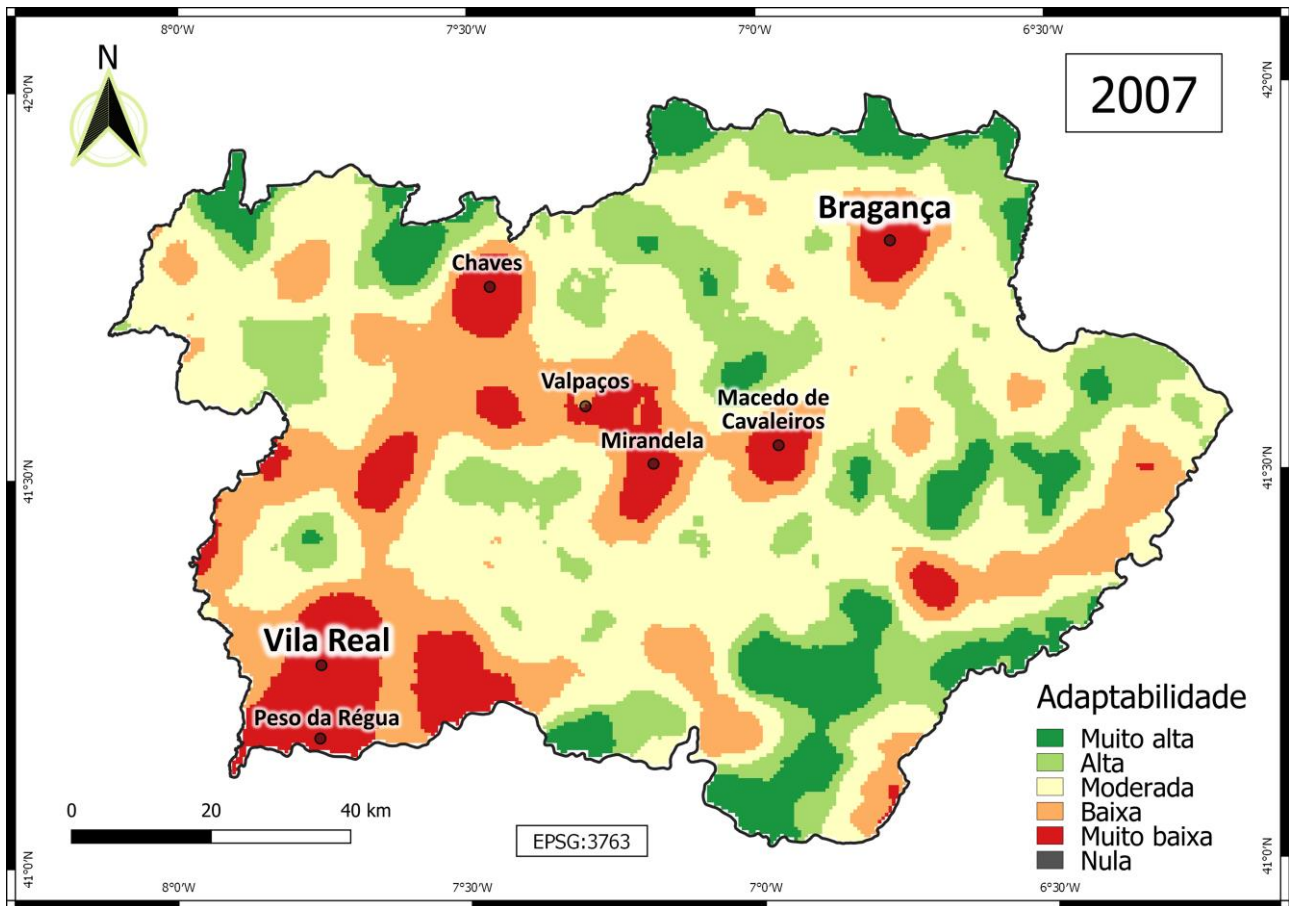


Figura 76 – Mapa final com graus de adaptabilidade para um habitat do lobo-ibérico, para o ano de 2007.

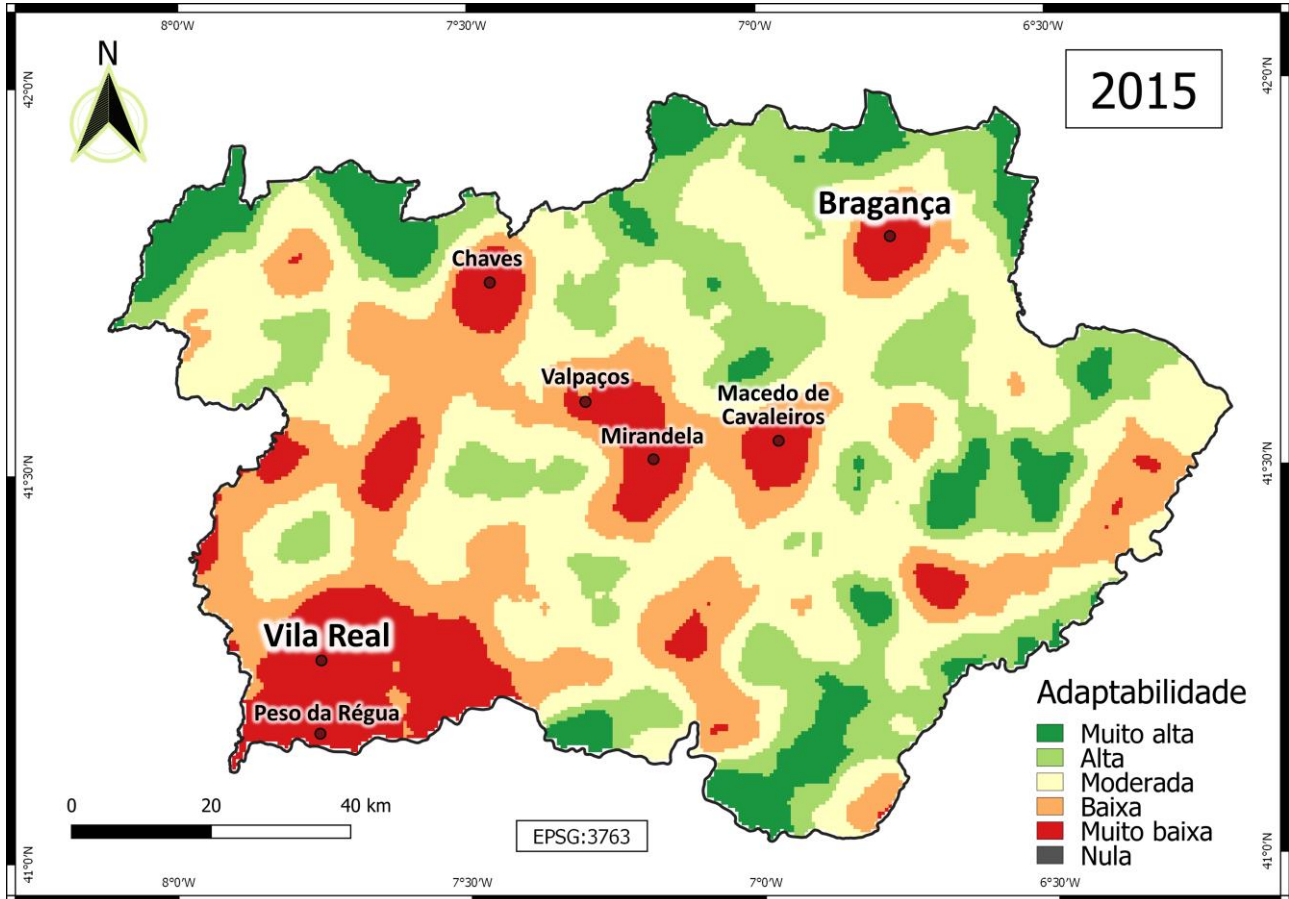


Figura 77 – Mapa final com graus de adaptabilidade para um habitat do lobo-ibérico, para o ano de 2015.

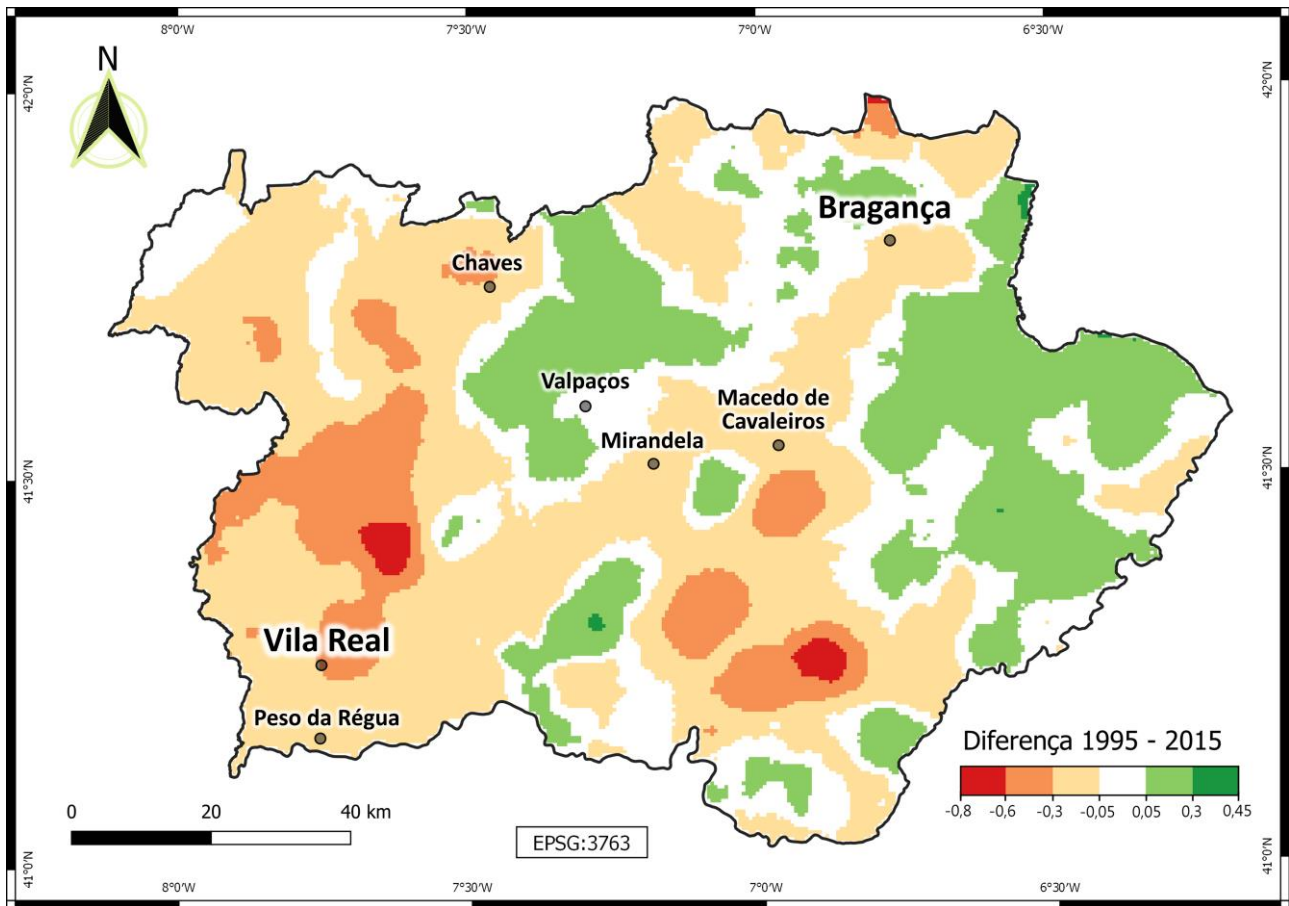


Figura 78 – Evolução do grau de adaptabilidade de habitat para o lobo-ibérico entre 1995 e 2015.

Quando avaliadas as diferenças entre classes em termos percentuais, observou-se uma diminuição dos locais de maior adequabilidade, em contraste com as áreas de menor adequabilidade, que têm vindo a aumentar. Avaliando classe por classe, os locais identificados como de “muito baixa adequabilidade” aumentaram quase 42 % e os de “baixa adequabilidade” aumentaram mais de 15 % num espaço de 20 anos. Entre 1995 e 2015, as áreas de “média adequabilidade” diminuíram mais de 10 %, assim como as de “muito alta adequabilidade”, que diminuíram quase 25 %. Contudo, as áreas identificadas com a classe “alta adequabilidade” aumentaram mais de 4 %, ainda que, aquando da junção com as áreas de “muito alta adequabilidade”, observou-se uma diminuição de quase 7 % (Figura 79).

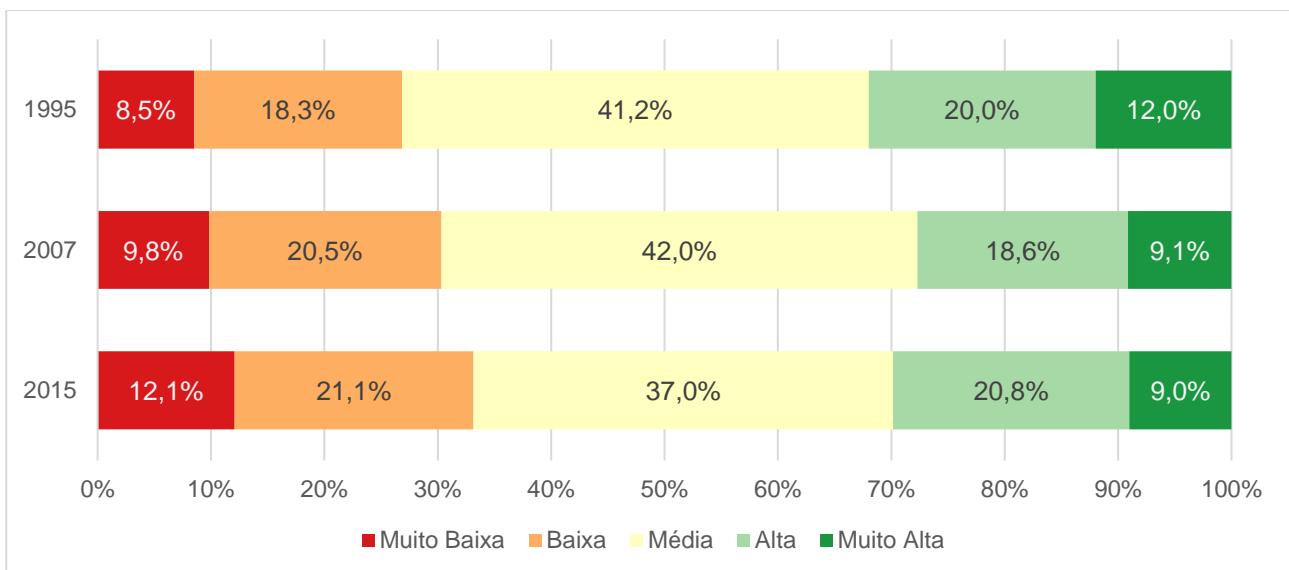


Figura 79 – Distribuição percentual das classes de adaptabilidade para os anos de 1995, 2007 e 2015.

Entre 1995 e 2015, o grau de adaptabilidade média da região diminuiu 1,1 %. Contudo, como já foi verificado, a região não evoluiu uniformemente. Dividindo a superfície da área de estudo em seis parcelas idênticas, através de uma grelha de 54 x 54 km, verifica-se que a região nordeste aumentou o grau de adaptabilidade no período de avaliação, ao contrário da região sudoeste, que tem vindo a regredir. Observou-se, assim, um claro aumento de adaptabilidade de sul para norte e de oeste para leste (Figura 80).

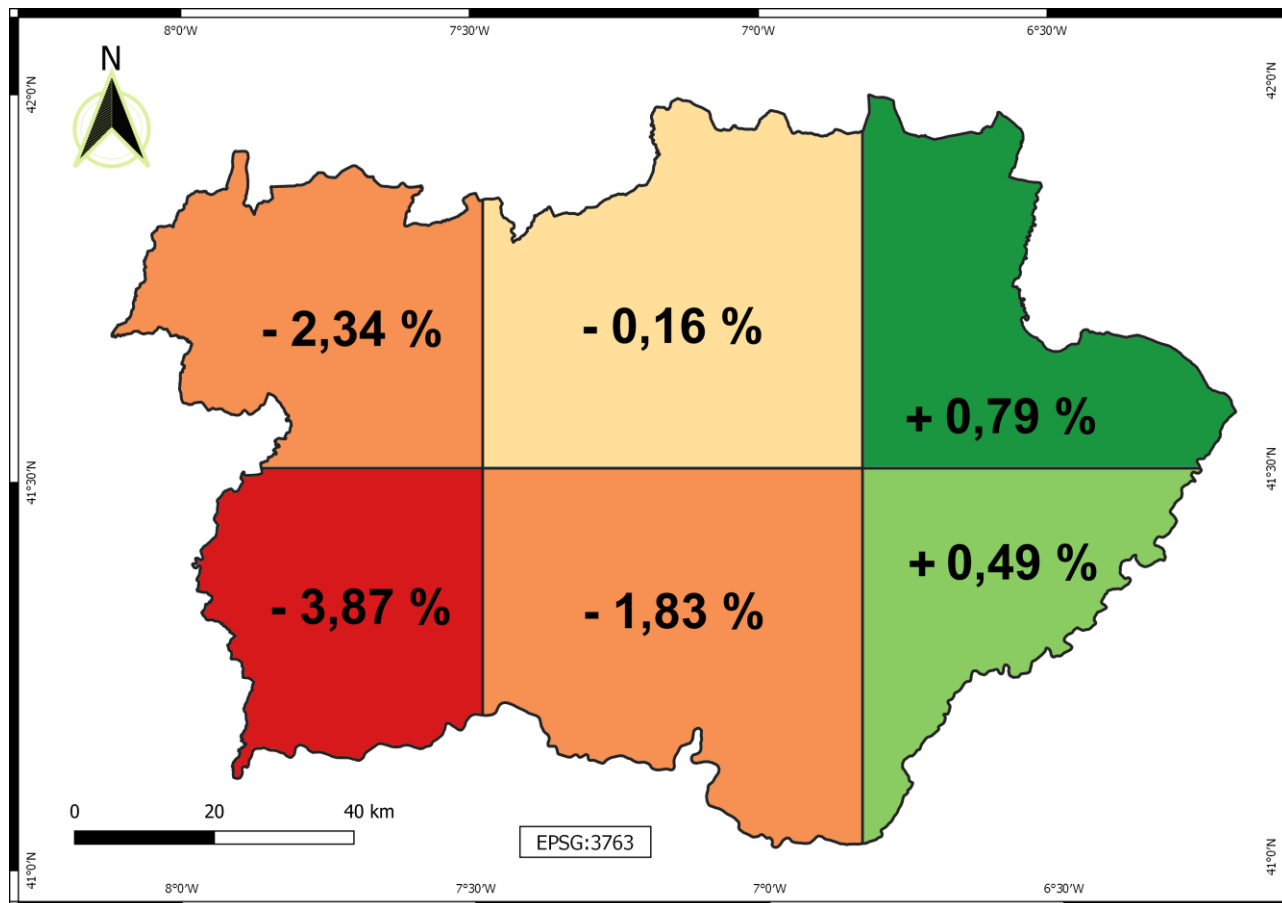


Figura 80 – Diferença da adaptabilidade entre 1995 e 2015 nas seis áreas identificadas.

Os graus de adaptabilidade foram comparados com a cota do local, de forma a entender se existe uma relação entre um potencial habitat para o lobo-ibérico e a elevação. Através da Figura 81, é possível observar uma relação linear entre o grau de adaptabilidade e a elevação. As áreas compreendidas entre 0 e 100 m foram aquelas que apresentaram um valor médio de adequabilidade mais baixo, pertencente à classe “adequabilidade muito baixa”. As áreas compreendidas entre 100 e 400 m de altitude, apresentam valores médios de “adequabilidade baixa” e entre 400 e 1 100 m de “adequabilidade média”. As áreas cuja cota está compreendida entre 1 100 m e 1 200m tiveram uma classificação média correspondente à classe “adequabilidade alta”. Finalmente, as áreas situadas a mais de 1 200 m de altitude, foram aquelas com um valor de adequabilidade maior, correspondente à classe “adequabilidade muito alta”.

Os valores médios de adaptabilidade para os intervalos de altitude do ano de 2015 foram inferiores aos daqueles registados em 1995. Isto significa que as áreas de melhor adequabilidade diminuíram, tanto em altitudes mais baixas como nas zonas mais altas, neste período. Ainda assim, as zonas que sofreram uma maior regressão foram aquelas compreendidas entre 0 e 300 m, e aquelas entre 900 e 1 500 m de altitude, com uma regressão de 3,7 % e 2,2 %, respetivamente. De referir que, para o ano de 2007, até aos 800 m, o valor de adequabilidade ficou compreendido entre os dos anos de 1995 e 2015, como seria expectável numa série que evoluiu linearmente. Já para zonas com uma cota superior, o valor de adequabilidade foi bastante inferior a 2015, resultado do défice de 29 quadrículas localizadas em altitude, comparativamente aos mapas de 1995 e de 2015.

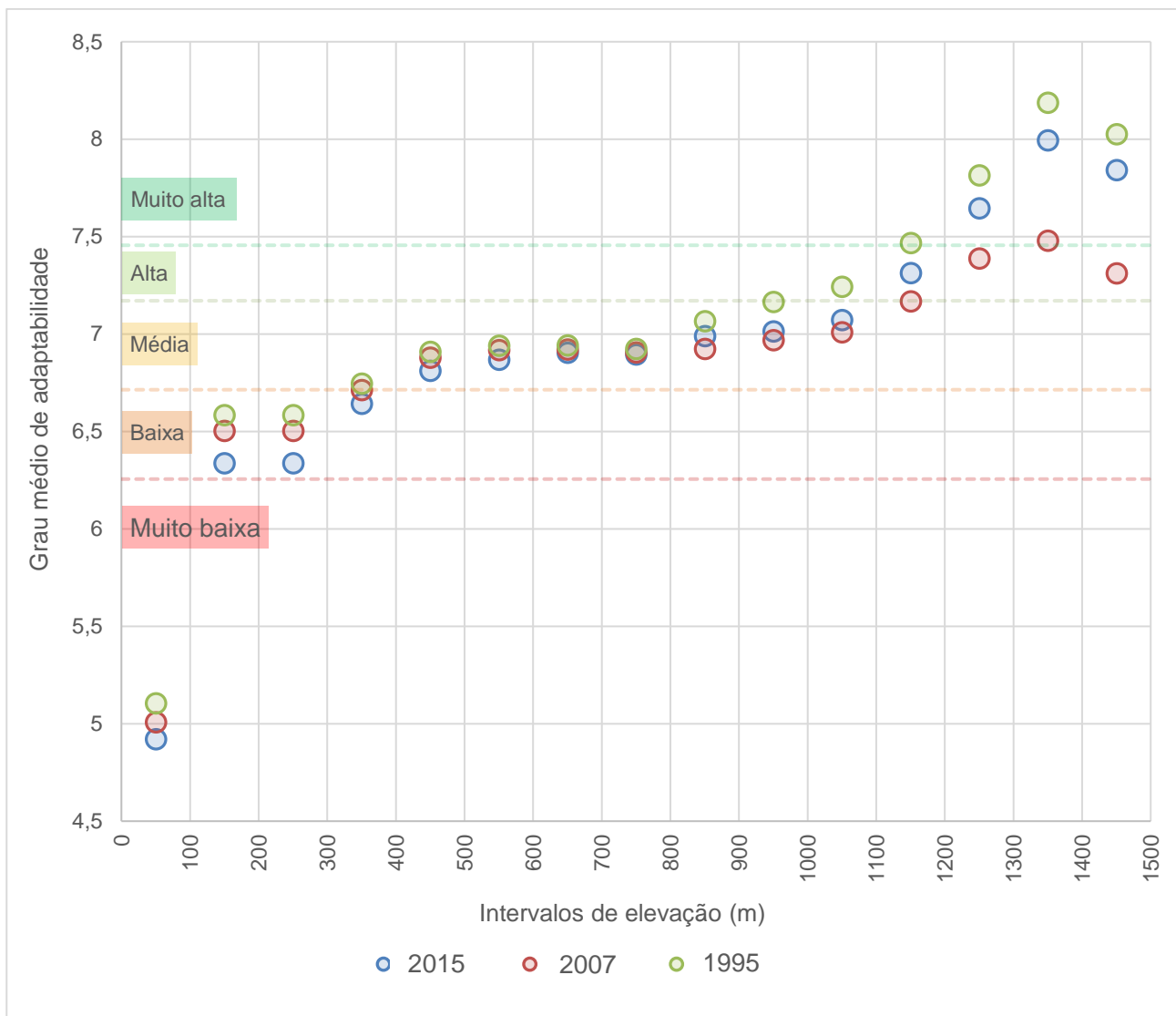


Figura 81 - Relação entre intervalos de elevação e o respectivo grau médio de adaptabilidade de habitat.

Ainda que o grau de adequabilidade tenha diminuído nos 20 anos em estudo, nem todos os fatores considerados seguiram a mesma tendência. No caso do mapa “lobo”, aquele referente a todas as variáveis para a adequabilidade do lobo, excetuando a “disponibilidade alimentar”, a diminuição foi ligeiramente mais acentuada (1,2 %). Contudo, a componente correspondente a preferências diretas do habitat, aumentou 2,8 %, tendo a componente relativa à perturbação sido a responsável pelo deterioramento do grau de adequabilidade, com uma diminuição de 3,8 %.

Já no que toca à componente da “disponibilidade alimentar” para o lobo-ibérico, observou-se uma diminuição de 1,1 %. O gado foi o principal responsável por este valor, tendo sido identificada uma diminuição de 6,6 %, entre 1995 e 2015. Quando avaliado o conjunto de espécies silvestres, conclui-se que o grau de adaptabilidade se manteve constante. Quando avaliado espécie por espécie, verificou-se que o javali sofreu uma diminuição de 0,2 % e o corço de 0,1 % e o grau de adaptabilidade para o veado cresceu 0,2 %. Tal como aconteceu com o lobo, para as presas a diminuição da componente referente a fontes de perturbação foi a responsável pela diminuição da adaptabilidade geral destas. Assim, para as três espécies silvestres, o grau de adaptabilidade referente à influência do habitat melhorou, com especial ênfase para o veado, sendo que, em 2015, o valor foi 3 % superior a 1995. Estes valores estão ilustrados na Tabela 34.

Os cinco mapas, respetivos de cada uma das espécies incluídas no mapa final, encontram-se no Anexo 3 – Mapas de adaptabilidade para o lobo-ibérico e suas presas.

Tabela 34 – Evolução do grau de adaptabilidade para os diferentes mapas pertencentes ao modelo.

Mapas	Ano						Evolução média (anual)		
	1995	1995 - 07	2007	2007 - 15	2015	1995 - 2015			
Final	6,95	- 0,9 %	6,89	- 0,3 %	6,87	- 1,1 %	- 0,08	-0,6‰	↓
Lobo	6,86	- 1,1 %	6,79	- 0,1 %	6,78	- 1,2 %	- 0,08	-0,6‰	↓
Habitat L	7,65	- 0,1 %	7,64	2,8 %	7,86	2,8 %	0,21	1,4‰	↑
Perturbação L	6,44	- 1,6 %	6,34	- 2,3 %	6,20	- 3,8 %	- 0,25	-1,9‰	↓
Disp. Alimentar	7,03	- 0,8 %	6,97	- 0,3 %	6,95	- 1,1 %	- 0,08	-0,6‰	↓
Gado	4,69	- 1,6 %	4,61	- 5,1 %	4,38	- 6,6 %	- 0,31	-3,3‰	↓
Javali	8,20	- 0,9 %	8,13	0,7 %	8,19	- 0,2 %	- 0,02	-0,1‰	↔
Habitat J	7,92	- 0,9 %	7,86	1,2 %	7,95	0,3 %	0,02	0,1‰	↗
Perturbação J	9,01	- 0,8 %	8,93	- 0,6 %	8,87	- 1,5 %	- 0,13	-0,7‰	↓
Corço	8,00	- 0,2 %	7,98	0,2 %	8,00	- 0,1 %	0,00	0,0‰	↔
Habitat C	7,56	0,2 %	7,57	0,7 %	7,62	0,8 %	0,06	0,4‰	↑
Perturbação C	8,87	- 0,8 %	8,80	- 0,8 %	8,73	- 1,6 %	- 0,14	-0,8‰	↓
Veado	7,18	- 0,8 %	7,12	1,0 %	7,19	0,2 %	0,02	0,1‰	↗
Habitat V	7,40	- 0,3 %	7,37	3,3 %	7,62	3,0 %	0,22	1,5‰	↑
Perturbação V	6,94	- 1,4 %	6,84	- 2,0 %	6,71	- 3,3 %	- 0,23	-1,7‰	↓

No que toca às subvariáveis que serviram de base para o modelo, foram observados diferentes tipos de evolução do seu grau de adaptabilidade (Tabela 35). As subvariáveis relacionadas com a morfologia do terreno permaneceram inalteradas. A “continuidade de refúgio” foi a subvariável em que o grau mais cresceu, com uma subida de quase 12 %. Com exceção do gado, todas as subvariáveis relacionadas com as preferências das espécies melhoraram entre 1995 e 2015. Ainda que com menor relevância, as subvariáveis “proximidade de refúgio” e “proximidade de corpos de água” tiveram um crescimento positivo. A subvariável mais afetada pelas transformações dos 20 anos em estudo foi a “densidade de ecótono”, seguida pela subvariável “uso do solo (gado)”. Todas as subvariáveis relativas as perturbações diminuíram o seu grau de adaptabilidade ao longo do tempo. Os mapas relativos às subvariáveis encontram-se no Anexo 2 – Mapas das subvariáveis.

Tabela 35 – Evolução do grau de adaptabilidade para as diferentes subvariáveis pertencentes ao modelo.

Subvariáveis	Ano						Evolução média (anual)		
	1995	1995 - 07	2007	2007 - 15	2015	1995 - 2015			
Uso do solo (lobo)	6,59	- 1,5 %	6,49	4,5 %	6,79	4,5 %	0,20	2,3‰	↑
Dens. ecótono	7,03	0,7 %	7,08	- 5,5 %	6,69	- 5,5 %	-0,34	-2,8‰	↓
Cont. de refúgio	5,88	0,6 %	5,92	11,8 %	6,61	11,8 %	0,73	5,9‰	↑
Prox. de refúgio	9,43	0,0 %	9,43	1,5 %	9,56	1,5 %	0,13	0,7‰	↑
Prox. de água	7,77	0,0 %	7,77	0,3 %	7,79	0,3 %	0,02	0,1‰	↗
Declive	7,57	0,0 %	7,57	0,0 %	7,57	0,0 %	0,00	0,0‰	↔
Dist. infraest. hum.	4,45	- 2,7 %	4,33	- 2,7 %	4,21	- 2,7 %	-0,24	-1,4‰	↗
Dens. rodoviária	8,15	- 1,3 %	8,04	- 4,0 %	7,72	- 4,0 %	-0,43	-2,0‰	↓
Dens. urbana	9,68	- 0,5 %	9,64	- 0,3 %	9,61	- 0,3 %	-0,08	-0,2‰	↔
Dist. centros pop.	9,74	- 0,7 %	9,68	- 0,2 %	9,65	- 0,2 %	-0,09	-0,1‰	↔
Uso do solo (gado)	3,51	- 3,8 %	3,37	- 4,7 %	3,21	- 4,7 %	-0,29	-2,4‰	↓
Uso do solo (javali)	8,45	- 2,4 %	8,24	3,1 %	8,50	3,1 %	0,05	1,6‰	↑
Uso do solo (corço)	7,26	- 0,3 %	7,24	2,5 %	7,42	2,5 %	0,16	1,2‰	↑
Uso do solo (veado)	7,61	- 1,4 %	7,50	3,7 %	7,78	3,7 %	0,17	1,8‰	↑
Exposiç. encostas	6,03	0,0 %	6,03	0,0 %	6,03	0,0 %	0,00	0,0‰	↔

O modelo final representa a potencialidade de um determinado local para um habitat adequado para o lobo-ibérico. Assim sendo, existem fatores que não foram incluídos, ainda que a sua contribuição esteja implícita em subvariáveis que foram consideradas (e.g., população residente com a identificação dos centros populacionais ou abundância e distribuição de presas silvestres com as preferências de uso do solo). Contudo, observar a evolução destes fatores ao longo do tempo pode tornar-se relevante para entender melhor as diferenças encontradas entre os anos de referência. Assim, todas os fatores que contribuíram, direta ou indiretamente para o modelo, estão sintetizados na Tabela 36.

Em termos de uso do solo, segundo a COS, a megaclasse que apresentou um maior crescimento foi a das “florestas” com 344 km² adicionais em 2015 relativamente a 1995. Destas, as “resinosas” e os “castanheiros” foram aqueles com um maior crescimento, com 498 km² e 443 km², respetivamente. As florestas de “carvalhos” e de “eucaliptos” também apresentaram crescimentos de 85 km² e 24 km², respetivamente. Por outro lado, as florestas de “outras folhosas” regrediram 228 km². Foi também observada uma diminuição nos “espaços descobertos ou de pouca vegetação” e locais de “vegetação herbácea”. Ainda que os “matos” tenham diminuído entre 1995 e 2007, foi observado um crescimento até 2015, resultando numa diminuição de 145 km² ao longo dos 20 anos em estudo.

A segunda megaclasse com um maior crescimento foi a relativa a “solos artificializados”, em que se registou um aumento de 45 %, em 20 anos, muito devido à expansão do “tecido urbano”.

Também a megaclasse relativa a “corpos de água” aumentou, com a inclusão da massa de água da barragem do Baixo Sabor. Já a megaclasse “zonas húmidas”, composta pelos pauis, manteve-se constante ao longo dos 20 anos em estudo.

Assim, a megaclasse “agricultura” foi a única que regrediu entre 1995 e 2015, tendo sido contabilizados um total de menos 473 km². Os principais responsáveis por esta regressão foram as “culturas temporárias de sequeiro e regadio” e as “pastagens permanentes”, que regrediram 422 km² e 221 km², respetivamente. Outras classes que também regrediram, ainda que com uma menor expressão, foram “sistemas culturais e parcelares complexos” e “agricultura com espaços naturais e seminaturais”. A classe associada à agricultura que mais cresceu foi a relativa a “olivais”, com um aumento de 112 km² em 2015, face a 1995. Além destes, com menor expressão, cresceram as áreas ocupadas por “culturas permanentes associadas a pastagens”, “pomares”, “vinhas” e “sistemas agroflorestais”, aqui descritas por ordem de importância.

Foi também possível observar um aumento considerável da rede rodoviária, tendo sido registado um aumento de 453 km de extensão de estradas principais nos 20 anos em estudo. Já a rede ferroviária teve o crescimento inverso, com uma diminuição de 71 km de linha ativa.

Todas as fontes produtoras de energia aumentaram entre 1995 e 2015. No total, passaram de 19 para 85 os locais de produção de energia renovável, dos quais 41 são relativos a parques eólicos que não existiam no ano de 1995. Estes incluem um total de 455 aerogeradores, instalados, principalmente, nas serras da região. A energia hídrica foi também uma forte aposta na área de estudo, com o número de pequenas e grandes hídricas a aumentarem de 18 para 39, em apenas 20 anos.

Entre 1960 e 2011, os distritos de Bragança e de Vila Real perderam cerca de 215 mil habitantes, correspondendo a uma redução de 39 % da sua população. Neste período, o número de trabalhadores também diminuiu em cerca de 80 mil, correspondendo a 40 % dos registados em 1960. O setor mais afetado foi o primário. Se em 1960 existiam 149 mil trabalhadores, em 2011 existiam apenas 14 mil. Enquanto o setor secundário não sofreu grandes transformações, o setor terciário passou de 28 mil trabalhadores, em 1960, para 53 mil, em 2011.

Na área de estudo, todas as presas domésticas do lobo-ibérico têm vindo a regredir em número para quase um quarto, entre 1989 e 2009. Esta redução foi mais abrupta para os equídeos, que passaram de 43 mil animais para apenas 15 mil, neste período de tempo. Os caprinos regrediram

para quase metade do número registado em 1989, passando de 119 mil para 63 mil animais, e os bovinos para menos de um quarto, de 89 mil para 65 mil. O efetivo ovino foi aquele que menos regrediu nestes 20 anos, com uma passagem de 265 mil para 251 mil animais. Além disso, entre 1989 e 1999, foi registado um aumento do seu efetivo, fixando-se em 299 mil animais, correspondendo a 62 % do total de cabeças de gado da região em 1999. Entre este ano e 2009, foi registado um decréscimo de 16 % do seu efetivo, resultando num decréscimo ao longo dos 20 anos, de apenas 5 %, uma diminuição muito menos acentuada que as das restantes espécies domésticas.

Quando avaliado o número de explorações dedicadas à atividade pecuária, observou-se uma diminuição, em apenas 20 anos, de 62 % para as explorações de equídeos, de 71 % para as de bovinos e de 65 % para as de caprinos. Já as explorações de gado ovino tiveram uma redução menos acentuada, ainda que elevada, de 31 %. No geral, o número total de explorações pecuárias sofreu uma redução de 62 % entre 1989 e 2009.

Quando avaliada a distribuição das principais presas selvagens do lobo-ibérico, observou-se que, desde 1990, se assiste a uma expansão destas. O javali já desde 1990 ocupava toda a região em estudo, não havendo registo de episódios de regressão do ungulado. O corço, que, em 1990, ocupava pouco mais de 37 % da área em estudo, em 2000, ocupava já mais de metade de toda a região. A consagração desta expansão foi verificada em 2010, em que se registou a presença do pequeno cervídeo em toda a região em estudo. Já o veado ocupou, em 1990, pouco mais de 3 % de toda a região. Em 2000, foi observada uma forte expansão desta espécie, que, no princípio do século XXI, ocupava já mais de 11 %. Finalmente, em 2010, a espécie atingiu a sua maior expansão já registada desde o princípio do século XX, ocupando quase 20 % da região em estudo.

Da mesma forma, foi observada uma expansão do lobo-ibérico. Em 1996 o canídeo ocupava 85 % do território. Até 2003, foi observado que grande parte da área de distribuição se manteve estável (96 %), e, ainda que tenha ocorrido uma ligeira regressão (4 %), a área de expansão (7 %) resultou numa nova área de distribuição do lobo 4 % superior a 1996, ocupando agora 88 % de toda a área dos distritos de Vila Real e de Bragança. Os mapas representativos da distribuição do canídeo e ungulados podem ser encontrados no Anexo 4 – Distribuição do lobo-ibérico e respetivas presas silvestres.

Entre 1996 e 2013, foi registado, na área de estudo, um total de 15 700 ataques a gado atribuídos ao lobo-ibérico, metade pertencentes ao grupo populacional de alcateias de Alvão-Padrela e a outra ao de Bragança. Ainda que, no total, no espaço destes 18 anos, o número de ataques tenha sido idêntico entre grupos populacionais, a tendência evolutiva é oposta. Em ambos os grupos, o número anual de ataques aumentou entre 1996 e 2002. Depois desta data, o de Alvão-Padrela estagnou nos cerca de 480 ataques anuais, voltando a aumentar 10 anos depois. Já no grupo populacional de Bragança, depois de 2002, observou-se uma estagnação que durou dois anos, após o que foi observada uma redução drástica no número de ataques, passando de 760 ataques, em 2004, para apenas 115, em 2013.

Relativamente aos incêndios, após uma análise decenal, observou-se que o número de ocorrências foi, na década de 1980, quatro vezes inferior ao número registado, tanto na década de 1990 como na de 2000. No total, foram registadas 57 490 ocorrências de incêndios entre os anos de 1980 e 2010. Esta tendência foi também verificada em termos de área ardida, em que, entre 1982 e 1993, ardeu três vezes menos área do que entre 1994 e 2005. Contudo, entre 2006 e 2017, assistiu-se a uma redução de 20 % do total de área ardida relativamente ao intervalo de 1994 e 2005.

Tabela 36 – Evolução dos diversos fatores analisados na presente dissertação dentro dos limites da área de estudo.

Fatores	Ano							Evolução média (anual)	
	1995	1995 - 07	2007	2007 - 15	2015	1995 - 2015			
Uso do Solo (km²)									
Solo artificializado	178,78	27 %	227,69	14 %	260,07	45 %	81,29	2,3%	↑
Tecido Urbano	n.d.**	n.d.*	171,52	2 %	175,72	n.d.*	n.d.*	0,3%	↗
Aeródromo	n.d.**	n.d.*	0,59	79 %	1,06	n.d.*	n.d.*	9,9%	↑
Indústria	n.d.**	n.d.*	14,56	17 %	17,10	n.d.*	n.d.*	2,2%	↑
Inertes	n.d.**	n.d.*	17,08	13 %	19,35	n.d.*	n.d.*	1,7%	↑
VDH	n.d.**	n.d.*	3,70	52 %	5,61	n.d.*	n.d.*	6,5%	↑
Agricultura	3 954,67	- 7 %	3 685,89	- 6 %	3 481,18	- 12 %	- 473,49	-0,6%	↘
CTPCP	0,00	n.d.*	33,15	4 %	34,53	n.d.*	34,53	0,5%	↗
SAF	19,45	845 %	183,81	- 87 %	23,08	19 %	3,63	0,9%	↗
PP	267,24	- 95 %	12,66	266 %	46,30	- 83 %	- 220,94	-4,1%	↓
Pomares	111,93	228 %	367,39	- 63 %	135,94	21 %	24,00	1,1%	↑
SCPC	283,64	2 %	288,65	- 6 %	270,78	- 5 %	- 12,86	-0,2%	↘
AENS	329,36	- 44 %	183,54	76 %	323,29	- 2 %	- 6,07	-0,1%	→
Vinhas	466,20	2 %	476,62	1 %	480,65	3 %	14,45	0,2%	↗
Olivais	729,39	5 %	767,04	10 %	841,52	15 %	112,14	0,8%	↗
CTSR	1 744,27	- 21 %	1 372,22	- 4 %	1 322,51	- 24 %	- 421,76	-1,2%	↓
Floresta	6 791,85	2 %	6 925,43	3 %	7 135,84	5 %	343,99	0,3%	↗
Eucaliptos	45,17	19 %	53,59	29 %	69,35	54 %	24,18	2,7%	↑
Veget. herbácea	0,00	n.d.*	203,77	- 25 %	153,48	n.d.*	153,48	-3,1%	↓
Esp. descobertos	247,46	29 %	319,54	- 64 %	114,63	- 54 %	- 132,83	-2,7%	↓
Outras	323,28	54 %	497,82	- 100 %	0,00	- 100 %	- 323,28	-5,0%	↓
Castanheiros	0,00	n.d.*	70,06	532 %	442,75	n.d.*	442,75	66,5%	↑
Outras Folhosas	625,20	- 35 %	403,74	-2 %	397,11	- 36 %	- 228,09	-1,8%	↓
Carvalhos	1 046,83	- 5 %	989,54	14 %	1 132,07	8 %	85,24	0,4%	↗
Resinosas	1 367,81	19 %	1 630,53	14 %	1 865,99	36 %	498,18	1,8%	↑
Matos	3 044,94	- 10 %	2 755,54	5 %	2 903,18	- 5 %	- 141,76	-0,2%	↘
Zonas húmidas	0,01	0 %	0,01	0 %	0,01	0 %	0,00	0,0%	→
Corpos de água	89,65	- 5 %	84,87	28 %	108,87	21 %	19,22	1,1%	↑
Paus	0,01	0 %	0,01	0 %	0,01	0 %	0,00	0,0%	→
Cursos de água	15,09	115 %	32,41	- 63 %	12,06	- 20 %	- 3,03	-1,0%	↓
Planos de água	57,94	- 33 %	39,06	105 %	80,20	38 %	22,26	1,9%	↑
Extensão rodovias (km)	1995	1995 - 07	2007	2007 - 15	2015	1995 - 2015			
Estradas principais	2 564,71	5 %	2683,60	12 %	3018,15	18 %	453,44	0,9%	↗
Extensão ferrovias (km)	1995	1995 - 07	2007	2007 - 15	2015	1995 - 2015			
Linha ativa	165,97	0%	165,97	- 43 %	95,14	- 43 %	- 70,83	-2,1%	↓
Fontes produtoras de energia	1995	1995 - 07	2007	2007 - 15	2015	1995 - 2015			
Total	19	200 %	57	49 %	85	347 %	66	17,4%	↑
Biogás	1	0%	1	200 %	3	200 %	2	10,0%	↑
Fotovoltaico	0	n.d.*	1	100 %	2	n.d.*	2	12,5%	↑
Grande hídrica	11	9%	12	58 %	19	73 %	8	3,6%	↑
PCH	7	143 %	17	18 %	20	186 %	13	9,3%	↑
Parques eólicos	0	n.d.*	26	58 %	41	n.d.*	41	7,2%	↑
Aerogeradores	0	n.d.*	289	57 %	455	n.d.*	455	7,2%	↑

Continua na página seguinte...

...continuação da Tabela 36.

População (milhares)	1960	1960 - 81	1981	1981 - 01	2001	2001 - 11	2011	1960 - 2011			
Residente	558	- 20 %	448	- 17 %	372	- 8 %	343	- 39 %	- 215	-0,8%	↔
Trabalhadores	198	- 25 %	149	- 12 %	131	- 10 %	118	- 40 %	- 80	-4,0%	↓
Setor Primário	149	- 48 %	78	- 67 %	26	- 44 %	14	- 90 %	- 134	-1,8%	↓
Setor Secundário	21	25 %	27	12 %	30	- 23 %	23	9 %	2	0,2%	↗
Setor Terciário	28	55 %	44	70 %	75	9 %	81	186 %	53	3,7%	↑
Cabeças de gado (milhares)	1989	1989 - 99	1999	1999 - 09	2009	1989 - 2009					
Total	517	- 7 %	481	- 18 %	393	- 24 %	- 123	-1,2%	↓		
Bovino	89	- 12 %	78	- 17 %	65	- 27 %	- 24	-1,3%	↓		
Caprino	119	- 36 %	77	- 18 %	63	- 47 %	- 56	-2,4%	↓		
Ovino	265	13 %	299	- 16 %	251	- 5 %	- 14	-0,3%	↔		
Equídeo	43	- 37 %	27	- 47 %	15	- 66 %	- 29	-3,3%	↓		
Explorações pecuárias	1989	1989 - 99	1999	1999 - 09	2009	1989 - 2009					
Total	59 727	- 34 %	39 147	- 42 %	22 660	- 62 %	- 37 067	-3,1%	↓		
Bovino	18 721	- 44 %	10 418	- 48 %	5 427	- 71 %	- 13 294	-3,6%	↓		
Caprino	5 132	- 48 %	2 693	- 35 %	1 761	- 66 %	- 3 371	-3,3%	↓		
Ovino	5 677	- 16 %	4 765	- 17 %	3 942	- 31 %	- 1 735	-1,5%	↓		
Equídeo	30 197	- 34 %	21 271	- 46 %	11 530	- 62 %	- 18 667	-3,1%	↓		
Distribuição presas silvestres (km ²)	1990	1990 - 00	2000	2000 - 10	2010	1990 - 2010					
Javali	10 903,00	0 %	10 903,00	0 %	10 903,00	0 %	0	0,0%	↔		
Corço	4 070,81	44 %	5 880,06	85 %	10 903,00	168 %	6 832,19	8,4%	↑		
Veado	372,89	229 %	1 225,26	72 %	2 102,80	464 %	1 729,91	23,2%	↑		
Distribuição predador (km ²)	1996	1996-03	2003	1996 - 2003							
Lobo-ibérico	9 294,01	4 %	9 635,80	4 %	341,79	0,5%	↗				
Ataques atribuídos ao lobo (nº)	1996-01	Dif.	2002-07	Dif.	2008-13	1996 - 2013					
Total	4 550	46 %	6 630	- 32 %	4 520	15 700	0,0%	↔			
Alvão-Padrela	1 810	58 %	2 855	12 %	3 190	7 855	0,3%	↗			
Bragança	2 740	38 %	3 775	- 65 %	1 330	7 845	-0,3%	↔			
Ocorrência de incêndios (nº)	1981-90	Dif.	1991-00	Dif.	2001-10	1981 - 2010					
Total	6 478	296 %	25 655	- 1 %	25 357	57 490	5,0%	↑			
Área ardida (km ²)	1982-93	Dif.	1994-05	Dif.	2006-17	1982 - 2017					
Total	879,40	70 %	2 906,66	- 20 %	2 318,87	6 104,91	3,2%	↑			

*Valor impossível de calcular

**Valor não obtido

5. DISCUSSÃO

5.1. LIMITAÇÕES AO ESTUDO

Apesar do grande esforço envolvido para alcançar a precisão pretendida neste trabalho, existem alguns fatores que influenciaram os resultados e cujas potenciais limitações é preciso salientar neste capítulo.

O primeiro, e talvez mais relevante, foi a diferença observada na metodologia de identificação da COS entre diferentes anos. No total, a COS contribuiu em, pelo menos, 53 % para o resultado final, tornando o modelo sensível a diferenças drásticas entre diferentes anos. Um exemplo disso foi a região do Parque Nacional da Peneda-Gerês, no município de Montalegre, onde, em 2007, foi registada uma drástica redução de adequabilidade em relação a 1995, resultado da conversão de um tipo de solo adequado ao lobo e presas (os “matos”) para um desfavorável à sua presença (“rocha nua”). Contudo, em 2015, esta região foi classificada novamente como “matos”, resultando numa diferença mínima no intervalo de 20 anos.

Além disso, foram verificadas inconsistências no próprio critério de identificação. Na megaclasse “territórios artificializados” para o ano de 1995, foi identificada a N15, estrada que liga Vila Real e Bragança. Contudo, esta já não constou na COS2007. No ano de 2015, a área ocupada por esta estrada, volta a ser identificada, devido à construção da A4, autoestrada que segue paralela à N15. De referir também que, devido à falta de diferenciação entre tipos de “território artificializado” na COS 1995, não foi possível identificar as diferenças na série de 20 anos, tendo-se realizado esta análise apenas entre 2007 e 2015.

Visto que todas as tipologias desta megaclasse estão em expansão, seria importante classificar as áreas ocupadas por estas com a mesma nomenclatura, na COS 1995. Este passo requereria saber com precisão a realidade dos territórios artificializados no ano de 1995, havendo especial interesse nas áreas dedicadas à exploração de inertes, setor de atividade com fortes impactes associados, tanto no solo e no subsolo, como na paisagem, e, conseqüentemente, na biodiversidade (Panzo, 2015) e que aumentou mais de 2 km² de área entre 2007 e 2015.

Assim, para a análise deste tipo de áreas, foram utilizadas outras fontes de dados. No caso das rodovias, que são o fator que mais contribui para a mortalidade na espécie lupina, foram utilizados os dados do IMT, da Rede Rodoviária Nacional. Esta, além de necessitar de ser atualizada – integra estradas que já não existem –, não inclui estradas de menor dimensão, tais como as secundárias pavimentadas ou caminhos de terra batida identificados na *OpenStreetMap*. Devido à sua importância para o caso de estudo, tornar-se-á importante incluí-las num novo modelo de adaptabilidade, assim como identificar as passagens superiores ou inferiores existentes que diminuem a fragmentação do território, suavizando o seu efeito de barreira.

Devido à resolução mínima da COS (20 m), os aerogeradores dos parques eólicos da região não foram identificados. Através de imagens de satélite, estes foram então identificados e utilizados no modelo da presente dissertação. Foram instalados em altitudes compreendidas entre os 850 m e os 1400 m, principalmente em zonas de serra onde o lobo-ibérico tem reunidas as condições para um habitat adequado. A implementação destes parques eólicos veio reduzir o grau de adequabilidade destas zonas, com especial ênfase nas serras de Bornes, do Alvão, da Padrela e do Barroso, que eram identificadas, em 1995, como áreas de “muito alta adequabilidade”.

Assim, quando comparados os valores resultantes do modelo com o fator da altitude, a construção destas infraestruturas justifica a diminuição do grau de adaptabilidade para o mesmo intervalo de elevação, entre 1995 e 2015. Visto que em 2007 existiam mais aerogeradores que em 1995 e menos do que em 2015, era esperado que os valores para 2007 estivessem compreendidos entre os dos outros dois anos de referência. Contudo, os valores encontrados para cada intervalo são inferiores. Este resultado é justificado pela falta de 29 quadrículas no mapa final deste ano,

relativamente aos outros dois, principalmente localizados em zonas de maior elevação e grau de adequabilidade, influenciando negativamente o seu valor médio para as zonas de cota elevada. Estas localizam-se junto aos limites da região de estudo, podendo ter sido resultado das ferramentas de corte utilizadas.

No geral, as fontes de perturbação aumentaram ao longo dos 20 anos em estudo. Este aumento resultou na diminuição do grau de adequabilidade das subvariáveis relativas a estas, com maior impacto no mapa do veado (- 3,3 %), a presa mais sensível do lobo-ibérico. Já no caso do javali, o impacto foi menor (- 1,5 %), pois este evita, sobretudo, cidades, incluídas na subvariável “distância a centros populacionais” que teve uma regressão mínima (- 0,2 %).

As diferenças entre megaclasse relativas à “agricultura” e às “florestas” tornaram difícil e imprecisa a distinção entre classes nos diferentes anos.

Entre as mais difíceis estão os soutos, identificados, em 1995, na megaclasse “agricultura” como “pomares” e na megaclasse “florestas” como “folhosas”. Em ambos os casos, não existiu uma descrição do tipo de pomar ou de folhosa, sendo possível apenas distinguir os soutos da megaclasse “agricultura” das “vinhas” e dos “olivais”, e na megaclasse “florestas” dos “carvalhos” e dos “eucaliptos”, visto que estes têm classes próprias. Contudo, em 2007, surgiram duas classes dedicadas aos castanheiros, uma em cada megaclasse, denominada “pomares de castanheiros” e outra “floresta de castanheiros”. Em 2015, a classe “floresta de castanheiros” foi mantida e a de “pomares de castanheiros” foi novamente absorvida na classe “pomares”, tornando-se, assim, uma limitação a qualquer comparação que se pretenda realizar.

Como se tal não bastasse, a evolução destas classes foi inconstante e incoerente. A área ocupada por “pomares”, entre 1995 e 2007, mais que triplicou, voltando a um valor semelhante a 1995, para a COS2015, resultado da inclusão dos “pomares de castanheiros” nesta classe. Por outro lado, na megaclasse “florestas”, a área relativa a “castanheiros” cresceu de 70 km² para 443 km², entre 2007 e 2015, resultado da inclusão de muitos daqueles identificados anteriormente na megaclasse “agricultura”.

Ainda assim, através da comparação entre as classes “pomares”, “floresta de folhosas” e “floresta de castanheiros”, para os diferentes anos de referência, e através de regressões lineares, foi possível obter um valor aproximado da área total ocupada por soutos. Observou-se, assim, que a área destes aumentou ao longo do tempo, desde os 210 km², em 1995, passando por 386 km², em 2007, até aos 443 km², em 2015, tendo mais que duplicado em apenas 20 anos. Esta análise não permitiu distinguir as florestas naturais de carvalhos daquelas com uma finalidade comercial. O grau de adequabilidade entre estas é muito diferente, sendo importante em trabalhos futuros efetuar a classificação diferenciada destas.

Além disso, na megaclasse “agricultura”, não é clara a distinção entre as classes “agricultura com espaços naturais e seminaturais” e “sistemas agroflorestais”. De acordo com os dados, o critério foi idêntico na COS1995 e COS2015, resultando em áreas totais semelhantes. Já no caso da COS2007, grande parte das áreas de “agricultura com espaços naturais e seminaturais” foram convertidos em “sistemas agroflorestais”, voltando à classe original em 2015, resultando difícil compreender a evolução destas classes separadamente. Foi possível concluir que a área conjunta destas duas classes se manteve relativamente constante nos 20 anos em estudo.

No que diz respeito às subvariáveis de uso do solo, a diferenciação destas classes não é relevante, visto que os valores de adequabilidade para as duas classes em todas as espécies foram relativamente semelhantes. Já no caso da subvariável “densidade de ecótono” e consequentes “continuidade de refúgio” e “proximidade de refúgio”, a diferenciação é relevante, visto ter sido atribuído à classe “agricultura com espaços naturais e seminaturais” o valor de subcoberto inferior a 50 %, ao contrário da “sistema agroflorestais”, ao qual foi atribuído um subcoberto superior a 50 %.

As diferenças encontradas entre as classes “pastagens permanentes” da megaclasse “agricultura” e “vegetação herbácea” da megaclasse “florestas” serviram para concluir que estas

estão relacionadas. Em 1995, a classe “vegetação herbácea” não existia, estando estas áreas incluídas apenas na classe “pastagens permanentes”. Já nos outros dois anos de referência, estas foram distribuídas pelas duas classes. Assim, para uma análise correta, estas foram avaliadas conjuntamente, tendo sido verificada uma diminuição de 19 %, entre 1995 e 2007, e de 8 %, entre 2007 e 2015, resultando num total inferior a 200 km² ocupados por estas classes no ano de 2015.

Mais de um quarto da região em estudo é ocupado por matos. Além disso, a área ocupada por florestas (folhosas e resinosas) tem aumentado consideravelmente, ocupando, em 2015, mais de um terço de toda a região. Dada a grande importância da existência de matos e subcoberto alto para o lobo-ibérico e respetivas presas silvestres, poderá ser relevante ter uma estimativa mais precisa da existência e altura de matos e de subcoberto de bosques e montados. Assim, para a obtenção de resultados mais finos, é recomendado que a subvariável “densidade de ecótono” seja calculada através do índice NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), um método que possibilita relacionar bandas de cores de imagens de satélite com o tipo de vegetação, pela lógica de que plantações mais velhas terão mais vegetação verde e, logo, um valor de NDVI mais alto (ver Curado & Lourenço, 2011).

Foi observado um aumento considerável de área ocupada por olivais (112 km²), vinhas (14 km²), soutos (233 km²), carvalhais (85 km²), outros pomares (24 km²), eucaliptos (24 km²) e, principalmente, resinosas (498 km²). A presença do lobo-ibérico está inversamente relacionada com monoculturas intensivas, uma vez que nestas plantações não existe um subcoberto ou este é removido periodicamente. Assim, estas áreas teriam de ser classificadas com um valor muito baixo de adequabilidade. Contudo, a COS não define a intensidade das produções destas áreas, tornando-se numa limitação para a obtenção de resultados mais finos.

Tal como referido na bibliografia, a ocorrência de incêndios influencia a potencialidade de um determinado local para um habitat favorável para o lobo-ibérico, não só pela diminuição do coberto florestal, mas também pelo impacto na distribuição e abundância das suas presas silvestres, levando o predador a procurar e a estabelecer-se em novas zonas em busca de outras fontes de alimento (Santos et al., 2007). Assim, a frequência de incêndios numa determinada zona pode estar diretamente relacionada com o número de ataques de lobo a gado. Por esta razão, foram compilados os mapas relativos à área ardida por ano, disponíveis na página de Internet do ICNF. Contudo, a série temporal disponível, entre 2010 e 2018, além de não ter uma dimensão relevante para modelação, não é coincidente com a série temporal do presente estudo. O novo modelo poderá incluir uma subvariável relativa a “frequência de incêndios” como um fator de perturbação para o lobo-ibérico e, com maior relevância, para as suas presas silvestres, atribuindo graus de adaptabilidade dependendo da periodicidade de incêndios numa determinada área.

Ainda que o modelo tenha incluído um vasto leque de subvariáveis, não foi possível encontrar na bibliografia dados relevantes que permitissem avaliar com maior rigor a importância relativa de todas as subvariáveis utilizadas neste trabalho, bem como os valores de adequabilidade a atribuir às respetivas classes. Além disso, grande parte da bibliografia encontrada refere-se a regiões específicas, com características estruturais e de paisagem particulares, podendo não ser representativo de toda a região nordestina de Portugal. Ainda assim, foi possível estabelecer valores que resultaram num modelo robusto, validado por uma série de outros dados não integrantes diretamente do modelo.

5.2. VALIDAÇÃO DO MODELO

Esta fase é especialmente importante para validar os resultados, tornando-os credíveis e coerentes. São também identificadas as relações entre fatores, ajudando a entender as suas tendências evolutivas e, conseqüentemente, a perspetivar a realidade para os próximos anos.

A população residente tem regredido a uma taxa anual de - 0,8 %. Em 1960, existiam cerca de 558 mil habitantes. Meio século depois, foram registados cerca de 343 mil habitantes, representando uma regressão de quase 40 % em 2011, em relação a 1960. Esta tem sido uma

tendência linear, com grande parte dos municípios a perder mais de 10 % a cada 10 anos. Além disso, em 1960 existiam quase 200 mil trabalhadores, equivalendo a 36 % do total da população desse ano. Em 2011, o número de trabalhadores diminuiu para quase 120 mil, que corresponde a 34 % do total da população residente deste ano. O declínio da população residente e respetiva fração de trabalhadores, assim como o novo padrão de distribuição, estão relacionados com três fatores principais: envelhecimento da população; migração para os grandes centros populacionais; e Vila Real a tornar-se numa cidade-dormitório da área metropolitana do Porto – albergando residentes que praticam atividade fora da área de estudo.

Além disso, o setor primário regrediu mais de 90 % em meio século, passando de 149 mil trabalhadores, em 1960, para apenas 14 mil, em 2011, passando do setor económico com um maior número de trabalhadores (75 %) para aquele com a menor expressão (12 %). Esta transformação fez-se sentir no número de estabelecimentos de exploração agrícola, que diminuíram 62 % em 2009, em relação a 1989. Consequentemente, o número de animais de pecuária foi também afetado pela nova realidade regional, tendo sido verificado uma regressão de 24 % do número total de cabeças de gado entre 1989 e 2009.

A regressão da atividade pecuária levou à diminuição das áreas dedicadas a esta atividade, identificadas na COS como “pastagens permanentes” e “vegetação herbácea”, que sofreram uma regressão generalizada (25 %). A diminuição destas áreas levou, por conseguinte, à diminuição da adequabilidade média do território para as espécies de gado (5 %). As áreas de “média” ou “alta adequabilidade” identificadas para o gado em 1995 no distrito de Bragança, praticamente desapareceram 20 anos depois. Na região central, as áreas mais adequadas, localizadas nos municípios de Valpaços e de Mirandela, também desapareceram quase na totalidade. Já no noroeste da região em estudo, principalmente no concelho de Montalegre, o grau de adequabilidade não sofreu grandes alterações, assim como aconteceu nos concelhos de Ribeira de Pena e de Vila Pouca de Aguiar.

Estes resultados estão em concordância com a evolução do número de cabeças de gado por município, onde existiu uma regressão generalizada, mais acentuada nos concelhos da região este, como Bragança, Mogadouro e Macedo de Cavaleiros, e região central, nos concelhos de Valpaços e de Mirandela. Para os concelhos de Ribeira da Pena e de Vila Pouca de Aguiar, que o modelo identificou como praticamente inalterados em termos de adaptabilidade, o número de animais manteve-se também ele praticamente inalterado. Já no concelho de Montalegre, o grau de adaptabilidade não sofreu grandes alterações, ainda que tenha existido uma regressão acentuada no número total de animais. Este resultado pode ser justificado pelo facto de o efetivo bovino se ter mantido constante, além de ter existido um aumento acentuado no número de equídeos. Visto que estas duas espécies dependem, sobretudo, das áreas de pastagens ou, no geral, de vegetação herbácea – ao contrário dos ovinos e caprinos que são encontrados também em áreas de matos – aceita-se que o valor de adequabilidade se tenha mantido relativamente constante neste município.

Foi possível, então, validar a parte do modelo relativa às áreas potenciais para a presença de gado, através da relação entre as zonas de maior grau de adaptabilidade identificadas no “mapa gado” e as regiões onde, efetivamente, existe um maior número de animais de pecuária disponíveis. As áreas que deixaram de ter um nível de adequabilidade elevado foram aquelas que deixaram de ter áreas substanciais de “pastagens permanentes” ou “vegetação herbácea”, que, por sua vez, estão diretamente relacionadas com as áreas onde o número de espécies de pecuária, sobretudo os bovinos e os equídeos, teve uma regressão mais expressiva. É ainda possível relacionar o enfraquecimento do grau de adequabilidade para as presas domésticas do lobo-ibérico com o declínio acentuado do setor primário e associada diminuição do número de explorações de pecuária.

A megaclassa “agricultura” foi aquela com uma evolução negativa, tendo-se registado um declínio de 12 % da área total, nos 20 anos em estudo. A principal responsável por este declínio foi a classe de “culturas temporárias de sequeiro e regadio”, que representa mais de um terço de todas as áreas de “agricultura” e que teve uma regressão de 24 %.

O declínio de áreas agrícolas pode estar relacionado com o declínio da população em concelhos menos populosos e consequente abandono das terras onde era praticada esta atividade. O número de trabalhadores pertencentes ao setor primário teve um declínio de 67 %, entre 1981 e 2001, e de 44 %, entre 2001 e 2011. Pressupõem-se que o declínio das áreas agrícolas só não tenha sido assim tão acentuado devido à modernização das técnicas desta atividade, visto não ser necessária a mesma quantidade de mão-de-obra para atingir a mesma produção. De forma a realizar uma melhor validação destes resultados, teriam de ser adquiridos dados relativos à produção deste setor por município. Ainda assim, pode concluir-se que o abandono das terras agrícolas, resultado da desertificação sentida fortemente na região, contribuiu para transformação de áreas agrícolas em áreas florestais, resultando, conseqüentemente, num maior grau de adequabilidade para as espécies.

Assim, foi relacionada a evolução da adequabilidade da região com as transformações de áreas de dedicadas à agricultura em áreas potenciais para a presença do lobo-ibérico e respetivas presas silvestres. Estas foram identificadas, sobretudo, na região nordeste da região em estudo, nos municípios de Vinhais, Bragança, Vimioso, Mogadouro e a área mais a norte do de Macedo de Cavaleiros e na região norte central, nos municípios de Chaves, Valpaços, Murça e parte leste do de Vila Pouca de Aguiar. Já na região mais ocidental, foram identificadas as áreas pertencentes aos municípios de Ribeira de Pena e Mondim de Basto. Ainda que com menor relevância, foi também identificada a área a sul, nos municípios de Freixo de Espada à Cinta e Torre de Moncorvo.

Grande parte destas zonas coincidem com as áreas onde o grau de adaptabilidade aumentou neste período (Figura 76), representando o papel que a regressão da agricultura tem para este aumento. Existem também áreas que deixaram de ser agrícolas e em que foi registado um declínio de adaptabilidade, principalmente localizadas na região ocidental da área de estudo, nos municípios de Ribeira de Pena e de Mondim de Basto. Este declínio é justificado pelo aumento de fontes de perturbação nesta região, não permitindo que as transformações dos terrenos agrícolas melhorassem o grau de adaptabilidade desta zona.

Finalmente, através de trabalhos de vários autores, a distribuição ao longo do tempo do lobo-ibérico, do javali, do corço e do veado, foi relacionada com as áreas de maior adaptabilidade nos mapas respetivos de cada uma das espécies.

Como já foi referido, o javali é uma espécie extremamente oportunista, estando apto para habitar uma grande variedade de ambientes. A sua distribuição estendeu-se por toda a região em estudo, não havendo registo de episódios de regressão. Analisando o “mapa javali”, relativo à adaptabilidade desta espécie, é possível observar que toda a região está identificada com um grau elevado de adequabilidade, com exceção dos principais centros populacionais, como Bragança, Chaves, Vila Real e Peso da Régua, indo ao encontro da distribuição deste ungulado.

O corço é também uma espécie relativamente tolerante à pressão humana, sendo considerado por alguns autores, o mais oportunista de todos os cervídeos. Esta característica permitiu que este ungulado se expandisse por toda a região em estudo até ao final da década de 2000. O “mapa corço”, relativo à adaptabilidade desta espécie, revelou-se idêntico ao do javali, onde áreas de elevada adequabilidade se estendem por toda a região, exceto nos maiores centros populacionais. O grau de adequabilidade do habitat do corço, não contabilizando as fontes de perturbação, teve um crescimento de quase 1 %, representando uma melhoria das condições para esta espécie, e, conseqüentemente, a oportunidade que este teve de se expandir.

Assim, o corço, que em 1990 ocupava cerca de 4 000 km², dos 10 903 km² correspondentes à área total dos distritos de Vila Real e de Bragança, acabou por se expandir entre 1990 e 2000, alargando a sua área de ocupação em quase 2 000 km². Até 2010, o corço acabou mesmo por ser observado em toda a região em estudo, estando, a partir deste ano, disponível para o lobo-ibérico em toda a sua extensão.

Segundo o modelo, desde 1995 que o corço teria tido condições favoráveis que lhe permitissem ocupar toda a área de estudo. Visto que estes são processos morosos e que são influenciados por

uma quantidade vasta de fatores transversais, o processo de expansão acabou por acontecer ao fim de, pelo menos, 15 anos, validando a componente do modelo relativa à adaptabilidade do corço.

Comparativamente com as outras duas presas silvestres, o veado é mais sensível à perturbação humana. De acordo com a distribuição desta espécie, identificada na bibliografia, o veado, na década 1980, limitava a sua distribuição à região do extremo nordeste do Parque Natural de Montesinho, no município de Bragança, ocupando uma área inferior a 400 km². Contudo, até ao final da década de 1990, este acabou por se expandir por todo o Parque Natural de Montesinho. Além disso, começou a disseminar-se em direção a sul, ocupando com sucesso a Serra da Nogueira, que lhe permitiu chegar aos arredores da cidade de Macedo de Cavaleiros. Esta expansão foi relativamente significativa, perfazendo uma nova área de distribuição de cerca de 1 200 km². Até ao final da década de 2000, o veado acabou por se expandir por todo o município de Bragança, de Vinhais, do norte de Macedo de Cavaleiros, de Vimioso e de Miranda do Douro, representando toda a região nordeste da área de estudo, passando a ocupar uma área total superior a 2 000 km².

Analisando o “mapa veado”, relativo às áreas potenciais para a presença deste cervídeo, podemos observar que as áreas com maior grau de adaptabilidade foram aquelas localizadas na parte leste da área de estudo, com exceção dos centros populacionais de Bragança, de Macedo de Cavaleiros, de Mogadouro e de Miranda do Douro. Já na região central, os centros populacionais de Mirandela e de Chaves foram também aqueles com menor grau de adaptabilidade. Na região oeste, houve um grau de adaptabilidade crescente de sul para norte, com as áreas dos centros populacionais de Vila Real, de Peso da Régua e de Montalegre a serem aqueles com um menor grau de adaptabilidade. É também possível observar que as áreas de maior adaptabilidade são aquelas correspondentes tanto aos Parques Naturais / Nacionais como a serras.

Quando avaliada a evolução do grau de adequabilidade, observou-se que nas áreas a leste onde aquele cresceu, foram também aquelas onde o veado se expandiu. Assim, entre 1995 e 2015, o grau de adequabilidade no Parque Natural de Montesinho aumentou consideravelmente, assim como na Serra da Nogueira e na região mais a norte do município de Macedo de Cavaleiros. Toda a região que liga o município de Vinhais à serra da Padrela, onde se localizam praticamente a totalidade dos municípios de Chaves e de Valpaços, tiveram também uma evolução bastante positiva. Ainda que com uma dimensão mais reduzida, foram também identificadas manchas nos municípios de Carrazeda de Ansiães, de Torre de Moncorvo e de Freixo de Espada à Cinta. Também em grande parte do município de Mogadouro, foram observadas melhorias consideráveis de adequabilidade.

Contudo, a área onde foi observada uma melhoria mais relevante, foi na região nordeste transfronteiriça, nos municípios de Bragança, de Vimioso e da Ribeira de Pena, onde, em algumas zonas, o grau subiu de “média” para “muito alta” adaptabilidade. Esta região é também representativa da última expansão deste cervídeo, demonstrando a robustez do modelo.

Assim, para o caso do veado, as áreas representativas da sua distribuição foram coincidentes com as áreas identificadas no modelo como potenciais para a sua presença. Além disso, as áreas onde foi registado uma melhoria mais acentuada, entre 1995 e 2015, foram também aquelas para onde o veado se expandiu. No fim, existem áreas identificadas como potenciais para a presença deste cervídeo, mas onde este não existe, tais como a envolvente da serra de Mogadouro, serra da Padrela, Parque do Douro Internacional, Parque Natural Regional do Vale do Tua, ou ainda no Parque Nacional da Peneda-Gerês. Estas áreas concedem, assim, pistas para aquelas em que estão reunidas as condições para que o veado habite, e que, segundo a tendência evolutiva verificada na série de 20 anos, se pode esperar que venha a ocupar nos próximos anos.

É também de referir que as publicações dos novos documentos oficiais durante os próximos dois anos poderão ser relevantes para uma avaliação mais fina do modelo, tornando-o mais robusto e preciso: Recenseamento Agrícola 2019 (a publicar em 2020), Censo da população e habitação 2021 e Censo nacional do lobo-ibérico 2021.

5.3. A MODELAÇÃO

Avaliando as componentes relativas à adaptabilidade em função do tipo de habitat, não incluindo as fontes de perturbação, foi registado um aumento do grau de adaptabilidade para todas as espécies, exceto para o gado. Assim, segundo a tendência evolutiva, as transformações no uso do solo, influenciadas pelos fatores socioeconómicos, têm sido benéficas para as presas silvestres e, conseqüentemente, para o próprio lobo-ibérico. Estas espécies, em anos mais recentes, ocupam uma área substancialmente superior àquela registada nos anos 1990. O declínio da atividade agrícola e/ou pecuária levaram sim, a um declínio da adaptabilidade para as espécies de gado, principalmente na metade leste, correspondente, sobretudo, ao distrito de Bragança.

Assim, foi possível estabelecer dois polos com tendências evolutivas opostas: um, localizado na região sudeste da área de estudo (composto pelos municípios de Mesão Frio, de Peso da Régua, de Santa Marta de Penaguião, de Sabrosa e de Alijó); outro, na região nordeste (composto pelos municípios de Bragança, de Vinhais, de Vimioso e de Macedo de Cavaleiros). Até 1960, estes núcleos contavam com um número de residentes semelhante (103 mil habitantes) e são aqueles que registaram os valores extremos de adaptabilidade e os que sofreram uma maior transformação ao longo do tempo.

O primeiro polo, relativo à área circundante da cidade de Vila Real, corresponde à região com maiores densidades urbana e populacional. Ainda que a perda de população residente, entre 1960 e 2011, tenha sido na ordem dos 17 mil habitantes, que corresponde a 16 % da população original, esta região foi aquela onde as fontes de perturbação tiveram um maior crescimento, entre 1995 e 2015. Este foi resultado de projetos diversos como a construção das autoestradas A4 e A24, com respetivas estradas de acesso e nós de ligação, ou como a construção de parques eólicos e conseqüente implementação de aerogeradores nos pontos de cota mais elevada da região, como a Serra do Marão ou a Serra do Alvão. Além disso, a área total ocupada por “territórios artificializados” (identificados na COS) cresceu substancialmente, confirmando o crescimento da densidade urbana nesta região.

Para mais, neste polo não foi verificada uma transformação do tipo de coberto vegetal que pudesse ter impacto na adequabilidade das espécies. Este fator, conciliado com o aumento das fontes de perturbação, pode tornar-se limitativo para as presas mais sensíveis do lobo-ibérico, que, ao evitarem estas áreas, resultará numa maior dependência do predador de espécies de gado. Assim, este polo, além de ter sido identificado com um menor grau de adaptabilidade na região, foi também aquele que sofreu um maior declínio no seu grau de adequabilidade.

No outro polo, relativo à área circundante da cidade de Bragança, foram verificadas densidades urbana e populacional bastante inferiores. A diminuição do número de residentes foi mais acentuada que no polo de Vila Real, tendo sido registada, entre 1960 e 2011, uma diminuição na ordem dos 38 mil habitantes, correspondente a uma perda de 37 %. Em termos de construção de novas infraestruturas, a A4 foi a única que contribuiu para um aumento da pressão antropogénica, visto não terem sido construídos parques eólicos ou outras estradas principais que poderiam ter um impacto relevante na distribuição, tanto do lobo-ibérico, como das suas presas silvestres, durante este período.

Além disso, esta zona sofreu uma transformação considerável no coberto vegetal, com a conversão de terrenos agrícolas em matos ou florestas. O forte declínio populacional pode estar na origem desta transformação, que, por sua vez, potenciou a expansão do corço e do veado. Em relação à presença de gado, esta região foi das que registaram um maior declínio, tanto do número total, como de áreas dedicadas à atividade de pastorícia, tendo o grau de adequabilidade para as espécies de gado regredido mais do que a média da área de estudo. Assim, no polo de Bragança, houve um declínio de espécies de gado disponíveis para o lobo-ibérico. Contudo, as condições do coberto vegetal, conciliadas com o não aumento das fontes de perturbação, permitiu que este encontre, desde 2010, as suas principais três espécies silvestres nesta região e conseqüente

diminuição da dependência de espécies domésticas na sua dieta. O polo de Bragança foi, assim, a região onde se observou um maior grau de adaptabilidade e um maior crescimento deste durante o período avaliado. A tendência destes fatores diminui de norte para sul e de leste para oeste, atingindo os valores mínimos de adequabilidade na região sudoeste da área de estudo, no polo de Vila Real.

Comparando estes dois polos com os núcleos populacionais do lobo-ibérico, foi relacionada a presença de espécies silvestres com o número de ataques a animais de pecuária, ao longo do tempo. Assim, para o núcleo populacional de Alvão-Padrela, localizado, sobretudo, no distrito de Vila Real, foi observado um aumento do número de ataques, refletindo a crescente dependência do lobo-ibérico por animais domésticos. Já no núcleo populacional de Bragança, localizado, sobretudo, no distrito que lhe dá nome, foi observada uma tendência inversa, em que, entre 2004 e 2013, foi registado um declínio linear de ataques anuais na ordem dos 85 %.

Ainda que, por falta de dados, não seja possível comprovar a frequência de incêndios, este é também um fator que pode influenciar o tipo de dieta do lobo, visto que estes eliminam o coberto florestal preferencial para as suas presas silvestres. De acordo com este argumento, foram analisados os dados relativos à área ardida, entre 2010 e 2018. Ainda que não tenha sido criada uma subvariável de “frequência de incêndios”, por não se ter considerado que o tamanho da série temporal fosse suficiente para obter um resultado rigoroso, é possível aferir que os incêndios foram mais recorrentes nas áreas classificadas com menor grau de adaptabilidade.

O modelo identificou, assim, as áreas potencialmente adequadas à presença do lobo-ibérico, de acordo com as preferências de uso do solo diretamente relacionadas com o predador e também com as suas presas. As áreas identificadas como de “alta” e “muita alta” adequabilidade coincidiram com a distribuição real das espécies, tendo sido identificadas ainda outras áreas que reúnem condições propícias à expansão das presas silvestres, com especial interesse para o veado – espécie com menor expansão na área de estudo. Estas áreas, além de não serem fortemente afetadas por pressão antropogénica, são também aquelas onde o lobo-ibérico tem a possibilidade de encontrar mais presas silvestres, tanto em efetivo como em número de espécies diferentes, conferindo-lhe uma maior disponibilidade de alimento, fator-chave para o seu sucesso enquanto espécie. Além do mais, tal como já foi referido por vários autores e provado anteriormente, uma maior disponibilidade de presas silvestres reduzirá a dependência do canídeo por espécies de gado, o que contribuirá para uma realidade mais pacífica entre o predador e o ser humano.

Desta forma, as áreas identificadas pelo modelo não são apenas ótimas até à data do presente estudo, mas sim, representam locais potenciais à formação de um ecossistema natural, como em tempos existiu, com qualidade suficiente para ser constituído pelas três espécies de ungulados e, no topo da cadeia alimentar, pelo lobo-ibérico.

6. CONCLUSÕES

O lobo-ibérico é uma espécie nativa da Península-Ibérica, que em tempos se estendeu por todo o território português. Ainda que a sua presença seja benéfica para o ecossistema e para os próprios agricultores, é uma espécie que hoje ocupa apenas um sexto do seu território original em Portugal, em grande parte resultado da perseguição humana.

Contudo, fortes mudanças na realidade socioeconómica desencadearam alterações no uso do solo na região. A migração humana para os centros urbanos, o abandono da prática agrícola e da pecuária e o aumento da abundância e distribuição das presas silvestres do lobo-ibérico, assim como a criação de legislação específica de proteção, conferiram uma oportunidade para o sucesso desta espécie.

Ainda que existam variações entre as dietas de diferentes alcateias, mesmo para aquelas que se localizam no mesmo grupo populacional, foi possível observar um maior número de ataques a gado em zonas mais urbanizadas. Por outro lado, em zonas com uma fraca pressão antropogénica, o número de ataques é bastante reduzido, resultado da maior oferta de presas silvestres destas áreas.

Assim, na área de estudo, foi identificado um aumento da adaptabilidade de sul para norte e de oeste para leste, com os valores mínimos a pertencerem às cidades de Vila Real e de Peso da Régua (no sudoeste) e os valores máximos na região transfronteiriça, no município de Bragança (no nordeste).

Além disso, a diferença têm vindo a acentuar-se com a implementação de parques eólicos e novos itinerários no distrito de Vila Real (oeste), enquanto que no distrito de Bragança (leste) o abandono dos solos dedicados à agricultura e à pecuária e consequente transformação em matos ou florestas, contribuíram para um aumento do grau de adaptabilidade, resultando na recolonização de grande parte desta áreas pelas presas do lobo, como o corço e o veado.

É possível também aferir que o número de alcateias no núcleo populacional de Alvão-Padrela teve um acentuado decréscimo, passando de dez, em 2002, para apenas três, em 2013. Este decréscimo, resultado do insucesso reprodutivo, torna as alcateias deste núcleo as mais vulneráveis e instáveis dos quatro núcleos populacionais de lobo identificados no censo nacional de 2002/2003. Ainda que o número de alcateias e, portanto, de lobos, tenha diminuído, o número de ataques a gado atribuídos a este tem vindo a aumentar, indo ao encontro dos resultados do modelo da presente dissertação.

O PACLobo realizou a prospeção do lobo-ibérico em todos os seus núcleos populacionais, exceto no de Bragança, tornando impossível a mesma análise, feita anteriormente, para este núcleo. Ainda assim, atendendo à tendência evolutiva dos fatores que influenciam a distribuição e abundância desta espécie e ao aumento do grau de adaptabilidade nesta região, espera-se que na próxima prospeção a este núcleo populacional seja registado um aumento do número de alcateias ou, pelo menos, que estas se tenham mantido estáveis.

Ainda que para a construção do modelo tenha sido utilizado um vasto leque de subvariáveis, existem fatores que não foram considerados, ou que necessitavam de maior atenção, para a obtenção de resultados mais finos, tais como a inclusão de estradas pavimentadas secundárias e de terra batida e caminhos, assim como de informação mais rigorosa sobre os locais de extração de inertes e tipos de exploração agrícolas e pecuárias.

Ainda assim, foi possível identificar, a grande escala, os locais prioritários para implementação de medidas de conservação do lobo-ibérico e suas presas silvestres, das quais depende para uma convivência mais pacífica com os agricultores.

Em suma, como seria expectável, o aumento de adaptabilidade está inversamente relacionado com o aumento da pressão antropogénica. Grande parte das áreas identificadas como potenciais para um habitat adequado para o lobo-ibérico, são também aquelas em que se verificou o aumento da disponibilidade de presas silvestres, resultado, principalmente, da conversão dos solos dedicados à agricultura e pecuária em outros propícios à presença das suas presas silvestres.

Zonas onde ainda nem todas as presas silvestres estão presentes, mas que foram identificadas com um alto grau de adaptabilidade, indicam aquelas que têm potencialidade para serem recolonizadas. Estas tornam-se áreas onde se deve incidir mais esforços para contribuir para a proteção do lobo, criando condições para este se fixar, sem ter de depender do gado para as suas necessidades energéticas, reduzindo o conflito com o ser humano e, conseqüentemente, contribuindo para o sucesso desta espécie tão emblemática do nosso país.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AAC (2009). *Relatório de conformidade ambiental do projecto de execução do Parque eólico de Alto da Coutada*. AgriPro Ambiente Consultores, S. A. Porto.
- AAC (2012). *Estudo de impacte ambiental, sobre-equipamento do Parque Eólico de Pena Suar*. AgriPro Ambiente Consultores, S. A. Porto.
- Acevedo, P., Escudero, M. A., Muñoz, R., & Gortázar, C. (2006). Factors affecting wild boar abundance across an environmental gradient in Spain. *Acta Theriologica*, 51(3), 327–336.
- Álvares, F. (2011). *Ecologia e conservação do lobo (Canis lupus, L.) no Noroeste de Portugal*. Tese de Doutoramento em Biologia da Conservação. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Álvares, F., Barroso, I., Espírito-Santo, C., Ferrão da Costa, G., Fonseca, C., Godinho, R., Nakamura, M., et al. (2015). Situação de referência para o Plano de Ação para a Conservação do Lobo-ibérico em Portugal. Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas / Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes / Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos / Universidade de Aveiro, Lisboa.
- Álvares, F., Pereira, E., Petrucci-Fonseca, F. (2000). O lobo no Parque Internacional Gerês-Xurés. Situação populacional, aspectos ecológicos e perspectivas de conservação. *Galemys 12 (nº especial)*, 12, 223–239.
- Alves, J., da Silva, A. A., Soares, A. M., & Fonseca, C. (2013). Sexual segregation in red deer: is social behavior more important than habitat preferences? *Animal Behavior*, 85(2), 501-509.
- Alves, R. M. V. (2015). *Arquitetura, Cidade e Caminho de Ferro: as transformações urbanas planeadas sob a influência do caminho de ferro*. Tese de Doutoramento em Arquitetura. Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- ASTER (2019). ASTER Global Digital Elevation Map. <https://search.earthdata.nasa.gov/search/>; Consultado em 22 de fevereiro de 2019.
- Azevedo, J. C. (2012). *Florestas, ambiente e sustentabilidade: Uma abordagem centrada nos serviços de ecossistemas das florestas do distrito de Bragança*. Lisboa: Academia das Ciências de Lisboa.
- Ballari, S. A., & Barrios-García, M. N. (2014). A review of wild boar *Sus scrofa* diet and factors affecting food selection in native and introduced ranges. *Mammal Review*, 44(2), 124–134.
- Barančková, M., Krojerová-Prokešová, J., Šustr, P., & Heurich, M. (2010). Annual changes in roe deer (*Capreolus capreolus* L.) diet in the Bohemian Forest, Czech Republic/Germany. *European Journal of Wildlife Research*, 56(3), 327–333.
- Barbosa, A. M., Puerto, M. A., Figueiredo, D., Real, R. (2012). Modeling Disjunct Carnivore Distributions: The Case Of The Wolf (*Canis Lupus*) In The Iberian Peninsula. *Carnivores: species, conservation and management (FI Alvares and GE Mata, eds.)*. Nova Publishers, New York, 119–137.
- Barros, A. L. R. D. (2016). *Impacto potencial do javali na recuperação da população de coelho-bravo na Companhia das Lezírias*. Dissertação de Mestrado em Biologia da Conservação. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Barroso, I., Pimenta, V., Santos, N., Pimenta, C., Godinho, R. (2016). *Sistema de monitorização de lobos mortos em Portugal: resultados entre 1999 e 2015*. IV Congresso Ibérico do Lobo. Escola Superior Agrária do IPCB, Castelo Branco, Portugal.
- Berger, J. (1999). Anthropogenic extinction and rapid implications of the of carnivores behaviour : decoupling of a web involving wolves, bears, moose, and ravens. *Proceedings of the Royal Society B Series*, 266(1435), 2261–2267.
- Braguez, M. C. C. (2014). *Leishmaniose Em Lobo Ibérico – Estudo Serológico*. Dissertação de Mestrado em Enfermagem Veterinária de Animais de Companhia. Instituto Politécnico de Viseu, Viseu, Portugal.
- Bugalho, M., Milne, J., Racey, P. (2001). The foraging ecology of red deer (*Cervus elaphus*) in a Mediterranean environment: Is a larger body size advantageous? *Journal of Zoology*, 255(3), 285–289.
- Cabral, M. J. (coord.), Almeida, J., Almeida, P. R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. E., Palmeirim, J., et al. (Eds) (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Lisboa: Instituto da Conservação da Natureza.

- Calado, M. (2009). *Biologia e parasitoses do javali (Sus scrofa) e repovoamento de coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus)*. Relatório Final de Estágio do Mestrado Integrado em Medicina Veterinária. Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar. Universidade do Porto, Porto, Portugal.
- Carranza, J. (2017). Ciervo – *Cervus elaphus*. Em: Salvador, A. & Barja, I. (Eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles* (pp. 1-34). Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales.
- Carreira, M. A. D. A. (2010). *Contribuição para o estudo da ecologia do lobo-ibérico no distrito de Vila Real*. Dissertação de Mestrado em Biologia da Conservação. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Carvalho, J. (2013). *O veado: análise ecológica e espacial de três populações*. Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada. Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.
- Carvalho, J., Martins, L., Silva, J. P., Santos, J., Torres, R. T., Fonseca, C. (2012). Habitat suitability model for red deer (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758): spatial multi-criteria analysis with GIS application. *Galemys, Spanish Journal of Mammalogy*, 24, 47–56.
- Curado, N. & Lourenço, P. (2011). *Cartografia e identificação de áreas prioritárias para o linco-ibérico e para o abutre-preto*. Relatório de resultados da Acção A1. Projeto LIFE: Promoção do habitat do linco-ibérico e do abutre-preto no Sudeste de Portugal. Lisboa, Portugal.
- DGT (2019a). Direção Geral do Território. Carta Administrativa Oficial de Portugal - Versão 2017. http://www.dgterritorio.pt/cartografia_e_geodesia/cartografia/carta_administrativa_oficial_de_portugal_c_aop/caop__download_/; Consultado em 22 de fevereiro de 2019.
- DGT (2019b). Direção Geral do Território. Cartografia de Uso e Ocupação do Solo. http://www.dgterritorio.pt/cartografia_e_geodesia/cartografia/cartografia_tematica/cartografia_de_uso_e_ocupacao_do_solo__cos_clc_e_copernicus_/; Consultado em 22 de fevereiro de 2019.
- Duarte, J., Farfán, M. A., Fa, J. E., Vargas, J. M. (2015). Deer populations inhabiting urban areas in the south of Spain: habitat and conflicts. *European Journal of Wildlife Research*, 61(3), 365–377.
- ECO & AP (2004). *Estudo de impacte ambiental do Parque Eólico da Serra do Alvão – Resumo não técnico*. Ecosistemas, consultores em engenharia do ambiente, Lda. / Arqpais, consultores de arquitectura paisagista e ambiente, Lda. Porto.
- Eggermann, J., da Costa, G. F., Guerra, A. M., Kirchner, W. H., Petrucci-Fonseca, F. (2011). Presence of Iberian wolf (*Canis lupus signatus*) in relation to land cover, livestock and human influence in Portugal. *Mammalian Biology-Zeitschrift Für Säugetierkunde*, 76(2), 217–221.
- El Solitario (2019). Entering Wolfland. <https://elsolitariomc.com/blog/2018/04/24/entering-wolfland/>; Consultado em 10 de dezembro de 2019.
- ESRI (2012). What is GIS? Economic and Social Research Institute. <http://www.esri.com/library/bestpractices/what-is-gis.pdf>; Consultado em 8 de setembro de 2019.
- EWP (2019). Epic Webgis Portugal. Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa. <http://epic-webgis-portugal.isa.ulisboa.pt/>; Consultado em 22 de fevereiro de 2019.
- Ferrão da Costa, G., Petrucci-Fonseca, F., Ribeiro, S. (2013). *Estimation of potential expansion areas in Portugal*. Technical Report Action A5. Project MEDWOLF (LIFE11NAT/IT/069). Grupo lobo / Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal. 44pp.
- Findo, S., Rigg, R., & Skuban, M. (2008). The wolf in Slovakia. *Perspectives of wolves in Central Europe*, 15-24.
- Fonseca C., (1999). *Ecologia do javali (Sus scrofa Linnaeus, 1758) no Centro de Portugal*. Dissertação de Mestrado em Biologia. Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Fonseca, C., & Correia, F. (2008). *O Javali. Património Natural Transmontano* (1ª edição). Mirandela: João Azevedo Editor.
- Freire, A. M. (2012). *Modelo da distribuição do corço (Capreolus capreolus) numa área em Trás-os-Montes e os factores que o condicionam*. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Garcês, A., Soeiro, V., Lóio, O. S., Pires, I. (2016). *Piometra fechada em javali (Sus scrofa)*. VII Reunión de Ungulados Silvestres Ibéricos. Jarandilla de la Vera, Cáceres, Espanha.
- Geisser, H. & Reyer, H.K., 2004. Efficacy of hunting, feeding, and fencing to reduce crop damage by wild boars. *Journal of Wildlife Management*, 68(4), 939-946.

- Gherardi, F., Tricarico, E., Ilheu, M. (2002). Movement patterns of an invasive crayfish, *Procambarus clarkii*, in a temporary stream of southern Portugal. *Ethology Ecology & Evolution*, 14(3), 183-197.
- Goeritz, F., Hermes, R., Moreno, J. S., Hildebrandt, T. B. (2010). Corzo Europeo (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758). Em: J. S. Moreno & A. L. Sebastián (Eds), *Ungulados silvestres de España: biología y tecnologías reproductivas para su conservación y aprovechamiento cinegético* (pp. 195-214). Ministerio de Ciencia e Innovación - Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria.
- Gomasca, M. A. (Ed) (2009). Geomatics. Em: *Basics of Geomatics* (pp. 1-18). Springer, Dordrecht.
- Google Maps (2019). <https://www.google.pt/maps/>; Consultado em 3 de julho de 2019.
- Grupo Lobo (2019a). Distribuição. <http://www.grupolobo.pt/lobo-iberico/distribuicao>; Consultado em 12 de maio de 2019.
- Grupo Lobo (2019b). Morfologia. <http://www.grupolobo.pt/lobo-iberico/morfologia>; Consultado em 12 de maio de 2019.
- Grupo Lobo (2019c). O lobo-ibérico. <http://www.grupolobo.pt/lobo-iberico>; Consultado em 12 de maio de 2019.
- Herrero, J., Giannatos, G., Kranz, A., Conroy, J. (2007). *Sus scrofa*. The IUCN Red List of Threatened Species 2007. <https://www.iucnredlist.org/species/41775/10562008>; Consultado em 29 de julho de 2019.
- Herrero, J., Irizar, I., Laskurain, N. A., García-Serrano, A., García-González, R. (2005). Fruits and roots: Wild boar foods during the cold season in the southwestern pyrenees. *Italian Journal of Zoology*, 72(1), 49–52.
- Hofmann, R. R. (1989). Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia*, 78(4), 443–457.
- Horn, B. K. P. (1981). Hill Shading and the Reflectance Map. *Proceedings of the IEEE*, 69(1), 14–47.
- ICN (1997). *Conservação do lobo em Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza. Projeto realizado ao abrigo do programa Life. Relatório final. Lisboa, 231 pp.
- ICNF (2019). Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. Sistemas de Informação Geográfica do ICNF. Geocatálogo. <http://geocatalogo.icnf.pt/>; Consultado em 20 de setembro de 2019.
- IDP (2010). *Parque Eólico de Lomba da Seixa I. Localização geográfica*. Iberwind, Desenvolvimento e Projectos, S.A. Lisboa.
- iGEO (2019). Dados abertos. <http://www.igeo.pt/DadosAbertos/Listagem.aspx>; Consultado em 3 de julho de 2019.
- IMT (2019). Email: Pedido de dados para dissertação de mestrado, 8 de agosto de 2019, 15:02h.
- INAG (2005). *Relatório Síntese sobre a caracterização das regiões hidrográficas prevista na Directiva-Quadro da Água*. Instituto da Água. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa.
- INE (2017). *Retrato Territorial de Portugal*. Instituto Nacional de Estatística. Lisboa.
- INE (2019). Instituto Nacional de Estatística. Produtos, Base de Dados. https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_base_dados&contexto=bd&selTab=tab2; Consultado em 15 de maio de 2019.
- INEGI & APREN (2019). e2p: energias endógenas de Portugal - base de dados de fontes renováveis de energia. <http://e2p.inegi.up.pt/>; Consultado em 2 de julho de 2019.
- IP (2016a). *Linha do Douro: troço Ermesinde - Barca D'Alva e ligação a Salamanca. Análise de Intervenções na Infraestrutura Ferroviária*. Infraestruturas de Portugal. Direção de Planeamento Rodoferroviário. Departamento de Tráfego e Mobilidade. Lisboa.
- IP (2016b). Infraestruturas de Portugal. Túnel Do Marão Aberto Ao Tráfego. <http://www.infraestruturasdeportugal.pt/centro-de-imprensa/tunel-do-marao-aberto-ao-trafego>; Consultado em 22 de setembro de 2019.
- IWC (2019). International Wolf Center, Pup Development. <https://www.wolf.org/wolf-info/basic-wolf-info/biology-and-behavior/pup-development/>; Consultado em 23 de março de 2019.
- Jedrzejewski, W., Niedzialkowska, M., Nowaks, S., Jedrzejewski, B. (2004). Habitat variables associated with wolf (*Canis lupus*) distribution and abundance in northern Poland. *Diversity and Distributions*, 10(3), 225-233.
- Kaartinen, S., Kojola, I., Colpaert, A. (2005). Finnish wolves avoid roads and settlements. *Annales Zoologici Fennici*, 42(5), 523–532.

- Leitão, C. R., Botelho, I. da S. (coord.), Soares, R. L., Rodrigues, A. (2014). *Relatório de Monitorização da Rede Rodoviária Nacional - 2012 e 2013*. Instituto da Mobilidade e dos Transportes, I.P. Lisboa.
- Lovari, S., Herrero, J., Conroy, J., Maran, T., Giannatos, G., Stübbe, M., Aulagnier, et al. (2018). *Capreolus capreolus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010. <https://www.iucnredlist.org/species/42395/10693436>; Consultado em 29 de julho de 2019.
- Lovari, S., Lorenzini, R., Masseti, M., Pereladova, O., Carden, R.F., Brook, S.M., Mattioli, S. (2018). *Cervus elaphus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018. <https://www.iucnredlist.org/species/55997072/142404453>; Consultado em 29 de julho de 2019.
- Massei, G., & Genov, P. V. (2004). The environmental impact of wild boar. *Galemys*, 16(1), 135–145.
- Mech, L. D. (1995). The challenge and opportunity of recovering wolf populations. *Conservation biology*, 9(2), 270-278.
- Naturdata (2018). *Capreolus capreolus*. <https://naturdata.com/especie/Capreolus-capreolus/6572/0/>; Consultado em 22 de agosto de 2019.
- Nores, C., González, F., García, P. (1995). Wild boar distribution trends in the last two centuries: an example in Northern Spain. *Journal of Mountain Ecology*, 3, 137–185.
- Nunes, M. A. M. (2000). O lobo ibérico em Portugal. *Signatus Newsletter*, 1–7.
- Oliveira, H. (2009). *Análise espacial do habitat do lobo no Noroeste de Portugal*. Dissertação de Mestrado em Ciências e Sistemas de Informação Geográfica. Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Oliveira, T., & Carmo, P. (2000). Distribuição das principais presas selvagens do lobo-ibérico (*Canis Lupus Signatus* Cabrera, 1907) a Norte do Rio Douro. *Galemys* 12 (nº especial), 257-268.
- OSM (2019). OpenStreetMap. <https://www.openstreetmap.org/>; Consultado em 25 de julho de 2019.
- PA (2003). *Estudo de impacte ambiental do Parque Eólico do Alvão (2ª fase). Resumo não técnico*. Profico, Ambiente e ordenamento, Lda. Lisboa.
- Panzo, T. I. (2015). *Análise comparativa de estudo de impactes ambientais na extração de inertes em Portugal e Angola, como base para um Plano de Gestão*. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental. Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- PEHA (2009). *Estudo de impacte ambiental do sub-parque eólico de Contim (parque eólico da Terra Fria) – Resumo não técnico*. ProceSl, Engenharia Hidráulica e Ambiental, Lda. Lisboa.
- Pereira, F. I. da C. (2007). *Contributo para o conhecimento dos ungulados da R. N. Serra da Malcata*. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Biodiversidade e Gestão de Ecossistemas. Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.
- Petrucci-Fonseca, F. (1990). *O lobo (Canis lupus signatus Cabrera, 1907) em Portugal. Problemática da sua conservação*. Tese de Doutoramento em Ecologia e Sistemática. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Petrucci-Fonseca, F. (2016). *O Lobo-Ibérico em Portugal - Situação no Leste da Beira Interior*. Grupo Lobo.
- Pimenta, V., Barroso, I., Álvares, F., Costa, G. F. da, Moreira, L., Nascimento, J., Petrucci-Fonseca, et al. (2005). *Situação Populacional do Lobo em Portugal, resultados do Censo Nacional 2002/2003*. Relatório Técnico, Instituto de Conservação da Natureza / Grupo Lobo, Lisboa, 158.
- PROBASTO (2019). Associação de Desenvolvimento Rural de Basto, Lobo-Ibérico. <https://www.probasto.pt/fauna/detalhe/loboiberico>; Consultado em 23 de Setembro de 2019.
- PSCE (2011a). *Relatório de conformidade ambiental do projecto de execução do Parque Eólico de Falperra-Rechãzinha e subestação de Montenegrelo*. ProSistemas, Consultores de Engenharia, S.A. Lisboa.
- PSCE (2011b). *Relatório de conformidade ambiental do projecto de execução do Parque Eólico de Gevancas II*. ProSistemas, Consultores de Engenharia, S.A. Lisboa.
- PSCE (2013). *Estudo de impacte ambiental do Parque Eólico de Serra do Barroso III, Reforço de Portência*. ProSistemas, Consultores de Engenharia, S.A. Lisboa.
- Quirós, G. P. B. de (2007). El corzo en Asturias: Gestión y caza en el mosaico cultural de la costa cantábrica. Em: *Jornada Técnica sobre Ecología i Gestión del cabriol* (pp. 1–28). Generalitat de Catalunya - Departament de Medi Ambient i Habitatge.

- Rio-Maior, H., Roque, S., Grilo, C., Petrucci-Fonseca, F. (2003). Monitoring roads impact on south Douro river Iberian wolf population. *Proceedings of the International Conference on Habitat Fragmentation Due to Transportation Infrastructure*, IENE, Brusseles.
- Rosa, J. L. N. (2006). *Efeitos dos ungulados bravios na agricultura e floresta no Parque Natural de Montesinho: o caso da Zona de Caça Nacional da Lombada*. Dissertação de Mestrado em Gestão e Conservação da Natureza. Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, Portugal.
- Rosell, C., Fernández-Llario, P., Herrero, J. (2001). El jabalí (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758). *Galemys*, 13(2), 1-25.
- Saaty, T. L. (2008). Decision making with the analytic hierarchy process. *International journal of services sciences*, 1(1), 83-98.
- Salazar, D. C. (2009). *Distribuição e estatuto do veado e corço*. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Biodiversidade e Gestão de Ecossistemas. Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.
- San José, C., Braza, F., Aragon, S., Delibes, J. R. (1997). Habitat use by roe and red deer in Southern Spain. *Miscellània Zoològica*, 20(1), 27-38.
- Santos, M., Vaz, C., Travassos, P., Cabral, J. A. (2007). Simulating the impact of socio-economic trends on threatened Iberian wolf populations *Canis lupus signatus* in north-eastern Portugal. *Ecological Indicators*, 7(3), 649-664.
- Seara, M. G. C. (2013). *Predicting Occurrence Of Iberian Wolf: The Role Of Sample Size And Spatial Scale*. Dissertação de Mestrado em Sistemas de Informação Geográfica, Tecnologias e Aplicações. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Silva, I. B. da. (2015). *Influence of environmental variables on the predatory success of the Iberian wolf in the north of Portugal*. Dissertação de Mestrado em Biologia da Conservação. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Torres, R. T., Ambrósio, I., Lopes, I., Cancela, J., Fonseca, C. (2012). Avaliação dos estragos causados pelo javali (*Sus scrofa*) na Beira Litoral. *Silva Lusitana*, 20(1-2), 105-122.
- Torres, R. T., Miranda, J., Carvalho, J., Fonseca, C. (2015). Expansion and current status of roe deer (*Capreolus capreolus*) at the edge of its distribution in Portugal. *Annales Zoologici Fennici*, 52(5-6), 339-352.
- Torres, R. T., Santos, J., Fonseca, C. (2014). Factors influencing red deer occurrence at the southern edge of their range: A Mediterranean ecosystem. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 79(1), 52-57.
- Welander, J. (2000). Spatial and temporal dynamics of wild boar (*Sus scrofa*) rooting in a mosaic landscape. *Journal of Zoology*, 252(2), 263-271.

SOFTWARE

- QGIS Development Team. (2019). QGIS Geographic Information System (Versão 3.4.5) [Programa de computador]. Disponível em: <https://www.qgis.org/en/site/forusers/download.html>.
- R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing (Versão 3.5.2). [Programa de computador] R Foundation for Statistical Computing, Viena, Áustria. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.
- Microsoft (2019). Office (Versão 365) [Programa de computador]. Disponível em: <https://www.office.com/?omkt=pt-pt>.
- Microsoft (2019). Excel (Versão 365) [Programa de computador]. Disponível em: <https://www.office.com/?omkt=pt-pt>.

DOCUMENTOS LEGISLATIVOS

- Decreto-Lei n.º 140/99 de 24 de abril. Diário da República n.º 96/1999 – I Série A. Lisboa: Ministério do Ambiente.
- Decreto-Lei n.º 142/2008 de 24 de julho. Diário da República n.º 142/2008 – I Série. Lisboa: Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.
- Decreto-Lei n.º 202/2004 de 18 de agosto. Diário da República n.º 194/2004 – I Série A. Lisboa: Ministério da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas.
- Decreto-Lei n.º 211/2009 de 3 de setembro. Diário da República n.º 171/2009 – I Série. Lisboa: Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.
- Decreto-Lei n.º 24/2018 de 11 de abril. Diário da República n.º 71/2018 – I Série. Lisboa: Ministério da Agricultura, Florestas e Desenvolvimento Rural.
- Decreto-Lei n.º 316/89 de 22 de setembro. Diário da República n.º 219/1989 – I Série. Lisboa: Ministério do Planeamento e da Administração do Território.
- Decreto-Lei n.º 54/2016 de 25 de agosto. Diário da República n.º 163/2016 – I Série. Lisboa: Ministério do Ambiente.
- Despacho n.º 9727/2017 de 8 de novembro. Diário da República n.º 215/2017 – II Série. Lisboa: Ministérios do Ambiente e da Agricultura, Florestas e Desenvolvimento Rural.

ANEXO 1

(Uniformização das Cartas de Ocupação do Solo)

I.1. – Territórios arterializados

Nomenclatura da Carta de Ocupação do Solo (Megaclasse – Territórios Artificializados)				Nomenclatura atribuída			
1995		2007		2015			
1	Territórios artificializados	1.1.1.01.1	Tecido urbano contínuo predominantemente vertical	1.1.1.00.0	Tecido urbano contínuo		
		1.1.1.02.1	Tecido urbano contínuo predominantemente horizontal				
		1.1.1.03.1	Áreas de estacionamento e logradouros				
		1.1.2.01.1	Tecido urbano descontínuo	1.1.2.00.0	Tecido urbano descontínuo		
		1.1.2.02.1	Tecido urbano descontínuo esparso				
		1.2.1.01.1	Indústria	1.2.1.00.0	Indústria, comércio e equipamentos gerais		
		1.2.1.02.1	Comércio				
		1.2.1.03.1	Instalações agrícolas				
		1.2.1.04.1	Equipamentos públicos e privados				
		1.2.1.05.1	Infraestruturas de produção de energia renovável				
		1.2.1.05.2	Infraestruturas de produção de energia não renovável				
		1.2.1.06.1	Infraestruturas de captação, tratamento e abastecimento de águas para consumo				
		1.2.1.07.1	Infraestruturas de tratamento de resíduos e águas residuais				
		1.2.2.01.1	Rede viária e espaços associados			1.2.2.00.0	Redes viárias e ferroviárias e espaços associados
		1.2.2.02.1	Rede ferroviária e espaços associados				
		1.2.4.02.1	Aeródromos	1.2.4.00.0	Aerportos e aeródromos		
		1.3.1.01.1	Minas a céu aberto	1.3.1.00.0	Áreas de extração de inertes		
		1.3.1.02.1	Pedreiras				
		1.3.2.01.1	Aterros	1.3.2.00.0	Áreas de deposição de resíduos		
		1.3.2.02.1	Lixeiras e Sucatas				
		1.3.3.01.1	Áreas em construção	1.3.3.00.0	Áreas em construção		
		1.3.3.02.1	Áreas abandonadas em territórios artificializados				
		1.4.1.01.1	Parques e jardins	1.4.1.00.0	Espaços verdes urbanos		
		1.4.1.02.1	Cemitérios				
				1.4.2.01.1	Campos de golfe		
		1.4.2.01.2	Outras instalações desportivas	1.4.2.02.0	Outras instalações desportivas e equipamentos de lazer		
		1.4.2.02.1	Parques de campismo				
		1.4.2.02.2	Outros equipamentos de lazer				
		1.4.2.03.1	Equipamentos culturais e zonas históricas	1.4.2.03.0	Equipamentos culturais e outros e zonas históricas		

I.2. – Agricultura

Nomenclatura da Carta de Ocupação do Solo (Megaclasse – Agricultura)						Nomenclatura atribuída
1995		2007		2015		
2.1.1.01.1	Culturas temporárias de sequeiro	2.1.1.01.1	Culturas temporárias de sequeiro	2.1.0.00.0	Culturas temporárias de sequeiro e regadio	Culturas temporárias de sequeiro e regadio
		2.1.1.02.1	Estufas e Viveiros			
2.1.2.01.1	Culturas temporárias de regadio	2.1.2.01.1	Culturas temporárias de regadio			
		2.1.3.01.1	Arrozais			
2.2.1.01.1	Vinhas	2.2.1.01.1	Vinhas	2.2.1.00.0	Vinhas	Vinhas
		2.2.1.02.1	Vinhas com pomar			
		2.2.1.03.1	Vinhas com olival			
2.2.2	Pomares	2.2.2.01.1	Pomares de frutos frescos	2.2.2.00.0	Pomares	Pomares
		2.2.2.01.2	Pomares de amendoeira			
		2.2.2.01.3	Pomares de castanheiro			
		2.2.2.01.5	Pomares de citrinos			
		2.2.2.01.6	Outros pomares			
		2.2.2.02.1	Pomares de frutos frescos com vinha			
		2.2.2.02.2	Pomares de amendoeira com vinha			
		2.2.2.02.3	Pomares de castanheiro com vinha			
		2.2.2.02.6	Outros pomares com vinha			
		2.2.2.03.1	Pomares de frutos frescos com olival			
		2.2.2.03.2	Pomares de amendoeira com olival			
		2.2.2.03.3	Pomares de castanheiro com olival			
		2.2.2.03.5	Pomares de citrinos com olival			
2.2.2.03.6	Outros pomares com olival					
2.2.3.01.1	Olivais	2.2.3.01.1	Olivais	2.2.3.00.0	Olivais	Olivais
		2.2.3.02.1	Olivais com vinha			
		2.2.3.03.1	Olivais com pomar			
2.3.1.01.1	Pastagens permanentes	2.3.1.01.1	Pastagens permanentes	2.3.1.01.1	Pastagens permanentes	Pastagens permanentes
		2.4.1.01.1	Culturas temporárias de sequeiro associadas a vinha	2.4.1.00.0	Culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes	Culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes
		2.4.1.01.2	Culturas temporárias de sequeiro associadas a pomar			
		2.4.1.01.3	Culturas temporárias de sequeiro associadas a olival			
		2.4.1.02.1	Culturas temporárias de regadio associadas a vinha			
		2.4.1.02.2	Culturas temporárias de regadio associadas a pomar			
		2.4.1.02.3	Culturas temporárias de regadio associadas a olival			
		2.4.1.03.1	Pastagens associadas a vinha			
		2.4.1.03.2	Pastagens associadas a pomar			
		2.4.1.03.3	Pastagens associadas a olival			
2.4.2.01.1	Sistemas culturais e parcelares complexos	2.4.2.01.1	Sistemas culturais e parcelares complexos	2.4.2.01.1	Sistemas culturais e parcelares complexos	Sistemas culturais e parcelares complexos
2.4.3.01.1	Agricultura com espaços naturais e seminaturais	2.4.3.01.1	Agricultura com espaços naturais e seminaturais	2.4.3.01.1	Agricultura com espaços naturais e seminaturais	Agricultura com espaços naturais e seminaturais

(continuação)

2.4.4.01.1	SAF de sobreiro com culturas temporárias de sequeiro	2.4.4.01.1	SAF de sobreiro com culturas temporárias de sequeiro	2.4.4.00.1	Sistemas agroflorestais de sobreiro	Sistemas agroflorestais
2.4.4.01.2	SAF de azinheira com culturas temporárias de sequeiro	2.4.4.01.2	SAF de azinheira com culturas temporárias de sequeiro	2.4.4.00.2	Sistemas agroflorestais de azinheira	
2.4.4.01.3	SAF de outros carvalhos com culturas temporárias de sequeiro	2.4.4.01.3	SAF de outros carvalhos com culturas temporárias de sequeiro	2.4.4.00.3	Sistemas agroflorestais de outros carvalhos	
2.4.4.01.4	SAF de pinheiro manso com culturas temporárias de sequeiro	2.4.4.01.4	SAF de outras espécies com culturas temporárias de sequeiro	2.4.4.00.4	Sistemas agroflorestais de pinheiro manso	
2.4.4.01.5	SAF de outras espécies com culturas temporárias de sequeiro	2.4.4.01.5	SAF de sobreiro com azinheira e com culturas temporárias de sequeiro	2.4.4.00.5	Sistemas agroflorestais de outras espécies	
2.4.4.01.6	SAF de sobreiro com azinheira e com culturas temporárias de sequeiro	2.4.4.01.6	SAF de outras misturas com culturas temporárias de sequeiro	2.4.4.00.6	Sistemas agroflorestais de sobreiro com azinheira	
				2.4.4.00.7	Sistemas agroflorestais de outras misturas	
2.4.4.02.1	SAF de sobreiro com culturas temporárias de regadio	2.4.4.02.1	SAF de sobreiro com culturas temporárias de regadio			
		2.4.4.02.2	SAF de azinheira com culturas temporárias de regadio			
2.4.4.02.3	SAF de outros carvalhos com culturas temporárias de regadio	2.4.4.02.3	SAF de outros carvalhos com culturas temporárias de regadio			
2.4.4.02.4	SAF de pinheiro manso com culturas temporárias de regadio	2.4.4.02.4	SAF de outras espécies com culturas temporárias de regadio			
		2.4.4.02.5	SAF de sobreiro com azinheira e com culturas temporárias de regadio			
		2.4.4.02.6	SAF de outras misturas com culturas temporárias de regadio			
2.4.4.03.1	SAF de sobreiro com pastagens	2.4.4.03.1	SAF de sobreiro com pastagens			
		2.4.4.03.2	SAF de azinheira com pastagens			
2.4.4.03.3	SAF de outros carvalhos com pastagens	2.4.4.03.3	SAF de outros carvalhos com pastagens			
2.4.4.03.4	SAF de pinheiro manso com pastagens					
2.4.4.03.5*	SAF de outras espécies com pastagens	2.4.4.03.4*	SAF de outras espécies com pastagens			
2.4.4.03.6	SAF de sobreiro com azinheira com pastagens					
2.4.4.03.7*	SAF de outras misturas com pastagens	2.4.4.03.6*	SAF de outras misturas com pastagens			
		2.4.4.04.1	SAF de sobreiro com culturas permanentes			
		2.4.4.04.2	SAF de azinheira com culturas permanentes			
		2.4.4.04.3	SAF de outros carvalhos com culturas permanentes			
		2.4.4.04.4	SAF de outras espécies com culturas permanentes			
		2.4.4.04.5	SAF de sobreiro com azinheira com culturas permanentes			
		2.4.4.04.6	SAF de outras misturas com culturas permanentes			

*Mesma descrição e códigos diferentes.

I.3. – Florestas

Nomenclatura da Carta de Ocupação do Solo (Megaclasse – Florestas)						Nomenclatura atribuída
1995		2007		2015		
3.1.1.01.1	Florestas de sobreiro	3.1.1.01.1	Florestas de sobreiro	3.1.1.00.1	Florestas de sobreiro	Florestas de carvalhos
3.1.1.01.2	Florestas de azinheira	3.1.1.01.2	Florestas de azinheira	3.1.1.00.2	Florestas de azinheira	
3.1.1.01.3	Florestas de outros carvalhos	3.1.1.01.3	Florestas de outros carvalhos	3.1.1.00.3	Florestas de outros carvalhos	
		3.1.1.02.1	Florestas de sobreiro com folhosas			
		3.1.1.02.2	Florestas de azinheira com folhosas			
		3.1.1.02.3	Florestas de outros carvalhos com folhosas			
		3.1.3.01.1	Florestas de sobreiro com resinosas			
		3.1.3.01.2	Florestas de azinheira com resinosas			
		3.1.3.01.3	Florestas de outros carvalhos com resinosas			
		3.2.4.01.1	Florestas abertas de sobreiro			
		3.2.4.01.2	Florestas abertas de azinheira			
		3.2.4.01.3	Florestas abertas de outros carvalhos			
		3.2.4.02.1	Florestas abertas de sobreiro com folhosas			
		3.2.4.02.2	Florestas abertas de azinheira com folhosas			
		3.2.4.02.3	Florestas abertas de outros carvalhos com folhosas			
		3.2.4.05.1	Florestas abertas de sobreiro com resinosas			
		3.2.4.05.3	Florestas abertas de outros carvalhos com resinosas			
		3.1.1.01.4	Florestas de castanheiro	3.1.1.00.4	Florestas de castanheiro	Florestas de castanheiro
		3.1.1.02.4	Florestas de castanheiro com folhosas			
		3.1.3.01.4	Florestas de castanheiro com resinosas			
		3.2.4.01.4	Florestas abertas de castanheiro			
		3.2.4.02.4	Florestas abertas de castanheiro com folhosas			
		3.2.4.05.4	Florestas abertas de castanheiro com resinosas			
3.1.1.01.5	Florestas de eucalipto	3.1.1.01.5	Florestas de eucalipto	3.1.1.00.5	Florestas de eucalipto	Florestas de eucalipto
		3.1.1.02.5	Florestas de eucalipto com folhosas			
		3.1.3.01.5	Florestas de eucalipto com resinosas			
		3.2.4.01.5	Florestas abertas de eucalipto			
		3.2.4.02.5	Florestas abertas de eucalipto com folhosas			
		3.2.4.05.5	Florestas abertas de eucalipto com resinosas			

(continuação)

		3.1.1.01.6	Florestas de espécies invasoras	3.1.1.00.6	Florestas de espécies invasoras	Florestas de outras folhosas
3.1.1	Florestas de folhosas					
3.1.1.01.7	Florestas de outras folhosas	3.1.1.01.7	Florestas de outras folhosas	3.1.1.00.7	Florestas de outras folhosas	
		3.1.1.02.7	Florestas de outra folhosa com folhosas			
		3.1.3.01.7	Florestas de outra folhosa com resinosas			
		3.1.3.01.8	Florestas de misturas de folhosas com resinosas			
		3.2.4.01.6	Florestas abertas de espécies invasoras			
		3.2.4.01.7	Florestas abertas de outras folhosas			
		3.2.4.02.7	Florestas abertas de outra folhosa com folhosas			
		3.2.4.05.7	Florestas abertas de outra folhosa com resinosas			
		3.2.4.05.8	Florestas abertas de misturas de folhosas com resinosas			
3.1.2.01.1	Florestas de pinheiro bravo	3.1.2.01.1	Florestas de pinheiro bravo	3.1.2.00.1	Florestas de pinheiro bravo	
3.1.2.01.2	Florestas de pinheiro manso	3.1.2.01.2	Florestas de pinheiro manso	3.1.2.00.2	Florestas de pinheiro manso	
3.1.2.01.3	Florestas de outras resinosas	3.1.2.01.3	Florestas de outras resinosas	3.1.2.00.3	Florestas de outras resinosas	
		3.1.2.02.1	Florestas de pinheiro bravo com resinosas			
		3.1.2.02.2	Florestas de pinheiro manso com resinosas			
		3.1.2.02.3	Florestas de outra resinosa com resinosas			
		3.1.3.02.1	Florestas de pinheiro bravo com folhosas			
		3.1.3.02.2	Florestas de pinheiro manso com folhosas			
		3.1.3.02.3	Florestas de outra resinosa com folhosas			
		3.1.3.02.4	Florestas de misturas de resinosas com folhosas			
		3.2.4.03.1	Florestas abertas de pinheiro bravo			
		3.2.4.03.2	Florestas abertas de pinheiro manso			
		3.2.4.03.3	Florestas abertas de outras resinosas			
		3.2.4.04.1	Florestas abertas de pinheiro bravo com resinosas			
		3.2.4.04.2	Florestas abertas de pinheiro manso com resinosas			
		3.2.4.04.3	Florestas abertas de outra resinosa com resinosas			
		3.2.4.06.1	Florestas abertas de pinheiro bravo com folhosas			
		3.2.4.06.2	Florestas abertas de pinheiro manso com folhosas			
		3.2.4.06.3	Florestas abertas de outras resinosas com folhosas			
		3.2.4.06.4	Florestas abertas de misturas de resinosas com folhosas			

(continuação)

		3.2.1.01.1	Vegetação herbácea natural	3.2.1.01.1	Vegetação herbácea natural	Vegetação herbácea natural
3.2.2	Matos	3.2.2.01.1	Matos densos	3.2.2.00.0	Matos	Matos
		3.2.2.02.1	Matos pouco densos			
		3.2.3.01.1	Vegetação esclerofila densa			
		3.2.3.02.1	Vegetação esclerofila pouco densa			
		3.2.4.07.1	Outras formações lenhosas			Outras
3.2.4.08.2	Cortes rasos de florestas de azinheira	3.2.4.08.1	Cortes rasos			
3.2.4.08.3	Cortes rasos de florestas de outros carvalhos					
3.2.4.08.5	Cortes rasos de florestas de eucalipto					
3.2.4.08.7	Cortes rasos de florestas de outras folhosas					
3.2.4.09.1	Cortes rasos de florestas de pinheiro bravo					
3.2.4.09.2	Cortes rasos de florestas de pinheiro manso					
3.2.4.09.3	Cortes rasos de florestas de outras resinosas					
3.2.4.10.1	Novas plantações de florestas de sobreiro	3.2.4.08.2	Novas plantações			
3.2.4.10.2	Novas plantações de florestas de azinheira					
3.2.4.10.3	Novas plantações de florestas de outros carvalhos					
3.2.4.10.4	Novas plantações de florestas de castanheiro					
3.2.4.10.5	Novas plantações de florestas de eucalipto					
3.2.4.10.7	Novas plantações de florestas de outras folhosas					
3.2.4.11.1	Novas plantações de florestas de pinheiro bravo					
3.2.4.11.2	Novas plantações de florestas de pinheiro manso					
3.2.4.11.3	Novas plantações de florestas de outras resinosas					
				3.2.4.09.1	Viveiros Florestais	
3.2.4.13.1*	Aceiros e/ou corta-fogos	3.2.4.10.1*	Aceiros e corta-fogos			
3.3.1	Praias, dunas e areais	3.3.1.01.1	Praias, dunas e areais interiores	3.3.0.00.0	Espaços descobertos ou com pouca vegetação	
3.3.2.01.1	Rocha nua	3.3.2.01.1	Rocha nua			
3.3.3.01.1	Vegetação esparsa	3.3.3.01.1	Vegetação esparsa			
3.3.4.01.1	Áreas ardidas não florestais	3.3.4.01.1	Áreas ardidas			
3.3.4.02.1	Áreas ardidas de florestas de sobreiro					
3.3.4.02.2	Áreas ardidas de florestas de azinheira					
3.3.4.02.3	Áreas ardidas de florestas de outros carvalhos					
3.3.4.02.4	Áreas ardidas de florestas de castanheiro					
3.3.4.02.5	Áreas ardidas de florestas de eucalipto					
3.3.4.02.7	Áreas ardidas de florestas de outras folhosas					
3.3.4.03.1	Áreas ardidas de florestas de pinheiro bravo					
3.3.4.03.3	Áreas ardidas de florestas de outras resinosas					

*Mesma descrição e códigos diferentes.

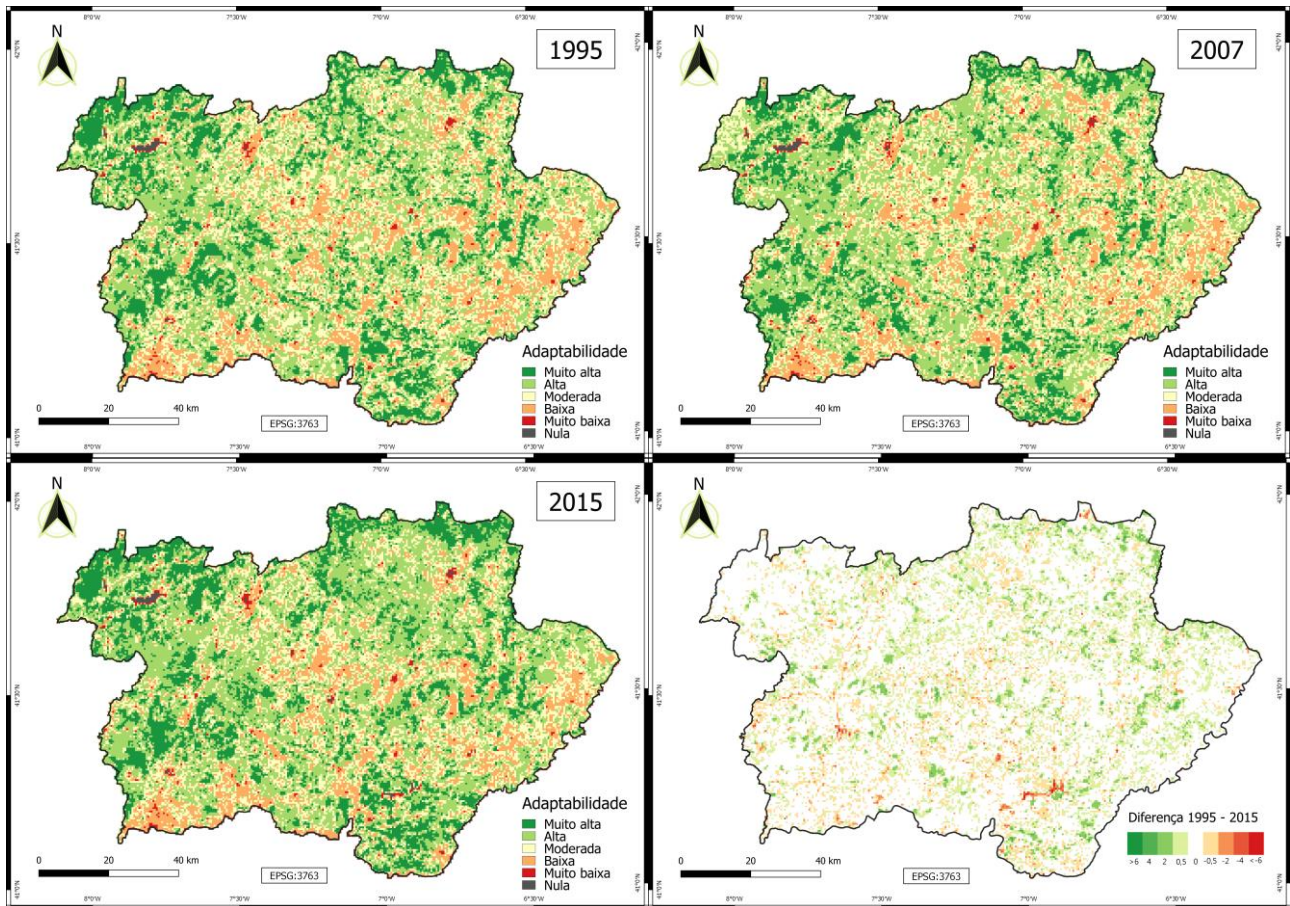
I.4. – Zonas húmidas e corpos de água

Nomenclatura da Carta de Ocupação do Solo (Megaclasse – Zonas húmidas e corpos de água)						Nomenclatura atribuída
1995		2007		2015		
4	Zonas húmidas	4.1.1.01.1	Pauis	4.0.0.00.0	Zonas húmidas	Zonas húmidas
		4.2.2.02.1	Aquicultura litoral			
5	Corpos de água	5.1.1.01.1	Cursos de água naturais	5.1.1.00.0	Cursos de água	Cursos de água
5.1.2.01.1	Lagos e lagoas interiores artificiais	5.1.2.01.1	Lagos e lagoas interiores artificiais	5.1.2.00.0	Planos de água	Planos de água
		5.1.2.01.2	Lagos e lagoas interiores naturais			
5.1.2.02.1	Reservatórios de barragens	5.1.2.02.1	Reservatórios de barragens			
5.1.2.03.1	Reservatórios de represas ou de açudes	5.1.2.03.1	Reservatórios de represas ou de açudes			
5.1.2.03.2	Charcas	5.1.2.03.2	Charcas			
5.1.2.03.3	Aquicultura interior					
		5.2.2.01.1	Desembocaduras fluviais			

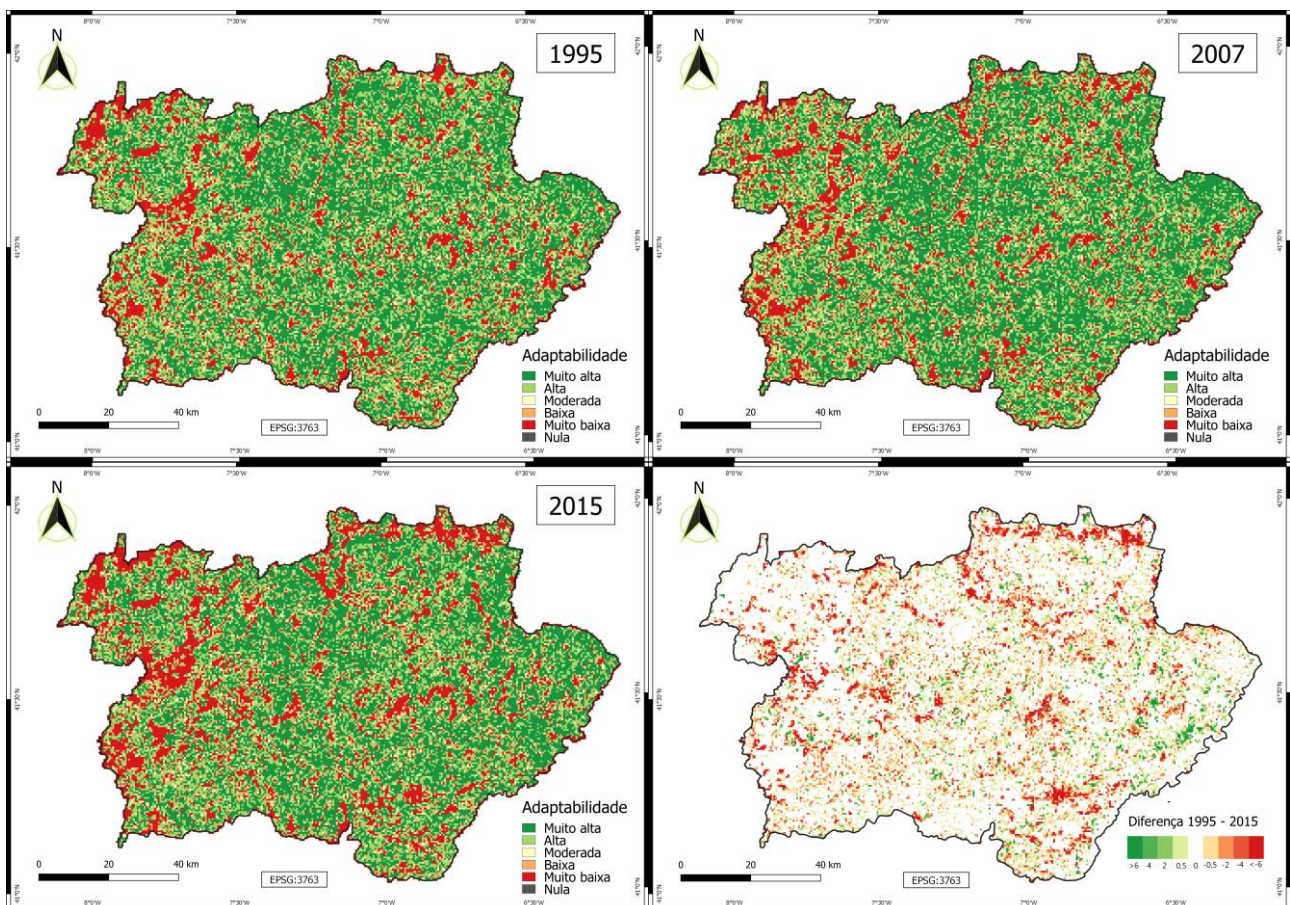
ANEXO 2

(Mapas das subvariáveis)

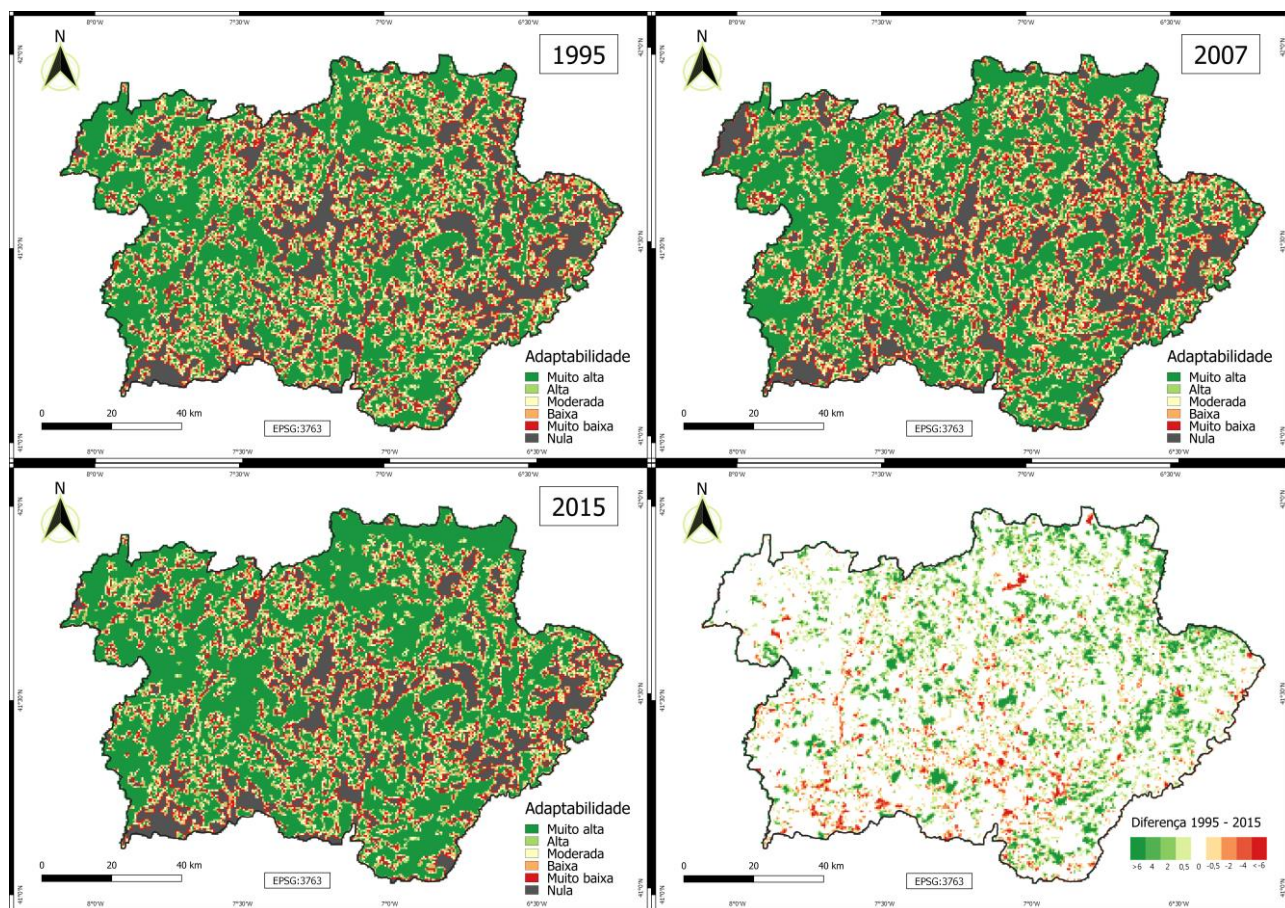
H1. Uso do solo (lobo)



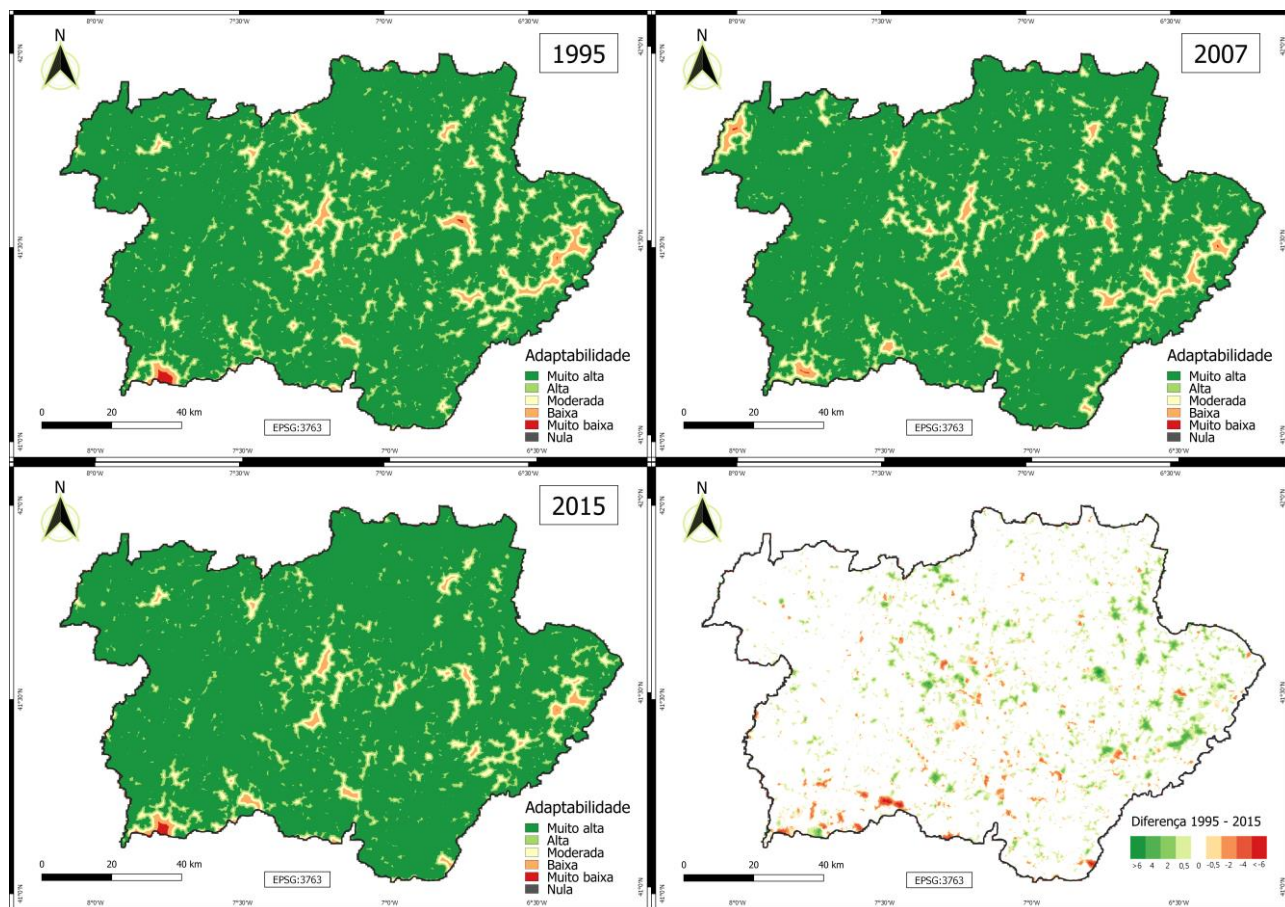
H2. Densidade de ecótono



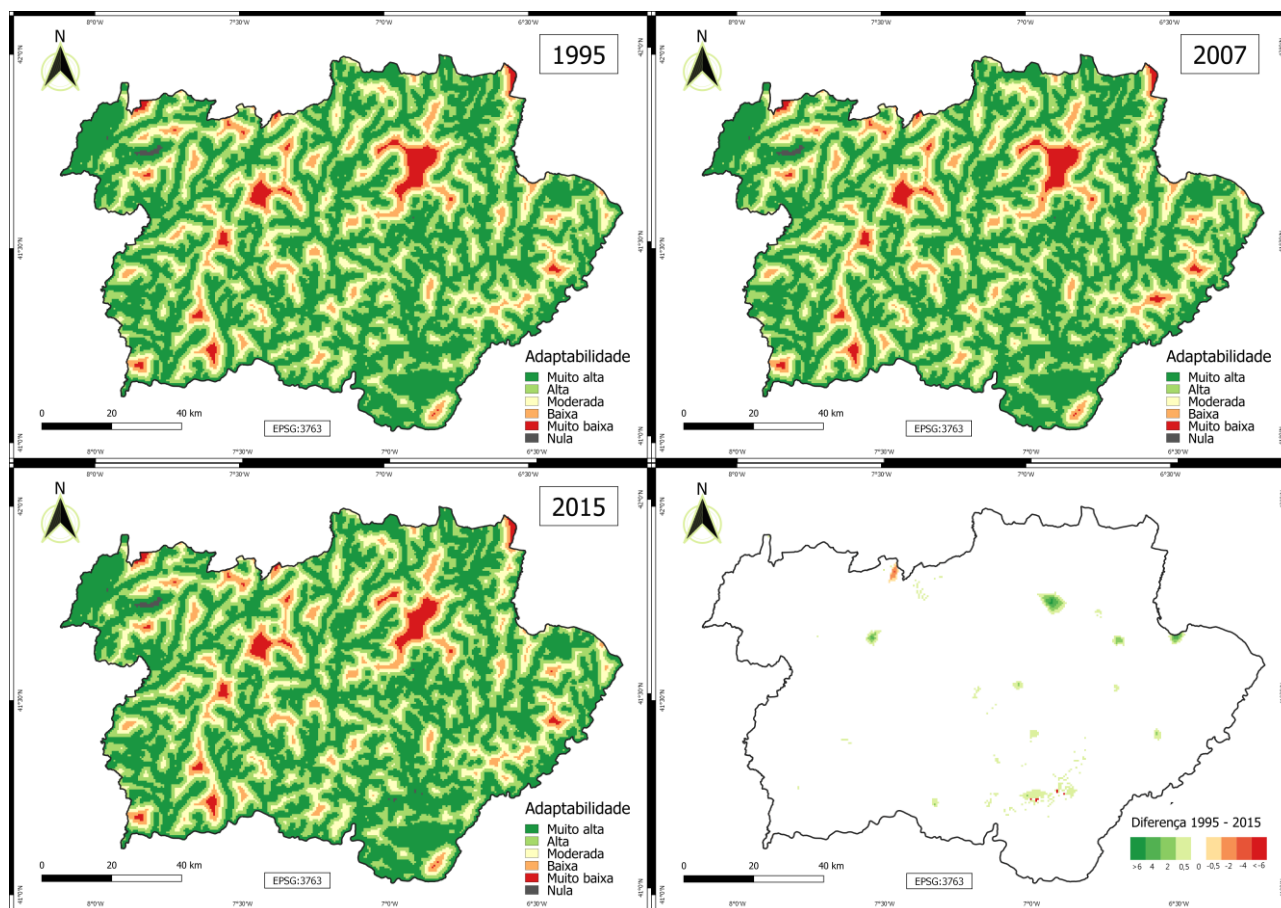
H3. Continuidade de refúgio



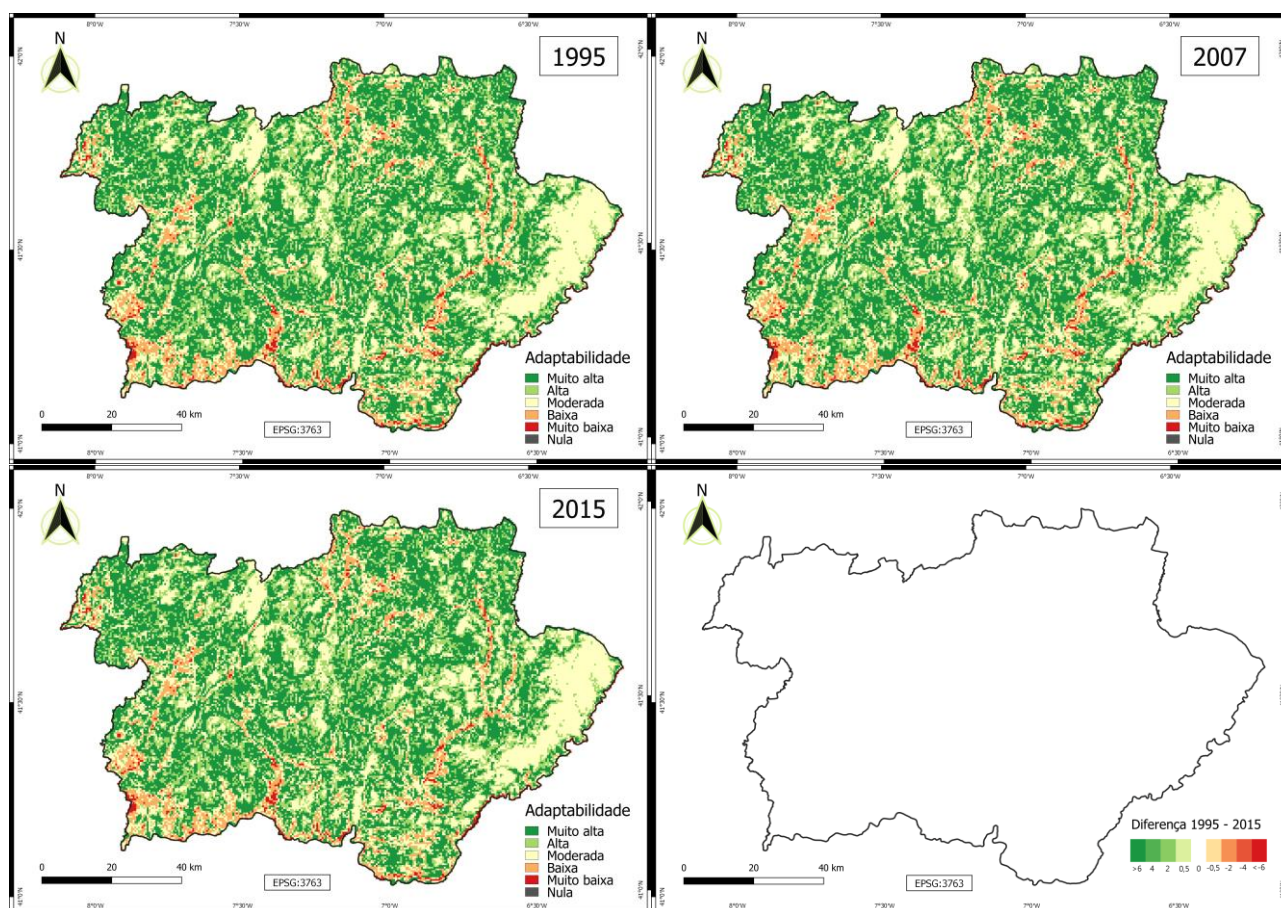
H4. Proximidade de refúgio



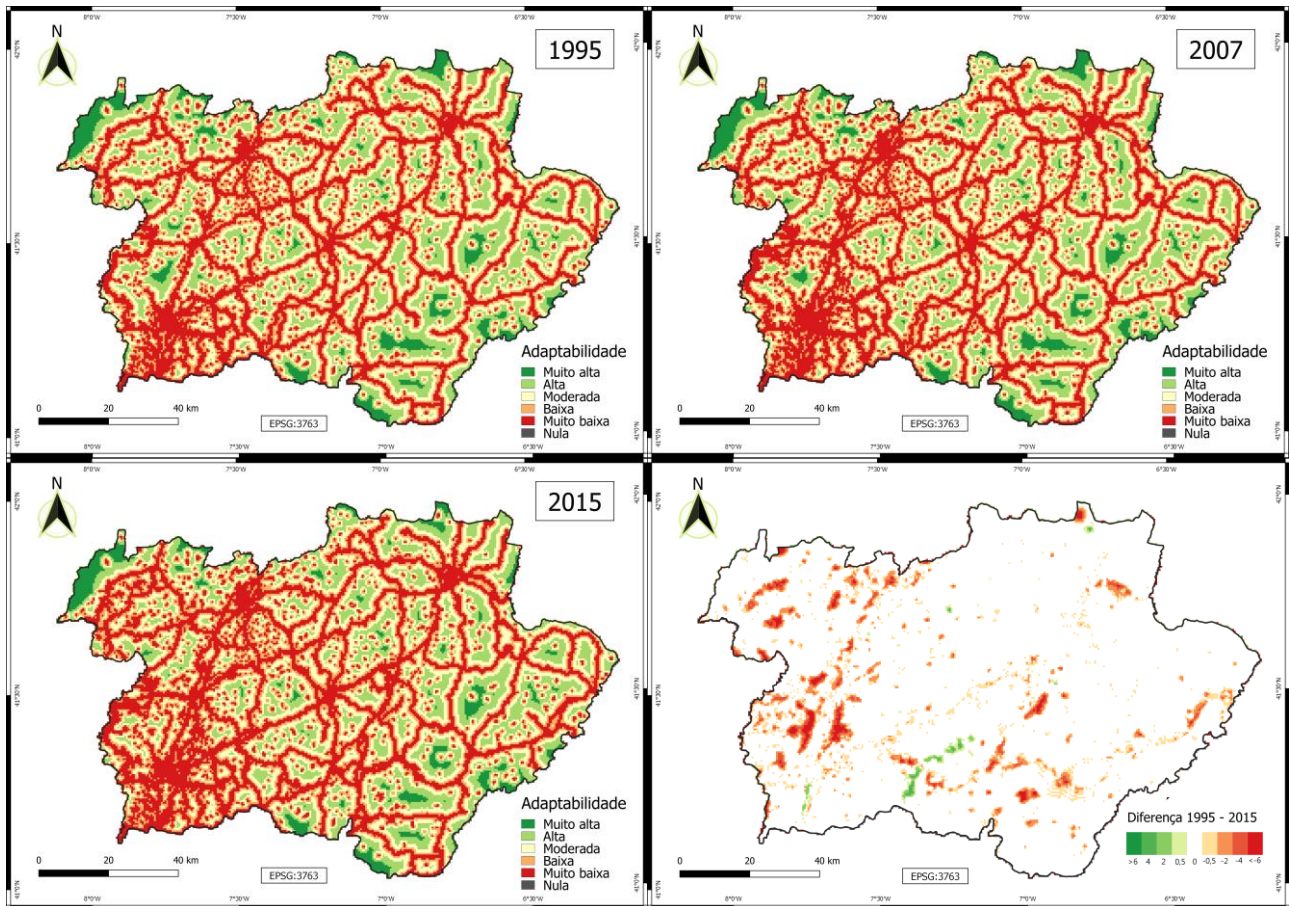
H5. Proximidade de pontos de água



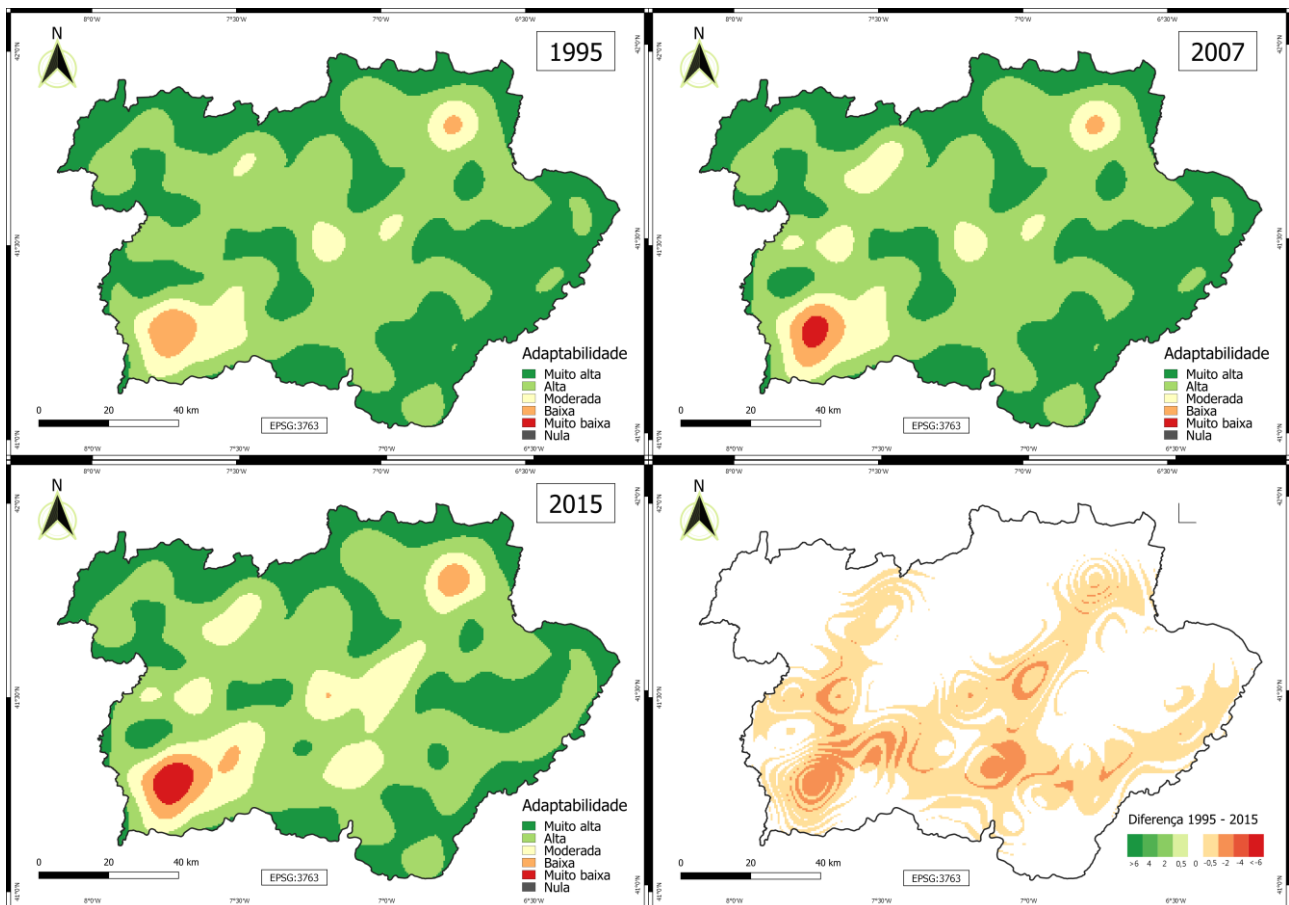
H6. Declive



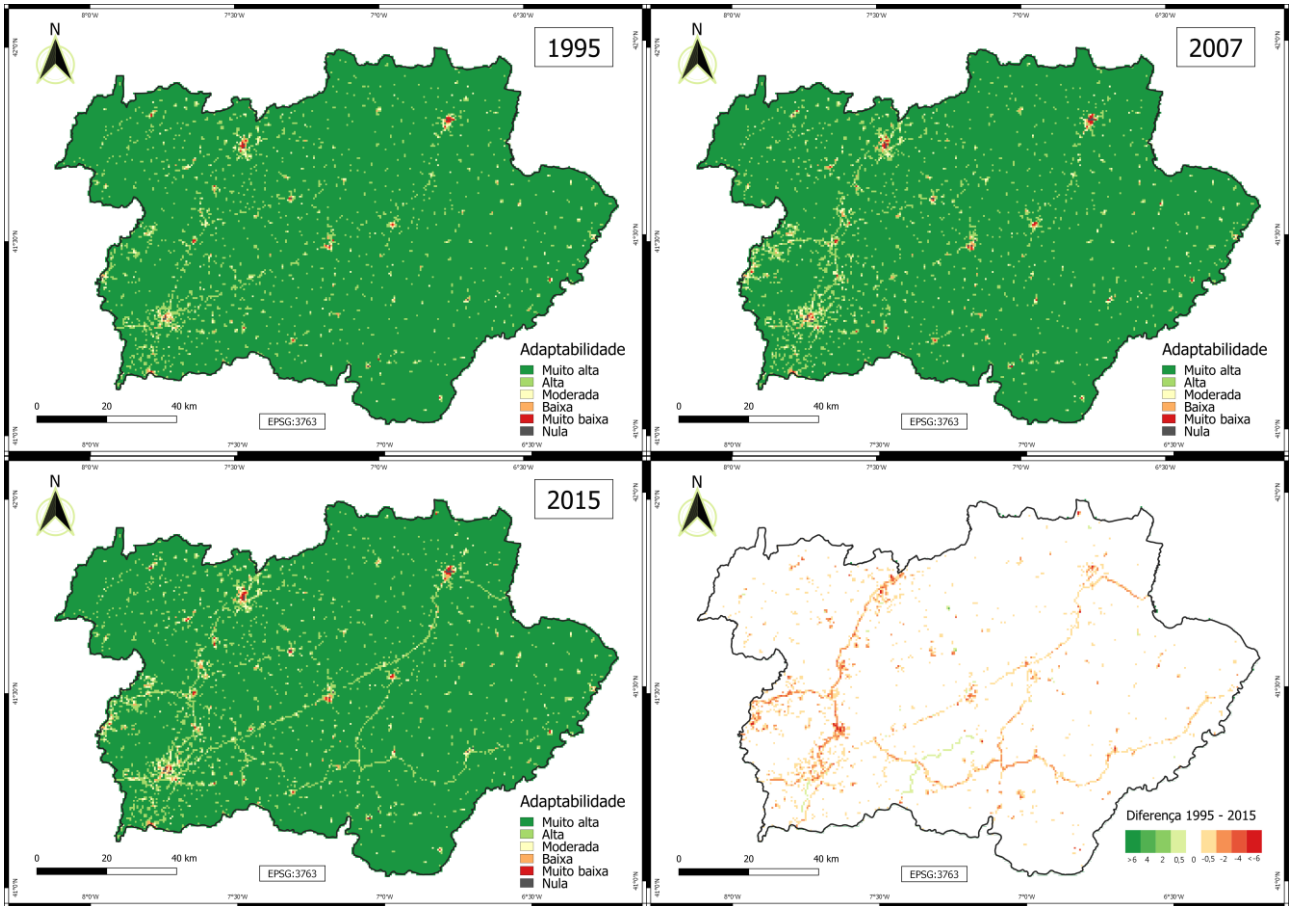
P1. Distância de infraestruturas humanas



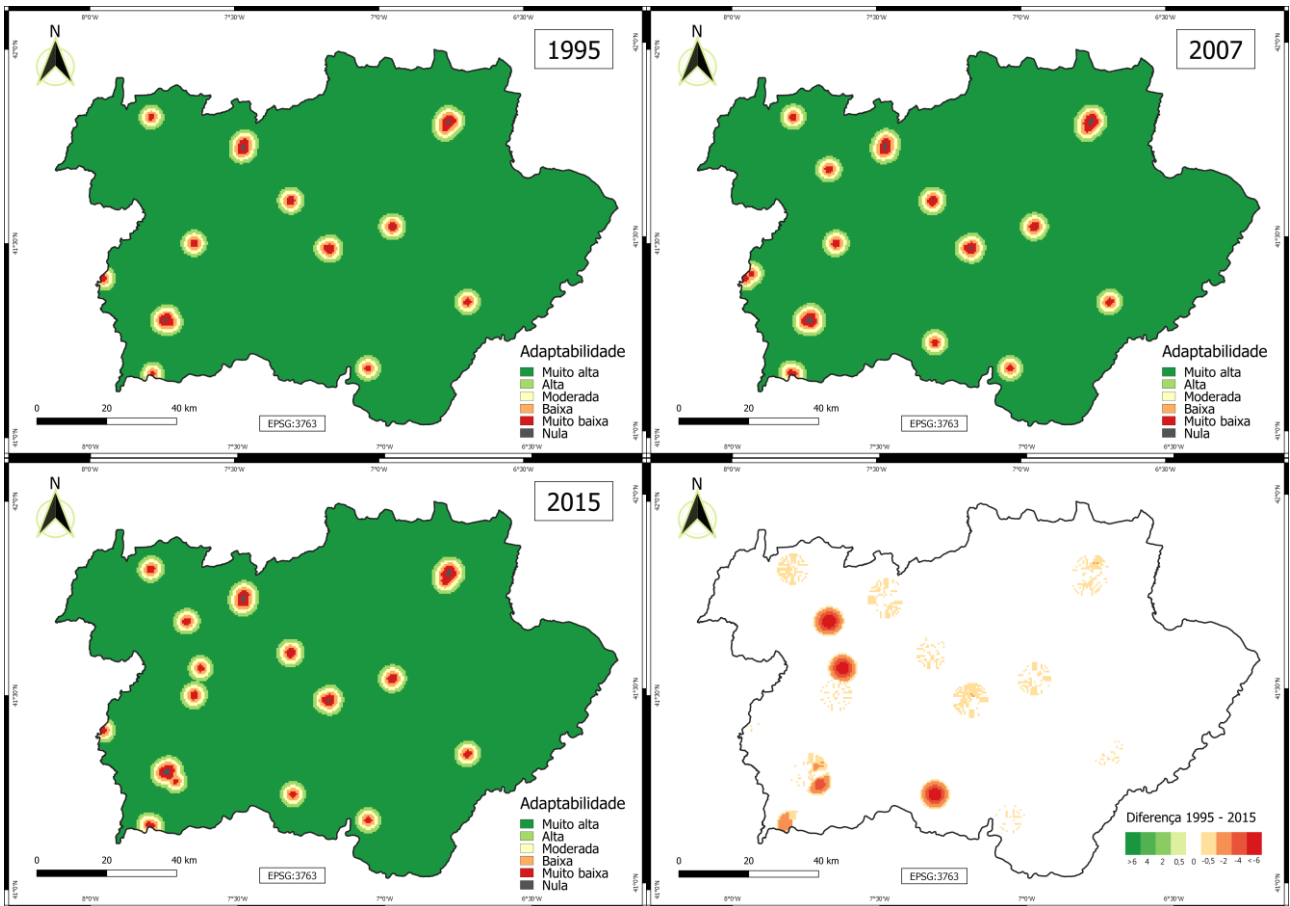
P2. Densidade rodoviária



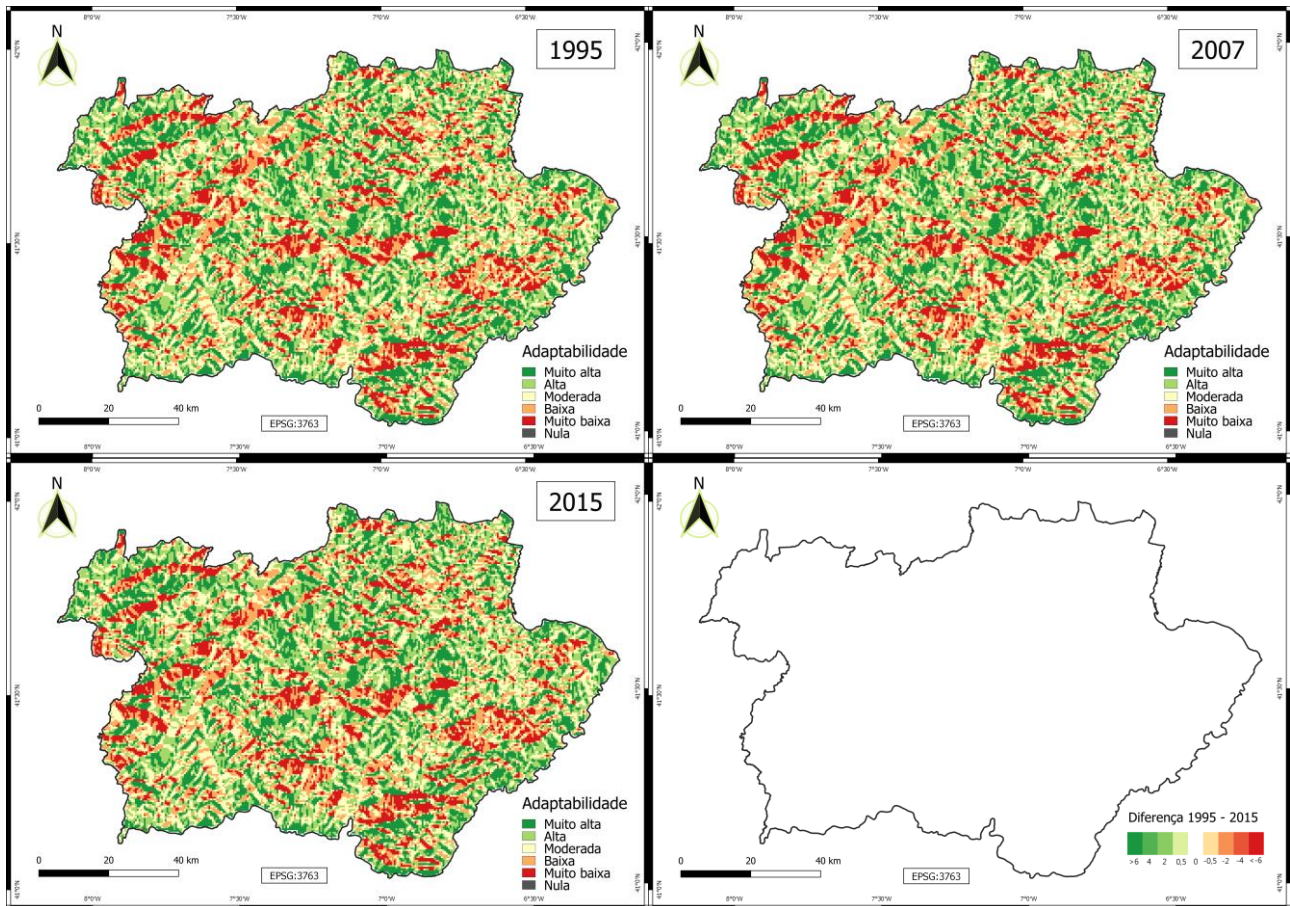
P3. Densidade urbana



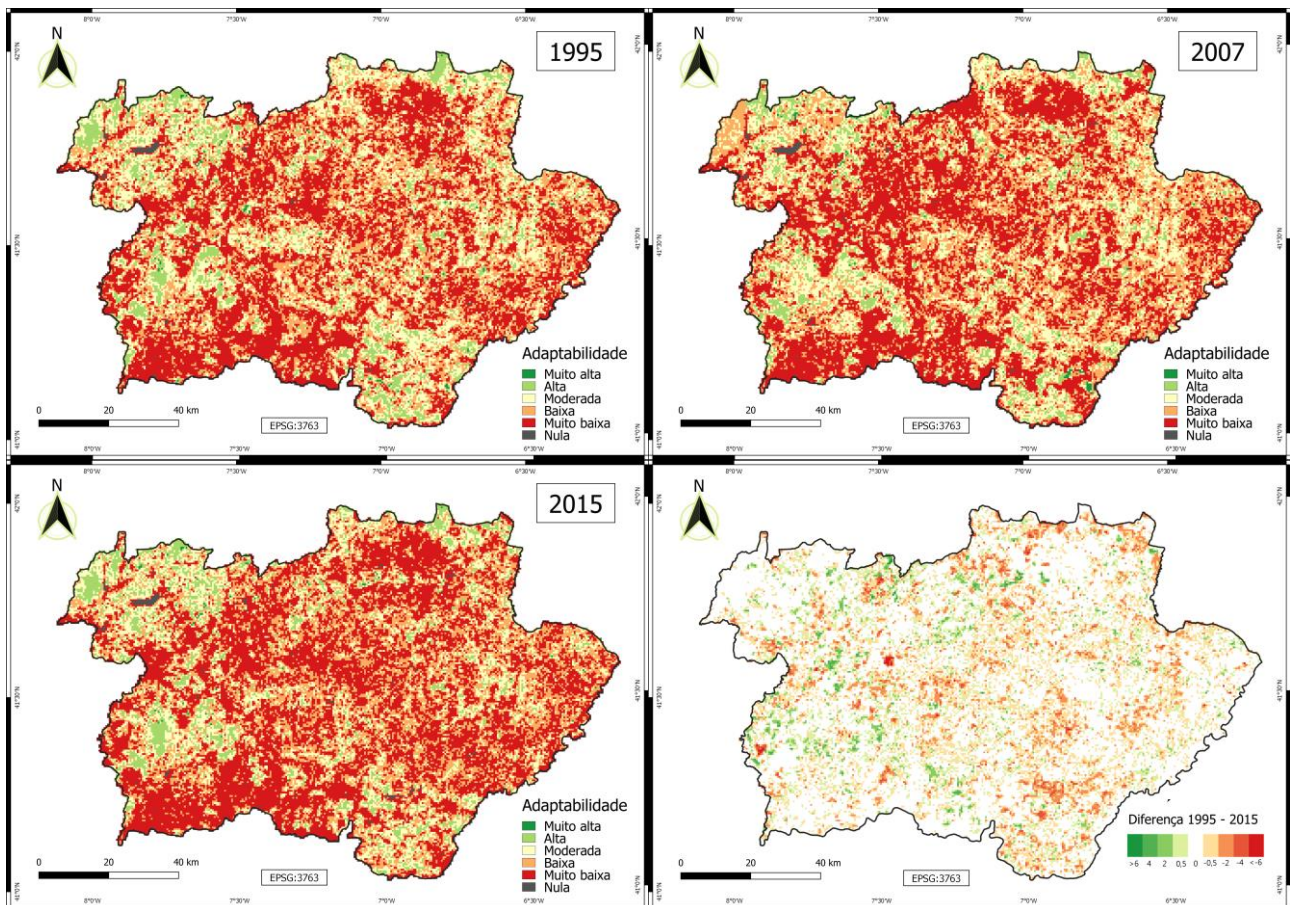
P4. Distância de centros populacionais



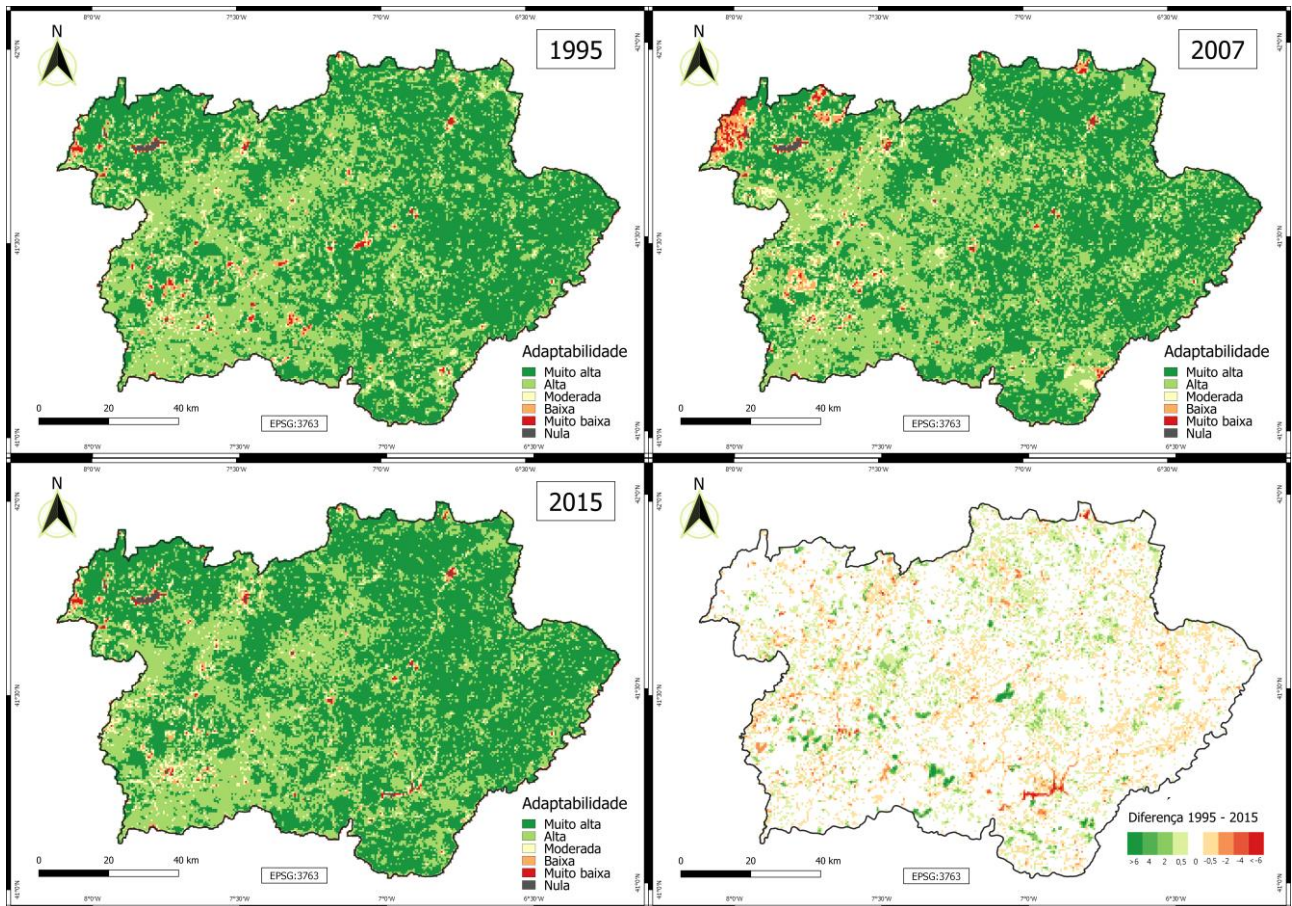
A1. Exposição encostas



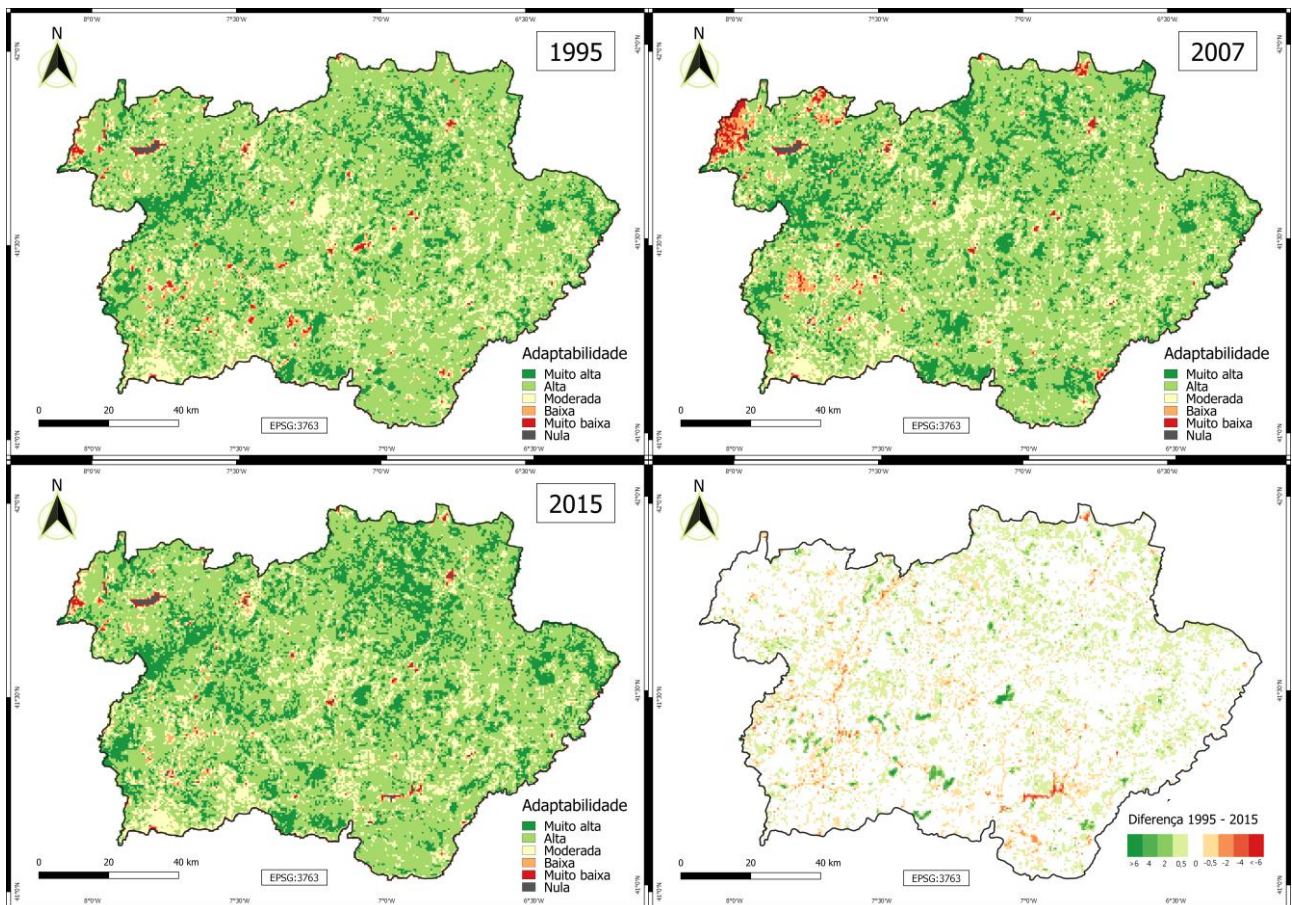
A2. Uso do solo (gado)



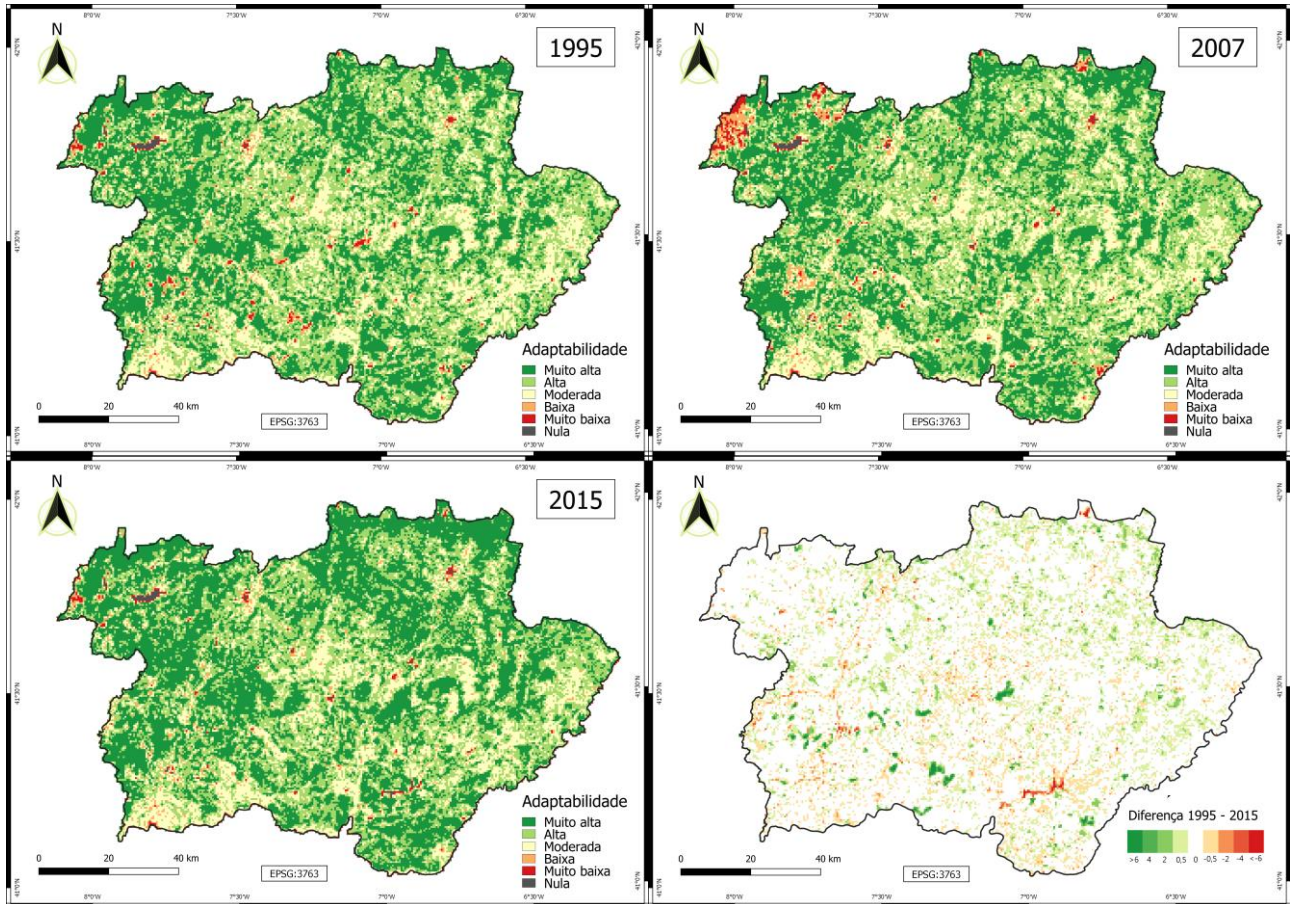
A3. Uso do solo (javali)



A4. Uso do solo (corço)



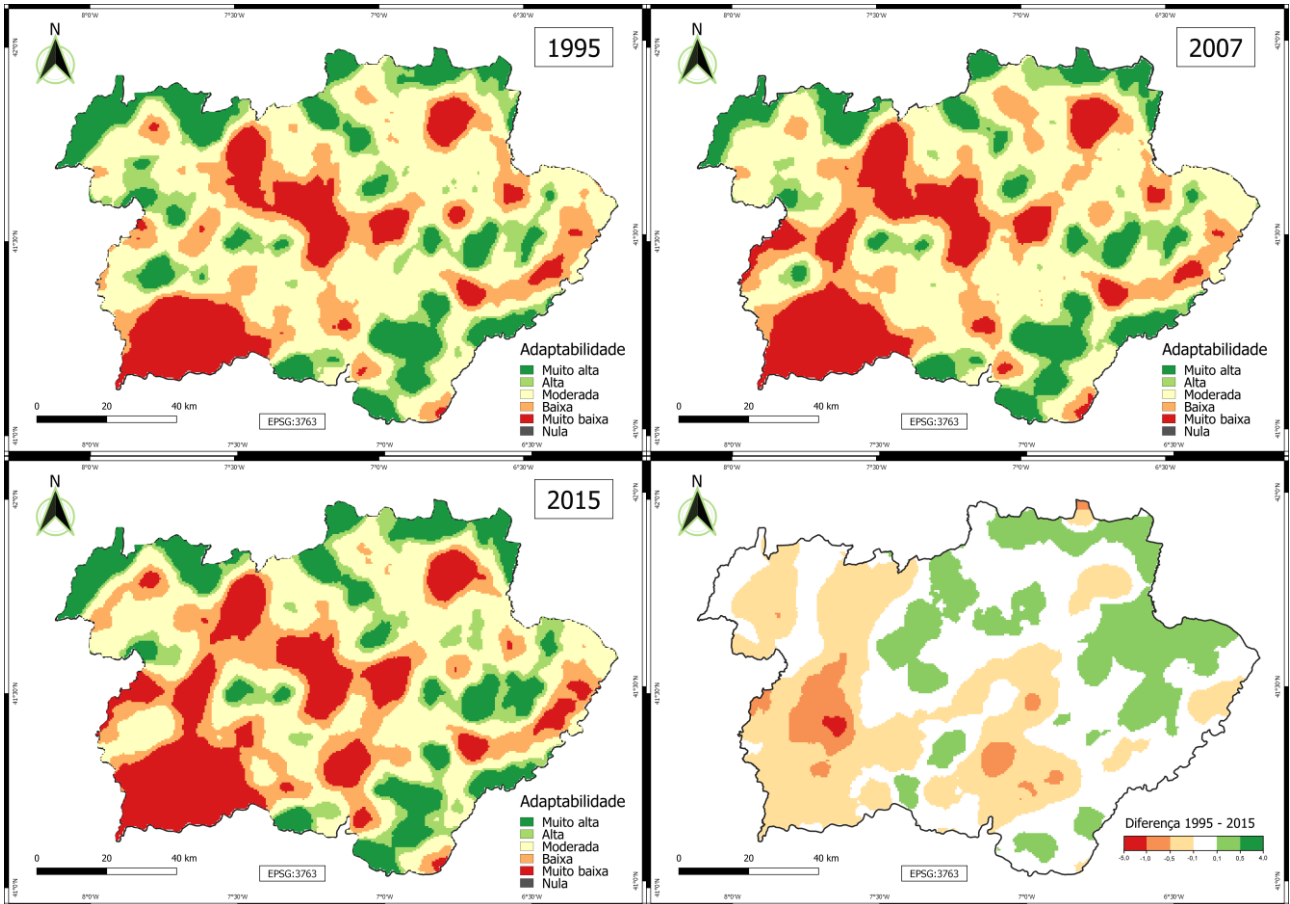
A5. Uso do solo (veado)



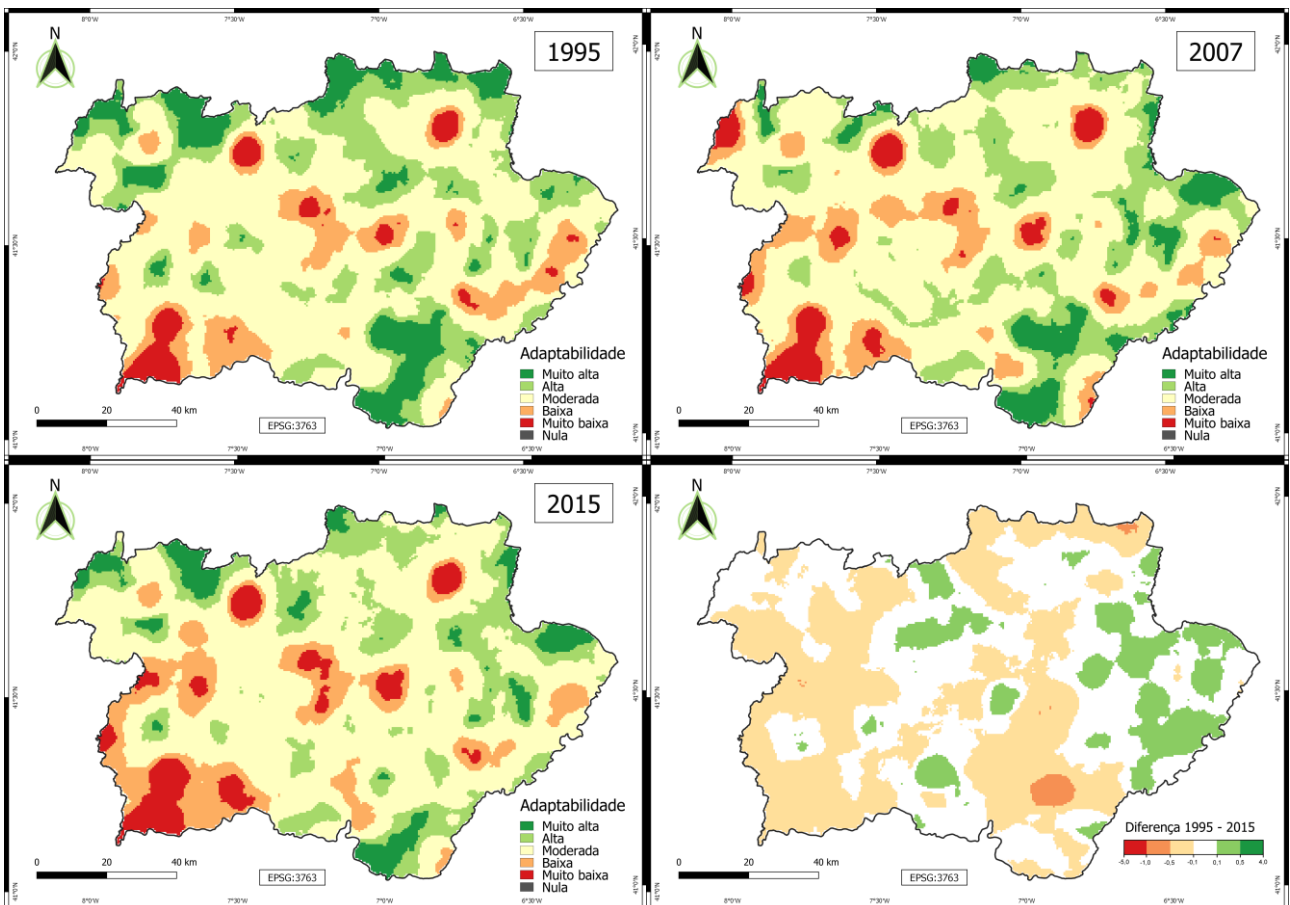
ANEXO 3

(Mapas de adaptabilidade para o lobo-ibérico e suas presas)

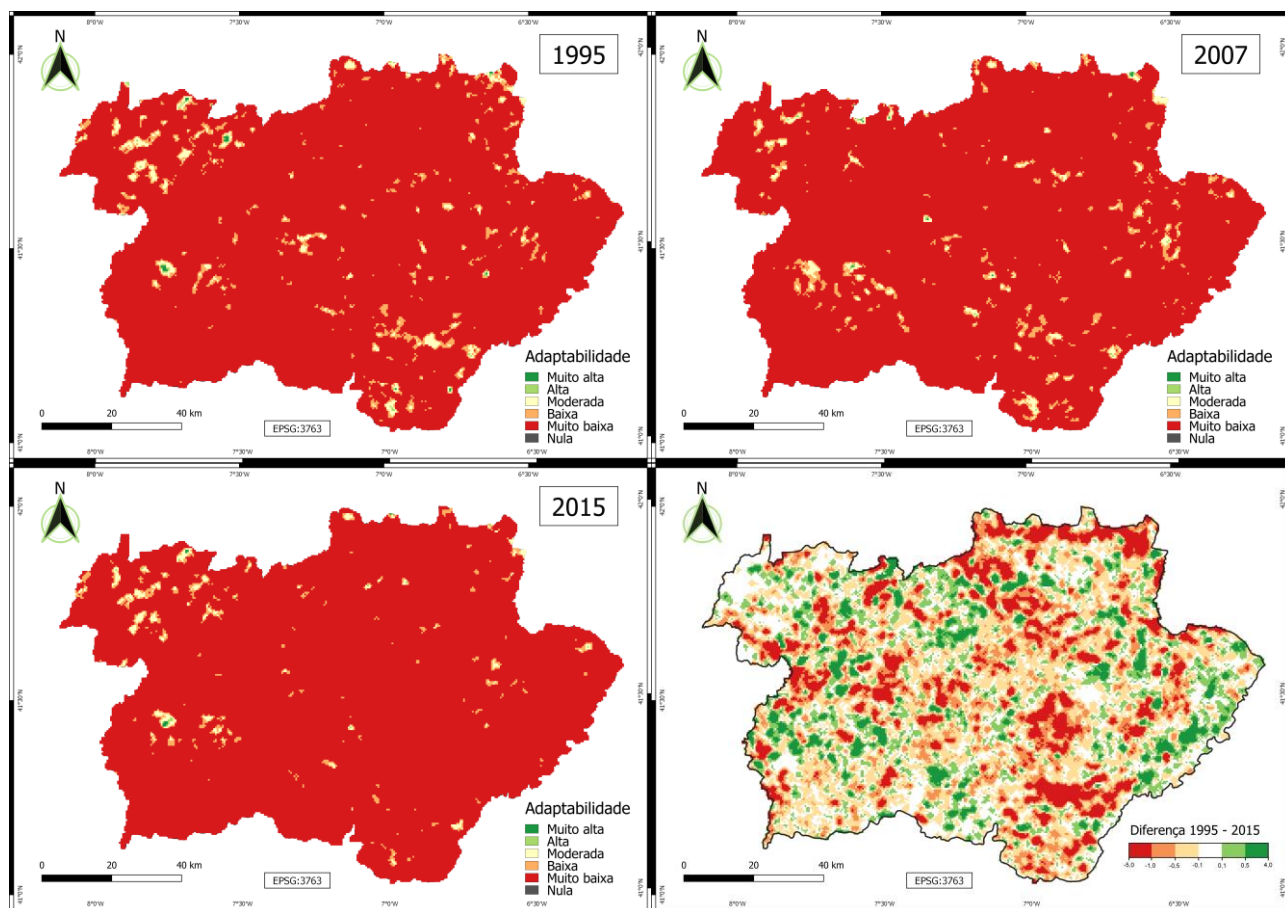
Mapa que inclui as variáveis “habitat” e “perturbação” do lobo (Mapa Lobo) – suavizado



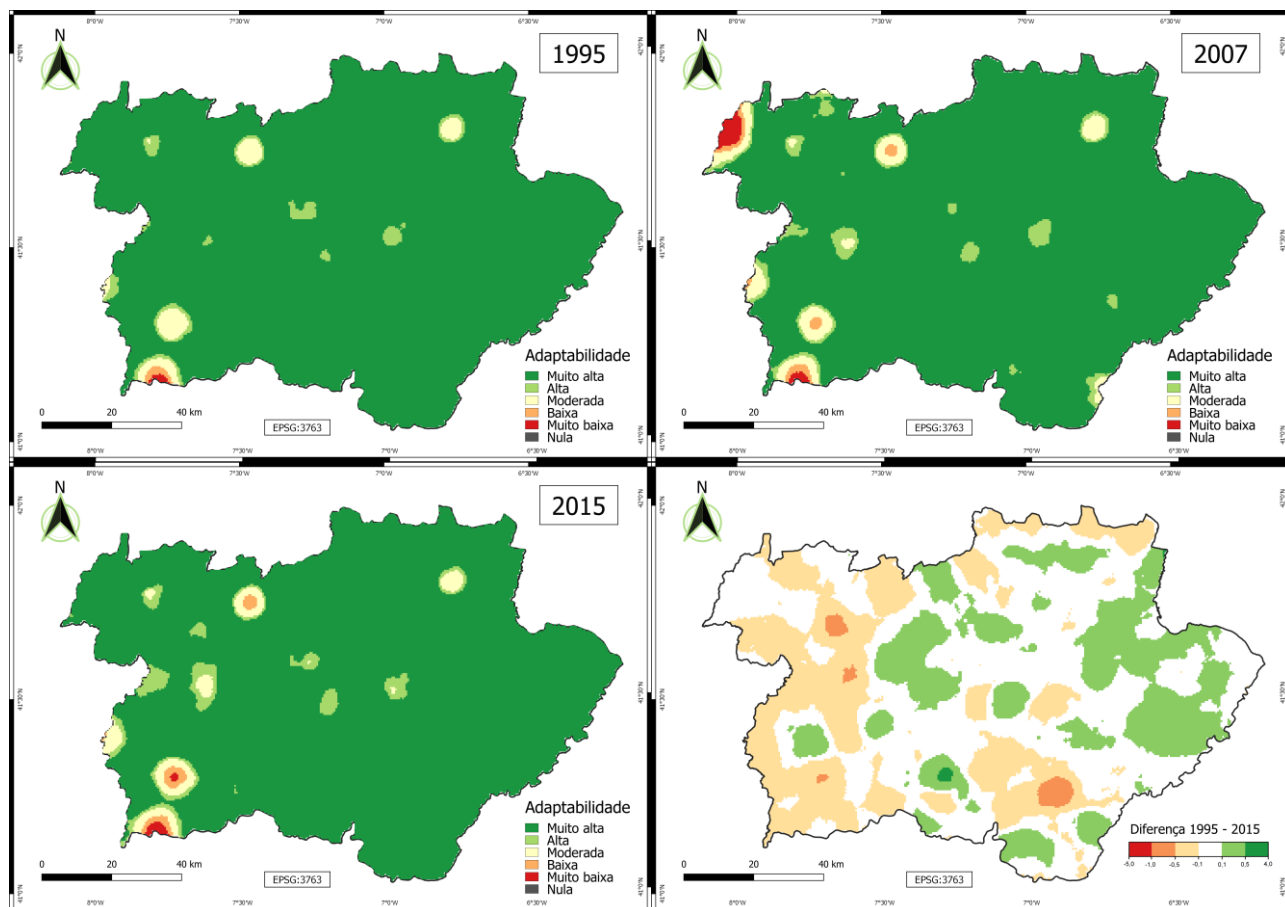
Mapa da variável “disponibilidade alimentar” – suavizado



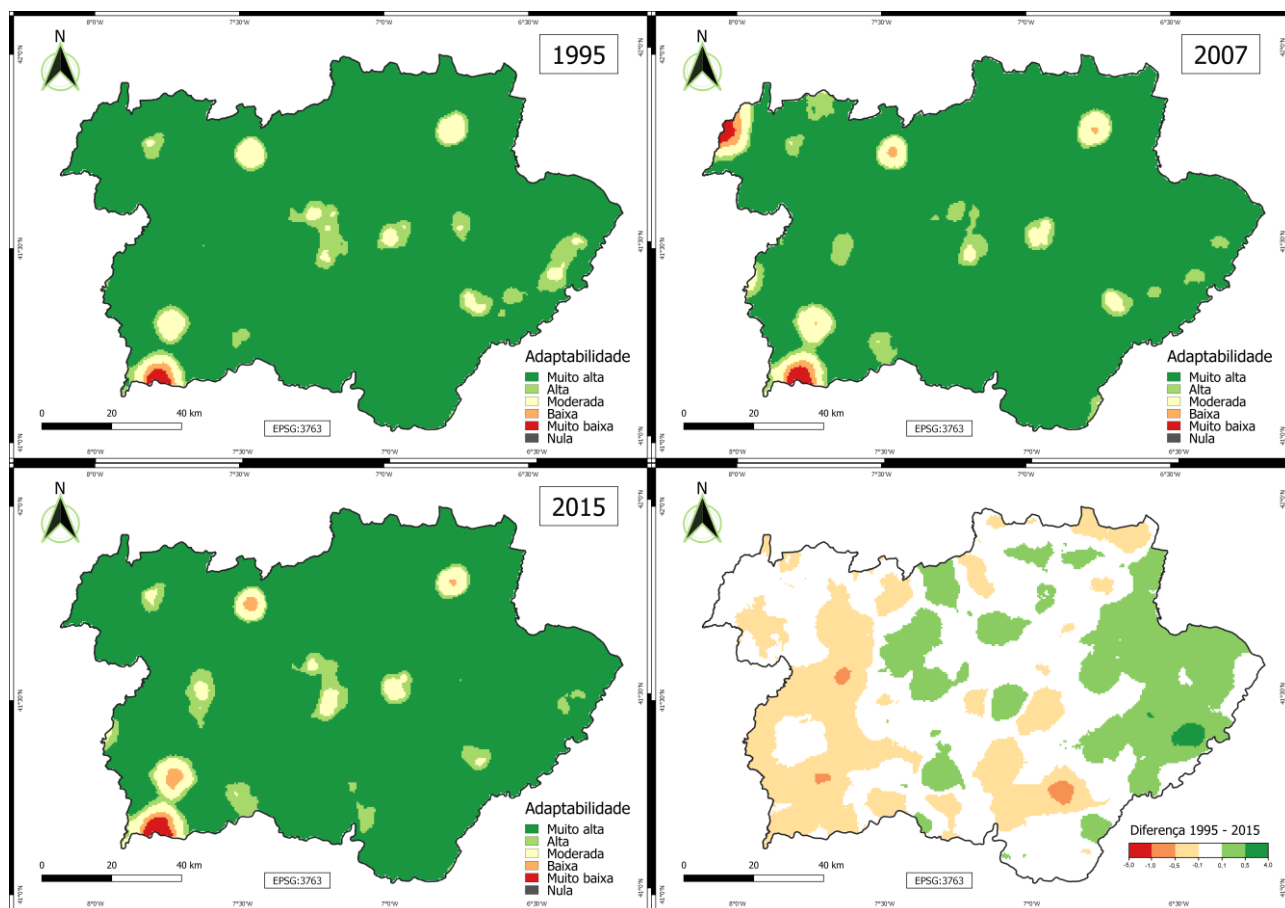
Mapa Gado – suavizado



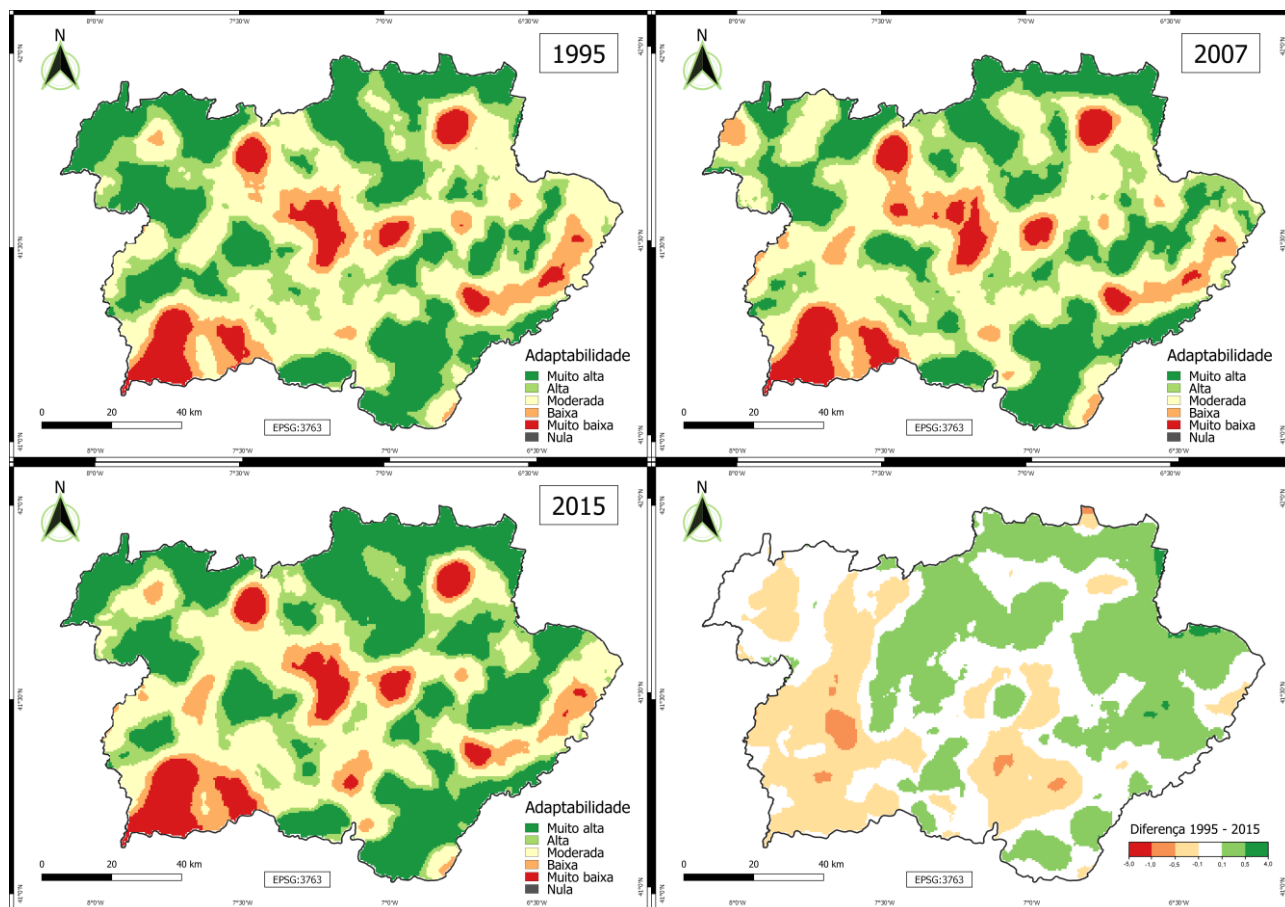
Mapa Javali – suavizado



Mapa Corço – suavizado



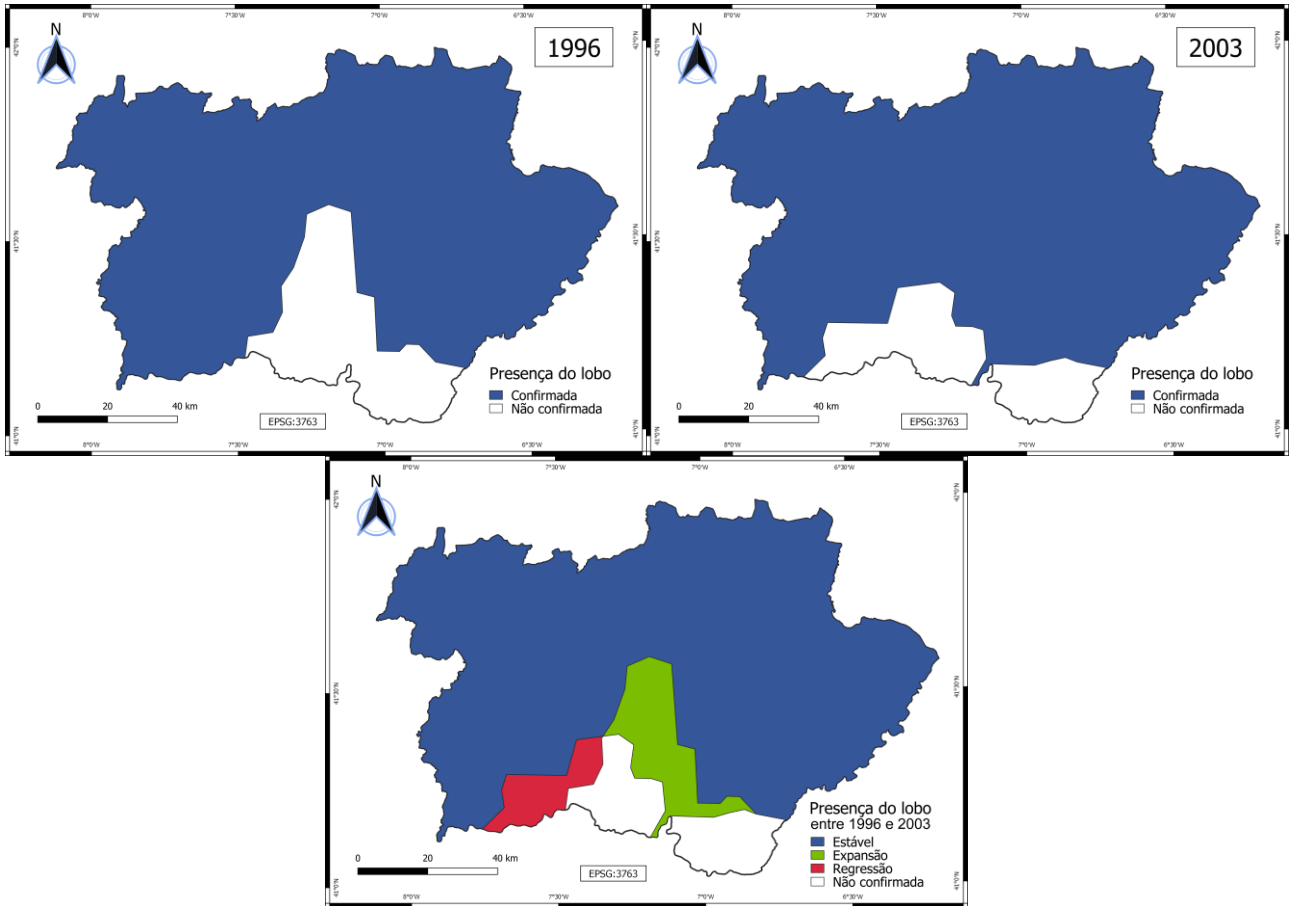
Mapa Veado – suavizado



ANEXO 4

(Mapas da distribuição do lobo-ibérico e respetivas presas silvestres)

Presença confirmada do lobo-ibérico (Censo Nacional ao Lobo 1996 e 2002/2003)



Presença confirmada das presas silvestres do lobo-ibérico (Salazar, 2009)

