

Avaliação de habitats potenciais de corço nos concelhos de Bragança, Vimioso e Mogadouro

Santiago Augusto Fernández

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para
obtenção do Grau de Mestre em Gestão de Recursos Florestais*

Orientado por

Professor Doutor José Paulo Cortez

Professor Doutor José Castro

Bragança

2023

Agradecimentos

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer, particularmente, à minha mulher e colega Tatiana Correia por todo o seu amor e carinho, e pelo apoio incondicional ao longo deste longo percurso académico. Obrigado pela tua compreensão e por aturar-me nos momentos mais difíceis.

Agradecer à minha filha Lucía, pelo carinho e apoio mostrado, sendo ela, a minha fonte de motivação para acabar este percurso.

Agradeço à minha sogra pelo compromisso e ajuda estes anos cuidando da minha filha.

Quero agradecer aos meus pais, pelo apoio emocional e económico durante estes anos.

Agradeço ao meu orientador, o Professor Doutor José Paulo Mendes Guerra Marques Cortez, pelo apoio e esforço, mesmo nos momentos mais difíceis, conseguindo avançar sempre com o objetivo final.

Agradeço também, ao meu coorientador, o Professor Doutor José Manuel Correia Santos Ferreira de Castro pela ajuda e apoio, o que permitiu avançar com esta dissertação.

A todos os meus colegas de Licenciatura e Mestrado, da Escola Superior Agrária de Bragança.

Por último, mas não menos importante, quero agradecer a uma pessoa que já não está presente, o senhor Raúl Fernandes, Presidente da Associação de Caçadores de Grijó e Vilar do Monte, pela disponibilidade inicial de fazer o estudo no cercado de Grijó, embora este trabalho tenha outra orientação devido aos imprevistos sucedidos.

A todos, o mais sincero obrigado.

À minha filha Lucía...

RESUMO

A avaliação dos habitats é um aspeto crucial da conservação da biodiversidade e da gestão da vida selvagem. O corço (*Capreolus capreolus*), uma espécie amplamente distribuída na Europa, é de interesse crescente na comunidade científica e de conservação devido à sua importância ecológica e vulnerabilidade às alterações ambientais. Neste contexto, a presente dissertação de mestrado centra-se na avaliação do habitat de corços e nos cenários futuros através de projeções de modelos climáticos nos concelhos de Bragança, Mogadouro e Vimioso através da utilização do software TerrSet. Neste trabalho, foi avaliado o habitat idóneo para os corços, através das presenças registadas e da utilização de variáveis ambientais, topográficas, de cobertura do solo e de intervenção humana.

Os resultados indicam que as variáveis mais importantes para um índice de adequabilidade do habitat (IAH) elevado são a sazonalidade da precipitação e a cobertura do solo. A avaliação do habitat mostra-nos as principais zonas de habitats para o corço e os possíveis corredores ecológicos, para uma boa gestão. Nos resultados, observamos que nos cenários futuros, devido às alterações climáticas, os habitats para o corço serão afetados, diminuindo a sua área total.

Com este estudo, procurou-se oferecer as informações básicas e essenciais para a gestão dos habitats. Existem inúmeros fatores que influenciam o sucesso das espécies, como as mudanças no uso do solo, as interações bióticas, a adaptação evolutiva, entre outros, e as relações entre esses fatores são complexas. Foram exploradas neste trabalho algumas que foram consideradas mais importantes e a ferramenta parece responder bem. Contudo, é aconselhável realizar estudos complementares.

Palavras-Chave: Avaliação do habitat; Corço; QGIS; TerrSet; Índice de adequabilidade do habitat; Alterações climáticas.

ABSTRACT

Habitat assessment is a crucial aspect of biodiversity conservation and wildlife management. Roe deer (*Capreolus capreolus*), a widely distributed species in Europe, is of increasing interest in the scientific and conservation community due to its ecological importance and vulnerability to environmental change. In this context, this master's thesis focuses on the assessment of roe deer habitat and future scenarios through climate model projections in the municipalities of Bragança, Mogadouro and Vimioso using the TerrSet software. In this work, the suitable habitat for roe deer was evaluated, through the presence recorded and the use of environmental, topographic, land cover and human intervention variables.

The results indicate that the most important variables for a high habitat suitability index (HSI) are rainfall seasonality and land cover. The habitat assessment shows us the main habitat areas for roe deer and possible ecological corridors for good management. In the results, we observe that in future scenarios, due to climate change, the habitats for roe deer will be affected, decreasing its total area.

This study was to provide basic and essential information for habitat management. There are numerous factors that influence the success of species, such as changes in land use, biotic interactions, evolutionary adaptation, among others, and the relationships between these factors are complex. Some of the most important studies were explored in this work and the tool seems to respond well. However, it is advisable to carry out further studies.

Keywords: Habitat assessment; Roe deer; QGIS; TerrSet; Habitat suitability index; Climate change.

RESUMEN

La evaluación del hábitat es un aspecto crucial de la conservación de la biodiversidad y la gestión de la fauna salvaje. El corzo (*Capreolus capreolus*), especie ampliamente distribuida en Europa, suscita un interés creciente en la comunidad científica y conservacionista debido a su importancia ecológica y vulnerabilidad al cambio ambiental. En este contexto, esta tesis de máster se centra en la evaluación del hábitat del corzo y los escenarios futuros mediante proyecciones de modelos climáticos en los municipios de Bragança, Mogadouro y Vimioso utilizando el software TerrSet. En este trabajo se evaluó el hábitat adecuado para el corzo mediante la presencia registrada de corzos y el uso de variables ambientales, topográficas, de ocupación del suelo y de intervención humana.

Los resultados indican que las variables más importantes para un alto índice de idoneidad del hábitat (HSI) son la estacionalidad de las precipitaciones y la ocupación del suelo. La evaluación del hábitat nos muestra las principales zonas de hábitat para el corzo y los posibles corredores ecológicos para una buena gestión. Los resultados muestran que, en escenarios futuros, debido al cambio climático, los hábitats para el corzo se verán afectados, reduciéndose su superficie total.

Este estudio pretende proporcionar información básica y esencial para la gestión del hábitat. Existen numerosos factores que influyen en el éxito de las especies, como los cambios en el uso del suelo, las interacciones bióticas, la adaptación evolutiva, entre otros, y las relaciones entre estos factores son complejas. En este estudio se exploraron algunos de los factores más importantes y la herramienta parece responder bien. Sin embargo, es aconsejable realizar más estudios.

Palabras clave: Evaluación del hábitat; Corzo; QGIS; TerrSet; Índice de idoneidad del hábitat; Cambio climático.

Índice

1	Introdução	12
1.1	Índice de adequabilidade do habitat	13
1.2	Corço (<i>Capreolus capreolus</i>)	14
1.3	Atividade Cinegética	17
1.4	Modelos climáticos	18
1.5	Objetivos	20
2	Área de Estudo	21
2.1	Caracterização do Concelho de Bragança	22
2.1.1	Relevo do Concelho de Bragança	22
2.1.2	Clima do Concelho Bragança	22
2.1.3	Vegetação do Concelho de Bragança.....	23
2.2	Caracterização do Concelho de Mogadouro.....	23
2.2.1	Relevo do Concelho de Mogadouro.....	24
2.2.2	Clima no Concelho de Mogadouro	24
2.2.3	Vegetação do Concelho de Mogadouro	25
2.3	Caracterização do Concelho de Vimioso.....	25
2.3.1	Relevo do Concelho de Vimioso	25
2.3.2	Clima no Concelho de Vimioso	26
2.3.3	Vegetação no Concelho de Vimioso.....	26
3	Metodologia	28
3.1	Software QGIS.....	28
3.2	Software TerrSet.....	29
3.2.1	Modulo Vertical Habitat and Biodiversity Modeler (HBM) do TerrSet	30
3.2.2	MaxEnt (Máxima Entropia)	31
3.2.3	Dificuldades no módulo HBM.....	32
3.2.4	Erros no TerrSet	32

3.3	Obtenção das variáveis.....	33
3.4	Introdução das variáveis no módulo vertical Habitat and Biodiversity Modeler (HBM)	37
3.4.1	Habitat Suitability / Species Distribution Modeling.....	37
3.4.2	Habitat Assessment	40
3.4.3	Cenários futuros	42
3.5	Land Change Modeler (LCM).....	43
4	Resultados	44
4.1	Máxima Entropia.....	44
4.1.1	Curva AUC.....	44
4.1.2	Análise Jackknife.....	45
4.1.3	Contribuição de cada variável	45
4.1.4	Área de adequabilidade do corço	48
4.2	Avaliação do habitat	49
4.3	Mudanças na avaliação do habitat no cenário futuro.....	50
5	Discussão	57
6	Conclusões e considerações finais.....	60
7	Referências Bibliográficas	61
8	Anexos	73

Índice de figuras

Figura 1: Corço fêmea e macho (fonte: Asociación Corzo Español).	14
Figura 2: Ciclo reprodutivo do corço (fonte: Katarina FLAJŠM).	16
Figura 3: Localização da área de estudo.....	21
Figura 4: Introdução de dados na interface Habitat Suitability / Species Distribution Modeling.....	39
Figura 5: Introdução de dados no painel Settings (MAXENT parameters).	40
Figura 6: Introdução de dados na interface Habitat Assessment.	42
Figura 7: Introdução de dados na interface LCM Session Parameters.	43
Figura 8: Gráfico da característica de funcionamento do recetor (ROC).....	44
Figura 9: Análise Jackknife da importância das variáveis.....	45
Figura 10: Curvas de resposta.	47
Figura 11: Mapa adequabilidade do habitat.....	48
Figura 12: Mapa da avaliação do habitat.....	49
Figura 13: Ganhos e perdas entre os anos 2018 e 2080	50
Figura 14: Mapa da avaliação do habitat; esquerda 2018 e direita 2061-2080 nos concelhos de Bragança, Vimioso e Mogadouro.	52
Figura 15: Mapa com os ganhos e perdas no habitat primário.....	53
Figura 16: Mapa com os ganhos e perdas no habitat secundário.	54
Figura 17: Mapa com os ganhos e perdas no corredor potencial primário.....	55
Figura 18: Mapa com os ganhos e perdas no Corredor Potencial Secundário.	56

Índice de anexos

Anexo 1: Mapa das presenças e altitude na área de estudo.	74
Anexo 2: Mapa da temperatura média anual na área de estudo.	75
Anexo 3: Mapa da amplitude térmica anual na área de estudo..	76
Anexo 4: Mapa da precipitação anual na área de estudo.....	77
Anexo 5: Mapa da sazonalidade da precipitação na área de estudo.....	78
Anexo 6: Mapa da Carta de Uso e Ocupação do Solo (2018) na área de estudo.	79
Anexo 7: Mapa da altitude na área de estudo.	80
Anexo 8: Mapa do declive na área de estudo.	81
Anexo 9: Mapa da distância aos rios na área de estudo.	82
Anexo 10: Mapa da distância às áreas urbanas na área de estudo.....	83

Lista de Siglas e Acrónimos

AUC - Area Under the Curve

CAOP - Carta Administrativa Oficial de Portugal

COS - Carta de Uso e Ocupação do Solo

CSV - Comma Separated Values

DEM - Digital Elevation Model

EPSG - Geodetic Parameter Dataset

ESRI - Environmental Systems Research Institute

ETRS89 - European Terrestrial Reference System 1989

GBIF - Global Biodiversity Information Facility

GDAL - Geospatial Data Abstraction Library

GIS - Geographical Information System

GPS - Global Positioning System

GRASS - Geographic Resources Analysis Support System

GWR - Geographically Weighted Regression

HBM - Habitat and Biodiversity Modeler

IAH - Índice de Adequabilidade do Habitat

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change

IUCN - International Union for Conservation of Nature's

LC - Least Concern

LCM - Land Change Modeler

MaxEnt - Maximum Entropy

NUT - Nomenclatura de Unidade Territorial

NUTS - Nomenclatura das Unidades Territoriais para Fins Estatísticos

OSGeo - Open Source Geospatial Foundation

PNM - Parque Natural de Montesinho

QGIS - Quantum GIS

SAGA - System for Automated Geoscientific Analyses

SIG - Sistemas de Informação Geográfica

TIFF - Tagged Image Format File

WGS 84 - World Geodetic System 1984

1 Introdução

O conceito de gestão sustentável dos recursos é inerente à maioria dos planos de gestão florestal europeus, o que obriga também os gestores florestais a avaliar os efeitos a longo prazo das decisões de gestão tomadas e selecionar as que permitem atingir os objetivos definidos para a gestão dos recursos. Um aspeto que muitas vezes não é totalmente reconhecido é o efeito espacial e temporal das práticas florestais na atratividade do habitat e na distribuição da caça de ungulados ao longo do tempo (Gill et al., 1996, Reimoser e Gossow, 1996). Por conseguinte, é importante demonstrar os efeitos futuros das práticas para os silvicultores e gestores da vida selvagem (Bugmann e Weisberg, 2003).

Uma abordagem comum para a avaliação de habitats da vida selvagem é a utilização de modelos de adequação do habitat, estes são uma ferramenta amplamente reconhecida para representar o conhecimento ecológico da vida selvagem e para facilitar as decisões de gestão florestal (Marzluff et al., 2002, Larson et al., 2004, Bugmann, 2005). Os modelos de adequação do habitat baseiam-se em muitos fatores, incluindo o estrato superior da floresta e a vegetação do sub-bosque (Reimoser e Zandl, 1993, Partl, 2001).

É também bem conhecido que as práticas silvícolas podem afetar direta e indiretamente a suscetibilidade das florestas aos danos causados pela fauna selvagem (nomeadamente ungulados) devido ao pastoreio, ao corte de árvores e ao descortiçamento (Ammer, 1996, Reimoser e Gossow, 1996, Motta, 1996, Reimoser, 2001, Partl et al., 2002), e assim, por sua vez, podem alterar indiretamente a estrutura da floresta e a composição das espécies. Embora esta relação bidirecional entre os ungulados e a gestão florestal seja reconhecida, existe ainda pouca investigação sobre estas interações complexas (Reimoser, 1986, Reimoser e Gossow, 1996).

A dificuldade em modelar o habitat da vida selvagem reside na avaliação espacial e temporal da qualidade do habitat (Radeloff et al., 1999, Li et al., 2000). Os aspetos espaciais da avaliação do habitat foram grandemente ajudados pelo desenvolvimento dos sistemas de informação geográfica (SIG). Nos últimos anos, foram desenvolvidas várias aplicações SIG que modelam a estrutura espacial do habitat da vida selvagem (Garcia e Armbruster, 1997, Özesmi e Mitsch, 1997, Kliskey et al., 1999, Ortigosa et al., 2000, Debeljak et al., 2001, Store e Kangas, 2001). No entanto, estes estudos centram-se na quantidade ou qualidade atual do habitat. O aspeto temporal é muito mais difícil de

integrar, particularmente devido a problemas na previsão do desenvolvimento da vegetação do sub-bosque. Estas alterações no crescimento da vegetação são essenciais para estimar a qualidade futura do habitat e a alteração da predisposição da floresta para o impacto do pastoreio de ungulados ao longo do tempo.

O habitat é definido como os recursos disponíveis numa área ocupada por um determinado organismo, relacionando a presença do organismo com as características estruturais e biológicas da sua envolvente, não só através do coberto vegetal, mas também da soma dos recursos necessários à sobrevivência do indivíduo (Hall et al., 1997). Assim, a utilização do habitat é considerada como os recursos utilizados por um animal num determinado habitat (Hall et al., 1997), que podem ser influenciado pela estação do ano (Baber e Coblenz, 1986; Honda, 2009), características topográficas da paisagem, necessidades fisiológicas (Baber e Coblenz, 1986) ou presença humana (Marie et al., 2018) e pode variar tanto a nível espacial (Burger e Gochfeld, 1998; Lone et al., 2015; Kays et al., 2017) e escalas temporais (Oberosler et al., 2017; Gaynor et al, 2018).

1.1 Índice de adequabilidade do habitat

A análise das relações entre as espécies e o ambiente tem sido um tema fundamental na ecologia. A quantificação destas relações representa o eixo da modelação da adequação do habitat (Guisan & Zimmermann, 2001).

O Índice de adequabilidade do habitat relaciona estatisticamente registos georreferenciados de presença/ausência de espécies com um conjunto de variáveis ambientais ou explicativas com o objetivo de obter e extrapolar para toda a área de estudo os valores de probabilidade de ocorrência das espécies estudadas e depois projetá-los no espaço geográfico (Mateo et al., 2011; Domisch et al., 2015; Guisan et al, 2017). Por conseguinte, o índice de adequabilidade do habitat é uma ferramenta poderosa em ecologia aplicada, biogeografia, biologia da conservação, gestão da vida selvagem e na gestão de riscos dos ecossistemas terrestres e aquáticos, porque é capaz de identificar as variáveis que determinam a distribuição das espécies e, do mesmo modo prever a resposta provável do ecossistema às alterações climáticas com base num conjunto de fatores de previsão ambiental (Gies, 2015; Guisan et al., 2017). A adequabilidade do habitat designa a capacidade que uma área tem para satisfazer os requisitos da vida (abrigo, reprodução, alimento) (Schamberger et al., 1986).

Os corços preferem alimentar-se perto de áreas que lhe forneçam abrigo/proteção e, são frequentemente encontrados em zonas de orla e plantações florestais. Por isso, a presença de estruturas espaciais (florestas, zonas de orla) determina a adequabilidade do habitat (Radeloff et al., 1999).

1.2 Corço (*Capreolus capreolus*)

O corço europeu (*Capreolus capreolus*) (Figura 1) é um Cervídeo presente em várias regiões da Europa, incluindo a Península Ibérica. É conhecido por ser o mais pequeno e mais esquivo de todos os cervídeos ibéricos. As suas origens remontam há 12 milhões de anos. No entanto, como o conhecemos existe há cerca de 3 milhões de anos (Cabanau et al., 2003).



Figura 1: Corço fêmea e macho (fonte: Asociación Corzo Español).

Durante os séculos XIX e XX, a população de corços sofreu um declínio significativo devido a vários fatores, como a caça excessiva e a perda de habitat (Goeritz et al., 2010). No entanto, nas últimas décadas, foram observadas melhorias na conservação da espécie.

A diminuição da pressão de caça e o número de grandes carnívoros, o processo de reflorestação de áreas e o abandono de zonas rurais contribuíram para a recuperação gradual da população de corços na Europa (Cederlund et al., 1998; Mateos-Quesada et al., 2004). O aumento destes ungulados deveu-se também a programas de reintrodução e ao aumento do rigor na legislação cinegética e nas políticas de gestão (Torres et al. 2015).

Em Portugal, a distribuição do corço é altamente fragmentada, principalmente devido a razões antropogénicas (ICNF, 2021). Ao longo do século, diversos estudos foram conduzidos sobre o corço em Portugal, impulsionados pela sua excelência como bioindicador e sua relevância socioeconómica (Pereira et al., 2018).

Atualmente o corço não é considerado uma espécie ameaçada, estando catalogada como “LC” (least concern) pela IUCN (IUCN, 2016).

O corço é um animal de hábitos florestais no contexto peninsular, silencioso e solitário, de pequeno tamanho e com um ritmo de atividade constante, pelo que pode ser localizado no desenvolvimento dos mesmos a qualquer hora do dia (Vicent et al., 1979; Perco e Perco, 1979). O seu pequeno tamanho torna-o inconfundível relativamente a outros ungulados ibéricos (Sáenz de Buruaga et al., 1991).

O corço é um veado relativamente pequeno, com um comprimento de corpo de 95-135 cm, uma altura de ombro de 65-75 cm e um peso de 15-35 kg. Tem hastes bastante curtas e um corpo avermelhado com uma cara cinzenta. A sua pele é vermelho-dourada no verão, escurecendo para castanho ou mesmo preto no inverno, com a parte inferior mais clara e uma mancha branca na garupa; a cauda é muito curta 2-3 cm e é pouco visível. Apenas os machos têm hastes. O primeiro e o segundo conjunto de hastes são ramificados e são curtos 5-12 cm, enquanto os machos mais velhos em boas condições desenvolvem hastes de até 20-25 cm de comprimento com duas ou três, raramente até quatro pontas. Quando as hastes do macho começam a crescer de novo, são cobertos por uma fina camada de pelo aveludado que desaparece mais tarde, após a perda da irrigação sanguínea do pelo. Os machos podem acelerar o processo esfregando as suas hastes nas árvores, de modo que as hastes fiquem duras e rígidas para os duelos durante a época de acasalamento (Wilson e Reeder 2005).

Como muitas espécies de mamíferos que vivem em climas temperados, o corço é um animal sazonal. No entanto, esta espécie é única entre os Artiodactyla devido a várias características. Relativamente à reprodução, difere de outros cervídeos da zona temperada do norte, uma vez que a época de acasalamento (o cio) nos corços ocorre já no meio do verão. Em quase todos os outros cervídeos boreais, a época de acasalamento ocorre no outono, ou seja, em outubro e novembro (Andersen et al., 1998a). A fêmea de corço também apresenta diapausa embrionária um atraso na implantação (Short e Hay, 1966; Mead, 1993; Renfe e Shaw, 2000). Como consequência, o período de gestação dura cerca de 10 meses, começando com o cio no final de julho ou início de agosto e termina com a ninhada no período de abril-junho (Short e Hay, 1966) (Figura 2).

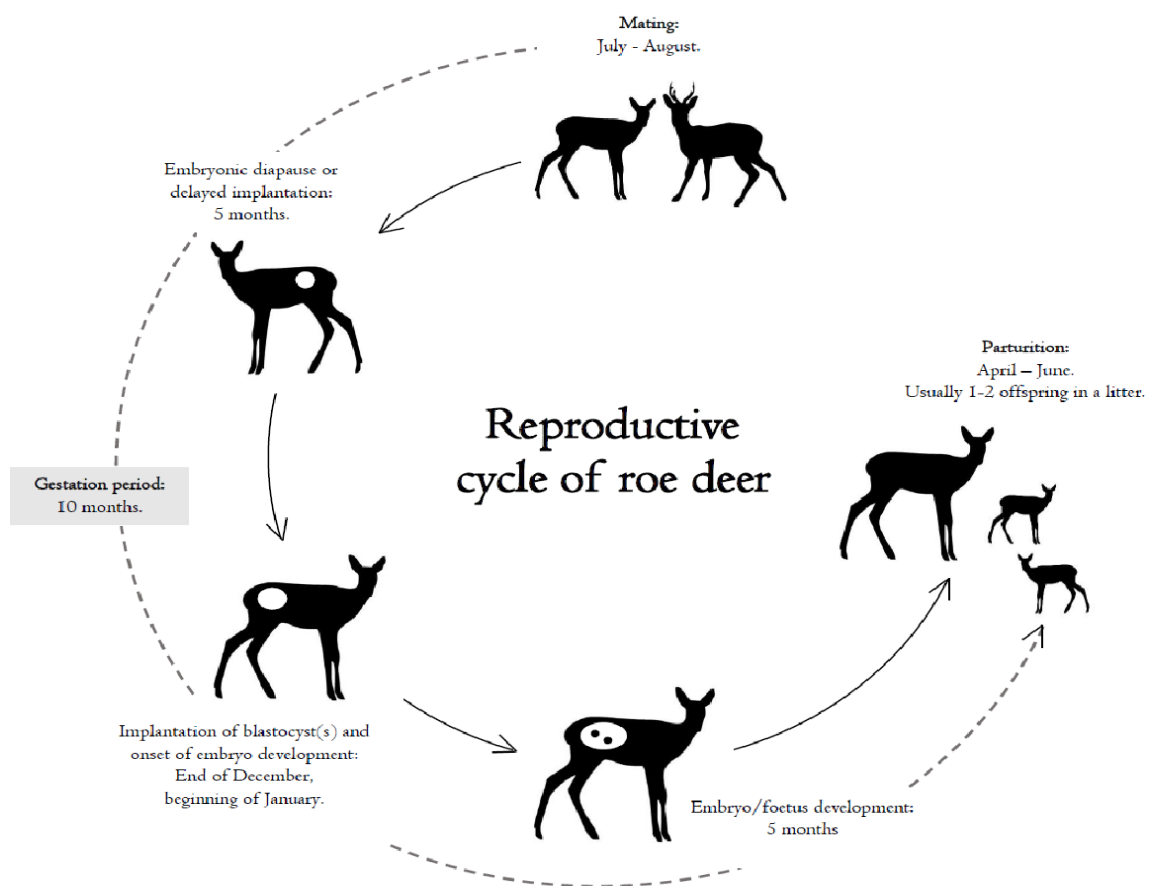


Figura 2: Ciclo reprodutivo do corço (fonte: Katarina FLAJŠM).

Nas florestas e bosques encontra cobertura, alimento e a tranquilidade necessária para o seu desenvolvimento. Necessita de um meio diversificado e heterogêneo, onde se sobrepõem tanto o estrato arbóreo como o arbustivo e herbáceo, daí que se adapte

perfeitamente a uma paisagem tipicamente humanizada (em mosaico), dividida em pequenas parcelas (Caballero, 1985; Lechner-Doll et al., 2001), onde a renovação das espécies florestais lhe oferece um biótopo variado e de maior riqueza que um bosque já desenvolvido. Movimenta-se com grande facilidade nos bosques densos, no entanto mostra grandes preferências pelas zonas de fronteira (beneficiando do efeito de orla) onde dispõe de espaços abertos (clareiras e campos agrícolas) (Caballero, 1985).

1.3 Atividade Cinegética

A caça representa uma importante atividade humana na sociedade moderna com consequências diretas sobre o ciclo evolutivo das espécies cinegéticas (Carranza et al., 2002). Atualmente as espécies são objeto de uma profunda gestão com o intuito de conseguir aumentar a produtividade ou melhorar a qualidade dos troféus (Carthew et al., 1991; Carranza et al., 2002).

Historicamente a caça foi a ocupação venturosa mais apreciada pelo homem. No entanto, à medida que as espécies cinegéticas tendiam para a raridade, tornou-se necessário privatizar esta atividade (Salazar, 2009). A atividade cinegética foi, por vezes, conflituosa com os usos do espaço rural e agrícola, tendo-se agravado nas últimas décadas face à crescente massificação, escassa ordenação e interferência com objetivos agrários e ecológicos, originando disfuncionalidades e impactos diversos (Carmo, 2000).

O ordenamento cinegético implica, a partir de conceitos básicos, a integração de conhecimentos biológicos e ecológicos e a aplicação de técnicas adequadas. O contexto social e económico em que o gestor executa a sua tarefa condicionam imperativamente o seu trabalho (Lucio et al., 2002).

O principal objetivo da gestão cinegética é otimizar a utilização deste recurso para o homem. Um dos primeiros aspetos que se devem considerar na gestão de uma população é conhecer os efetivos populacionais, nomeadamente o número de indivíduos de cada espécie que existe numa determinada área. Em termos cinegéticos, este tipo de informação, entre outros, permite calcular o número ótimo de indivíduos que se podem caçar anualmente (Clavell, 1997). No entanto pode originar processos de seleção artificial quando os indivíduos não são extraídos ao acaso, mas sim pela qualidade do seu troféu. A gestão das populações exploradas cinegeticamente deve estar baseada na

sustentabilidade, o que significa não só preservar a sua abundância, mas também as características genéticas e os processos evolutivos que as mantêm (Carranza et al., 2002).

Hoje, ficamos com a impressão de que este importante recurso cinegético, económico e ecológico não está sendo devidamente monitorizado e explorado, e que ainda há muito a fazer na conservação e gestão desta espécie (Teixeira, 2003). A gestão do corço é decisiva para a sua sobrevivência, uma vez que este é bastante seletivo em termos de habitat (Holmolka et al., 1988; Farkas e Csányi, 1990; Aragon et al., 1995 cit. por Vingada et al., 1997).

Em Portugal está classificado como sendo uma espécie cinegética e o seu estatuto está regulamentado na Legislação Portuguesa no Regulamento Lei de Bases Gerais da Caça pelo Decreto-Lei n.º 24/2018 - Diário da República n.º 71/2018, Série I de 2018-04-11.

1.4 Modelos climáticos

As alterações climáticas globais e as suas implicações nas mudanças na precipitação e temperatura, tornaram-se uma questão de particular importância para a comunidade científica. O objetivo é fornecer a previsão necessária para a tomada de decisões críticas de questões cruciais para a sociedade, como a agricultura, floresta, o abastecimento de água potável, a gestão, a prevenção do risco de catástrofes e a produção de energia hidroelétrica. É também necessário, na medida do possível, minimizar a incerteza dessas previsões (IDEAM & Rodríguez, 2012; Hurtado & Mesa, 2015).

Os modelos climáticos não afetam diretamente os corços, mas podem influenciar indiretamente o seu habitat e comportamento devido a alterações nas condições climáticas. Os modelos climáticos ajudam a explicar como os corços escolhem as suas áreas de habitat e se distribuem geograficamente. Ao analisar variáveis climáticas como temperatura, precipitação e sazonalidade, podemos desvendar os padrões de migração dos corços e entender por que eles escolhem determinadas regiões em diferentes épocas do ano.

Os modelos climáticos ajudam a prever as alterações ao nível de:

- Alterações dos habitats: Os modelos climáticos são utilizados para prever as alterações climáticas e os seus efeitos nos ecossistemas. Com o aumento das temperaturas e a alteração dos padrões de precipitação, os habitats dos corços

podem ser afetados. Por exemplo, se o aumento das temperaturas reduzir a disponibilidade de água ou alterar a distribuição das plantas de que se alimentam, tal poderá alterar a distribuição geográfica dos corços e a sua disponibilidade alimentar.

- Impacto na vegetação: Os modelos climáticos também podem prever mudanças na vegetação devido ao aumento das temperaturas e à variabilidade da precipitação. Isto pode afetar a disponibilidade de alimento para os corços, uma vez que estes se alimentam principalmente de gramíneas, folhas e rebentos. Se a vegetação se tornar mais escassa ou menos nutritiva, os corços podem ter dificuldade em encontrar alimento, o que, por sua vez, pode afetar a sua saúde e reprodução.
- Sazonalidade e comportamento: Os modelos climáticos podem ajudar a prever mudanças na sazonalidade, como a chegada antecipada da primavera ou do inverno. Isto pode alterar os padrões de acasalamento e reprodução dos corços, uma vez que o seu comportamento está sincronizado com as estações do ano. Além disso, variações climáticas extremas, como secas, podem afetar negativamente a espécie.
- Movimentos migratórios: Em algumas regiões, os corços fazem migrações sazonais em busca de alimento e melhores condições climáticas. Os modelos climáticos podem ajudar a antecipar mudanças nas rotas e períodos de migração devido às variações climáticas.

Em resumo, embora os modelos climáticos não afetem diretamente os corços, as suas previsões das alterações climáticas e das condições ambientais podem ter um impacto significativo na disponibilidade de alimentos, saúde, distribuição geográfica e comportamento dos corços. Os corços são altamente dependentes do seu ambiente e são sensíveis a variações no clima e na vegetação, pelo que as projeções climáticas são uma ferramenta importante para compreender como podem ser afetados no futuro.

Os modelos climáticos estão constantemente a melhorar, com diferentes grupos de modelação em todo o mundo, incorporando maior resolução espacial, novos processos físicos e ciclos biogeoquímicos. Estes grupos de modelização coordenam as suas atualizações de acordo com o calendário dos relatórios de avaliação do Painel Intergovernamental sobre as Alterações Climáticas (IPCC), divulgando conjuntos de resultados de modelos – conhecidos como "execuções" – antes de cada relatório.

1.5 Objetivos

Este trabalho tem como objetivo principal a definição de habitats potenciais do corço nos concelhos de Bragança, Vimioso e Mogadouro através da conjugação de modelação ecológica, tendo em conta variáveis topográficas, ambientais, sociais e dados sobre a presença da espécie nos respetivos concelhos. Estes concelhos foram escolhidos por estarem conectados pelo rio Sabor. Dado o volume de trabalho, optou-se por não fazer todos os concelhos que conectam este rio.

A modelação foi efetuada no módulo vertical Habitat and Biodiversity Modeler (HBM) no software TerrSet. No módulo vertical Land Change Modeler (LCM) foi efetuada uma comparação da avaliação do habitat atual com as alterações ao modelo para os cenários apontados pelo IPCC. Com estes dados pretendeu-se obter informações para futuros planos de gestão do corço. Adicionalmente, procurou-se informação dirigida a uma gestão ecológica eficiente da espécie *Capreolus capreolus*, de forma a minimizar os impactos ambientais futuros, proporcionando ferramentas para auxiliar na conservação da natureza e na biodiversidade.

2 Área de Estudo

A área de estudo corresponde aos concelhos de Bragança, Vimioso e Mogadouro, situados no distrito de Bragança. Estes concelhos estão inseridos dentro da NUTI – Continente; NUTII – Norte; NUTIII – Terras de Trás-os-Montes. As Terras de Trás-os-Montes é um território que agrega nove concelhos pertencentes às NUTS III do Alto de Trás-os-Montes (Alfândega da Fé, Bragança, Macedo de Cavaleiros, Miranda do Douro, Mirandela, Mogadouro, Vila Flor, Vimioso e Vinhais), formando assim um agrupamento de municípios, que se denomina de Comunidade Intermunicipal das Terras de Trás-os-Montes (CIM-TTM, 2021).

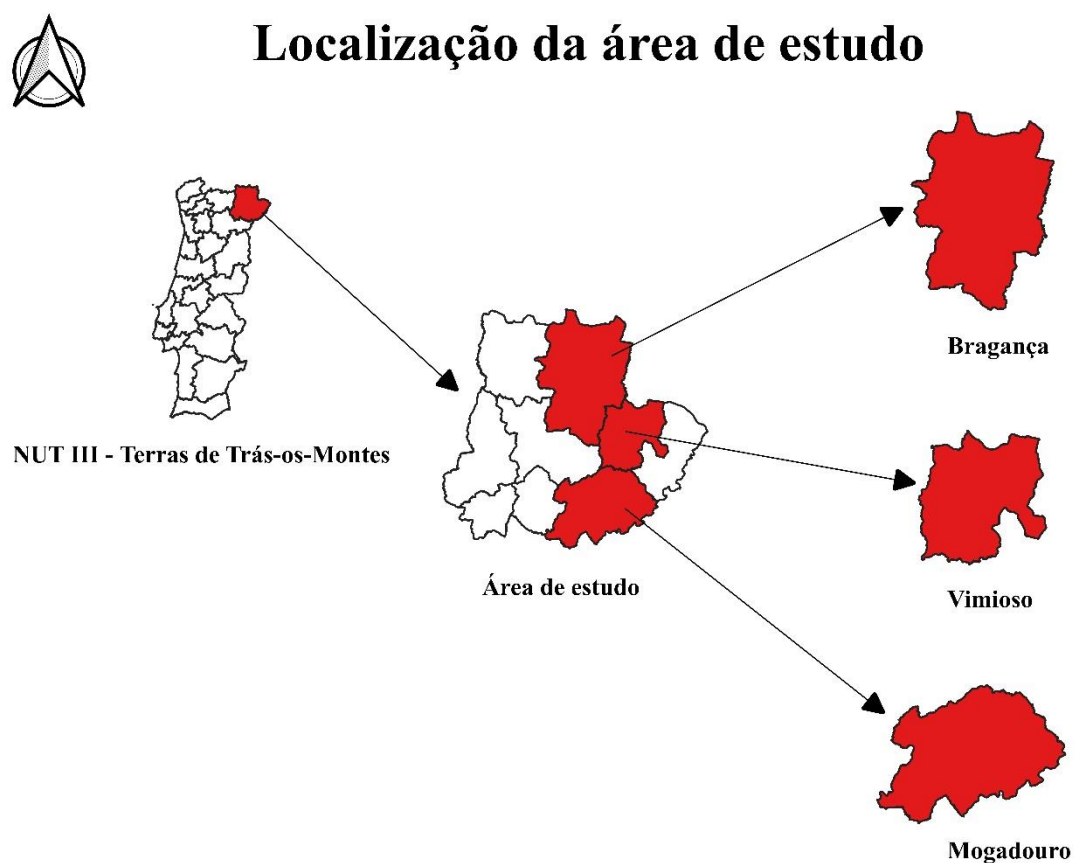


Figura 3: Localização da área de estudo.

2.1 Caracterização do Concelho de Bragança

O concelho de Bragança tem uma área total de 1.173,57 km², 34.582 habitantes em 2021 e uma densidade populacional de 29 habitantes por km², subdividido em 39 freguesias. O concelho é limitado a norte e este pela região espanhola de Castela e Leão, a sudeste pelo concelho de Vimioso, a sudoeste por Macedo de Cavaleiros e a oeste por Vinhais. (Wikipédia, 2023).

2.1.1 Relevo do Concelho de Bragança

Bragança enquadra-se na vasta superfície planáltica do Nordeste Transmontano, parte integrante da Meseta Ibérica Norte. Com altitudes médias da ordem dos 750 aos 900 metros. As serras de Montesinho e Nogueira erguem-se da superfície planáltica como acidentes notáveis do relevo (Agroconsultores e Coba, 1991).

Esta área encontra-se inserida no Parque Natural de Montesinho no concelho de Bragança. O relevo de maior expressão corresponde à Serra de Montesinho (1.489 m) que se distingue das áreas envolventes pela morfologia granítica. As cotas menos elevadas, abaixo de 600 metros, ocorrem ao longo do vale do Rio Sabor e seus afluentes, próximo de Bragança e Gimonde. Entre estes níveis destacam-se dois elementos geomorfológicos distintivos na região: o planalto da Alta Lombada, uma extensa superfície com cotas variando entre os 900-950 metros, e a Baixa Lombada, um aplanamento que ocorre entre os 650-700 metros limitado a oeste e a este por falhas tectónicas. A área é atravessada por diversas linhas de água principais, orientadas de norte para sul, com um padrão de drenagem do tipo dendrítico, essencialmente de carácter turbulento e pouco ou suavemente meandrizadas (Aguiar 2001, IPB/ICN 2007).

2.1.2 Clima do Concelho Bragança

Nesta região existe uma acentuada assimetria entre os níveis de temperatura e de precipitação, o que permite definir a presença de “zonas climaticamente homogéneas” distintas. A Serra de Montesinho regista os menores valores de temperatura média anual (8,5°C) e os maiores valores de precipitação (>1.200 mm); de acordo com a classificação bioclimática de Gonçalves (1985) esta zona insere-se na chamada Terra Fria de Alta Montanha/Terra Fria de Montanha. A Baixa Lombada apresenta os maiores valores de

temperatura (12,8°C) e os menores níveis de precipitação (cerca de 600 mm) correspondendo ao bioclima designado por Terra Fria de Planalto (Gonçalves 1985).

Os vales mais encaixados e profundos registam as maiores amplitudes térmicas diurnas e anuais como é o caso do vale do Rio Sabor, próximo de Gimonde, onde as temperaturas atingem -16°C no inverno e 42°C no verão (Aguiar 2001, IPB/ICN 2007). A ocorrência de geadas é frequente e corresponde ao fenómeno climático de maior importância nos ritmos biológicos e nas atividades agrícolas da região (Gonçalves 1985). O período livre de geadas estende-se desde maio a outubro; porém, existem datas de ocorrência de geadas precoces (em outubro) e tardias (em abril), nas zonas de Montesinho e Gimonde.

De acordo com a classificação de Rivas Martínez (1983), a região apresenta um clima supra-mediterrâneo sub-húmido, devido a temperatura média anual encontrar-se no intervalo de 8 – 13 °C. As velocidades médias do vento acima de 12,7 km/h, com direção predominante de este a oeste (IPMA, 2017).

O clima de Bragança é classificado como Csb segundo a classificação de Köppen, temperado com verão quente e seco. No período 1981-2010, a média da temperatura máxima em janeiro em Bragança foi de cerca de 8,5 °C e em julho de cerca de 28,5 °C (IPMA, 2020).

2.1.3 Vegetação do Concelho de Bragança

A área de estudo do concelho de Bragança é caracterizada por uma elevada diversidade climática e paisagística (Castro & Fernandez-Nuñez, 2014). A região é constituída por um mosaico heterogéneo de coberturas e usos do solo que se encontram justapostos. Encontrámos: Matos, Agricultura (culturas anuais; culturas permanentes), Floresta (folhosas; coníferas), Prados, Zona urbana e Corpos de água. De referir que entre 1958 e 2005 a paisagem de estudo sofreu modificações relevantes, aumentando o tamanho das manchas das classes de terreno com mais combustíveis (matos e florestas) (Azevedo, César, Castro 2011).

2.2 Caracterização do Concelho de Mogadouro

O concelho de Mogadouro tem uma área total de 760,65 km², 8.304 habitantes em 2021 e uma densidade populacional de 11 habitantes por km², subdividido em 21 freguesias. O concelho é limitado a noroeste pelo concelho de Macedo de Cavaleiros, a norte por

Vimioso, a nordeste por Miranda do Douro, a sudeste pela região espanhola de Castela e Leão, a sul por Freixo de Espada à Cinta e por Torre de Moncorvo e a oeste por Alfândega da Fé (Wikipédia, 2023).

Mogadouro situa-se a nordeste de Trás-os-Montes, encontra-se entre os rios Douro e Sabor, embora além deste último, na sua margem direita se encontrem as localidades de Castro Vicente, Porres e Villar Seco, que formam a Freguesia de Vicente. A maior parte do seu território está localizada no chamado Planalto Mirandês, que é uma extensão da Meseta Ibérica nas regiões de Zamora e Salamanca.

2.2.1 Relevo do Concelho de Mogadouro

No que respeita ao relevo, o concelho de Mogadouro está como que “dividido” por uma pequena “corda” de montanhas, que se levanta desde o concelho de Freixo de Espada à Cinta e se vai ligar com as serras de Mogadouro e da Castanheira, tomando por fim a direção um pouco a Nordeste, indo morrer ao concelho de Miranda do Douro. Esta “linha” montanhosa, apesar de ser interrompida por variadas gargantas, faz com que o concelho se divida em duas zonas: a oriental, correspondente à bacia hidrográfica do rio Douro, a nascente da linha traçada da serra de Lagoaça, penedo de Vilar de Rei, Quinta de Nogueira a fechar no rio Sabor; a ocidental, corresponde à bacia hidrográfica do rio Sabor, engloba todo o vale deste rio e a totalidade do território a poente da linha traçada acima (Pereira 1908).

Os solos do concelho são compostos, em grande parte por xistos argilosos e afloramentos graníticos dos quais resulta um húmus pouco rico, geralmente delgado, arcaico, pouco profundo e com pouca capacidade de armazenamento de água, o que não o torna muito favorável às culturas de elevada rentabilidade, como o caso do trigo. A ausência de cal e ácido fosfórico na sua composição, aliada à introdução tardia dos fertilizantes e adubos químicos, contribuiu ainda mais para o empobrecimento dos mesmos e dificultou o cultivo de algumas variedades de plantas ou a opção por novos tipos de agricultura (Afonso 1997).

2.2.2 Clima no Concelho de Mogadouro

Em termos climáticos Mogadouro, apresenta verões quentes e secos e invernos com temperaturas amenas, e apresentam temperatura média anual de 12°C. A precipitação média anual fica em torno de 738 mm, a humidade relativa média é de 70% (Fonseca et

al., 2021). Segundo a classificação de Rivas Martínez (1983), a região apresenta um clima supra-mediterrâneo sub-húmido, devido a temperatura média anual encontrar-se no intervalo de 8 – 13 °C e a sua precipitação entre 600-1000 mm. Possui ventos predominantes na direção este oeste, com velocidade média de 13,6 km/h (IPMA, 2017).

2.2.3 Vegetação do Concelho de Mogadouro

No curso do rio Sabor predominam quercíneas, caso da azinheira (*Quercus rotundifolia*), carvalho negral (*Quercus pyrenaica*), carvalho cerquinho (*Quercus faginea*) e sobreiros (*Quercus suber*). Existem ainda soutos (*Castanea sativa*) e plantações de resinosas (*Pinus pinaster* e *Pinus silvestris*). As espécies arbustivas mais abundantes são a urze (*Erica spp.*), a carqueja (*Chamaespartium tridentatum*), o sargaço (*Halimium alyssoides*), o tojo (*Ulex minor*) e a esteva (*Cistus ladanifer*). Nos bosques ripícolas as espécies com maior representatividade são o amieiro (*Alnus glutinosa*), o freixo (*Fraxinus angustifolia*), o choupo (*Populus nigra*) e vários salgueiros (*Salix atrocinerea*, entre outros) que assumem um papel fundamental no funcionamento dos ecossistemas de características heterotróficas ao gerar uma fonte energética de origem alóctone e ainda na conservação das margens dos cursos de água (Aguiar & Rodrigues, 1998).

2.3 Caracterização do Concelho de Vimioso

O concelho de Vimioso tem uma área total de 481,59 km², 4.149 habitantes em 2021 e uma densidade populacional de 8 habitantes por km², subdividido em 10 freguesias. O concelho é limitado a norte pela região espanhola de Castela e Leão, a este pelo concelho de Miranda do Douro, a sul por Mogadouro, a sudoeste por Macedo de Cavaleiros e a oeste e noroeste por Bragança (Wikipédia, 2023).

Situa-se no Planalto Mirandês e faz parte da Terra Fria Transmontana. É um concelho de paisagem acidentada, atravessado pelos vales profundos dos rios Angueira, Maçãs e Sabor (Câmara Municipal de Vimioso, 2011).

2.3.1 Relevos do Concelho de Vimioso

No concelho de Vimioso predominam os terrenos com cotas entre os 500 e os 800 metros (88%), o que revela como grande parte do concelho se localiza no Planalto Mirandês (Câmara Municipal de Vimioso, 2011). É formado por uma sucessão de planaltos, fruto de uma forte atividade erosiva o que dá origem a uma peneplanície, que se mantém a uma

altitude variável entre os 700 e os 800 metros (Nobre, 2004). A classe de declive dominante é de 0-15%, o que corresponde a terrenos suaves a moderados, sendo a classe superior a 60% a que ocupa menor área. As áreas de declives superiores a 25% ocupam uma área significativa do território e localizam-se sobretudo, nos vales encaixados dos rios Sabor, Maçãs e Angueira (Câmara Municipal de Vimioso, 2011).

O concelho de Vimioso encontra-se inserido na Bacia Hidrográfica do Douro e sub-bacia do rio Sabor. Está atravessado longitudinalmente e em toda a sua extensão pelos rios Sabor (a Poente), Maçãs e Angueira, originando vales encaixados de difícil transposição e acesso. Apesar da bacia do Sabor ser a maior sub-bacia hidrográfica do rio Douro em território nacional, o seu escoamento anual é pouco significativo face à totalidade da bacia (Câmara Municipal de Vimioso, 2011).

2.3.2 Clima no Concelho de Vimioso

Nobre (2004), refere-se ao Planalto Mirandês como uma zona com um grande contraste a nível climático, sendo a amplitude térmica muito elevada. A seguir a uma curta Primavera seguem-se três meses de Verão quente, e depois de um breve período de Outono segue-se um Inverno longo com baixas temperaturas, existindo um ditado popular que caracteriza o clima desta região: “nove meses de Inverno e três meses de inferno”. A região caracteriza-se por uma temperatura média anual entre os 10 e os 12.5°C (Costa, 2012). A temperatura do ar é o elemento climático mais sensível e determinante, na adaptação dos seres vivos ao meio ambiente.

O Verão é mais quente e seco que noutras zonas de Trás-os-Montes, com temperaturas médias mensais, no mês mais quente de 20 a 21°C, verificando-se apenas 500 a 800 mm de precipitação média anual (Martinho, 2009). Apesar do Inverno prolongado, a precipitação regista valores anuais mais baixos do que no noroeste de Portugal, devido à barreira de condensação constituída pelas serras do Gerês, Alvão e Marão (Limão, 2004).

2.3.3 Vegetação no Concelho de Vimioso

A paisagem deste concelho é fortemente marcada pelos vales do rio Sabor e pelos seus principais afluentes (Maçãs e Angueira), ao longo de quase todo o seu percurso em Portugal. Em Vimioso, a formação vegetal dominante é o Carvalho da Zona Continental – Seca e Fria, composta por espécies arbóreas como: o Carvalho-negral, Carvalho-roble,

Sobreiro, Azinheira, Pinheiro-bravo, Medronheiro, Videeiro, Tramazeira, Catapereiro, Cerejeira-brava, Azevinho. Existem também ao nível do estrato arbustivo o Pilriteiro, Abrunheiro-bravo, Teixo, Giesteira-dasvassouras, Giesteira-branca, Amieiro-negro, Arando, Roseira-brava e Zimbro. Localiza-se numa região predominantemente rural e montanhosa, com vegetação característica da zona transmontana. Além disso, há também uma presença significativa de vegetação arbustiva e vegetação rasteira típica de climas áridos e solos pobres (Cabral, 1999).

3 Metodologia

Neste estudo, utilizamos pontos de ocorrência de corços, variáveis ambientais e climáticas para modelar a distribuição da espécie e criar mapas de habitats correspondentes para os concelhos de Bragança, Vimioso e Mogadouro, mediante os softwares QGIS e TerrSet. Posteriormente, utilizámos os resultados para projetar um novo modelo face às alterações climáticas no período entre 2061 e 2080.

3.1 Software QGIS

O Quantum GIS (QGIS), é um sistema de informações geográficas gratuito e livre disponibilizado na internet para qualquer usuário interessado. Este software é desenvolvido pelo projeto Open Source Geospatial Foundation (OSGeo), através de uma comunidade de voluntários que contribuem para a evolução do software, pois trata-se de uma ferramenta opensource (QGIS Development Team, 2017), com interface gráfica simples, de código aberto licenciado segundo a Licença Pública Geral GNU. É multiplataforma, escrito em C++1, o Python2 e, baseado nas bibliotecas Qt43, funciona nas plataformas Mac OSX, Windows, Linux, Unix e Android e permite o emprego de muitos formatos, como o raster, vetorial, bases de dados e várias funcionalidades (Manghi, Cavallini, Neves, 2011); (Almeida, 2011).

Este software oferece uma interface unificada para muitos outros programas SIG de código aberto, como o SAGA, GDAL, GRASS ou LasTools (Menke et al. 2016). Também permite a integração com o R.

Estão também disponíveis vários manuais de utilizador para ajudar os principiantes a tirar o máximo partido do software. Estes incluem os livros publicados pela Packt (Graser et al. 2017; Cutts e Graser 2018) e a série de manuais coordenada por Baghdadi et al. (2018a, b, c, d), que contém exercícios SIG genéricos e temáticos.

A interface gráfica do QGIS foi criada de forma a contemplar a simplicidade e facilidade no seu uso. Esta permite consultas espaciais, identificação e seleção de geometrias, exploração interativa de dados, pesquisa, visualização e seleção de atributos e criação de simbologia vetorial e raster. Também permite o geoprocessamento de camadas raster e vetor, manipulação de camadas raster, entre outros (Almeida, 2011). As funcionalidades

do QGIS são ampliadas através de plugins. Além dos instalados automaticamente com o programa, o usuário pode buscar e instalar outros plugins utilizando o menu do QGIS (Almeida, 2011). Outra vantagem, segundo Neto (2010), é a possibilidade de o QGIS importar pontos de GPS por meio de plugins.

3.2 Software TerrSet

O sistema de software geoespacial TerrSet IDRISI foi concebido exclusivamente para a monitorização e modelação do sistema terrestre. Foi desenvolvido pela Clark Labs (Clark University), entre 1987 e 2015, e incorpora ferramentas de análise de Sistemas de Informação Geográfica e de processamento de imagem. Os Sistemas de Informação Geográfica e as ferramentas de processamento de imagem da IDRISI, juntamente com uma constelação de módulos verticais (Eastman, 2015a).

O TerrSet oferece mais de 300 módulos que permitem a introdução, visualização e análise de dados geográficos e de deteção remota. Embora o TerrSet funcione bem com camadas de dados vectoriais e raster, especializa-se na análise de dados raster de imagens e, por isso, é normalmente referido como um sistema raster (Eastman, 2003).

Muitos dos módulos do TerrSet centram-se em questões de domínios de investigação específicos, como as alterações climáticas, a biodiversidade e outros. Assim, o TerrSet é amplamente utilizado por institutos académicos e de investigação. Além disso, graças às suas amplas capacidades de análise, o TerrSet pode ser utilizado como um sistema de apoio à decisão espacial (Pechanec e Machar, 2014).

O módulo vertical Habitat and Biodiversity Modeler (HBM) (inclui ferramentas para avaliação de habitats, análise de padrões de paisagem e modelação da biodiversidade e da distribuição de espécies. Tem também a possibilidade de importar dados de espécies e modelos de biodiversidade da IUCN. Com o HBM é possível combinar análises de cenários futuros de outros módulos verticais do TerrSet (Land Change Modeler e Climate Change Adaption Modeler), para visualizar e modelar potenciais impactos devidos a alterações climáticas ou paisagísticas (Eastman, 2015a).

3.2.1 Modulo Vertical Habitat and Biodiversity Modeler (HBM) do TerrSet

O módulo vertical HBM inclui ferramentas para avaliação de habitats, análise de padrões paisagísticos e modelação da biodiversidade e distribuição de espécies. Tem também a possibilidade de importar dados de espécies e modelos de biodiversidade da IUCN. Com o HBM, as análises de cenários futuros de outros módulos verticais do TerrSet (Land Change Modeler e Climate Change Adaption Modeler) podem ser combinadas para visualizar e modelar potenciais impactes devidos a alterações climáticas ou paisagísticas (Eastman, 2015a). Neste trabalho utilizaremos os painéis **Habitat Assessment** e **Habitat Suitability / Species Distribution Modeling**.

- No painel Habitat Assessment tendo em conta as informações sobre a ocupação do solo, a qualidade do habitat e os parâmetros relacionados com as áreas de distribuição e as características de dispersão das espécies, são estabelecidas cinco categorias diferentes, variando de 0 a 1 (sendo 0 a pior qualidade do habitat e 1 a melhor), em que os tipos de coberto e a qualidade do habitat variam para cada espécie (Eastman, 2015b).
 - Habitat primário (0,75 - 1). Trata-se de um habitat que satisfaz todas as necessidades vitais necessárias em termos de dimensão da área de residência, acesso a forragens de verão e de inverno, etc. Outras questões para além da área mínima e da dimensão da zona tampão exigida são especificadas por uma aptidão mínima num mapa de adequabilidade do habitat.
 - Habitat secundário (0,5 - 0,75). Contém áreas com o habitat escolhido, mas faltam um ou mais requisitos (tais como área mínima ou nível de área mínima ou nível de adequação mínimo) para ser considerado Habitat Primário. Estes habitats fornecem áreas de forragem e refúgio para os animais que se deslocam para habitats primários.
 - Corredor potencial primário (0,5 - 0,3). Constituem corredores relativamente seguros para a passagem da vida selvagem, principalmente à noite.
 - Corredor potencial secundário (0,3 - 0). São passagens de maior risco, mas também são utilizadas pela vida selvagem.

- Inadequadas. Estas são áreas que não são adequadas como habitats ou corredores.
- O painel Habitat Suitability / Species Distribution Panel fornece um conjunto de ferramentas para desenvolver mapas de adequação do habitat e de distribuição de espécies. As opções específicas disponíveis dependem da natureza dos dados de treino, caso existam, que serão utilizados: apenas presença, presença/ausência, abundância ou nenhum. Em todos os casos, será necessário especificar um conjunto de variáveis ambientais que definem o habitat ou o nicho da espécie (Eastman, 2015b).

Os dados de presença são provavelmente a forma mais comum de dados de treino para a modelação de espécies, registam os locais onde a espécie foi observada, mas não onde foi observada a sua ausência. Existem três procedimentos disponíveis para lidar com estes dados: MaxEnt, Mahalanobis Typicality, e o procedimento Weighted Mahalanobis Typicality (Eastman, 2015b).

3.2.2 MaxEnt (Máxima Entropia)

O Habitat and Biodiversity Modeler fornece uma interface para o programa MaxEnt para modelação de dados de espécies apenas com presença. O MaxEnt é um modelo de distribuição de espécies amplamente utilizado que emprega uma abordagem de máxima entropia para estimar a distribuição de probabilidade de uma determinada espécie. A máxima entropia é um algoritmo de aprendizagem automática que estima a distribuição de probabilidade de uma espécie encontrando a distribuição de máxima entropia sujeita à restrição de que a média esperada é igual à média empírica da distribuição. Este método enquadra-se na categoria de modelo de disponibilidade de utilização, uma vez que utiliza uma amostra das condições ambientais presentes na região de estudo (denominada background) para definir a distribuição de probabilidade das espécies. O MaxEnt tem sido amplamente utilizado como um modelo de distribuição de espécies apenas de presença, uma vez que foi descrito como tendo uma maior precisão de previsão do que outros métodos apenas de presença, embora se deva prestar muita atenção quando existe enviesamento da amostra (Eastman, 2015b).

Num contexto SIG estes dados podem ser melhorados combinando-os com outras camadas de informação tais como (zonas protegidas, zonas declaradas urbanizáveis ou

zonas turísticas) e outras ferramentas (por exemplo, o cálculo de índices de ecologia da paisagem com o software FRAGSTATS).

3.2.3 Dificuldades no módulo HBM

A principal dificuldade encontrada foi a falta de informação sobre este módulo em particular. Havia muitas orientações, vídeos e trabalhos expostos sobre o TerrSet, mas com os outros módulos, como por exemplo o Land Change Modeler, no entanto, a ajuda que o TerrSet disponibiliza não é muito explícita.

Muitos dos trabalhos encontrados que aplicavam o MaxEnt utilizavam-no fora do TerrSet, através do próprio software MaxEnt. Apenas um trabalho utilizava o módulo HBM e, nesse trabalho, o autor utilizava um mapa de adequabilidade feito no software ArcGIS. Não foram encontradas bases de um trabalho completo no qual se utilizassem os mesmos módulos que foram usados neste trabalho, o que dificultou a definição e aplicação de uma metodologia e os passos a seguir.

Acredito que, com este trabalho, mais pessoas venham a ser encorajadas a usar o módulo HBM do TerrSet, porque é uma ferramenta poderosa e fundamental para apoiar e ajudar na tomada de decisões dos gestores de forma a gerir espécies cinegéticas e outras e interferir nos ecossistemas de forma sustentável e adequada.

3.2.4 Erros no TerrSet

Durante o transcurso do trabalho, foi necessário ir superando erro após erro, estes erros foram ultrapassados através de múltiplas tentativas. Muitas vezes tendo pouca ou nenhuma informação para poder avançar, sendo o procedimento utilizado de tentativa – erro. A seguir são mencionados alguns dos erros que foram aparecendo, não fazendo menção de todos, uma vez que eram vários:

- Erro MaxEnt-TerrSet (no há presenças): ao ser executado dizia que não havia presenças, descobriu-se que o erro era ter as variáveis em EPSG:3763 ETRS89, resolveu-se reprojetoando as variáveis para EPSG:4326 WGS 84.
- Erro Maxent-TerrSet (erro não funciona): erro ao utilizá-lo com memória máxima de 2048mb, a solução foi utilizar o uso da memória em 1024mb.

- Erro Maxent-TerrSet (erro Java): o erro era relativo ao Java. A solução passou por reinstalar o Java no computador com a versão indicada na ajuda e todos os arquivos necessários.
- Erro de falta do ficheiro de registo no MaxEnt-TerrSet (Maxent log file): não completava a análise pela falta desse arquivo, a solução foi reinstalar o TerrSet.
- Erros de digitação: Ao utilizar caracteres especiais da língua portuguesa (ex: ç, ~) não funcionava e dava erro, a solução foi remover os caracteres especiais.
- Erro do mapa de adequabilidade ao introduzi-lo no Modulo Habitat Assessment: Ao introduzir o mapa de adequabilidade feito na interface MaXent-TerrSet dava sempre erros de colunas e linhas em 2 ficheiros temporários mesmo tendo verificado várias vezes as colunas e linhas e eliminando esses ficheiros temporários. A solução foi cortar o mapa de adequabilidade no QGIS com o mesmo tamanho das variáveis. Segundo o TerrSet o mapa do MaxEnt tinha o mesmo tamanho que as variáveis, mas depois ao passá-lo para o QGIS o tamanho mudava e por isso dava o erro.

Estes são alguns dos erros que foram ultrapassados. A maior dificuldade no trabalho foi ultrapassar estes problemas.

3.3 Obtenção das variáveis

Foi utilizado um modelo digital terrestre (DEM) de Portugal obtido do site da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto <https://www.fc.up.pt/pessoas/jagoncal/dems/> em formato raster GeoTIFF (Tagged Image Format File) projetado no sistema geodésico de referência EPSG:3763 ETRS89 / Portugal TM06 (European Terrestrial Reference System 1989). O Modelo foi utilizado num software GIS (Geographical Information System) de acesso gratuito chamado Quantum GIS (QGIS) versão 3.28.8 Firenze.

Uma vez no software QGIS o DEM foi cortado utilizando a ferramenta “Recortar raster por camada de máscara”. Foi utilizada uma máscara em formato vetorial ESRI Shapefile (SHP) para fazer o recorte. A máscara utilizada foi a CAOP2022 (Carta Administrativa Oficial de Portugal) adquirida no portal online da Direção-Geral do Território dados abertos <https://www.dgterritorio.gov.pt/dados-abertos>.

De seguida foram seleccionados na CAOP2022 os concelhos da área de estudo, Bragança-Mogadouro-Vimioso, através da Tabela de Atributos. Assim, obteve-se um DEM dos

concelhos selecionados em formato raster GeoTIFF. Este DEM foi utilizado como base para o módulo Basic Terrain Analysis inserido no pacote SAGA (System for Automated Geoscientific Analyses) dentro do QGIS. Neste módulo foi obtido um mapa raster GeoTIFF do Declive (Slope).

As variáveis altitude (DEM) e declive (Slope) foram reprojatadas para o sistema geodésico de referência EPSG:4326 WGS 84 (World Geodetic System 1984). As duas variáveis foram guardadas em formato raster IDRISI (Idrisi Raster A.1) com uma extensão norte: 41.9924067; este: -6.3669777; sul: 41.1936577; oeste: -6.9542579, com uma resolução Horizontal: 0.000239218 com 2455 colunas e uma resolução Vertical: 0.000239218 com 3339 linhas.

Posteriormente, foram obtidas 19 variáveis climatológicas (Bioclimatic variables) do portal online WordClim <https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html> em formato raster GeoTIFF sendo utilizado o bio 30s (30 seconds). Estas variáveis são a média para os anos 1970-2000. Destas 19 variáveis, foram utilizadas somente 4: BIO1 = Temperatura média anual (Annual Mean Temperature); BIO7 = Amplitude térmica anual (BIO5-BIO6) (Temperature Annual Range (BIO5-BIO6)); BIO12 = Precipitação anual (Annual Precipitation); BIO15 = Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação) (Precipitation Seasonality (Coefficient of Variation)).

Estes mapas representavam toda a Terra sendo assim necessário recortá-los através da ferramenta “Recortar raster por camada de máscara” com o mapa original DEM. Foi utilizada a ferramenta “GWR for Raster Downscaling” integrada no SAGA QGIS para melhorar a qualidade do mapa e diminuir os pixéis, utilizando o DEM como Dependent Variable (encontramos uma correlação positiva entre a altitude e a temperatura). Depois foram recortadas utilizando as máscaras dos concelhos. Obteve-se um mapa das quatro BIOS com os concelhos Bragança-Mogadouro-Vimioso, foram reprojatadas para o sistema geodésico de referência EPSG:4326 WGS 84 e guardadas em formato raster IDRISI com a mesma extensão e resolução das outras variáveis.

A variável distância aos rios foi obtida no QGIS através do plugin QuickOSM. Foram utilizados a “key Waterway” e o “value River” utilizando a máscara dos concelhos como “layer extent”. Obtiveram-se assim, os rios pertencentes aos concelhos utilizados. Esta variável foi obtida em formato vetorial, sendo através da ferramenta “Rasterizar (vetor para raster)” transformada em formato raster. De seguida, foi utilizada a ferramenta

“Proximidade (raster de distâncias)” obtendo um mapa raster onde apresentava a distância aos rios em metros. Depois foi reprojetoado para EPSG:4326 WGS 84 e recortada com a ferramenta “Recortar raster por camada de máscara” utilizando os concelhos mencionados anteriormente. Finalmente, ficou guardado em formato raster IDRISI com a mesma extensão e resolução das outras variáveis.

A seguir utilizou-se a COS2018 (Carta de Uso e Ocupação do Solo – 2018) obtida no portal online da Direção-Geral do Território dados abertos <https://www.dgterritorio.gov.pt/dados-abertos>, a COS2018 estava em formato vetorial ESRI Shapefile (SHP) e foi recortada utilizando a ferramenta de geoprocessamento “recortar”, utilizando a máscara dos concelhos. Depois a COS recortada foi rasterizada através da ferramenta “Rasterize string field” utilizando de “input layer” a COS recortada utilizando o nível 4 da COS com os códigos das classes, sendo as unidades de saída, unidades georreferenciadas. Obtivemos uma COS2018 rasterizada com 55 classes que posteriormente foram reclassificadas em 8 classes permitindo assim uma maior facilidade no uso posterior dos dados.

- Tecido artificializado: Classe 1
- Agricultura: Classe 2
- Pastagens: Classe 3
- Floresta de folhosas: Classe 4
- Floresta de resinosas: Classe 5
- Matos: Classe 6
- Espaços descobertos: Classe 7
- Massas de água: Classe 8

De seguida, foi reprojetoada a COS2018 RECLASSIFICADA para EPSG:4326 WGS 84 e recortada com a ferramenta “Recortar raster” por camada de máscara utilizando os concelhos da área de estudo. Depois foi guardado em formato raster IDRISI com a mesma extensão e resolução das outras variáveis.

Por último, a variável distância urbana foi obtida através da COS2018, utilizando as áreas urbanas na COS2018 RECORTADA. Foi criado um mapa raster unicamente com os

valores das áreas urbanas tendo estas um valor de 1 e as restantes classes um valor de 0. Com a ferramenta “Proximidade (raster de distâncias)”, obtivemos um mapa raster onde apresentava a distância às áreas urbanas em metros. De seguida, foi reprojetoado para EPSG:4326 WGS 84 e recortado com a ferramenta “Recortar raster por camada de máscara” utilizando os concelhos mencionados. Finalmente, foi guardado em formato raster IDRISI com a mesma extensão e resolução das outras variáveis.

Presenças obtidas

As presenças de Corço (*Capreolus capreolus*) foram obtidas de distintas formas (Anexo 1):

- Registos de observação do Doutor Professor Paulo Cortez;
- Registos do plugin GBIF Occurrences inserido no QGIS.

Estes últimos foram obtidos em formato vetorial, recortados usando a máscara dos concelhos e transformados num arquivo CSV (Comma separated values) posteriormente foram adicionados aos outros registos. O formato do arquivo utilizado foi ZXY – CSV contendo 3 colunas:

Z	X	Y
Nome da espécie (Species)	Longitude (Long)	Latitude (Lat)

Este arquivo contém 249 presenças dentro dos Concelhos de Bragança-Mogadouro-Vimioso.

Existe uma razão para que todas as variáveis tenham sido guardadas em formato raster IDRISI com o mesmo tamanho e resolução, e também para que as presenças sejam em formato CSV. Isto é necessário, para posteriormente, inseri-las no software TerrSet, no módulo HBM de forma a criar um mapa de adequabilidade na interface MaxEnt-TerrSet.

Os mapas relativos às variáveis foram colocados em anexo para facilitar a leitura e o entendimento dos resultados.

3.4 Introdução das variáveis no módulo vertical Habitat and Biodiversity Modeler (HBM)

Após ter todas as variáveis em formato raster IDRISI e as presenças em formato CSV fomos ao software TerrSet2020.

Dentro do software no explorador de ficheiros criamos um raster group com as 9 variáveis escolhidas.

Depois verificámos que as 9 variáveis tivessem tudo igual em relação ao tamanho e resolução, e tivessem os “Flag value/Flag def’n” preenchidos para poder prosseguir. As variáveis que não tinham esses valores preenchidos (variáveis das distâncias) foram preenchidas com os valores de “-99999/ Missing Data”.

Em relação a variável COS2018_Reclass foi necessário utilizar a função “Convert” para poder ser transformada a valores categóricos. Depois no painel dos metadados na variável foi preenchida a linha “Categories” com os valores de:

1 = Artificializados

2 = Agricultura

3 = Pastagens

4 = Folhosas

5 = Resinosas

6 = Matos

7 = Espacos_descobertos

8 = Agua

(Foram omitidos os espaços e os caracteres especiais para evitar erros e falhas no software).

3.4.1 Habitat Suitability / Species Distribution Modeling

No módulo HBM na interface Habitat Suitability / Species Distribution Modeling foram escolhidas as seguintes opções:

Training data character: Presence

Modelling approach: MAXENT

Training site file type: ZXY-CSV

No “Input training data file” foi inserido o arquivo Presencias.csv (arquivo que contém as presenças de corço documentadas). Dentro do painel “Environmental variables” foi inserido o “raster group” com as 9 variáveis sendo a COS2018_Reclass a única variável categórica, as 8 restantes foram selecionadas como contínuas.

No Output name foi chamado de Suitability2018.

No MAXENT parameters foram selecionados os seguintes itens:

Auto features

Output Format: Logistic

Create response curves

Include jackknife test

MAXENT memory usage 1024 mb

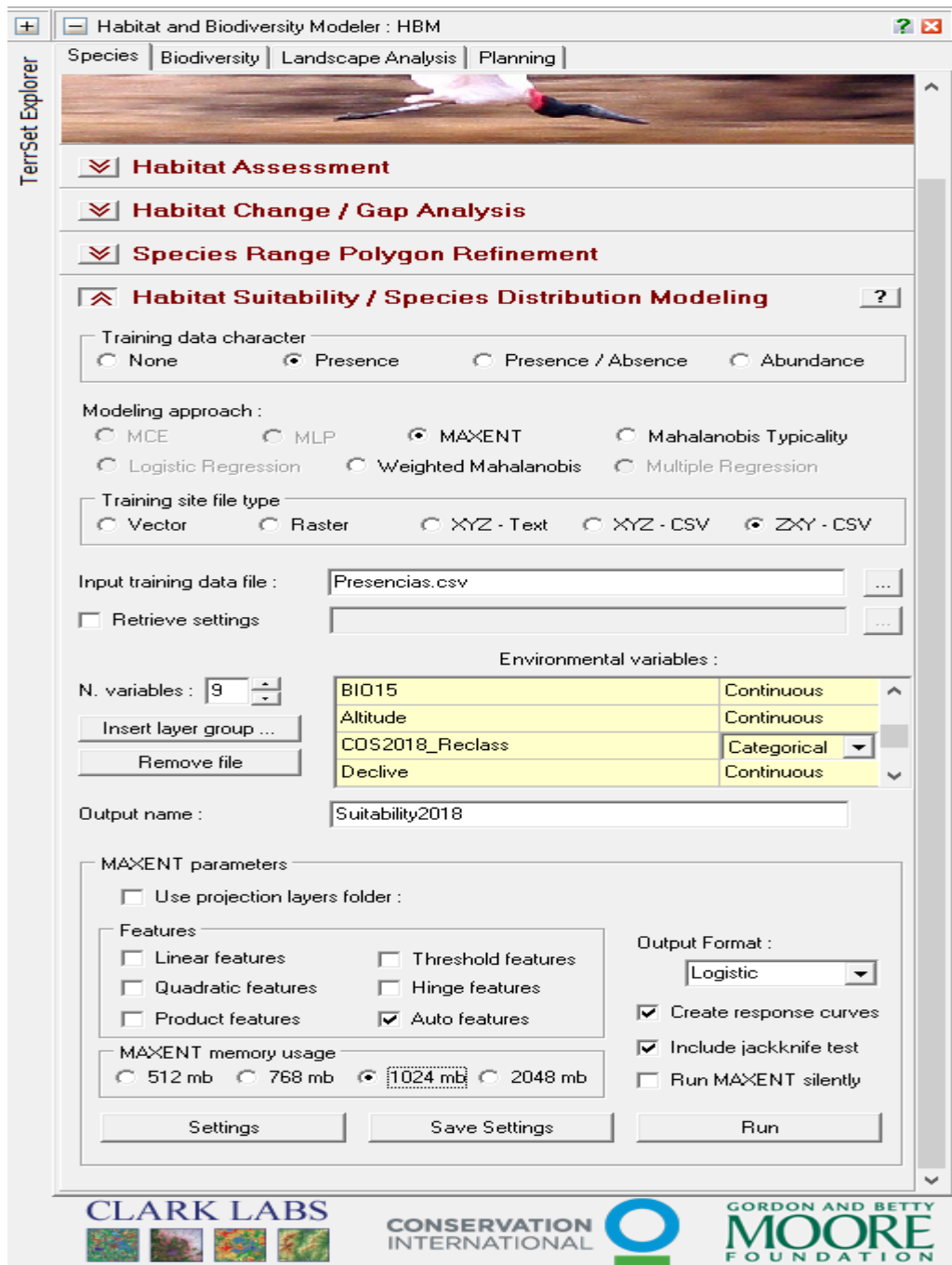


Figura 4: Introdução de dados na interface Habitat Suitability / Species Distribution Modeling.

O modelo foi executado com os seguintes valores dentro do separador “Settings”:

Random test percentage: 0

Regularization multiplier: 5

Max number of background points: 10000

Replicates: 1

Replicated run type: Crossvalidate

Random test percentage	<input type="text" value="0"/>
Regularization multiplier	<input type="text" value="5"/>
Max number of background points	<input type="text" value="10000"/>
Replicates	<input type="text" value="1"/>
Replicated run type	<input type="text" value="Crossvalidate"/>

Figura 5: Introdução de dados no painel Settings (MAXENT parameters).

Foi executado a interface e foi obtido. Um mapa raster da adequabilidade dos concelhos com os valores entre 0 e 1.

3.4.2 Habitat Assessment

No módulo HBM na interface Habitat Assessment foi introduzida a COS2018_Reclass no separador “Land cover map”. Segundo a informação obtida na IUCNREDLIST e dos autores (Stubbe 1999, Andersen et al. 1998, Danilkin 1996, Sempéré et al. 1996), as áreas de pastagens, folhosas, resinosas e matos foram incluídas como habitats potenciais, as áreas artificializadas, agricultura, espaços descobertos e água não foram incluídas.

Os seguintes valores foram utilizados com base na sugestão do orientador, não existindo valores predefinidos na literatura.

Agricultura

Gap distance within range = 500 m

Gap distance outside range = 5000 m

Espaços descobertos

Gap distance within range = 200 m

Gap distance outside ranger = 3000 m

Água

Gap distance within range = 100 m

Gap distance outsider range = 1000 m

Para a variável artificializado os dois valores foram de 0 m.

No Primary Habitat Patches foram utilizados os seguintes valores:

Minimum Core Area: 60 ha

Min. Edge Buffer: 50 m

Min Habitat Suitability: 0.75

No Secondary Habitat Patches foram utilizados os seguintes valores:

Minimum Core Area: 40 ha

Min. Edge Buffer: 30 m

Min Habitat Suitability: 0.5

No Primary Potential Corridors foram utilizados os seguintes valores:

Min. Edge Buffer: 30 m

Min. Habitat Suitability: 0.35

No Secondary Potential Corridors foram utilizados os seguintes valores:

Min. Edge Buffer: 15 m

Min. Habitat Suitability: 0.15

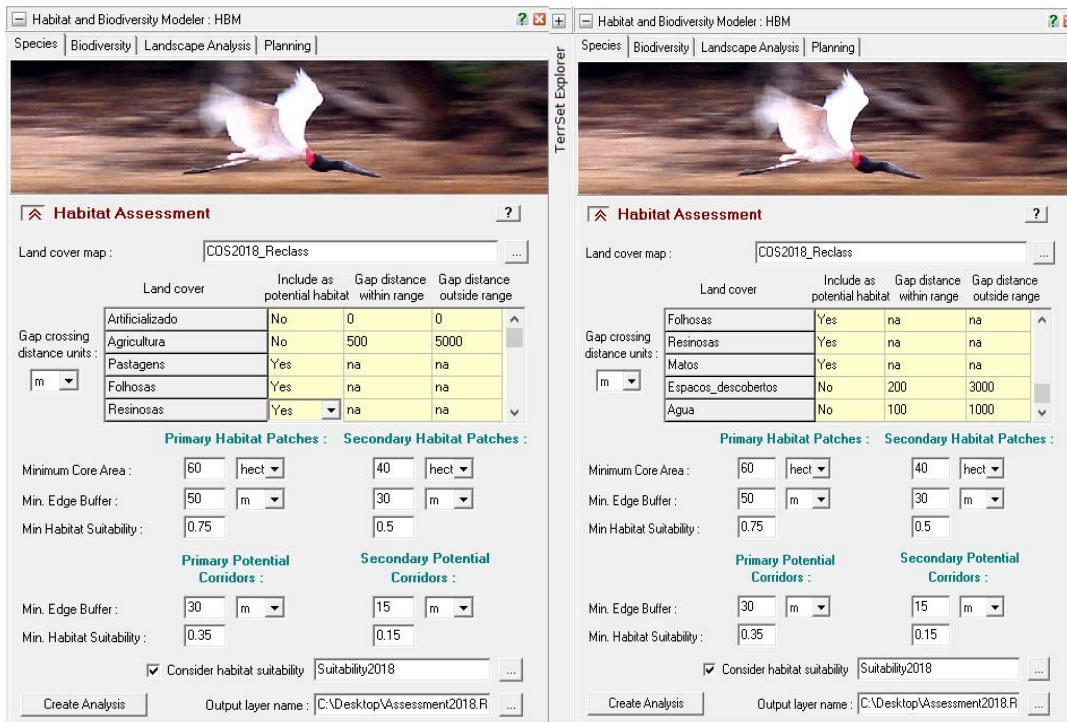


Figura 6: Introdução de dados na interface Habitat Assessment.

No separador “Consider habitat suitability” foi introduzido o mapa raster obtido da adequabilidade do habitat, o mapa de saída foi chamado Suitability2018. Por último foi feita a análise.

3.4.3 Cenários futuros

Foram gerados outros 2 mapas do Maxent-TerrSet e do Habitat Assessment, mudando as variáveis climatológicas (BIO) por umas futuras, correspondente à série (2061 – 2080) obtidas de um modelo climático do Institut Pierre Simon Laplace (IPSL-CM6A-LR). Isto foi composto para ter uma previsão das alterações climáticas apontadas pelo IPCC ao modelo atual. Foram selecionadas as variáveis climatológicas relativas ao CMIP6 (Coupled Model Intercomparison Project 6) derivadas do Sexto Relatório de Avaliação (AR6) do IPCC.

O CMIP6 adicionou um novo cenário – SSP3-7.0 – que fica bem no meio da faixa de resultados de emissão de carbono. Muitos consideram esta faixa a mais provável de ser real no futuro, com um pouco de mitigação, mas sem alcançar todos as metas. Este cenário foi o escolhido para fazer a modelação dos anos 2061 – 2080.

3.5 Land Change Modeler (LCM)

Após correr os mapas no módulo HBM obtivemos 2 mapas de Habitat Assessment (avaliação do habitat), um relativo às condições atuais e outro para as previsões do modelo climático relativo à série de 2061 – 2080. No módulo vertical Land Change Modeler procedeu-se à comparação de estes 2 mapas. Na interface LCM Session Parameters foram inseridos os 2 mapas como mostra a Figura 7.

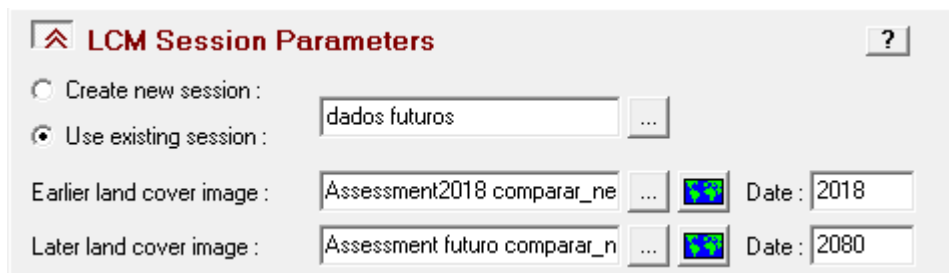


Figura 7: Introdução de dados na interface LCM Session Parameters.

Posteriormente, obteve-se um gráfico de barras na interface Change Analysis o qual mostra os ganhos e perdas entre as duas épocas.

Finalmente, na interface Change Maps foram obtidos mapas com as mudanças entre as duas épocas, de forma a complementar o gráfico de barras.

4 Resultados

São apresentados gráficos, tabelas e mapas dos resultados obtidos através da interface MaxEnt-TerrSet e dos módulos verticais Habitat and Biodiversity Modeler (HBM) e Land Change Modeler (LCM), destacando as descobertas mais significativas do estudo.

4.1 Máxima Entropia

4.1.1 Curva AUC

O modelo (Figura 8) apresenta uma AUC de 0,706 (o que significa que, ao sortear dois pontos, uma ocorrência verdadeira e uma ausência verdadeira), o algoritmo tem 70,6% de probabilidade de classificar corretamente cada um deles, indicando que a capacidade preditiva do modelo é razoável. Valores abaixo de 0,50 tem pouca precisão.

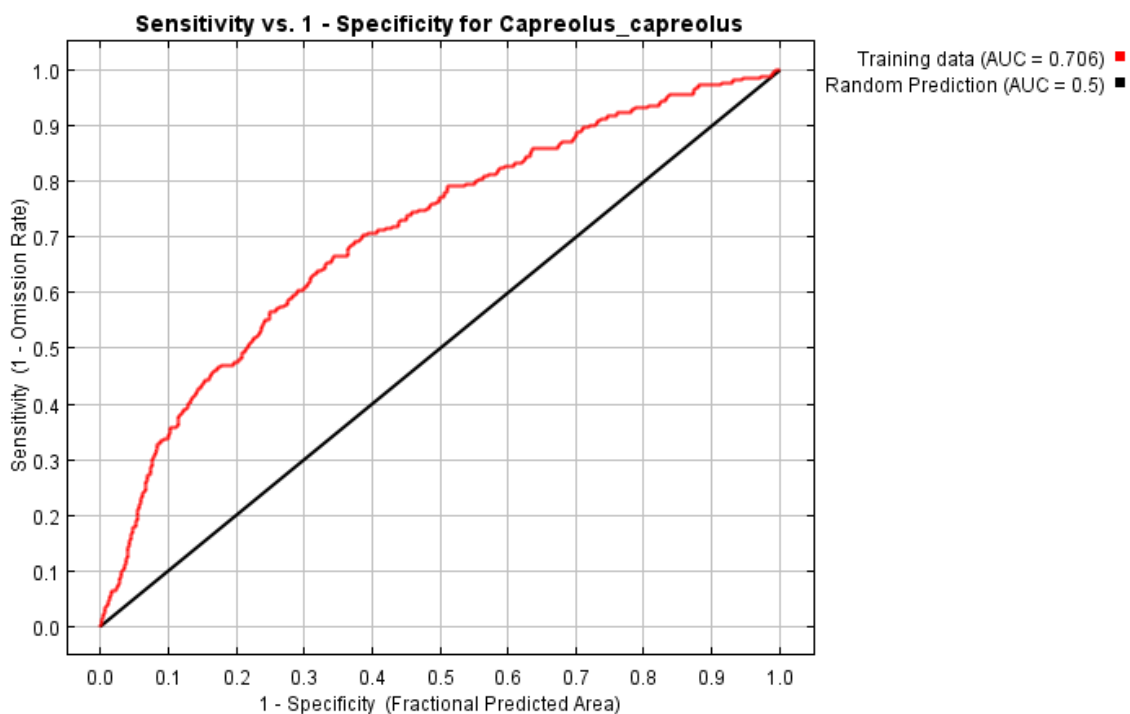


Figura 8: Gráfico da característica de funcionamento do recetor (ROC).

4.1.2 Análise Jackknife

Na Figura 9, podemos observar que a variável BIO15 (Sazonalidade da precipitação) é a que maior influência tem no modelo, quando é utilizada isoladamente, fornece um ganho maior ao modelo. Seguidamente, a que mais influencia o modelo é a variável COS2018_Reclass (uso e ocupação do solo). Isto certifica que essas 2 variáveis possuem uma maior quantidade de informação útil para o modelo. As variáveis Declive e BIO12 (precipitação anual), são as que tem menor contributo para o ganho do modelo. Quando omitida, a variável COS2018_Reclass é a variável que mais reduz o ganho total do modelo, indicando que esta variável possui mais informações que não estão presentes nas demais variáveis. As variáveis Distância rios, Distância urbano, BIO1 (temperatura media anual), Altitude, BIO7 (amplitude térmica anual) também contribui individualmente para o modelo final. Já as variáveis BIO15, COS2018_Reclass e Distância rios são as que parecem possuir maior quantidade de informação diferenciada das restantes variáveis.

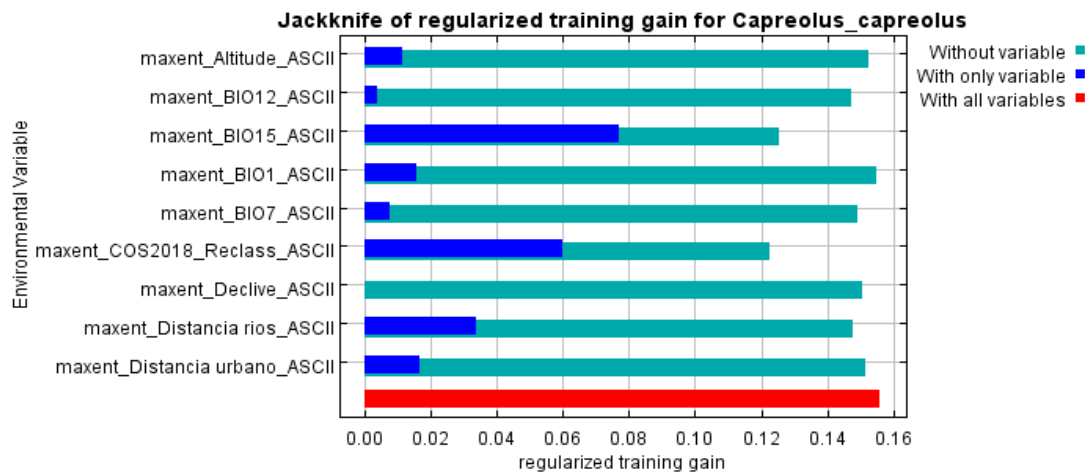


Figura 9: Análise Jackknife da importância das variáveis.

4.1.3 Contribuição de cada variável

A análise da relação entre a ocorrência de corços e as variáveis utilizadas individualmente foi realizada por meio dos perfis das curvas de resposta (Figura 10).

Observando a variável altitude (Figura 10 a; Anexo 7) podemos ver que quanto maior é a altitude mais aumenta a ocorrência de corços, observa-se que há uma grande amplitude de alturas em que é possível a sua ocorrência.

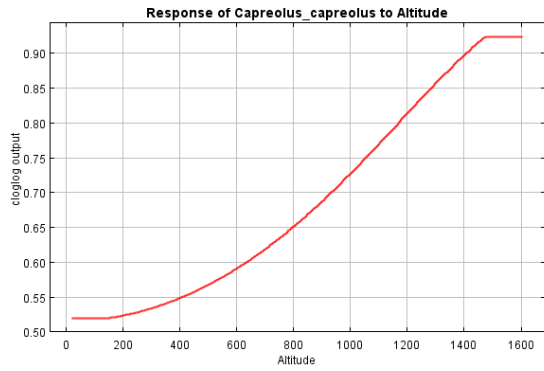
Relativamente à temperatura média anual (BIO1) (Figura 10 b; Anexo 2) observamos que com o aumento das temperaturas médias anuais a ocorrência diminui, podemos dizer que o corço é uma espécie adaptada a temperaturas menos elevadas. Quanto maior a amplitude térmica (BIO7) (Figura 10 c; Anexo 3) maior ocorrência.

Quando o MaxEnt usa apenas a variável correspondente para a execução do modelo (o que é distinto das curvas de resposta marginal) a variável precipitação anual (BIO12) (Figura 10 d; Anexo 4) e sazonalidade da precipitação (BIO15) (Figura 10 e; Anexo 5) tem uma ocorrência negativa. Apesar de que, quando a precipitação anual é usada com as outras variáveis, tem uma ocorrência positiva.

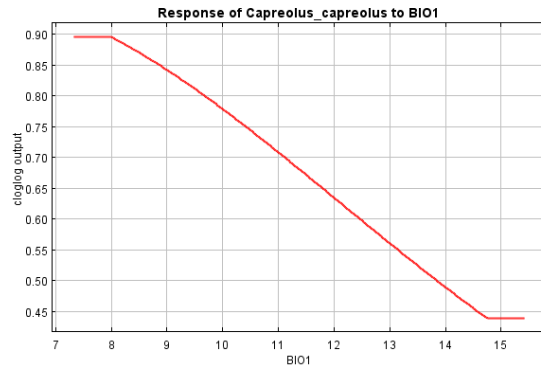
Respetivamente aos usos do solo (Figura 10 f; Anexo 6) as áreas de agricultura (2) consideradas praticamente não possuem ocorrência de corço. Todas as outras classes de uso do solo apresentam ocorrência, verificando que as áreas com folhosas (4) são as áreas mais adequadas para a espécie em estudo.

Com base no gráfico das curvas de resposta, podemos referir que a variável declive (Figura 10 g; Anexo 8) mostra-nos que, a maior declive, maior é a probabilidade de ocorrência de corço, no entanto, este aumento é pouco revelador.

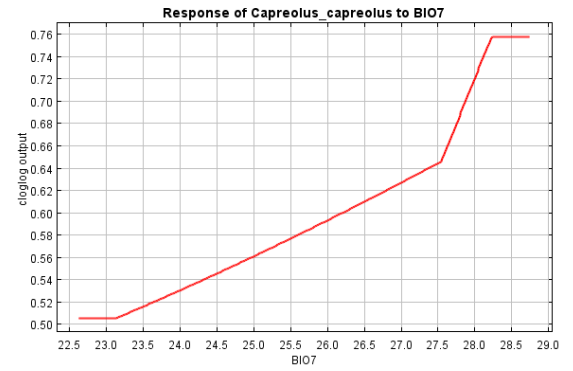
Através das variáveis: distância urbana (Figura 10 h; Anexo 10) e distância rios (Figura 10 i; Anexo 9) observamos ocorrências opostas, isto é, a maior distancia das zonas urbanas, maior ocorrência e a maior distancia dos rios a ocorrência diminui.



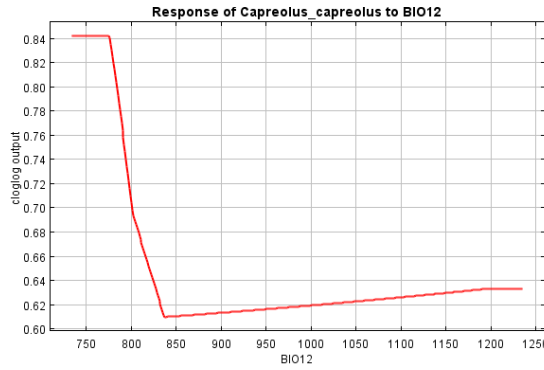
a



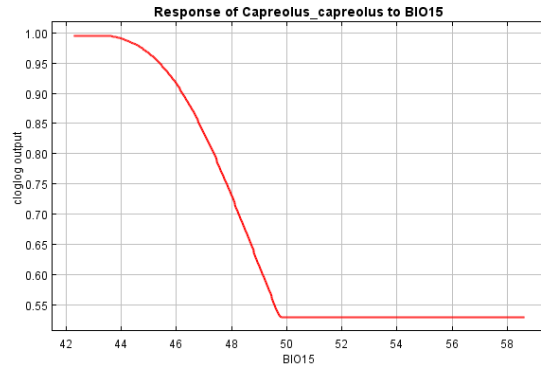
b



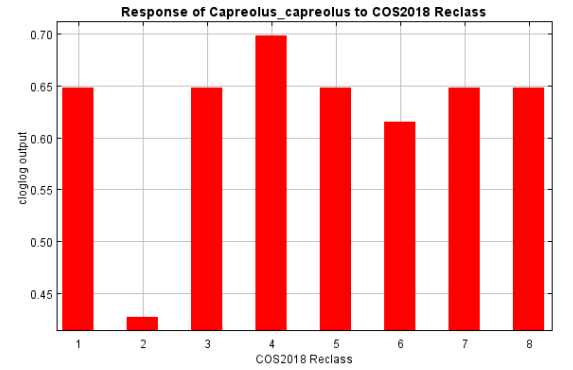
c



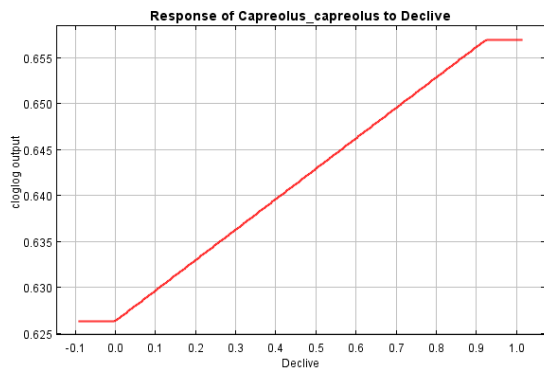
d



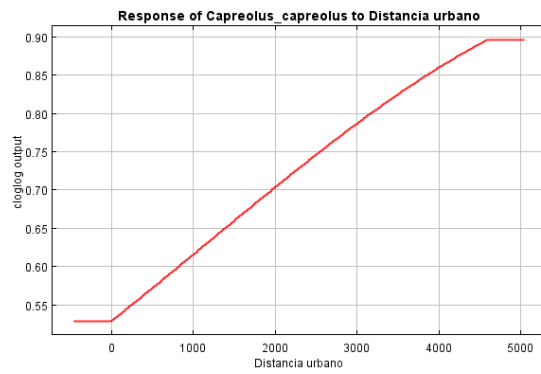
e



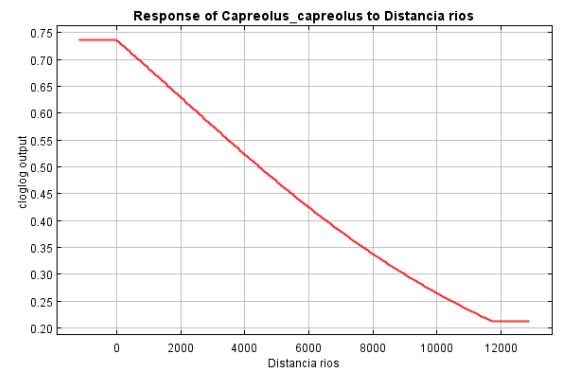
f



g



h



i

Figura 10: Curvas de resposta.

4.1.4 Área de adequabilidade do corço

O resultado da máxima entropia traduz-se num mapa com um Índice de Adequabilidade do Habitat (IAH), que varia entre 0 e 1, sendo 0 adequabilidade muito baixa e 1 adequabilidade muito alta (Figura 11).

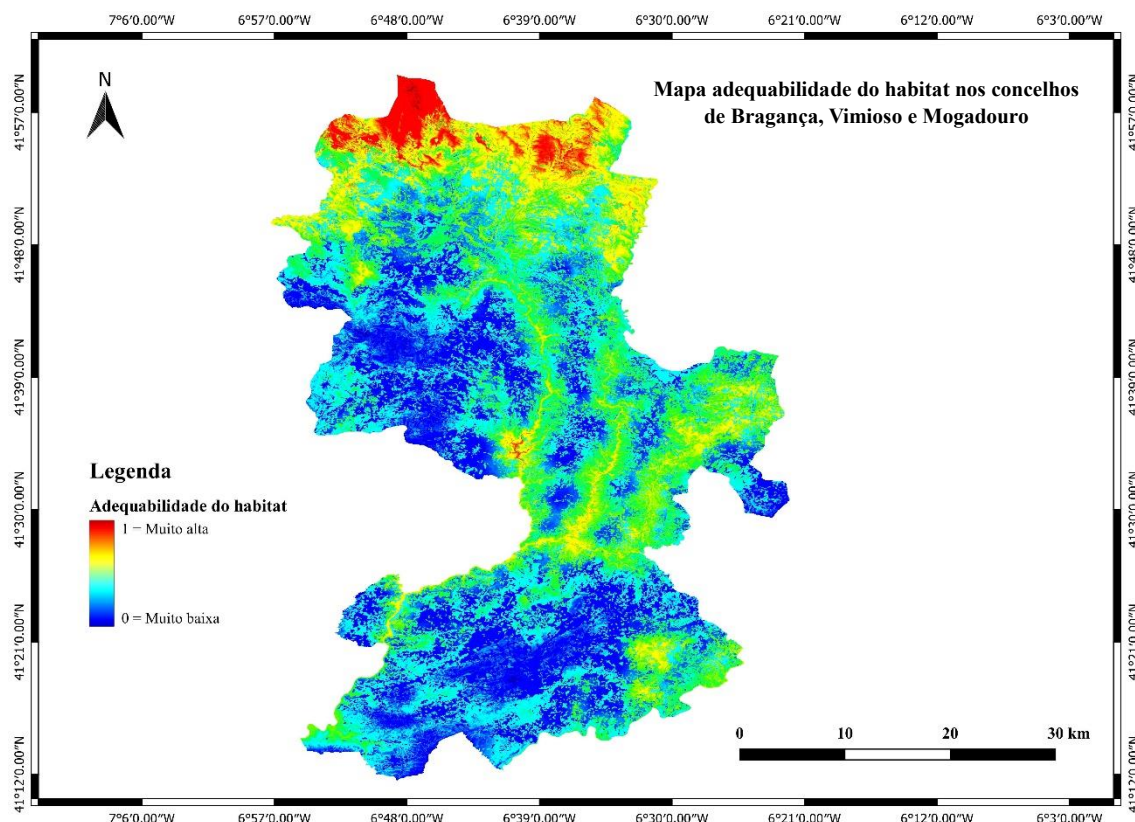


Figura 11: Mapa adequabilidade do habitat.

Como observamos no mapa da Figura 11, as zonas com maior índice de adequabilidade correspondem ao norte do concelho de Bragança, inserido no Parque Natural de Montesinho (PNM) e a uma pequena zona próxima da região de Izeda.

Verificamos ótimas adequabilidades em zonas a norte do concelho de Bragança. Também na serra da Nogueira e na região nordeste que faz fronteira com a vizinha Espanha, no concelho de Bragança. Observamos índices favoráveis de adequabilidade nas zonas limítrofes da cidade de Bragança, isto ocorre devido às zonas de vegetação e zonas florestais que rodeiam a cidade. Observamos que nos cursos de água dos rios Sabor, Maçãs e ribeira de Angueira, encontramos favoráveis índices de adequabilidade. A este do concelho de Vimioso também encontramos índices altos e bons de adequabilidade. Em relação ao seu tamanho o concelho de Vimioso tem quase toda a sua área com bom índice

de adequabilidade. Relativamente ao concelho de Mogadouro, tem índices de adequabilidade baixos, exceto, a norte do concelho ao longo do rio Sabor e a este, próximo da fronteira com Espanha, onde os índices são médio-altos.

4.2 Avaliação do habitat

O mapa de avaliação do habitat define os habitats e corredores potenciais para o corço (Figura 12).

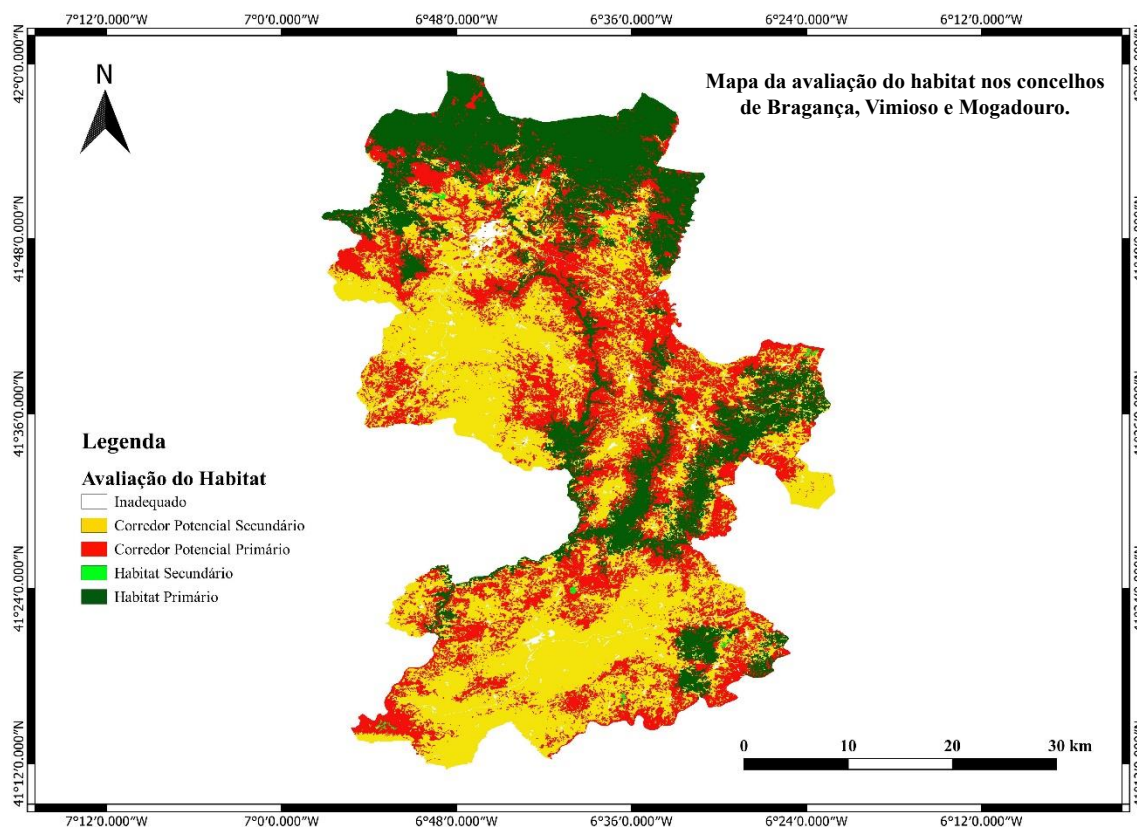


Figura 12: Mapa da avaliação do habitat.

Observamos como o PNM e a Serra da Nogueira são as principais zonas de habitats primários no concelho de Bragança. Notamos que na zona periférica de Bragança encontram-se algumas zonas de habitat primário, estas fazem referência a zonas florestais próximas da cidade. Verificamos que os habitats primários seguem as linhas de água dos rios: Sabor, Maçais e ribeira de Angueira. Observamos zonas isoladas de habitats primários na zona de Bemposta (Mogadouro) e próximo da fronteira da vizinha Espanha.

Relativamente aos habitats secundários, temos uns pequenos núcleos esparsos nos 3 concelhos. Observamos um núcleo isolado de habitat secundário perto da Albufeira do Baixo Sabor.

As restantes zonas do mapa são uma mistura dos corredores potenciais primários e secundários. Isto permite-nos poder criar corredores para que os corços consigam movimentar-se entre habitats e não fiquem isolados. Relativamente às áreas inadequadas estas correspondem às zonas artificializadas pelo Homem.

Comparativamente ao tamanho das áreas verificamos:

- Inadequado: 3711,53 ha; 1,54 % da área estudada.
- Corredor potencial secundário: 106646,11 ha; 44,14 % da área estudada.
- Corredor potencial primário: 73081,96 ha; 30,25 % da área estudada.
- Habitat secundário: 433,14 ha; 0,18 % da área estudada.
- Habitat primário: 57707,97 ha; 23.89 % da área estudada.

4.3 Mudanças na avaliação do habitat no cenário futuro

Comparando a avaliação do habitat atual (2018), com o dos anos 2061 - 2080 (Figura 14), no módulo vertical LCM, podemos observar os ganhos e perdas das diferentes categorias do habitat ao longo dessas épocas (Figura 13).

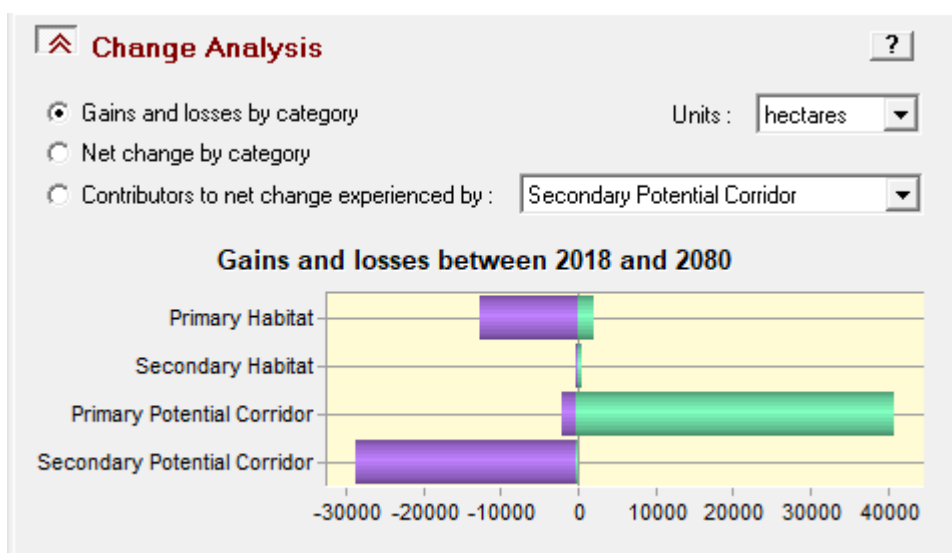


Figura 13: Ganhos e perdas entre os anos 2018 e 2080.

Podemos verificar com base no gráfico, quais as perdas nos habitats primários e nos corredores potenciais secundários. Por outro lado, também observamos os ganhos nos corredores potenciais primários. Em relação ao habitat primário (Primary Habitat) as perdas foram de 12705 ha e os ganhos de 2084 ha. O habitat secundário (Secondary Habitat) detém umas perdas de 382 ha e uns ganhos de 532 ha.

Relativamente aos corredores, no Corredor potencial primário (Primary Potential Corridor), este teve poucas perdas comparativamente com os ganhos que foram descomunais, verificando que perdeu 2105 ha e teve um salientado crescimento de 41210 ha. O contrário aconteceu no corredor potencial secundário (Secondary Potential Corridor), onde este teve só perdas e nenhum ganho, sendo as perdas de 28809 ha. Na tabela seguinte (Tabela 1) podemos observar as mudanças em hectares e percentagem, incluindo as áreas inadequadas. Observando o mapa (Figura 14) conjuntamente com a tabela e o gráfico de barras na Figura 13 podemos verificar uma tendência na mudança dos corredores potenciais primários e secundários.

Tabela 1: Tabela comparativa das áreas dos concelhos em estudo entre 2018 e 2061-2080.

Tipo de habitat	2018		2061-2080	
	Área	%	Área	%
Inadequado	3711,53	1,54	3828,15	1,59
Corredor potencial secundário	106646,11	44,14	77762,50	32,19
Corredor potencial primário	73081,96	30,25	112349,55	46,50
Habitat secundário	433,14	0,18	582,72	0,24
Habitat primário	57707,97	23,89	47057,79	19,48

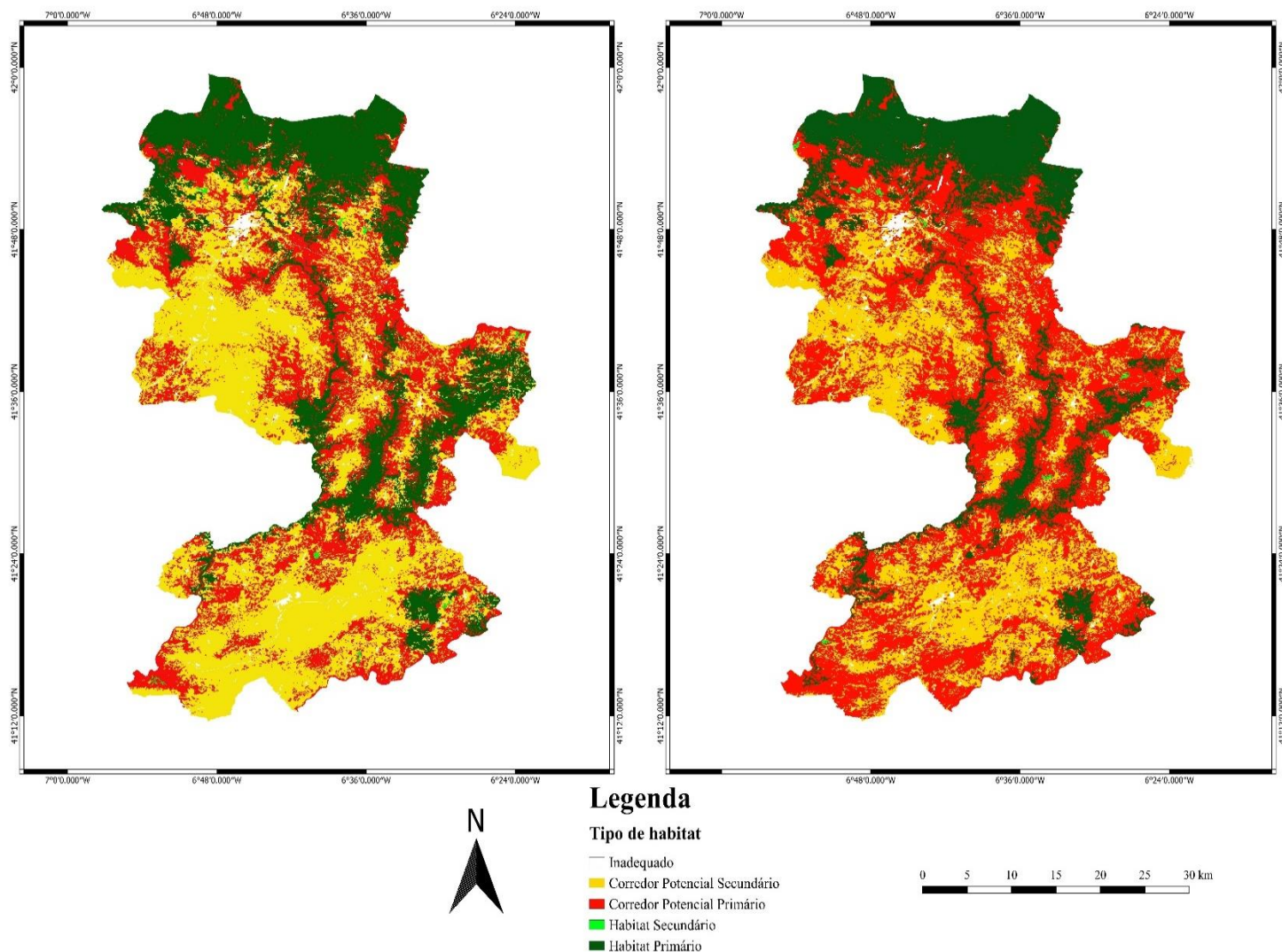


Figura 14: Mapa da avaliação do habitat; esquerda 2018 e direita 2061-2080 nos concelhos de Bragança, Vimioso e Mogadouro.

Equiparando os mapas, vemos que muito do que atualmente é corredor potencial secundário, posteriormente num cenário futuro passaria a ser corredor primário. Relativamente ao habitat primário observamos uma acentuada diminuição nos concelhos de Vimioso e de Mogadouro. Com respeito ao concelho de Bragança, observamos um decréscimo de habitat primário na área da serra da Nogueira e a sul do PNM.

Nos mapas seguintes, é possível observar de forma mais detalhada os ganhos e perdas de cada classe isoladamente. As "losses" representam as perdas, "persistence" indica o que permaneceu igual, e "gains" são os ganhos.

Podemos observar no mapa (Figura 15) que ocorreram perdas acentuadas nos habitats primário e a sul do PNM, também na Serra da Nogueira, e nos habitats que seguem as linhas de água dos rios Sabor, Maçons e da ribeira de Angueira. Verificando ainda outras perdas no este do concelho de Mogadouro.

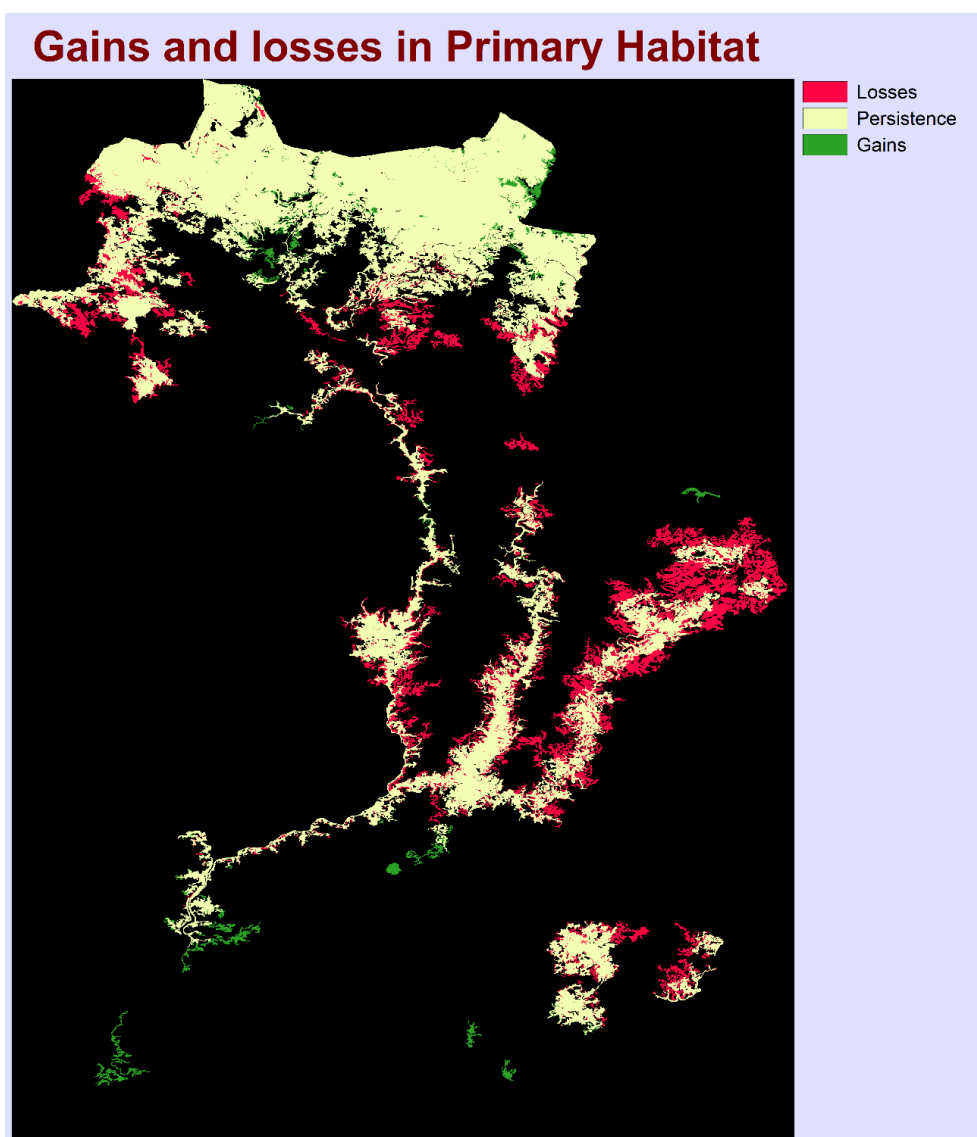


Figura 15: Mapa com os ganhos e perdas no habitat primário.

Relativamente aos ganhos, observamos alguns no PNM e no espaço circundante da cidade de Bragança. Os ganhos mais importantes observam-se a sul e a oeste do concelho de Mogadouro.

Neste mapa (Figura 16) podemos observar como só uma pequena mancha de habitat secundário se manteve igual no mapa, confirmando que tiveram ganhos e perdas de habitat secundário em pequenas manchas fragmentadas.

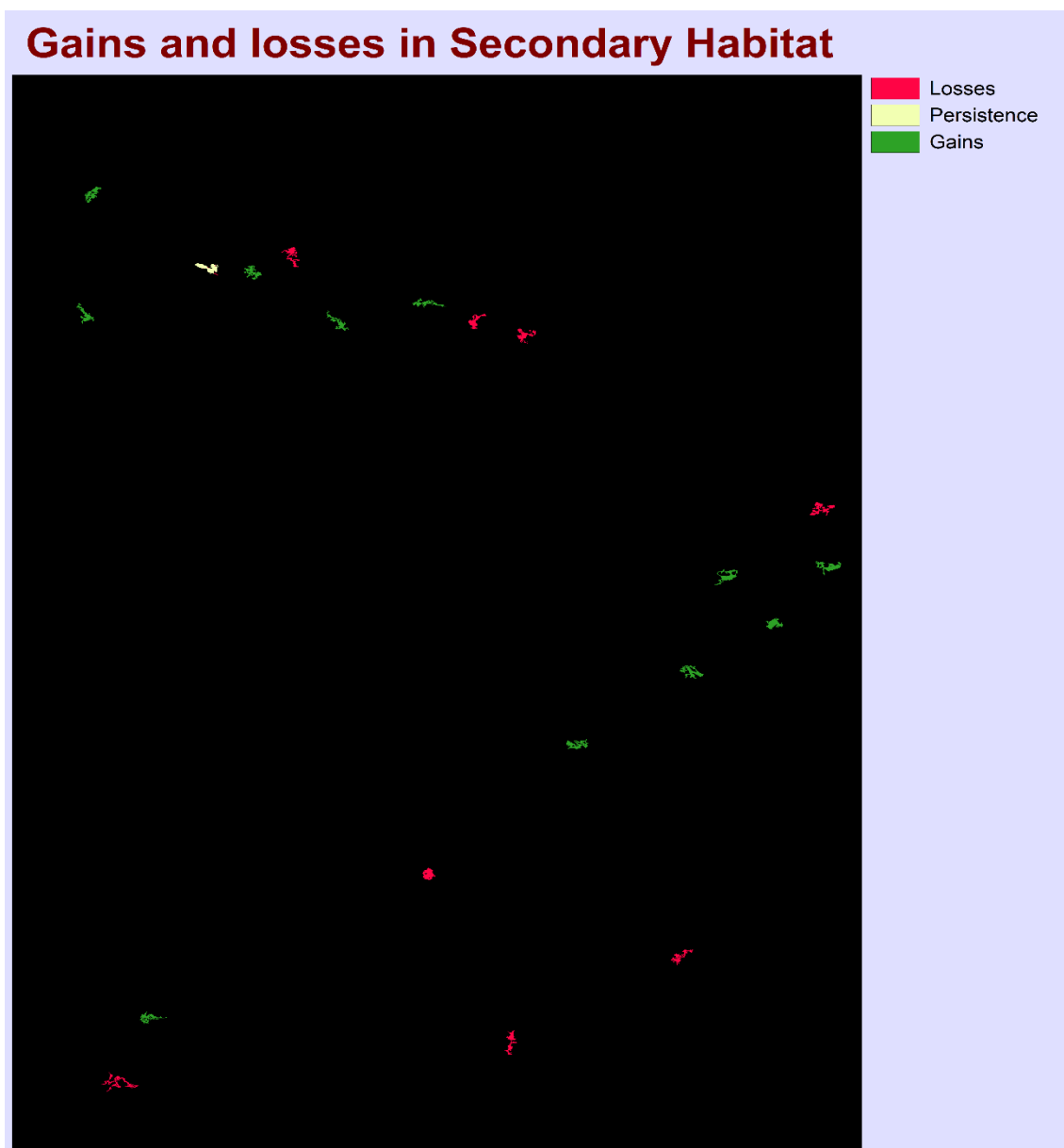


Figura 16: Mapa com os ganhos e perdas no habitat secundário.

Relativamente ao corredor potencial primário (Figura 17) observamos que praticamente toda a área em estudo obteve ganhos. No entanto, também ocorreram perdas sendo as mais acentuadas no PNM e na Albufeira do rio Sabor, além de outras manchas mais

pequenas e isoladas. Verificando que entre os ganhos e a persistência, ou seja, o que se manteve igual ao longo das épocas, equivale aproximadamente a metade da área de estudo correspondendo a 46,50 % da área.

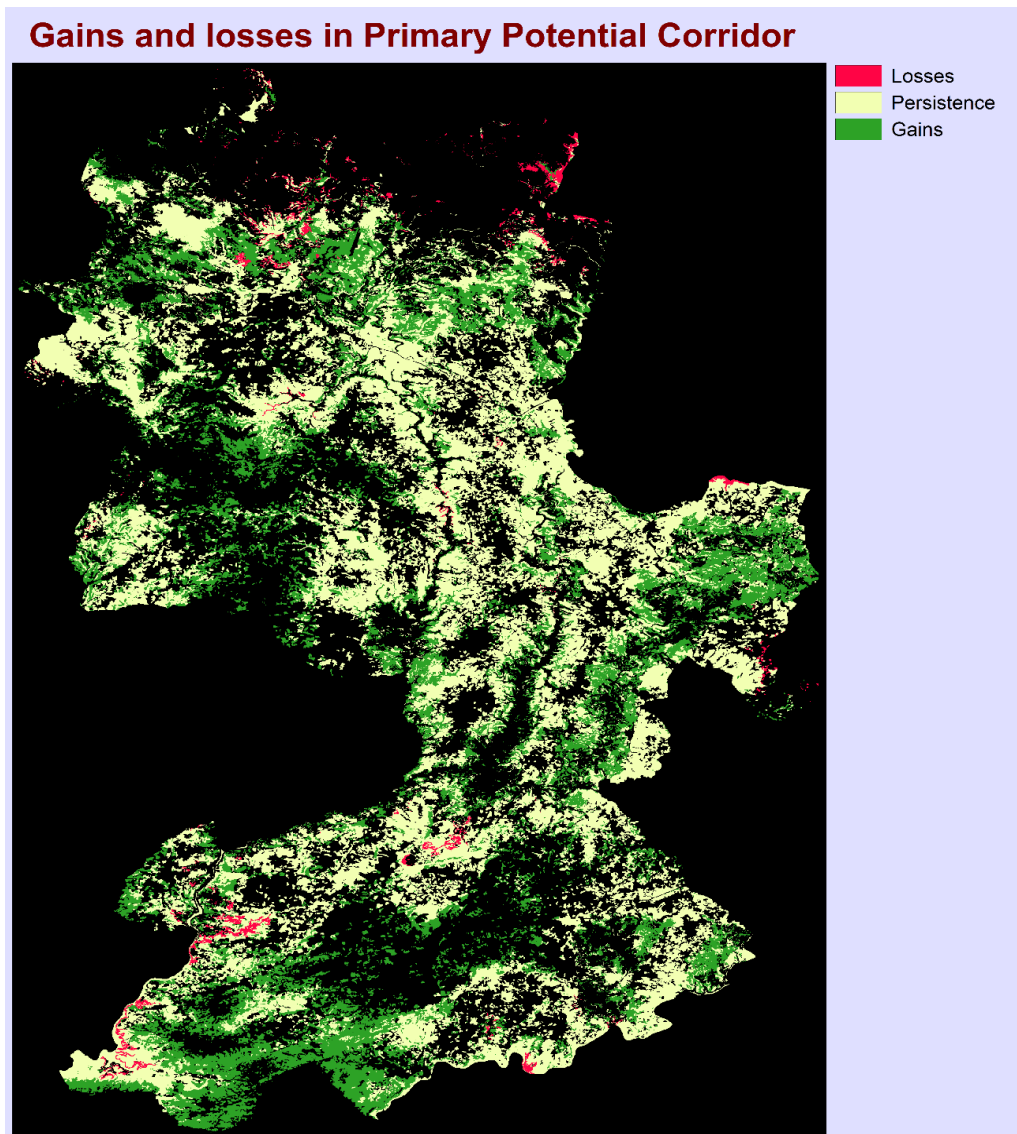


Figura 17: Mapa com os ganhos e perdas no corredor potencial primário

Em oposição a Figura 18 que corresponde aos ganhos e perdas nos corredores potenciais secundários, mostra-nos o contrário, ou seja, nos corredores potenciais primários, só observamos perdas, localizando-se as mais acentuadas a sul do PNM e a sul do concelho de Mogadouro, confirmando que não alcançámos nenhum ganho.

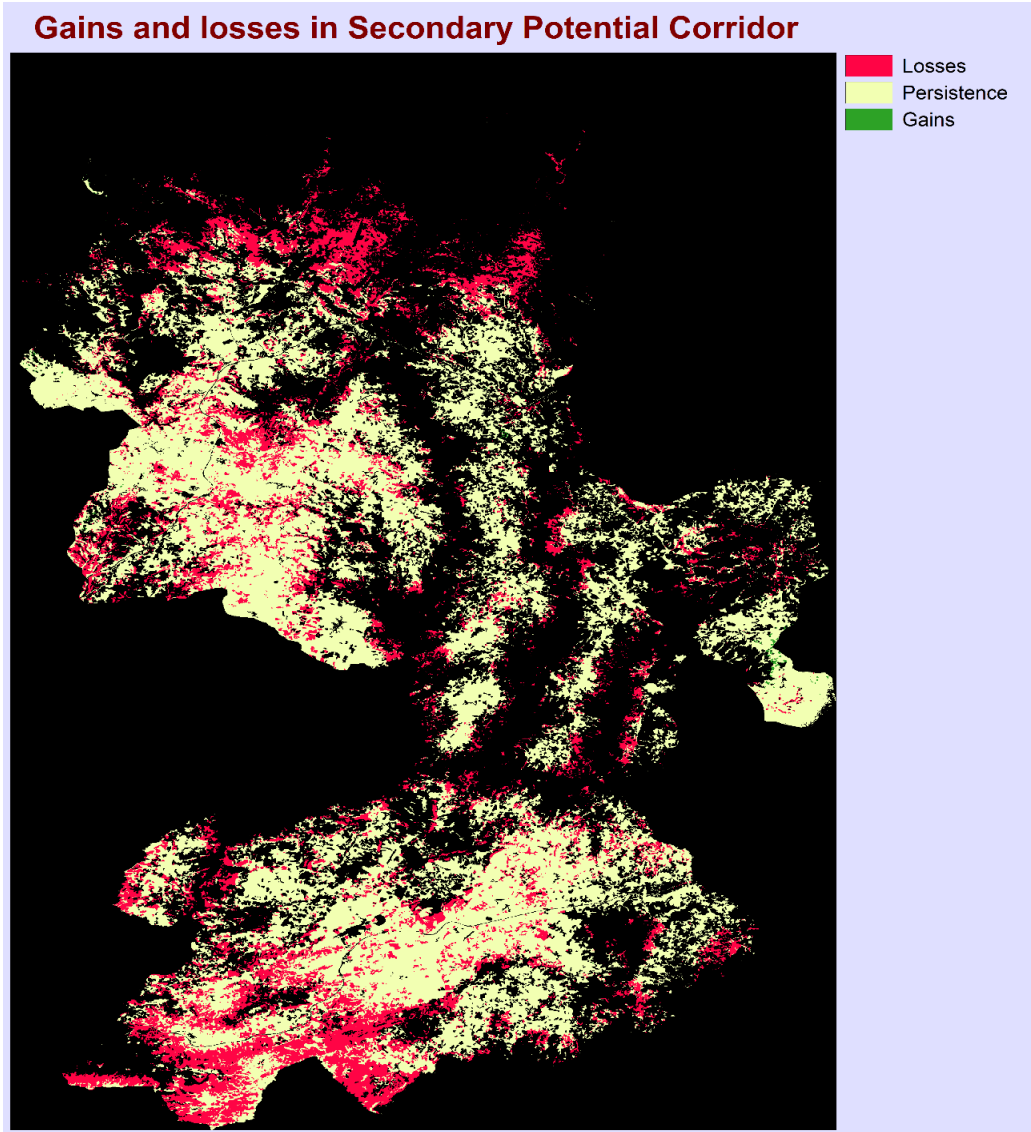


Figura 18: Mapa com os ganhos e perdas no Corredor Potencial Secundário.

5 Discussão

As relações entre os gradientes ambientais e a sobrevivência das populações de uma espécie podem ser utilizadas para modelar a potencial resposta da espécie a esses gradientes (Austin et al., 1990). Dessa forma, é possível criar mapas preditivos de potencial ambiental para a espécie, bem como descrever as características macro ambientais que a definem (Acevedo et al., 2007). Isso é o que alguns autores chamam de distribuição potencial ou até mesmo nicho ecológico da espécie (Soberón & Peterson, 2005), esses tipos de ferramentas analíticas são conhecidos como modelos de distribuição de espécies ou modelos de distribuição de habitat (Guisan & Zimmermann, 2000).

Observando os resultados do modelo MaxEnt deste trabalho, verificamos que a maior importância foi a da variável sazonalidade da precipitação (Figura 10 e; Anexo 5), confirmando que as melhores adequabilidades estão onde a sazonalidade da precipitação é mais baixa, isto indica-nos que quando a ocorrência de chuva é mais dispersa ao longo do ano torna-se mais favorável para o habitat do corço. Na generalidade verificou-se que a maior altitude (Figura 10 a; Anexo 7) também está associada a uma maior adequabilidade para o corço. Freire (2012) verificou também que o corço é uma espécie de altitude, apresentando maior ocorrência em altitudes mais elevadas. O corço pode ser considerado como uma espécie herbívora seletiva (Prior 1995; Danilkin 1996; Krop-Benesch et al. 2013), e os recursos hídricos são importantes para os seus sistemas de digestão. Com base no modelo obtido, os usos do solo, que incluem os tipos de vegetação que servem de alimento ou abrigo e a distância aos rios foram consideradas importantes como resultado da modelação MaxEnt.

É amplamente reconhecido o efeito do clima como um determinante na dinâmica das populações de corços, em particular, a precipitação diária e a cobertura de neve, enquanto a temperatura e o vento foram previamente descritos como fatores condicionantes para esta espécie (Aragón et al., 1995; Latham et al., 1997; Acevedo et al., 2005, 2010b). Estes estudos evidenciam o considerável poder explicativo que as variáveis climáticas apresentam ao examinar os padrões de ocupação das espécies (Múñoz et al., 2005; Acevedo et al., 2010a).

Torres et al. (2011) verificaram que o corço tem tendência a evitar as estradas. Neste modelo essa variável não foi utilizada, devido a que muitas das presenças registadas

ficavam próximas da estrada e por vezes localizadas na mesma estrada asfaltada, isto acontece devido a que muita gente faz as observações do corço nas estradas. O modelo utilizava essa variável como favorável quanto mais perto das estradas, então foi descartada. Isto com base em outros estudos que permitiram descartar esta variável uma vez que os corços não habitam nas estradas e usam-nas apenas como locais de passagem. Não significa que esta variável seja inadequada para obter bons modelos, desde que esta seja utilizada com base em presenças obtidas com evidências em campo, seja através de câmaras, registos de excrementos ou através das marcas na vegetação, que são registadas pelos próprios autores do estudo e não obtidas através de dados de terceiros.

Conforme observado por Baker et al. (2013), os serviços ecossistêmicos representam um quadro potencialmente valioso para a avaliação ambiental. Como resultado, eles desenvolveram uma lista de controlo com o propósito de estabelecer uma base de referência para identificar as vantagens e desvantagens associadas à incorporação dos serviços ecossistêmicos nos planos de gestão.

Para a conservação e gestão da fauna selvagem, é necessário ter uma compreensão espacial clara, abrangente e confiável das espécies, bem como das possíveis opções de conservação (Rabinowitz & Zeller, 2010).

A capacidade de ajustar os parâmetros que descrevem as necessidades espaciais das espécies, mesmo na ausência de dados empíricos, juntamente com a clareza da cartografia analítica (representando habitats primários e secundários, bem como corredores), bem como a cartografia baseada em números (exibindo a distribuição de habitats primários e secundários, além de corredores), e os resultados quantitativos, todos representam recursos valiosos na gestão de planos regionais e nacionais, bem como no processo de discussão pública necessário.

A necessidade de obter informações sobre a abundância de uma espécie ao longo do território está relacionada com diversos níveis. Do ponto de vista da fauna cinegética, muitas vezes é essencial estimar a abundância da espécie para poder adaptar os planos de gestão às particularidades de cada localidade, sem perder de vista o contexto global que a espécie apresenta em toda a sua área de distribuição (Farfán et al., 2008; Real et al., 2009).

Relativamente ao observado no nosso estudo, em relação a avaliação do habitat, os melhores habitats estão relacionados com florestas mistas (florestas de resinosas e

folhosas) e matos. Contudo há povoamentos dessas áreas classificadas como corredores. Cada concelho tem características diferentes nos seus habitats primários, como observado, no concelho de Bragança onde os melhores habitats estão em altitudes mais elevadas e nos concelhos de Vimioso e Mogadouro os habitats estão em altitudes mais baixas. Como analisado no modelo para o cenário futuro os habitats primários serão reduzidos em mais de 10000 ha, afetando sobretudo os habitats primários inseridos nos concelhos de Vimioso e Mogadouro. Serão necessárias estratégias para mitigar essa diminuição e evitar a fragmentação dos habitats primários em pequenas ilhas.

As alterações climáticas têm provado causar reações diferentes em várias espécies (Berteaux et al., 2004; Lovejoy & Hannah, 2005), uma vez que todas elas exigem habitats e requisitos diferentes. Cada espécie reage às mudanças climáticas de acordo com suas características comportamentais, fisiológicas e anatómicas. Para sobreviver, elas rastreiam o clima adequado ou adaptam-se às novas condições climáticas; caso contrário, poderiam desaparecer (Holt, 1990; Parmesan, 2006). Estudos realizados sobre outros ungulados ibéricos, como a cabra montesa (*Capra pyrenaica*) (Real et al., 2010), indicam que a sua distribuição se expandirá num futuro próximo de acordo com os cenários de mudança climática descritos pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (Nakicenovic et al., 2000).

Como mencionado pelos autores Araujo et al. (2012), dadas as incertezas e limitações dos modelos, é pertinente perguntar se é possível proporcionar recomendações úteis para a definição de políticas para a conservação da biodiversidade. A resposta é, claramente, sim. Se é verdade que os modelos têm algumas limitações que os impedem de proporcionar uma estimativa da área real (presente e futura) da distribuição das espécies, também é verdade que estes modelos oferecem estimativas úteis sobre o grau de exposição das espécies às alterações climáticas.

Este software, o TerrSet, pode ser explorado com maior precisão através do ajuste de variáveis específicas e dos valores atribuídos no modelo. Este modelo identifica áreas extensas como corredores principais, mas ao ajustar os valores assumidos e as variáveis, é possível transformar parte dessas áreas de corredor em habitats. Assim, fica em aberto a possibilidade de obter novos mapas com valores e variáveis diferentes.

6 Conclusões e considerações finais

Com este estudo, pretendeu-se oferecer as informações básicas e essenciais para a gestão dos habitats. Existem inúmeros fatores que influenciam o sucesso das espécies, como as mudanças no uso do solo, as interações bióticas, a adaptação evolutiva, entre outros, e as relações entre esses fatores são complexas. Foram exploradas neste trabalho algumas que foram consideradas mais importantes e a ferramenta parece responder bem. Contudo, é aconselhável realizar estudos complementares. Ainda assim, creio que este trabalho pode servir de base aos gestores cinegéticos e outros agentes ligados à gestão do uso da terra e das populações animais, no sentido de que utilizem os corredores delineados neste trabalho, particularmente para a conservação do corço. É necessário fazer um esforço para proteger os núcleos de habitat, especialmente os que estão previstos ficar mais isolados ou com risco de desaparecer.

Neste estudo, prevemos que a espécie contemplará uma grande diminuição na sua extensão do seu habitat devido às alterações climáticas. Posso dizer que os futuros estudos devem prestar atenção aos conflitos entre a fauna selvagem e a intervenção humana. Os fatores que determinam o habitat da espécie são variáveis antropogénicas e baseadas no clima.

Em Portugal, ainda é difícil encontrar estudos sobre o corço, desejo que este estudo entusiasme as pessoas a investigar mais sobre esta espécie.

É importante notar, entretanto, que este trabalho enfrentou limitações, particularmente relacionadas aos parâmetros e requisitos de distribuição da espécie em estudo, que deveriam ter sido submetidos a uma análise comparativa com um painel de especialistas. A maioria dos parâmetros utilizados para a Avaliação do Habitat neste estudo foi obtida a partir de terceiros. Contudo, não há estudos anteriores que abordem os parâmetros introduzidos no TerrSet para esta espécie em particular, o que ressalta a necessidade de compará-los com pesquisas empíricas realizadas em espécies semelhantes ou representativas, a fim de ajustá-los adequadamente. Um estudo como este, e sem poder verificar no campo e com recursos limitados não é suficiente para criar um modelo eficiente de avaliação do habitat para esta espécie. De qualquer forma, este trabalho também pode ser considerado como uma abordagem de cenários.

7 Referências Bibliográficas

Acevedo, P., Cassinello, J., & Gortázar, C. (2007). The Iberian ibex is under an expansion trend but displaced to suboptimal habitats by the presence of extensive goat livestock in central Spain. *Biodiversity and Conservation*, 16(12), 3361-3376.

Acevedo, P., Delibes-Mateos, M., Escudero, M. A., Vicente, J., Marco, J., & Gortázar, C. (2005). Environmental constraints in the colonization sequence of roe deer (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758) across the Iberian Mountains, Spain. *Journal of Biogeography*, 32(9), 1671-1680.

Acevedo, P., Ferreres, J., Jaroso, R., Durán, M., Escudero, M. A., Marco, J., & Gortázar, C. (2010a). Estimating roe deer abundance from pellet group counts in Spain: An assessment of methods suitable for Mediterranean woodlands. *Ecological Indicators*, 10(6), 1226-1230.

Acevedo, P., Ward, A. I., Real, R., & Smith, G. C. (2010b). Assessing biogeographical relationships of ecologically related species using favourability functions: a case study on British deer. *Diversity and Distributions*, 16(4), 515-528.

Afonso, A. I. (1997). Terra, casa e família: valores em mudança numa aldeia de Terras de Miranda (Sendim, 1944-1994). Lisboa: Faculdade de Ciências Sociais e Humanas da Universidade Nova de Lisboa. Dissertação apresentada para a obtenção do grau de doutor em Antropologia, especialidade Antropologia Cultural e Social.

Agroconsultores & COBA. (1991). Carta dos solos, carta do uso atual da terra e carta da aptidão da terra do Nordeste de Portugal, UTAD.

Aguiar, C. F. G. & Rodrigues, A. P. 1998. Flora e Vegetação. Parque Natural de Montesinho. Património Natural Transmontano. João Azevedo Editor, Mirandela.

Aguiar, C. F. G. (2001). Flora e vegetação da Serra da Nogueira e do Parque Natural de Montesinho. Tese de Doutoramento em Engenharia Agronómica, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.

Almeida, L. C. (2011). Análise espacial de dados com o Quantum GIS: exercícios realizados durante tópico especial ofertado pelo programa de Pós-Graduação em Geografia da UFSC. *Observatorium*, 3, 173-194.

- Ammer, C. (1996). Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. *Forest Ecology and Management*, 88, 43–53.
- Andersen, R., Duncan, P., & Linnell, J. D. C. (Eds.). (1998). *European roe deer: The Biology of Success*. Scandinavian University Press, Oslo, Norway.
- Aragon, S., Braza, F., & San José, C. (1995). Socioeconomic, physiognomic, and climate factors determining the distribution pattern of roe deer (*Capreolus capreolus*) in Spain. *Acta Theriologica*, 40(1), 37-43.
- Araújo, M. B., Guilhaumon, F., Neto, D. R., Pozo, I., & Calmaestra, R. (2012). *Biodiversidade e Alterações Climáticas / Biodiversidad y Alteraciones Climáticas*. Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território & Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Lisboa / Madrid. 656 páginas.
- Austin, M. P., Nicholls, A. O., & Margules, C. R. (1990). Measurement of the realized qualitative niche: environmental niches of five Eucalyptus species. *Ecological Monographs*, 60(2), 161-177.
- Azevedo, J. C., Moreira, C., Castro, J. P., & Loureiro, C. (2011). Agriculture Abandonment, Land-use Change and Fire Hazard in Mountain Landscapes in Northeastern Portugal. In C. Li, R. Laforteza, & J. Chen (Eds.), *Landscape Ecology in Forest Management and Conservation: Challenges and Solutions for Global Change* (pp. 329–351).
- Baber, D. W., & Coblenz, B. E. (1986). Density, home range, habitat use, and reproduction in feral pigs on Santa Catalina Island. *Journal of Mammalogy*, 67(3), 512-525.
- Baghdadi, N., Mallet, C., & Zribi, M. (2018a). *QGIS and generic tools*. Wiley, Hoboken.
- Baghdadi, N., Mallet, C., & Zribi, M. (2018b). *QGIS and applications in territorial planning*. Wiley, Hoboken.
- Baghdadi, N., Mallet, C., & Zribi, M. (2018c). *QGIS and applications in water and risks*. Wiley, Hoboken.
- Baghdadi, N., Mallet, C., & Zribi, M. (2018d). *QGIS and applications in agriculture and forest*. Wiley, Hoboken.

- Baker, J., Sheate, W. R., Phillips, P., & Eales, R. (2013). Ecosystem services in environmental assessment — Help or hindrance? *Environmental Impact Assessment Review*, 40, 3–13.
- Berteaux, D., Reale, D., McAdam, A. G., & Boutin, S. (2004). Keeping pace with fast climate change: Can arctic life count on evolution? *Integrative and Comparative Biology*, 44(2), 140–151.
- Block, W. M., & Brennan, L. A. (1993). The habitat concept in ornithology. In *Current Ornithology*, 35-91. Springer.
- Bragança (Portugal) – Wikipédia, a enciclopédia livre. (2023).
- Bugmann, H. (2005). Langfristige Walddynamik unter Huftiereinfluss: Was leisten dynamische Modelle? *Forum für Wissen*, 41–50.
- Bugmann, H., & Weisberg, P. J. (2003). Forest ungulate interactions: monitoring, modeling, and management. *Journal of Natural Conservation*, 10, 193–202.
- Burger, J., & Gochfeld, M. (1998). Effects of ecotourists on bird behavior at Loxahatchee National Wildlife Refuge, Florida. *Environmental Conservation*, 25(1), 13-21.
- Caballero, R. (1985). Habitat y alimentación del ciervo en ambiente mediterráneo. ICONA.
- Cabanau, L., & Valet, G. (2003). *Enciclopedia de La Caza Mayor - El Jabalí y El Corzo*. Madrid, Tikal ediciones.
- Cabral, F., & Telles, G. (1999). *Árvore em Portugal (2a Ed., 1a Ed. 1960)*. Lisboa: Assírio & Alvim.
- Câmara Municipal de Vimioso (2011). *Estudos de caracterização: revisão do PDM do concelho de Vimioso*.
- Carmo, P., & Oliveira, T. (2000). Distribuição das principais presas selvagens do lobo ibérico (*Canis lupus signatus* Cabrera, 1907) a Norte do rio Douro. *Galemys*, 12, 12.
- Carranza, J., & Martínez, J. G. (2002). Consideraciones evolutivas en la gestión de especies cinegéticas. In *Evolución: la base de la biología*, 373-387. Proyecto Sur.
- Carthew, S. M., & Slater, E. (1991). Monitoring animal activity with automated photography. *The Journal of Wildlife Management*, 44, 689-692.

Castro, M., & Fernandez-Nuñez, E. (2014). Soil properties and understory herbaceous biomass in forests of three species of *Quercus* in Northeast Portugal. *Forest Systems*, 23(3), 425.

Cederlund, G., Bergqvist, J., Kjellander, P., Gill, R., Gaillard, J. M., Boisaubert, B., Ballon, P., & Duncan, P. (1998). Managing roe deer and their impact on the environment: Maximizing the net benefits to society. In *The European Roe Deer: The Biology of Success* (Eds. R. Andersen, P. Duncan, & J. D. C. Linnell), pp. 337-372. Oslo: Scandinavian University Press.

CIM-TTM. (2021). Comunidade Intermunicipal das Terras de Trás-os Montes.

Clavell, V. P. (1997). *Gestión Ecológica de Recursos Cinegéticos*. Universidad de Alicante.

Conservação do Lobo (*Canis lupus*) em Portugal - Fomento e conservação das principais presas naturais do Lobo (*Canis lupus signatus*). Relatório final do protocolo com o ICN, no âmbito do Projeto LIFE "Conservação do Lobo em Portugal". Coimbra. Policopiado, 145 pp.

Costa, D. C. D. (2012). Caracterização de variedades minoritárias de *Vitis vinifera* L. da região de Trás-os-Montes e contribuição para o estudo do seu potencial enológico (Tese de doutoramento, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança, Bragança).

Cutts, A., & Graser, A. (2018). *Learn QGIS: your step-by-step guide to the fundamentals of QGIS 3.4*, 4th ed. Packt, Birmingham.

Danilkin, A. (1996). *Behavioural Ecology of Siberian and European Roe Deer*. Chapman and Hall, London, UK.

Debeljak, M., Dzeroski, S., Jerina, K., Kobler, A. (2001). Habitat suitability modeling for red deer (*Cervus elaphus* L.) in South-central Slovenia with classification trees. *Ecological Modeling*, 138, 321–330.

Domisch, S., Jähnig, S. C., Simaika, J. P., Kueemmerlen, M., & Stoll, S. (2015). Application of species distribution models in stream ecosystems: the challenges of spatial and temporal scale, environmental predictors, and species occurrence data. *Fundamental and Applied Limnology*, 186(1–2), 45–61.

- Eastman, J. R. (2003). IDRISI Kilimanjaro: Guide to GIS and Image Processing. Clark Labs, Clark University, Worcester.
- Eastman, J. R. (2015a). TerrSet Manual. Clark Labs, Clark University, MA, EE. UU.
- Eastman, J. R. (2015b). TerrSet Tutorial. Clark Labs, Clark University, MA, EE. UU.
- Farfán, M. A., Vargas, J. M., Guerrero, J. C., Barbosa, A. M., Duarte, J., & Real, R. (2008). Distribution modelling of wild rabbit hunting yields in its original area (S Iberian Peninsula). *Italian Journal of Zoology*, 75, 161-172.
- Flajšman, K. (2017). Effects of individual, population, and environmental factors on parameters of reproductive success of female roe deer (*Capreolus capreolus* L.).
- Fonseca, F., Manso, T., Martins, S., & Castro, M. (2021). A gestão florestal sustentável na prevenção do risco de incêndio: Silvicultura e pastoreio na redução da biomassa combustível. In *Empreendedorismo e Inovação na Engenharia Florestal*, 54–71.
- Freire, A. M. (2012). Modelo da distribuição do Corço (*Capreolus capreolus*) numa área em Trás-os-Montes e os fatores que o condicionam (Dissertação de mestrado), Universidade de Lisboa.
- Garcia, L. A., & Armbruster, M. (1997). A decision support system for evaluation of wildlife habitat. *Ecological Modelling*, 102, 287–300.
- Gaynor, K. M., Hojnowski, C. E., Carter, N. H., & Brashares, J. S. (2018). The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science*, 360(6394), 1232-1235.
- Gies, M. (2015). Species distribution modelling of stream macroinvertebrates at the catchment scale. Doctoral thesis, University of Duisburg-Essen.
- Gill, R. M. A., Johnson, A. L., Francis, A., Hiscocks, K., & Peace, A. J. (1996). Changes in roe deer (*Capreolus capreolus* L.) population density in response to forest habitat succession. *Forest Ecology and Management*, 88, 31–41.
- Goeritz, F., Zenker, W., Klosinski, G., & Schwarzenberger, F. (2010). Comparative assessment of reproductive capacity in European roe deer populations. *European Journal of Wildlife Research*, 56(4), 579-589.
- Gonçalves, D. A. (1985). Contribuição para o estudo do clima da bacia superior do Rio Sabor. Tese de Doutoramento, UTAD, Vila Real.

- Graser, A., Mearns, B., Mandel, A., et al (2017). QGIS: Becoming a GIS Power User. Learning path. Packt, Birmingham, Mumbai.
- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147-186.
- Guisan, A., Thuiller, W., & Zimmermann, N. E. (2017). *Habitat Suitability and Distribution Models: With Applications in R*. Cambridge University Press.
- Hall, L. S., Krausman, P. R., & Morrison, M. L. (1997). The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin*, 25, 173-182.
- Holt, R. D. (1990). The microevolutionary consequences of climate change. *Trends in Ecology & Evolution*, 5(9), 311–315.
- Honda, T. (2009). Environmental factors affecting the distribution of the wild boar, sika deer, Asiatic black bear, and Japanese macaque in central Japan, with implications for human-wildlife conflict. *Mammal Study*, 34(2), 107-116.
- Hurtado, A. F., & Mesa, O. J. (2015). Cambio climático y variabilidad espacio-temporal de la precipitación en Colombia. *Revista EIA*, 12(24), 131-150.
- ICNF (Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas). (2021). Plano de Ordenamento e Gestão do Parque Natural de Montesinho.
- IDEAM, & Rodríguez, A. (2012). Evaluación de las simulaciones de precipitación y temperatura de los modelos climáticos globales del proyecto CMIP5 con el clima presente en Colombia.
- Instituto Politécnico de Bragança/Instituto da Conservação da Natureza (IPB/ICN) (2007). Relatório de caracterização do Plano de Ordenamento do Parque Natural de Montesinho. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Bragança.
- IPMA (2017). Instituto Português do Mar e da Atmosfera.
- IPMA (2020). Instituto Português do Mar e da Atmosfera. Normais Climatológicas - 1981- 2010 (Provisórias) - Bragança.
- IUCN (2016). IUCN Red List of Threatened Species 2016.

- Kays, R., Parsons, A. W., Baker, M. C., Kalies, E. L., Forrester, T., Costello, R., Rota, C. T., Millspaugh, J. J., & McShea, W. J. (2017). Does hunting or hiking affect wildlife communities in protected areas? *Journal of Applied Ecology*, 54(1), 242-252.
- Kliskey, A., Lofroth, E., Thompson, W., Brown, S., Schreier, H. (1999). Simulating and evaluating alternative resource-use strategies using GIS-based habitat suitability indices. *Landscape and Urban Planning*, 45, 163–175.
- Krop-Benesch, A., Berger, A., Hofer, H., & Heurich, M. (2013). Long-term measurement of roe deer (*Capreolus capreolus*) (Mammalia: Cervidae) activity using two-axis accelerometers in GPS-collars. *The Italian Journal of Zoology*, 80(1), 69–81.
- Larson, M. A., Thompson, F. R., Millspaugh, J. J., Dijak, W. D., Shifley, S. R. (2004). Linking population viability, habitat suitability, and landscape simulation models for conservation planning. *Ecological Modelling*, 180, 103–118.
- Latham, J., Staines, B. W., & Gorman, M. L. (1997). Correlations of red (*Cervus elaphus*) and roe (*Capreolus capreolus*) deer densities in Scottish forests with environmental variables. *Journal of Zoology*, 242, 681-704.
- Lechner-Doll, M., Lason, K., Lang, D., & Behrend, A. (2001). Evolutionary aspects of dietary selection and digestion in the European roe deer (*Capreolus capreolus*) with special reference to seasonality. *Mitt. Mus. Nat.kd. Berl., Zool.* 77, 223-227.
- Li, H., Gartner, D. I., Mou, P., Trettin, C. C. (2000). A landscape model (LEEMATH) to evaluate effects of management impacts on timber and wildlife habitat. *Computers and Electronics in Agriculture*, 27, 263–292.
- Limão, J. (2004). Terra Fria Transmontana: recuperação do património e valorização da paisagem rural. *Pessoas e Lugares, Jornal de Animação da Rede Portuguesa LEADER+*, 16(2ª sér.), 9.
- Lone, K., Loe, L. E., Meisingset, E. L., Stamnes, I., & Mysterud, A. (2015). An adaptive behavioral response to hunting: surviving male red deer shift habitat at the onset of the hunting season. *Animal Behaviour*, 102, 127-138.
- Lovejoy, T., & Hannah, L. (2005). *Climate Change and Biodiversity*. New Haven, Connecticut: Yale University Press.

- Lucio, A. J., & Buruaga, M. S. d. (2002). Aportaciones a la gestión sostenible de la caza. Madrid, FEDENCA-EEC.
- Manghi, G., Cavallini, P., & Neves, V. (2011). Quantum GIS: Um desktop potente e amigável. *Revista FOSSGIS Brasil*, 1(2), 10-15.
- Marie, M. K., Adam, W., & Zbigniew, B. (2018). Effects of forest roads on oak trees via cervid habitat use and browsing. *Forest Ecology and Management*, 424, 378-386.
- Martinho, M. M. R. (2009). Variabilidade climática e a produtividade vitivinícola de Trás-os-Montes (Dissertação de mestrado).
- Marzluff, J.M., Millspaugh, J.J., Ceder, K.R., Oliver, C.D., Withey, J., McCarter, J.B., Mason, C.L., Comnick, J., 2002. Modeling changes in wildlife habitat and timber revenues in response to forest management. *For. Sci.* 48, 191–202.
- Mateo, R. G., Felicísimo, Á. M., & Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista chilena de Historia Natural*, 84(2), 217–240.
- Mateos-Quesada, P. (2011). Corzo – *Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758. In *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles* (A. Salvador, Cassinello, J., ed.). Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales.
- Mead, R.A. (1993). Embryonic diapause in vertebrates. *Journal of Experimental Zoology*, 266(6), 629-641.
- Menke K, Smith R, Pirelli L, Van Hoesen J (2016). *Mastering QGIS*. Packt, Birmingham.
- Mogadouro (Portugal) – Wikipédia, a enciclopédia livre (2023).
- Motta, R. (1996). Impact of wild ungulates on forest regeneration and tree composition of mountain forests in the Western Italian Alps. *Forest Ecology and Management*, 88, 93–98.
- Muñoz, A.R., Real, R., Barbosa, A.M., & Vargas, J.M. (2005). Modelling the distribution of Bonelli's eagle in Spain: implications for conservation planning. *Diversity and Distributions*, 11, 477-486.
- Nakicenovic, N., Alcamo, J., Davis, G., De Vries, B., Fenham, J., Gaffin, S., Gregory, K., Grübler, A., Jung, T.Y., Kram, T., La Rover, E.L., Michaelis, L., Mori, S., Morita, T., Pepper, W., Pitcher, H., Price, L., Raihi, K., Roehrl, A., Rogner, H.H., Sankovski, A.,

- Schlesinger, M., Shukla, P., Smith, S., Swart, R., Van Rooijen, S., Victor, N., & Dadi, Z. (2000). IPCC special report on emissions scenarios. Cambridge University Press, Cambridge.
- Neto, J.A.B., & Carneiro, A.F.T. (2010). "Análise e aplicação de softwares livres na estruturação de cadastros territoriais urbanos." CONIC, CTG – UFPE, 4 pp.
- Nobre, J. A. (2004). Cabanhas, casulhos e palombares na Terra de Miranda. Mogadouro: Instituto da Conservação da Natureza, Parque Natural do Douro Internacional.
- Oberosler, V., Groff, C., Iemma, A., Pedrini, P., & Rovero, F. (2017). The influence of human disturbance on occupancy and activity patterns of mammals in the Italian Alps from systematic camera trapping. *Mammalian Biology*, 87(1), 50-61.
- Ortigosa, R.G., De Leo, G.A., & Gatto, M. (2000). VVF: integrating modeling and GIS in a software tool for habitat suitability assessment. *Environmental Modelling & Software*, 15, 1–12.
- Özesmi, U., & Mitsch, W.J. (1997). A spatial habitat model for the marsh-breeding red-winged blackbird (*Agelaius phoeniceus* L.) in coastal Lake Erie wetlands. *Ecological Modelling*, 101, 139–152.
- Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37, 637–669.
- Partl, E. (2002). Expertensystem "Wildökologie – Waldverjüngung": Modellierung der Wechselwirkungen zwischen Waldhabitat und Rehwild (Expert system "wildlife ecology – forest regeneration": Modelling the interactions between forest habitat and roe deer.) *Beiträge zur Umweltgestaltung A 150*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, ISBN 3-503-07049-4, 258 pp.
- Pechanec, V., & Machar, I. (2014). Implementation of decision support tools in ArcGIS and IDRISI and their environmental applications. *International Journal of Circuits, Systems and Signal Processing*, 8, 388–398.
- Perco, F., & Perco, D. (1979). *Il capriolo*. Carso, Sgonico.
- Pereira, J. M. M. (1908). *As Terras entre Sabor e Douro*. Setúbal: J. L. dos Santos & C.^a.

- Pereira, P., Leitão, I., & Martins, J. (2018). Avaliação de parâmetros bioecológicos de uma população de corço (*Capreolus capreolus* L.) numa área protegida no nordeste de Portugal. *Ciência e Técnica Vitivinícola*, 33(1), 21-29.
- Prior, R. (1995). *The roe deer: conservation of a native species*. Swan Hill.
- Putman, R.J. (1996). Ungulates in temperate forest ecosystems: perspectives and recommendations for future research. *Forest Ecology and Management*, 88, 205–214.
- QGIS Development Team. (2017). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.
- Rabinowitz, A., & Zeller, K. A. (2010). A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. *Biological Conservation*, 143(4), 939–945.
- Radeloff, V. C., Pidgeon, A. M., & Hostert, P. (1999). Habitat and population modeling of roe deer using an interactive geographic information system. *Ecological Modelling*, 144, 287-304.
- Real, R., Barbosa, A.M., Rodríguez, A., García, F.J., Vargas, J.M., Palomo, L.J., & Delibes, M. (2009). Conservation biogeography of ecologically interacting species: the case of the Iberian lynx and the European Rabbit. *Diversity and Distributions*, 15(5), 390-400.
- Real, R., Márquez, A.L., Olivero, J., & Estrada, A. (2010). Are species distribution models in climate warming scenarios useful for informing emission policy planning? An uncertainty assessment using fuzzy logic. *Ecography*, 33, 304-314.
- Reimoser, F. (1986). Wechselwirkungen zwischen Waldstruktur, Rehwildverteilung und Rehwildbejagbarkeit in Abhängigkeit der waldbaulichen Betriebsform. Thesis, University of Natural Resources and Applied Life Science, Vienna. VWGÖ 28.
- Reimoser, F. (2001). The role of silviculture in wildlife management. *Fauna e Selvicoltura*, 1, 3-10.
- Reimoser, F., & Gossow, H. (1996). Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *Forest Ecology and Management*, 88, 107-119.

- Reimoser, F., & Zandl, J. (1993). Methodisches Grundkonzept für ein Expertensystem "Wildökologie – Waldverjüngung," Anwendungsbeispiel FIW II – Fallstudie 1 (Schöneben/Oberösterreich). In: Österr. Gesellschaft für Waldökosystemforschung und experimentelle Baumforschung (Hrsg): FIW-Forschungsberichte 1993/4. Univ. f. Bodenkultur, Wien, 104 pp.
- Renfe M. B., & Shaw G. (2000). Diapause. *Annual Review of Physiology*, 62, 353-375.
- Rivas Martínez, S. (1983). Pisos bioclimáticos de España. *Lazaroa*, 5, 33–43.
- Sáenz de Buruaga, M., Lucio, A. J., & Purroy, F. J. (1991). Reconocimiento de sexo y edad en especies cinegéticas. Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.
- Salazar, D. (2009). Distribuição e estatuto do veado e corço em Portugal. Dissertação de mestrado. Universidade de Aveiro.
- Schamberger, M. L., & O'Neil, L. J. (1986). Concepts and constraints of habitat-model testing. In *Wildlife 2000: Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates* (pp. 5-10). Madison.
- Sempéré, A. J., Sokolov, V. E., & Danilkin, A. A. (1996). *Capreolus capreolus*. *Mammalian species*, 538, 1-9.
- Short, R. V., & Hay, M. F. (1966). Delayed implantation in the roe deer *Capreolus capreolus*. *Symposium of the Zoological Society of London*, 15, 173-194.
- Soberón, J., & Peterson, A. T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distribution areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1-10.
- SRTM-DEM was obtained by the Shuttle Radar Topography Mission by SAR Interferometry, in an approximate resolution of 30 m, between latitudes 60S and 60N. Data are available in 14,297 granules of 1 by 1 degrees, from NASA Earth Data.
- Stubbe, C. (1999). *Capreolus capreolus*. In A. J. Mitchell-Jones, G. Amori, W. Bogdanowicz, B. Kryštufek, P. J. H. Reijnders, F. Spitzenberger, M. Stubbe, J. B. M. Thissen, V. Vohralík y J. Zima (Eds.), *The Atlas of European Mammals*. Academic Press.
- Teixeira, R. (2003). Avaliação da ocorrência do corço (*Capreolus capreolus*) na Região AlvãoMarão. Relatório de aprendizagem do curso de Engenharia Florestal. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real. 52 pp.

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., Linnell, J. D. C., Virgós, E., & Fonseca, C. (2011). Factors affecting roe deer occurrence in a Mediterranean landscape, Northeastern Portugal. *Mammalian Biology*, 76, 491-497.

Vicent, J. P., Janeau, G., Quere, J. P., & Spitz, F. (1979). Note sur la repartition et le rythme d'activité du chevreuil (*Capreolus capreolus*) en forêt ouverte. *Annales de Zoologie, Écologie Animale*, 11(2), 145-157.

Vimioso (Portugal) – Wikipédia, a enciclopédia livre. (2023).

Vingada, J. V., Ferreira, A., Keating, A., Sousa J. P., Eira, C., Fonseca, C., Faria, M., Soares, M., Loureiro, S., Sendim, R., Ferreira, S. y Soares, A. M. V. M. (1997).

Wilson, D. E., & Reeder, D. M. (Eds.). (2005). *Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference*. JHU Press.

8 Anexos

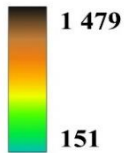


Mapa das ocorrências de corço e altitude nos concelhos de Bragança, Vimioso e Mogadouro

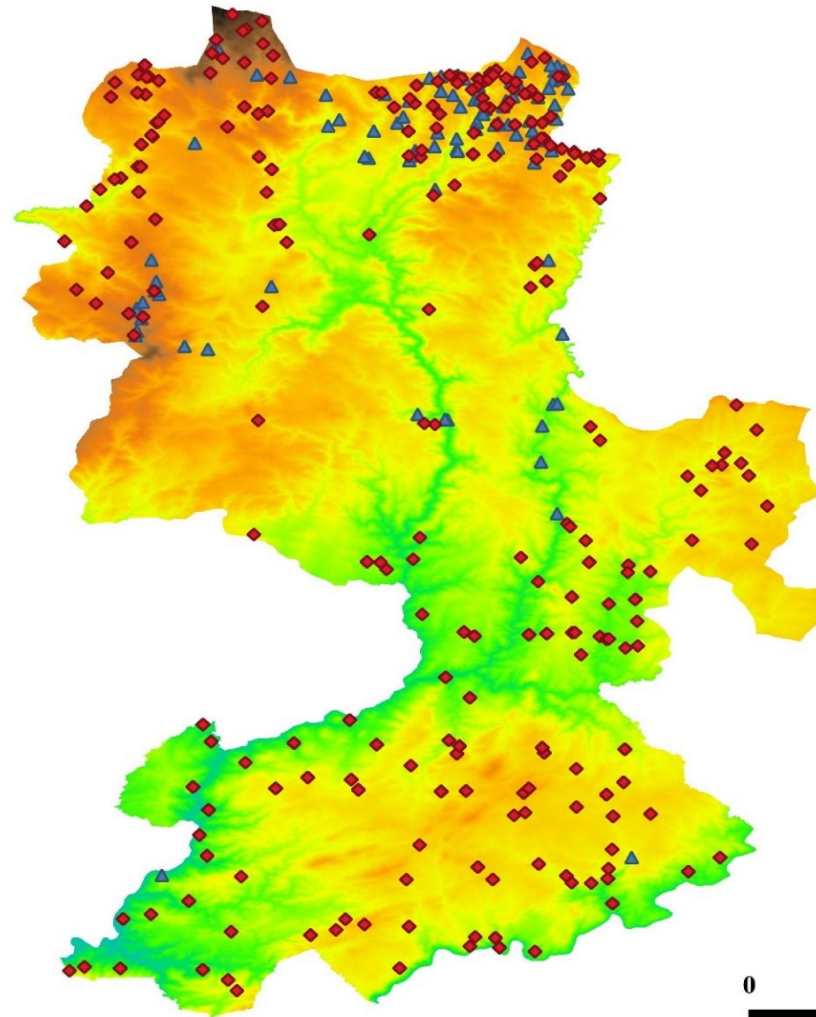
Legenda

- ◆ Ocorrências GBIFF
- ▲ Ocorrências Paulo Cortez

Altitude



Fonte: FCUP; GBIFF;
Paulo Cortez
EPSG: 4326 - WGS 84
Escala 1:275000



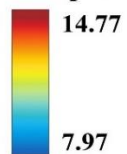
Anexo 1: Mapa das presenças e altitude na área de estudo.



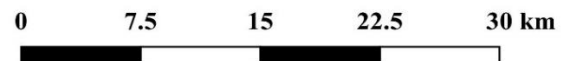
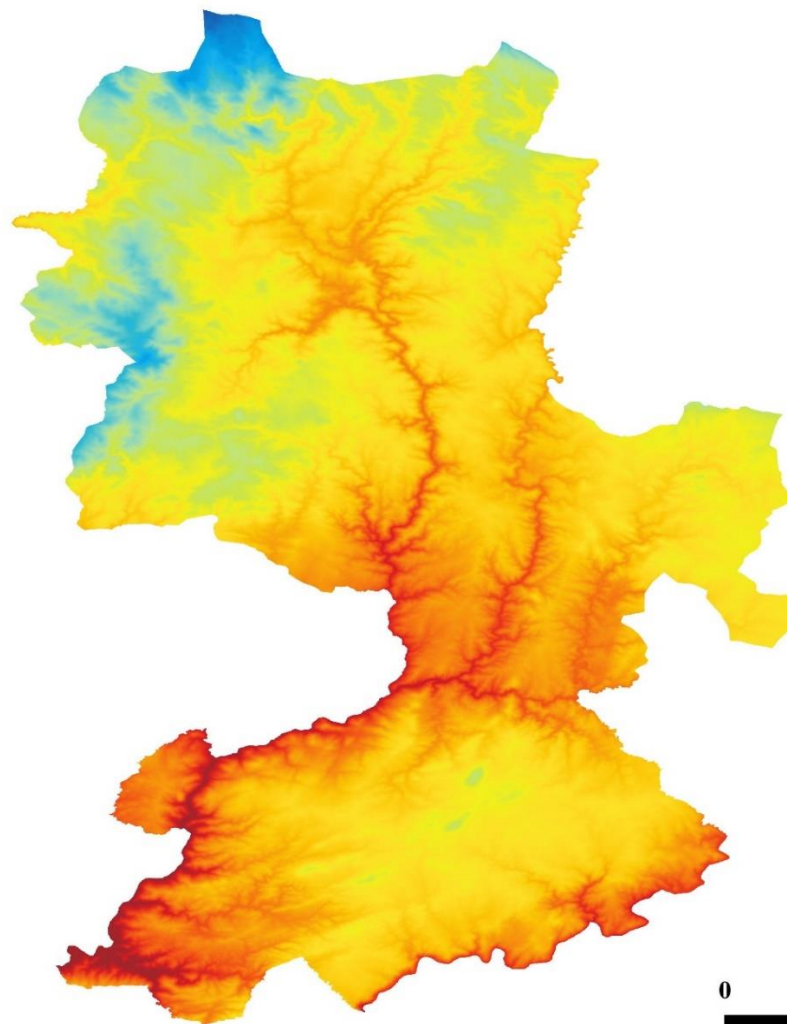
Mapa da temperatura média anual (BIO1) nos concelhos de Bragança, Vimioso e Mogadouro

Legenda

Temperatura média anual



Fonte: WordClim
EPSG:4326 - WGS 84
Escala 1:275000



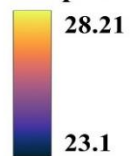
Anexo 2: Mapa da temperatura média anual na área de estudo.



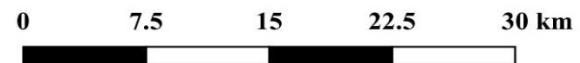
Mapa da amplitude térmica anual (BIO7) nos concelhos de Bragança, Vimioso e Mogadouro

Legenda

Amplitude térmica anual



Fonte: WordClim
EPSG:4326 - WGS 84
Escala 1:275000



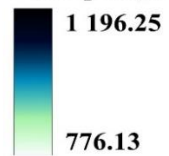
Anexo 3: Mapa da amplitude térmica anual na área de estudo.



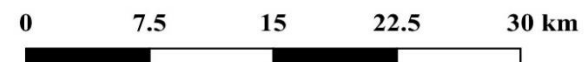
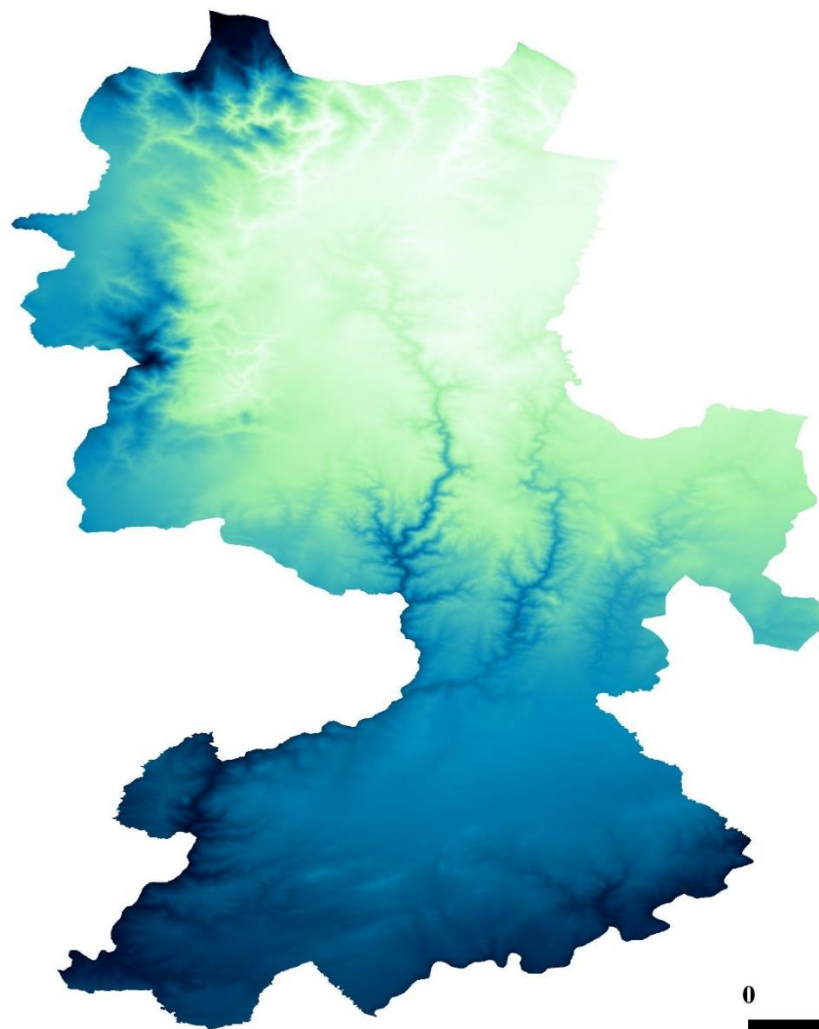
Mapa da precipitação anual (BIO12) nos concelhos de Bragança, Vimioso e Mogadouro

Legenda

Precipitação anual



Fonte: WordClim
EPSG:4326 - WGS 84
Escala 1:275000



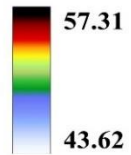
Anexo 4: Mapa da precipitação anual na área de estudo.



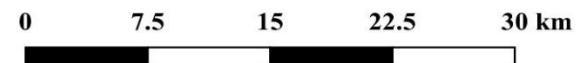
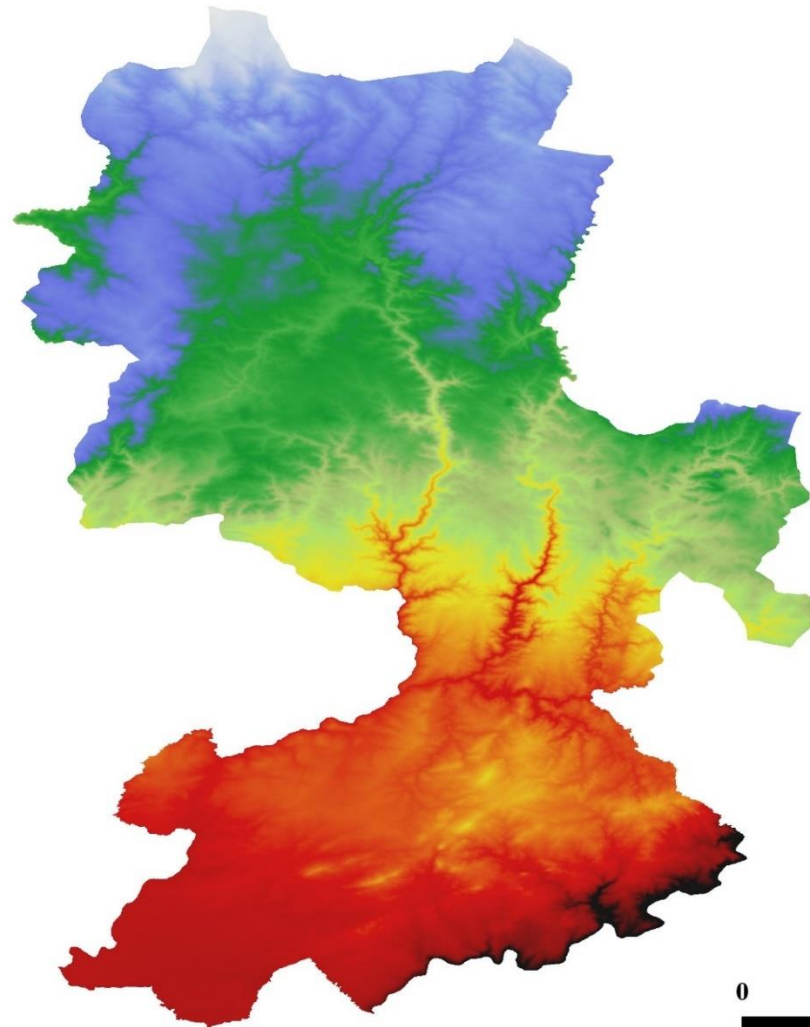
Mapa da sazonalidade da precipitação (BIO15) nos concelhos de Bragança, Vimioso e Mogadouro

Legenda

Sazonalidade da precipitação



Fonte: WordClim
EPSG:4326 - WGS 84
Escala 1:275000



Anexo 5: Mapa da sazonalidade da precipitação na área de estudo.

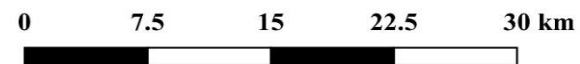
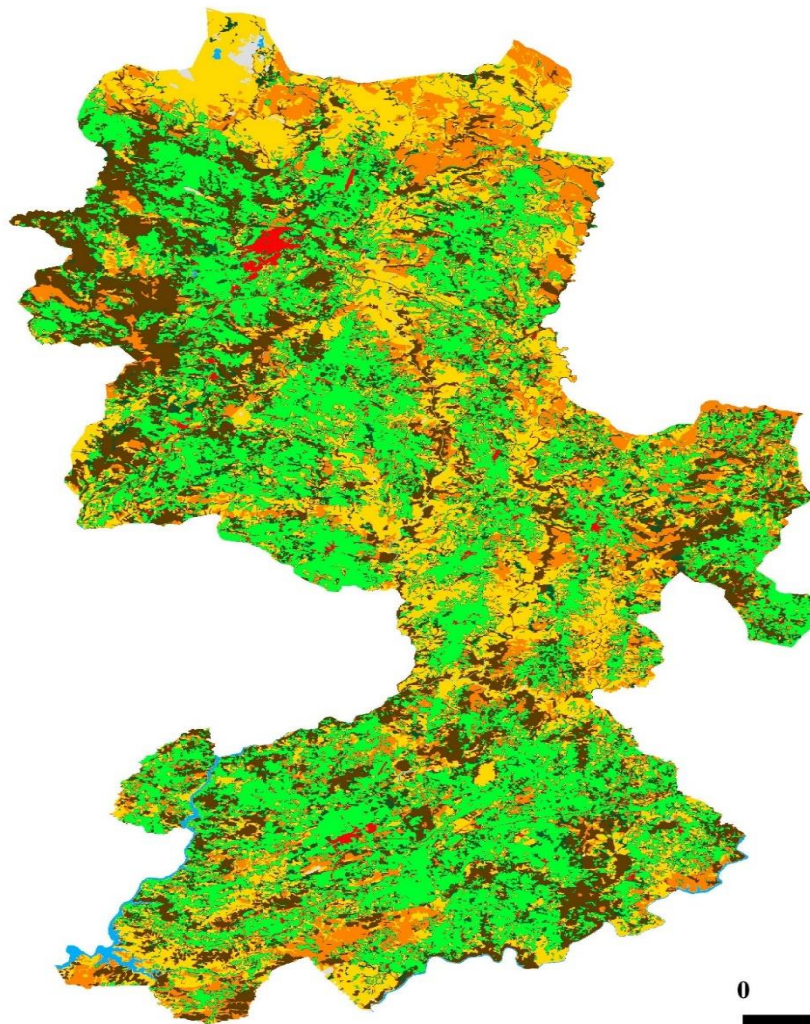


Mapa da COS2018 reclassificada nos concelhos de Bragança, Vimioso e Mogadouro

Legenda

- COS2018 Reclassificada**
-  Territórios artificializados
 -  Agricultura
 -  Pastagens
 -  Floresta de folhosas
 -  Floresta de resinosas
 -  Matos
 -  Espaços descobertos
 -  Massas de água

Fonte: Direção-Geral do
Território
EPSG:4326 - WGS 84
Escala 1:275000



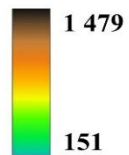
Anexo 6: Mapa da Carta de Uso e Ocupação do Solo (2018) na área de estudo.

Mapa de altitude nos concelhos de Bragança, Vimioso e Mogadouro

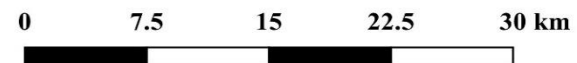
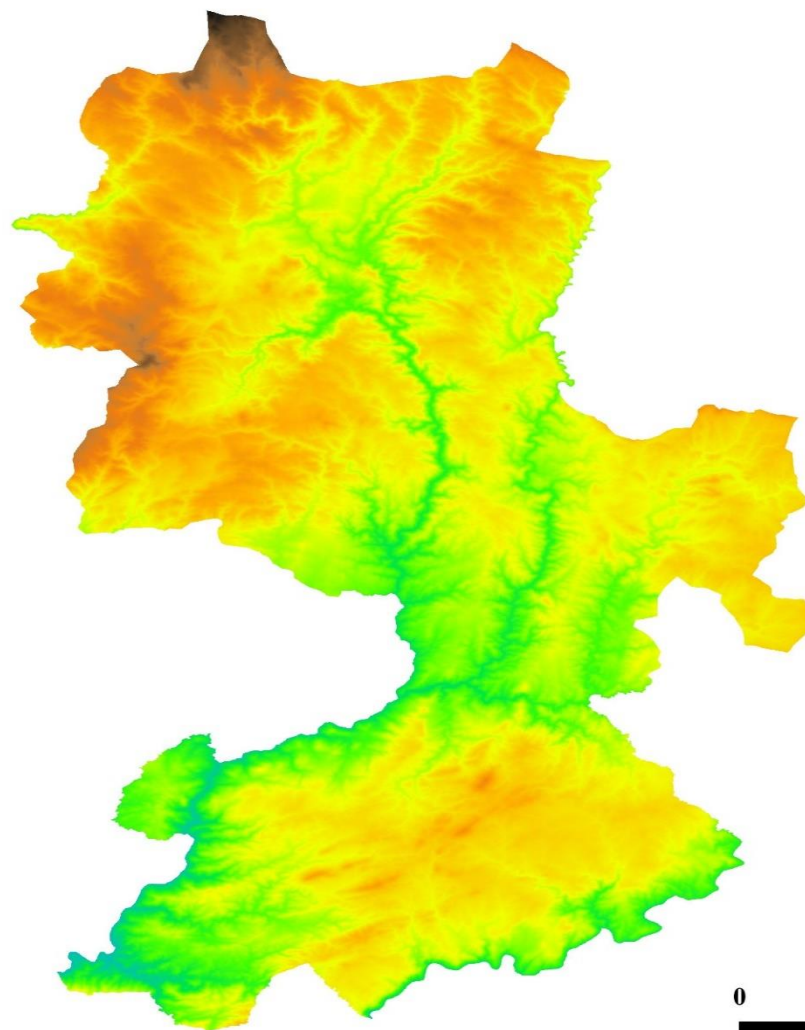


Legenda

Altitude

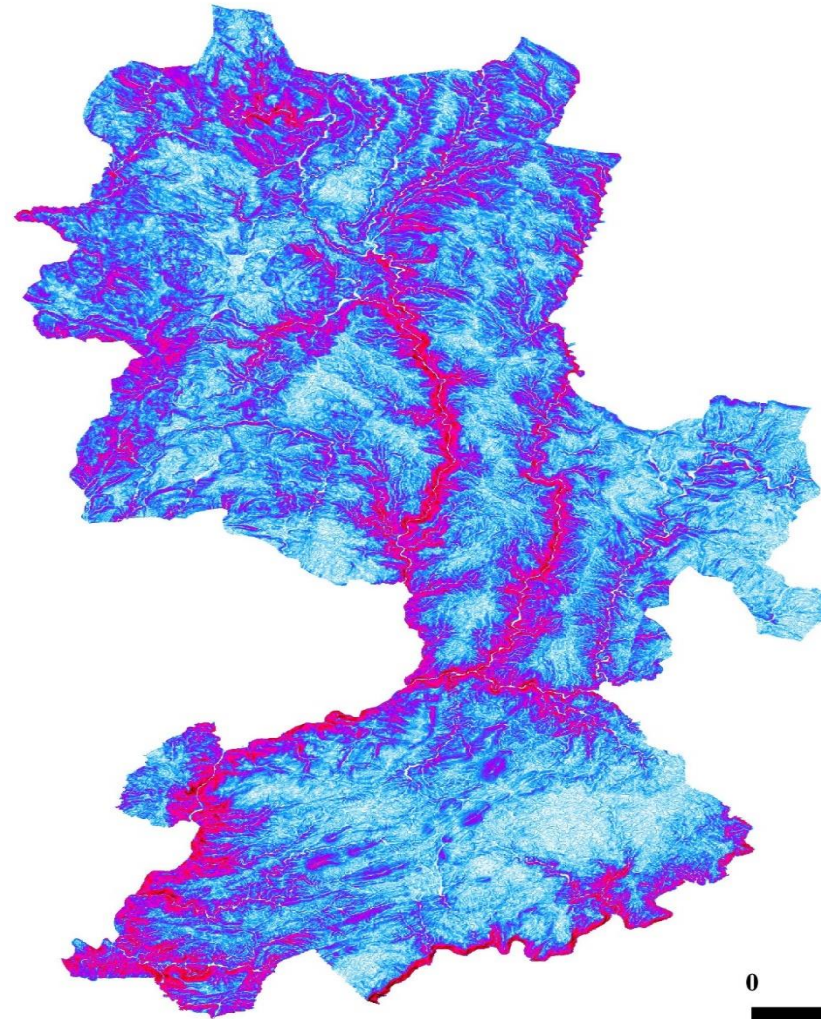


Fonte: FCUP
EPSG:4326 - WGS 84
Escala 1:275000



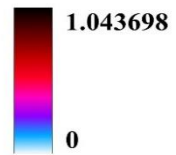
Anexo 7: Mapa da altitude na área de estudo.

Mapa do declive nos concelhos de Bragança, Vimioso e Mogadouro

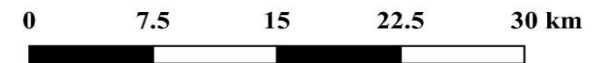


Legenda

Declive



Fonte: QGIS - SAGA
EPSG:4326 - WGS 84
Escala 1:275000



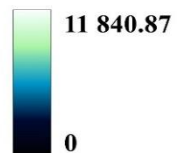
Anexo 8: Mapa do declive na área de estudo.



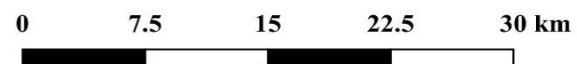
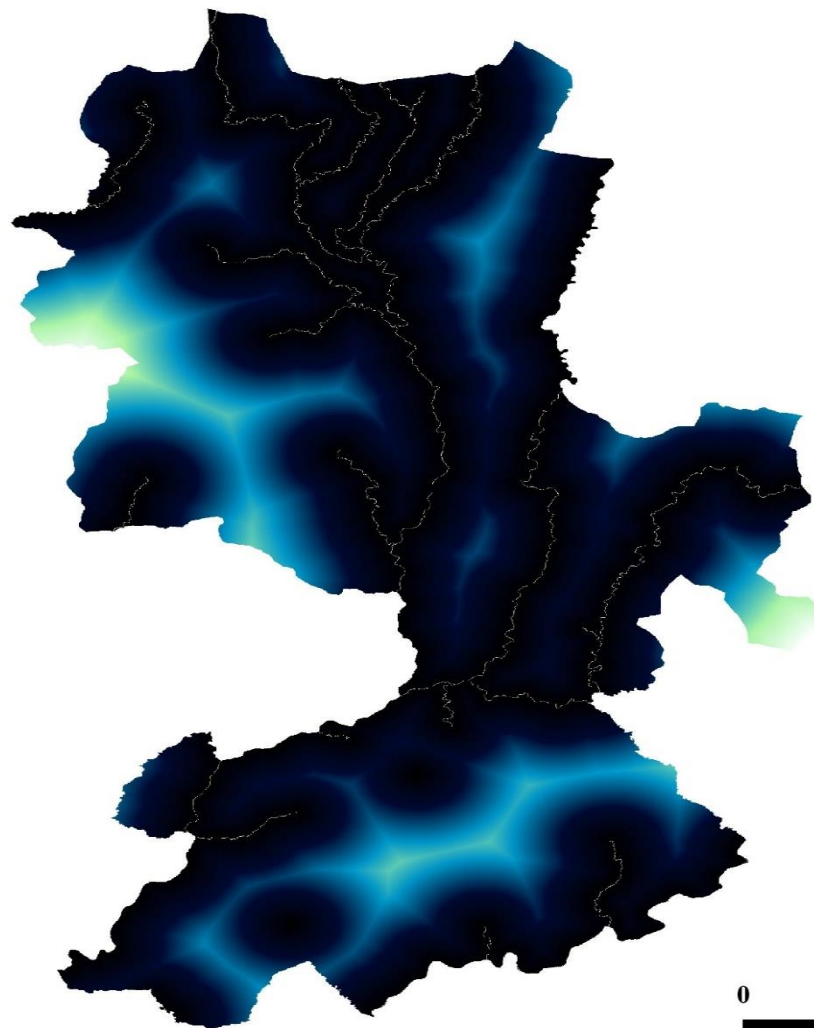
Mapa da distância aos rios nos concelhos de Bragança, Vimioso e Mogadouro

Legenda

Distância aos rios



Fonte: Do autor
EPSG:4326 - WGS 84
Escala 1:275000



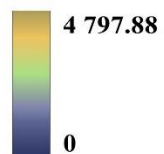
Anexo 9: Mapa da distância aos rios na área de estudo.



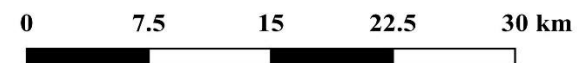
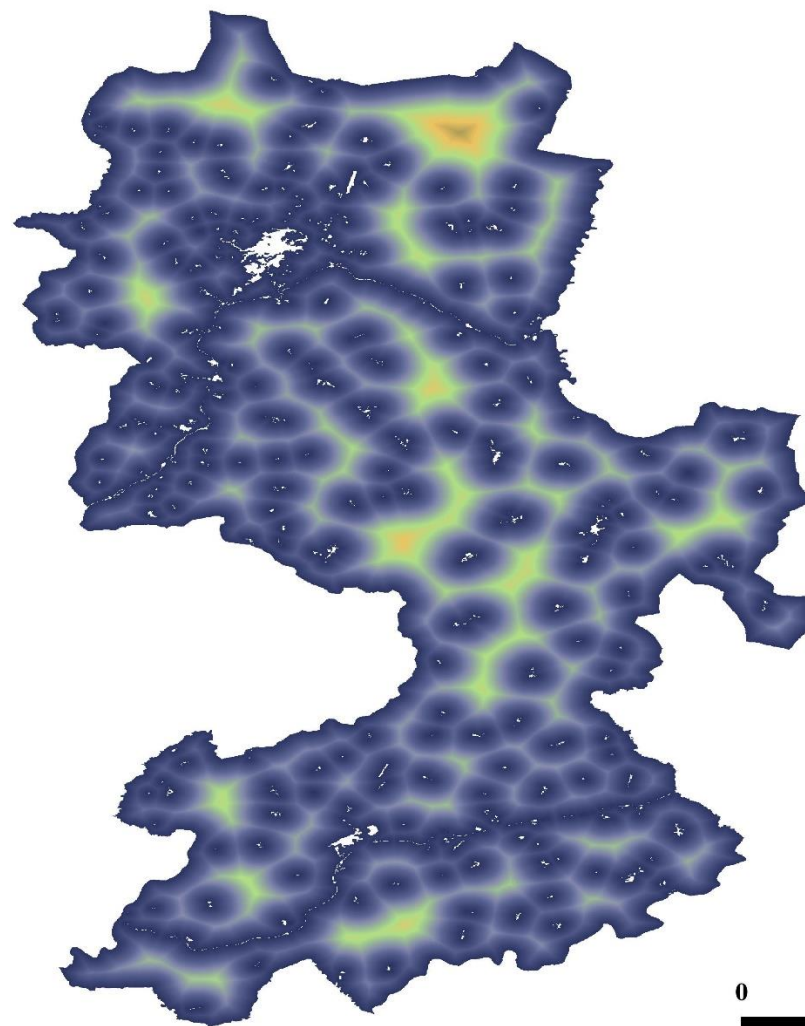
Mapa da distância às áreas urbanas nos concelhos de Bragança, Vimioso e Mogadouro

Legenda

Distância às áreas urbanas



Fonte: Do autor
EPSG:4326 - WGS 84
Escala 1:275000



Anexo 10: Mapa da distância às áreas urbanas na área de estudo.