

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Ciências
ULisboa**

**Modelação espacial da invasão pelo peixe-gato-europeu
(*Silurus glanis*): Os casos de estudo da Península Ibérica e da
Europa**

Rafael Almeida Carreiro

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação orientada por:
Professor Doutor Rui Rebelo
Professora Doutora Cristina Catita

Agradecimentos

Este estudo foi desenvolvido no âmbito do projeto Life Predator (PREvent, Detect and combAT the spread Of SiluRus glanis in south European lakes to protect biodiversity), ao qual agradeço pela oportunidade de desenvolver a minha dissertação de mestrado. Número do Projeto: 101074458 – Acrónimo do Projeto: LIFE21-NAT-IT-PREDATOR.

Gostaria de expressar o meu profundo agradecimento aos meus orientadores, Rui Rebelo e Cristina Catita, pelo apoio e orientação ao longo de todo o percurso da dissertação. A vossa experiência e dedicação foram essenciais para o desenvolvimento deste trabalho. Agradeço ainda pela constante disponibilidade para qualquer questão que surgisse, por me encorajarem tanto a trabalhar como a explorar novos métodos, foram incansáveis.

Gostaria também de expressar o meu sincero agradecimento à equipa Fish Invasions Lab do Filipe Ribeiro pela oportunidade de desenvolver a minha dissertação no âmbito do seu projeto e por me terem recebido tão bem na equipa. Agradeço ainda pela oportunidade de poder ir para o campo, mesmo quando a minha dissertação não o exigia, o que me proporcionou que aprendesse algumas técnicas de trabalho de campo e onde pude desfrutar de momentos inesquecíveis. Agradeço assim às pessoas que foram comigo para o campo: Diogo Dias, Diogo Ribeiro, Rui Rivaes, Filipe Ribeiro, Sofia Nogueira e Christos Gkenas. Agradeço também à Joana Martelo por me ter disponibilizado os dados de presenças de Portugal, bem como pela sua disponibilidade e ajuda prestada.

Por fim, quero expressar a minha gratidão aos meus pais e à minha avó por me proporcionarem este mestrado, e por último deixo o meu agradecimento aos meus amigos, Leonor, Márcia e Luan, que me têm acompanhado não só na minha jornada durante a dissertação, mas também ao longo de vários anos que os conheço.

Resumo

As espécies não nativas invasoras são das principais causas de declínio da biodiversidade nos ecossistemas de água doce. Um exemplo de uma espécie não nativa invasora é o peixe-gato-europeu (*Silurus glanis*), que tem grandes impactos principalmente por predação sobre as espécies nativas, sendo introduzido principalmente devido à pesca desportiva e à aquicultura em vários países da Europa. Na Península Ibérica, ocorre nas bacias dos rios Ebro, Tejo, Douro, Guadalquivir, Ter e Llobregat. Devido aos seus impactos, é importante prever os locais com maior adequabilidade para a espécie no futuro. Neste trabalho, utilizou-se os métodos de máxima entropia (MaxEnt), análise espacial multicritério e regressão geográfica ponderada (GWR), e foram utilizadas como variáveis explicativas tanto variáveis bioclimáticas, como topográficas e antrópicas. As variáveis com maior contribuição para explicar a adequabilidade na Europa foram a temperatura máxima do mês mais quente e a mínima do mês mais frio, enquanto para a Península Ibérica e para as bacias dos rios Ebro e Tejo foi a ordem dos rios; contrariamente ao esperado, as variáveis antrópicas não tiveram importância, provavelmente devido à introdução intensiva mesmo em locais menos perturbados, com vista à pesca desportiva. Assim, os resultados indicam que praticamente toda a Europa apresenta condições adequadas ao estabelecimento da espécie. Na Península Ibérica, todas as bacias são passíveis de serem invadidas, com destaque para os rios principais, seguidos pelos afluentes de maior dimensão. No entanto, a região norte de Portugal, nordeste de Espanha e os rios que drenam da cordilheira Cantábrica para norte apresentam menor adequabilidade. Por último, as projeções para as bacias dos rios Ebro e Tejo indicam que os rios principais e os afluentes de maior dimensão são aqueles com maior aptidão. Esta informação pode ser relevante para a conservação e monitorização dos ecossistemas europeus, pois permite identificar as áreas mais vulneráveis à invasão.

Palavras-chave: Modelo de distribuição de espécies; MaxEnt; SIG; Espécies não nativas invasoras; rede hidrográfica.

Abstract

Invasive non-native species are among the main causes of biodiversity decline in freshwater ecosystems. An example of an invasive non-native species is the European catfish (*Silurus glanis*), which has significant impacts mainly due to predation on native species, and was introduced mainly for sport fishing and aquaculture in several European countries. In the Iberian Peninsula, it occurs in the basins of the Ebro, Tagus, Douro, Guadalquivir, Ter, and Llobregat rivers. Due to its impacts, it is important to predict the areas with the highest suitability for the species in the future. In this work, the methods of maximum entropy (MaxEnt), multi-criteria spatial analysis, and geographically weighted regression (GWR) were used, and bioclimatic, topographic, and anthropogenic variables were employed as explanatory variables. The variables with the highest contribution to explaining suitability in Europe were the maximum temperature of the warmest month and minimum temperature of the coldest month, while for the Iberian Peninsula and the basins of the Ebro and Tagus rivers, it was the river order. Contrary to expectations, anthropogenic variables had no importance, probably due to the intensive introduction even in less disturbed areas for sport fishing. Thus, the results indicate that almost all of Europe presents suitable conditions for the establishment of the species. In the Iberian Peninsula, all basins are likely to be invaded, with the main rivers, followed by the larger tributaries, standing out. However, northern Portugal, northeastern Spain, and the rivers that drain the Cantabrian Mountains to the north present lower suitability. Lastly, the projections for the Ebro and Tagus river basins indicate that the main rivers and the larger tributaries are those with the highest suitability. This information may be relevant for the conservation and monitoring of European ecosystems, as it allows the identification of the areas most vulnerable to invasion.

Keywords: Species distribution model; MaxEnt; SIG; Invasive non-native species; river network.

Índice

Agradecimentos.....	II
Resumo.....	III
Abstract	IV
Índice de figuras	VI
Índice de tabelas	VII
Lista de abreviatura, siglas e símbolos.....	VIII
1 Introdução.....	1
2 Métodos.....	5
2.1 Área de estudo.....	5
2.2 Fonte dos dados.....	7
2.3 Análise de dados.....	8
2.3.1 Pré-processamento dos dados.....	9
2.3.2 Seleção das variáveis.....	10
2.3.3. Modelação	10
3 Resultados	12
3.1 Constatação dos dados.....	12
3.2 Seleção das variáveis.....	12
3.3 Máxima entropia (MaxEnt).....	13
3.3.1 Área de distribuição nativa (AN)	14
3.3.2 Área total (AT)	15
3.3.3 Península Ibérica (PI)	17
3.3.4 Bacia do rio Ebro (BRE)	19
3.3.5 Bacia do rio Tejo (BRT).....	21
3.4 Análise espacial multicritério.....	23
3.4.1 Área de distribuição nativa (AN)	23
3.4.2 Área total (AT)	25
3.4.3 Península Ibérica (PI)	26
3.4.4 Bacia do rio Ebro (BRE)	28
3.4.5 Bacia do rio Tejo (BRT).....	29
3.5 Comparação entre os resultados produzidos pela Máxima entropia e pela Análise espacial multicritério.....	31
3.5.1 Área de distribuição nativa (AN)	31
3.5.2 Área total (AT)	31
3.5.3 Península Ibérica (PI)	31

3.5.4	Bacia do rio Ebro (BRE)	32
3.5.5	Bacia do rio Tejo (BRT)	32
3.6	Regressão geográfica ponderada	32
3.6.1	Península Ibérica (PI)	32
3.6.2	Bacia do rio Ebro (BRE)	33
3.6.3	Bacia do rio Tejo (BRT)	34
4	Discussão	36
	Referências bibliográficas	42
	Anexos	47

Índice de figuras

Figura 1	– Área de distribuição nativa (AN) e área total (AT), com a localização dos respetivos pontos de presença de peixe-gato-europeu.	6
Figura 2	– Península Ibérica (PI), bacias dos rios Ebro e Tejo, com a localização dos respetivos pontos de presença de peixe-gato-europeu.	6
Figura 3	– <i>Workflow</i> da metodologia aplicada.	9
Figura 4	– Histogramas das variáveis da temperatura máxima do mês mais quente da área de distribuição nativa (A) e da temperatura média do trimestre mais húmido para a área total (B).	12
Figura 5	– Curva ROC (<i>receiver operating characteristic</i>) e valor da AUC do modelo preditivo para a área nativa.	14
Figura 6	– Adequabilidade para a espécie na área total utilizando as localizações da área de distribuição nativa.	15
Figura 7	– Curva ROC (<i>receiver operating characteristic</i>) e valor da AUC do modelo preditivo para a área total.	16
Figura 8	– Adequabilidade para a espécie para a área total, utilizando as localizações nativas e não-nativas.	17
Figura 9	– Curva ROC (<i>receiver operating characteristic</i>) e valor da AUC do modelo preditivo para a Península Ibérica.	18
Figura 10	– Adequabilidade da rede hidrográfica da Península Ibérica para o estabelecimento da espécie.	19
Figura 11	– Curva ROC (<i>receiver operating characteristic</i>) e valor da AUC do modelo preditivo para a bacia do rio Ebro.	20
Figura 12	– Adequabilidade da bacia do rio Ebro para a espécie (A); Adequabilidade das barragens (B) desta bacia.	21
Figura 13	– Curva ROC (<i>receiver operating characteristic</i>) e valor da AUC do modelo preditivo para a bacia do rio Tejo.	22
Figura 14	– Adequabilidade da bacia do rio Tejo para a espécie (A); Adequabilidade das barragens (B) desta bacia.	23
Figura 15	– Adequabilidade dos habitats para o estabelecimento do peixe-gato-europeu para a área total, utilizando as localizações da área de distribuição nativa.	24
Figura 16	– Adequabilidade dos habitats para o estabelecimento de peixe-gato-europeu para a área total, utilizando as localizações nativas e não-nativas.	26

Figura 17 – Adequabilidade da rede hidrográfica da Península Ibérica para o estabelecimento da espécie.	27
Figura 18 – Adequabilidade dos rios (A) e das barragens (B) da bacia do rio Ebro para a espécie se estabelecer.	29
Figura 19 – Adequabilidade dos rios (A) e das barragens (B) da bacia do rio Tejo para a espécie se estabelecer.	30
Figura 20 – Previsão da densidade do modelo GWR da Península Ibérica.	33
Figura 21 – Previsão da densidade do modelo GWR da bacia do rio Ebro.	34
Figura 22 – Previsão da densidade do modelo GWR da bacia do rio Tejo.	35

Índice de tabelas

Tabela 1 – Variáveis utilizadas e a respetiva descrição e natureza.	8
Tabela 2 – Variáveis selecionadas após eliminação de uma variável em cada um dos pares correlacionados positivamente.	13
Tabela 3 – Variáveis selecionadas pelo MaxEnt segundo o parâmetro da percentagem de contribuição.	13
Tabela 4 – Percentagem de importância e de permutação das variáveis usadas na modelação para a área nativa.	14
Tabela 5 – Matriz de validação do modelo MaxEnt da área de distribuição nativa.	15
Tabela 6 – Percentagem de importância e de permutação das variáveis usadas na modelação para a área total.	16
Tabela 7 – Matriz de validação do modelo MaxEnt da área total.	17
Tabela 8 – Percentagem de importância e de permutação das variáveis usadas na modelação para a Península Ibérica.	18
Tabela 9 – Matriz de validação do modelo MaxEnt para a Península Ibérica.	19
Tabela 10 – Percentagem de importância e de permutação das variáveis usadas na modelação para a bacia do rio Ebro.	20
Tabela 11 – Matriz de validação do modelo MaxEnt para a bacia do rio Ebro.	21
Tabela 12 – Percentagem de importância e de permutação das variáveis usadas na modelação para a bacia do rio Tejo.	22
Tabela 13 – Matriz de validação do modelo MaxEnt para a bacia do rio Tejo.	23
Tabela 14 – Percentagem de contribuição de cada variável dos dados da área de distribuição nativa.	24
Tabela 15 – Matriz de validação da análise espacial multicritério para a área nativa.	25
Tabela 16 – Percentagem de contribuição de cada variável dos dados da área total.	25
Tabela 17 – Matriz de validação da análise espacial multicritério para a área total.	26
Tabela 18 – Percentagem de contribuição de cada variável dos dados da Península Ibérica.	27
Tabela 19 – Matriz de validação da análise espacial multicritério para a Península Ibérica.	28
Tabela 20 – Percentagem de contribuição de cada variável dos dados da bacia do rio Ebro.	28
Tabela 21 – Matriz de validação da análise espacial multicritério para a bacia do rio Ebro.	29
Tabela 22 – Percentagem de contribuição de cada variável dos dados da bacia do rio Tejo.	30
Tabela 23 – Matriz de validação da análise espacial multicritério para a bacia do rio Tejo.	31
Tabela 24 – Matriz de validação do GWR da área da Península Ibérica.	33
Tabela 25 – Matriz de validação do GWR para a bacia do rio Ebro.	34
Tabela 26 – Matriz de validação do GWR para a bacia do rio Tejo.	35

Lista de abreviatura, siglas e símbolos

AN - Área nativa

ArcGis – *Geographic Information System*

AT - Área total

AUC - *Area under the curve*

BRE - Bacia do rio Ebro

BRT – Bacia do rio Tejo

FAO – *Food and Agriculture Organization of the United Nations*

GBIF - *Global Biodiversity Information Facility*

GWR - *Geographically Weighted Regression* (regressão geográfica ponderada)

MARE - *Marine and Environmental Sciences Centre*

MaxEnt - *Maximum entropy* (Máxima entropia)

PI – Península Ibérica

QGIS – *Quantum Geographic Information System*

ROC – *Receiver operating characteristic*

SDM - *Species distribution model*

SIBIC - Sociedade Ibérica de Ictiologia

SIG - Sistema de informação geográfica

SNIAmb – Sistema Nacional de Informação de Ambiente

1 Introdução

Os ecossistemas e as comunidades de água doce são das mais afetadas do mundo, tanto pela sobrepesca, poluição, alteração e destruição dos habitats, como pelas alterações climáticas e também pelas espécies não nativas invasoras (Banha et al., 2017; Collares-Pereira et al., 2021). As espécies não nativas podem tornar-se prejudiciais tanto para as espécies nativas como para o ecossistema, sendo das principais causas de declínio da biodiversidade (Gozlan et al., 2010), principalmente na área do Mediterrâneo, um “hotspot” de biodiversidade onde a proporção de endemismos é mais elevada (Ribeiro & Leunda, 2012). É o caso das penínsulas localizadas no sul da Europa como a Península Itálica e a Península Ibérica (PI) (Collares-Pereira et al., 2021; Copp et al., 2009).

Nos casos em que as espécies não nativas causam impactos, estes podem ser diretos, como a predação, ou indiretos, como as modificações no ecossistema através da alteração da qualidade da água e da eutrofização (Gallardo et al., 2016; Ribeiro & Leunda, 2012). Entre a lista de impactos estão também a hibridação, propagação de doenças e parasitas (caso os indivíduos introduzidos estejam infetados), competição por recursos, alterações na cadeia alimentar e homogeneização da biodiversidade (Encina et al., 2024; Ribeiro & Leunda, 2012). Em casos extremos pode haver a extinção de espécies nativas, se as espécies introduzidas forem predadores de topo ou predadores piscívoros (Gkenas et al., 2024; Ribeiro & Leunda, 2012). Algumas das espécies que causam estes impactos são por exemplo o achigã (*Micropterus salmoides* Lacepède, 1802) que afeta sobretudo as espécies nativas pela predação, a carpa (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) pela diminuição da qualidade da água, ou o peixe-gato-negro (*Ameiurus melas* Rafinesque, 1820) que além de diminuir a qualidade da água e de ter um grande impacto predatório, também compete por recursos e transmite doenças e parasitas (Collares-Pereira et al., 2021; Leunda et al., 2008). Por fim, as espécies invasoras também podem causar impactos sociais e económicos, como a perda de bens e serviços, e ainda na saúde pública (Collares-Pereira et al., 2021; Gozlan et al., 2010; Ribeiro et al., 2008).

As razões que levam à introdução de espécies podem ser classificadas como de carácter intencional ou acidental. Entre as razões intencionais para a introdução de peixes não nativos em águas doces está a pesca desportiva, quando os pescadores introduzem as espécies para mais tarde poderem pescar, o comércio de peixes ornamentais que mais tarde são libertados nos rios, e o biocontrolo de algumas espécies através da libertação dos seus predadores (Gkenas et al., 2024; Gozlan et al., 2010). As atividades relacionadas com a pesca são também uma das principais formas de introdução acidental de espécies, uma vez que também há espécies introduzidas através da utilização de isco vivo, que pode ser transportado e introduzido em áreas muito distantes da sua origem (Banha et al., 2017). Outras razões acidentais para a introdução de espécies de peixes passam pela aquicultura quando as espécies conseguem fugir dos recintos para os rios, pelo transporte marítimo (águas de lastro e incrustações nos navios), sendo este fenómeno mais recorrente em organismos marinhos do que em peixes de água doce e, por último, também já foi registada a introdução de espécies não nativas através de lotes de peixes importados que têm outros peixes para além daqueles que foram o objetivo da importação (Gkenas et al., 2024; Gozlan et al., 2010).

As espécies nativas podem ser afetadas em grande escala quando fatores como a introdução de espécies não nativas e as perturbações antrópicas (como por exemplo a construção de barragens) são combinados, uma vez que estes fatores impactam diretamente estas espécies e ainda promovem o estabelecimento das espécies invasoras (Bae et al., 2018; Radinger & García-Berthou, 2020). Assim, o sucesso de uma determinada espécie não nativa invasora nas diferentes fases do processo de invasão (transporte, estabelecimento, propagação e integração) pode ser influenciado por exemplo pelas perturbações antrópicas que o habitat sofre (Bae et al., 2018; Ribeiro et al., 2008).

Um exemplo de uma espécie de peixe de água doce que tem grande sucesso de estabelecimento em novos locais é o peixe-gato-europeu ou siluro, *Silurus glanis* (Linnaeus, 1758) (Gkenas et al., 2024). Este pertence à família Siluridae e é uma espécie que alcança grandes dimensões, com um comprimento máximo de 2,80 metros e podendo atingir 120 kg, sendo das maiores espécies da Europa (Collares-Pereira et al., 2021; Copp et al., 2009). A sua área de distribuição nativa estende-se desde a Ásia ocidental até ao centro da Europa (Collares-Pereira et al., 2021), e atualmente a espécie encontra-se presente até ao sul e oeste europeu em resultado de introduções mediadas pelo Homem (Cucherousset et al., 2018).

O peixe-gato-europeu é uma espécie bastante tolerante a vários fatores adversos, permitindo que se estabeleça num novo habitat com relativa facilidade, principalmente em águas com temperatura elevada, uma vez que o seu ótimo fisiológico é entre os 25°C e 27°C (Copp et al., 2009; Hilge, 1985). Consegue viver em habitats com um intervalo de temperatura entre 0° e 30°C, mas abaixo dos 10°C pode deixar de se alimentar (David, 2006; Encina et al., 2024; Hilge, 1985) e consegue ainda sobreviver em ambientes com baixos níveis de oxigénio e com altos níveis de poluição (Collares-Pereira et al., 2021; Copp et al., 2009).

Esta espécie é encontrada principalmente em cursos de água de ordem mais elevada (segundo a classificação de Strahler) e em águas lênticas e profundas, mas pode também ser encontrada em águas lóxicas com corrente mais lenta (Copp et al., 2009; Encina et al., 2024; Gago et al., 2016). A dispersão natural varia entre 20 e 30 km ao ano, mas pode haver dispersão a longa distância quando ocorrem eventos hidrológicos extremos como inundações (Gago et al., 2016; Gkenas et al., 2024). A migração para a reprodução ocorre quando a temperatura aumenta; nessa altura os peixes migram para a parte mais a montante dos rios (Copp et al., 2009). O período em que ocorre a reprodução varia consoante a região em que a espécie se encontra (Copp et al., 2009). Esta espécie apresenta hábitos sociais quando os recursos são abundantes, alterando para hábitos solitários caso os recursos sejam escassos, levando assim à competição intraespecífica (Cucherousset et al., 2018; Ribeiro & Leunda, 2012).

Entre os impactos que esta espécie causa destaca-se a predação, que pode ser mais elevada na Península Ibérica e noutros países do Sul da Europa, por serem áreas onde o número de endemismos é mais elevado (Copp et al., 2009), e onde causa grandes perturbações nas populações de espécies anádromas (Cucherousset et al., 2018). O peixe-gato-europeu é um predador de topo, oportunista e por norma alimenta-se da presa mais abundante no ecossistema (Copp et al., 2009; Ferreira et al., 2019). A sua dieta é bastante variada, podendo abranger além dos peixes, aves, anfíbios e mamíferos, o que também promove a facilidade de estabelecimento num novo habitat (Gkenas et al., 2024). No entanto, sendo os peixes nativos os mais afetados pela predação e o impacto que a espécie causa nas suas comunidades é maior (Gkenas et al., 2024).

Entre outros impactos, o peixe-gato-europeu pode levar à propagação de doenças e de parasitas e pode alterar as áreas ocupadas em termos de nutrientes e matéria orgânica, principalmente quando apresenta comportamentos de agregação que aumentam a quantidade de matéria orgânica, para além de poder levar a translocações de nutrientes (Boulêtreau et al., 2011; Gallardo et al., 2016; Gkenas et al., 2024; Copp et al., 2009).

Apesar de todos os impactos negativos que a espécie causa, esta possui um elevado valor socioeconómico, quer pela pesca desportiva, quer pela aquicultura, tanto na área de distribuição nativa como nos países onde é considerada uma espécie não nativa invasora, como por exemplo Portugal e Espanha (Collares-Pereira et al., 2021; Copp et al., 2009; Gago et al., 2016).

Há várias razões para a introdução de espécies invasoras, que podem variar geograficamente, e o mesmo se sucede para o peixe-gato-europeu (Gkenas et al., 2024). Os principais motivos da sua introdução passam pela pesca desportiva e pela aquicultura, por ser considerado um peixe troféu devido ao tamanho que pode alcançar (Copp et al., 2009; Gkenas et al., 2024). Outra razão para as introduções, mas menos comum, é o controlo de espécies, como ocorreu nos Países Baixos (Copp et al., 2009).

A invasão do peixe-gato-europeu deu-se de forma gradual desde a Europa Central até aos países mais a oeste a partir do século XIX, devido aos dois principais motivos referidos anteriormente (Copp et al., 2009). Em 1880 foi introduzido no Reino Unido, em dois lagos em Bedfordshire, e no início do século XX foi introduzido em Itália (Copp et al., 2009; Mancini et al., 2022). Mais tarde, em 1956 foi introduzido em França, no lago La Bresse, de onde alguns indivíduos fugiram e assim se estabeleceram noutras áreas (Linhart et al., 2002).

Na Península Ibérica foi introduzido no rio Ebro (Espanha) em 1974; a partir desta bacia começou depois a espalhar-se por várias bacias da península (Gago et al., 2016; Gkenas et al., 2024). As bacias da Catalunha atualmente também já se encontram bastante invadidas (Clavero & García-Berthou, 2006; Gkenas et al., 2024), tendo sido o primeiro registo na bacia do rio Ter em 2003 e em 2006 no rio Llobregat, onde, contudo é provável que a espécie se tenha estabelecido antes de 2006 (Benejam et al., 2007). Em 2011 houve o primeiro registo oficial da espécie no rio Genil, da bacia do rio Guadalquivir, contudo já existem relatos deste 2008 (Moreno-Valcárcel et al., 2013).

Em 1998 foi introduzido no rio Tejo em Espanha (Collares-Pereira et al., 2021; Gago et al., 2016; Ribeiro et al., 2023), e em Portugal a sua presença foi confirmada em 2014, apesar de haver indicações de que a espécie tenha chegado oito anos antes de ter sido registada (Gkenas et al., 2015). Na bacia do rio Douro o primeiro registo foi em 2014, em Soria (Espanha) e apenas em 2019 foi registado em Portugal (Gkenas et al., 2024). O aparecimento nestas bacias em território português surgiu através da dispersão natural a partir de Espanha, mas também devido a introduções mediadas por pescadores (Collares-Pereira et al., 2021; Gago et al., 2016; Gkenas et al., 2015; Gkenas et al., 2024).

Os estudos sobre a previsão da adequabilidade de habitat para o peixe-gato-europeu ainda são escassos: por Radinger & García-Berthou (2020) apenas ao nível da bacia do rio Ebro (Espanha), por Rodríguez-Rey et al. (2019) para a Grã-Bretanha e por Comte & Grenouillet (2013) para França. Assim, pela falta de conhecimento e pela facilidade que a espécie tem de se estabelecer em novos locais e pelos impactos que causa, há a necessidade de realizar mais estudos, não só para identificar estas áreas, mas também para compreender quais as condições mais favoráveis para a espécie se estabelecer, ou seja, o seu nicho ecológico fundamental.

Até hoje não foi realizada uma previsão das áreas suscetíveis à invasão pelo peixe-gato-europeu a uma escala europeia ou para a Península Ibérica. Uma vez que na Europa há países que ainda não têm registos ou que não se encontram invadidos na sua totalidade, tal como certas bacias que não são ocupadas em toda a sua extensão, torna-se importante perceber quais os locais com maior aptidão para a espécie se estabelecer, para idealmente intervir nestas áreas e impedir a sua introdução, por exemplo através da sensibilização da população, ou para que seja detetada num momento inicial da invasão, por exemplo através da análise por ADN ambiental para uma intervenção antecipada (Verreycken, 2019).

Para compreender a distribuição espacial e estimar a possível expansão do peixe-gato-europeu na Europa e em particular para a Península Ibérica e para as bacias dos rios Ebro e Tejo, este estudo tem como objetivos: identificar as áreas que reúnem condições ambientais de maior adequabilidade para o estabelecimento da espécie, quer seja por dispersão natural nas bacias onde já se encontra ou por

dispersão assistida tanto nestas bacias como naquelas onde ainda não há registos; identificar as variáveis bioclimáticas e topográficas que mais se correlacionam com a presença da espécie.

O cumprimento destes objetivos é importante na medida em que poderá ser possível uma deteção precoce, que pode contribuir para ações de conservação mais eficazes, evitando que a espécie se estabeleça (Cucherousset et al., 2018; Václavík & Meentemeyer, 2009). Desta forma, minimizam-se as situações em que a espécie é detetada muitos anos após a sua introdução, o que leva a que a população já se encontre estabelecida (Encina et al., 2024).

Para estimar a adequabilidade das várias regiões para o peixe-gato-europeu, neste estudo foi utilizado um modelo de distribuição de espécies (SDM – *Species Distribution Model*), uma abordagem que tem sido amplamente desenvolvida para perceber a expansão, tanto de espécies nativas como invasoras, através do cálculo das relações entre a presença ou abundância dessas espécies com as variáveis ambientais, o que permite compreender as preferências de habitats das espécies, ou seja, o seu nicho ecológico (Schmidt et al., 2020; Václavík & Meentemeyer, 2009). Com o crescente número de introduções de espécies invasoras (Ribeiro et al., 2008; Ribeiro & Leunda, 2012) e com os impactos que estas podem causar, torna-se importante compreender a sua possível expansão (Radinger & García-Berthou, 2020). Desta forma, estes modelos têm sido uma ferramenta muito importante para a conservação de espécies (Kärcher et al., 2019) e, quando utilizados juntamente com um Sistema de Informação Geográfica (SIG), podem ser ferramentas muito úteis por conseguirem prever a probabilidade de ocorrência de uma espécie em locais onde não há registos (Václavík & Meentemeyer, 2009).

Os SDMs têm sido utilizados mais frequentemente apenas com variáveis bioclimáticas (temperatura, precipitação), pelo clima ser um fator determinante na distribuição de muitas espécies (Buisson et al., 2008). No entanto, a alteração dos habitats, por exemplo através da construção de barragens que promove o estabelecimento de espécies invasoras (Bae et al., 2018; Ribeiro et al., 2008), levou a que a estes modelos tenha sido incorporada a vertente humana. A título de exemplo, Radinger & García-Berthou (2020) utilizaram na construção dos seus modelos as barragens.

O modelo utilizado na elaboração deste trabalho foi o de Máxima entropia (*Maximum entropy - MaxEnt*). Este método, como outros SDMs, estima a distribuição das espécies relacionando as variáveis dos locais onde se conhece a presença da espécie, utilizando depois o princípio da máxima entropia (Kramer-Schadt et al., 2013; Václavík & Meentemeyer, 2009). É dos modelos mais utilizados entre os modelos de distribuição de espécies, devido à grande eficácia mesmo quando os dados são escassos, e por considerar apenas dados correspondentes a presenças (Kramer-Schadt et al., 2013; Phillips et al., 2006; Schmidt et al., 2020). É ainda um modelo capaz de prever distribuições de espécies mesmo em cenários em que os habitats são influenciados pelas alterações climáticas (Kramer-Schadt et al., 2013).

De modo a complementar o estudo, foram utilizados outros dois métodos, a análise espacial multicritério e a regressão geográfica ponderada (GWR – *Geographically Weighted Regression*). O método de análise espacial multicritério (também denominado de análise de decisão multicritério), é frequentemente utilizado para visar uma melhor utilização dos recursos e assim priorizar locais de intervenção, como por exemplo para a gestão florestal ou no restauro de habitats (Chen, 2014; Fernández & Morales, 2016).

É um método de fácil aplicação e de fácil interpretação dos resultados por parte dos responsáveis pela tomada de decisões (Chen, 2014), sendo que o resultado é uma combinação de variáveis que resulta num mapa de adequabilidade, dividido em vários níveis, de forma a facilitar a leitura (Chen, 2014; Fernández & Morales, 2016).

Por fim, utilizou-se o método da regressão geográfica ponderada (*Geographically Weighted Regression – GWR*), que é um método que destaca a forma como uma determinada variável ou as relações entre variáveis podem ser alteradas consoante a localização geográfica e assim influenciar a variável que pretendemos explicar (Mennis, 2006; Wang et al., 2005; Wheeler, 2021).

O GWR produz um modelo de regressão local para a variável dependente, ajustando uma equação de regressão a cada unidade de área, a definir pelo utilizador, e usa relações espaciais de vizinhança para estimar os coeficientes das variáveis explicativas, além de considerar a distância entre as unidades de área (Mennis, 2006; Wang et al., 2005; Wheeler, 2021). Este método permite assim perceber em que áreas cada variável tem mais influência na distribuição da espécie.

A utilização complementar de diferentes métodos permite identificar áreas comuns com elevado potencial, permitindo assim obter uma melhor avaliação da aptidão dos rios para a presença da espécie, sendo estes locais os que justificam mais atenção e que podem vir a ser alvo de ações de gestão.

Por fim, as hipóteses levantadas para o estudo são que, devido à ecologia da espécie as variáveis ambientais como a temperatura e a ordem dos rios sejam um fator determinante para o seu estabelecimento, seja por dispersão natural, seja por dispersão assistida pelo Homem (Collares-Pereira et al., 2021; Copp et al., 2009). Quanto à dispersão mediada pelo Homem, um fator importante pode ser o acesso que a população tem aos rios, pelo que as estradas e os meios urbanos podem estar associados à dispersão desta espécie, tal como de outras (Habit et al., 2012; Trombulak & Frissel, 2001).

2 Métodos

2.1 Área de estudo

A área de estudo compreende cinco áreas geográficas (Figura 1 e Figura 2). A uma escala regional, consideram-se a área de distribuição nativa (AN), que se fez corresponder à totalidade das bacias hidrográficas que atravessam a Lituânia, Letónia, Roménia, Ucrânia, Bielorrússia e Moldávia, e a área total (AT) que compreende a área de distribuição nativa e a restante área da Europa onde a espécie foi introduzida e estabeleceu populações reprodutoras. A uma escala local, consideraram-se a Península Ibérica (PI), a bacia do rio Ebro (BRE) e a bacia do rio Tejo (BRT).

A área de distribuição nativa é dominada, segundo a classificação climática de Köppen, por um clima continental húmido com verão quente. Na área total há ainda regiões de clima continental húmido com verão frio e de clima temperado húmido com verão quente (temperado oceânico) (Falquina et al., 2022; Gerstengarbe & Werner, 2009).

A Península Ibérica tem regiões com clima semiárido frio (estepe), clima temperado húmido com verão quente (temperado oceânico), temperado com verão quente e seco (verão quente mediterrânico) e clima subtropical de verão seco (Falquina et al., 2022; Gerstengarbe & Werner, 2009). Tem uma grande gama de altitudes e uma forte pressão antrópica (Bae et al., 2018; Cano-Barbacil et al., 2024).

A bacia do rio Ebro localiza-se no nordeste da Península Ibérica e tem uma área com cerca de 86.000km² e um comprimento total de 910 km (Radinger et al., 2019). Esta bacia é abrangida por clima semiárido frio (estepe) e por clima temperado húmido com verão quente (temperado oceânico) (Falquina et al., 2022; Gerstengarbe & Werner, 2009). A bacia do rio Tejo apresenta uma superfície com cerca de 80.000 km² e o troço principal do rio tem aproximadamente 1.000km de extensão (Sabater et al., 2009) e é abrangida por clima temperado com verão quente e seco (verão quente mediterrânico) e clima subtropical de verão seco (Falquina et al., 2022; Gallardo et al., 2012).

Área de estudo - Área nativa (AN) e Área total (AT)

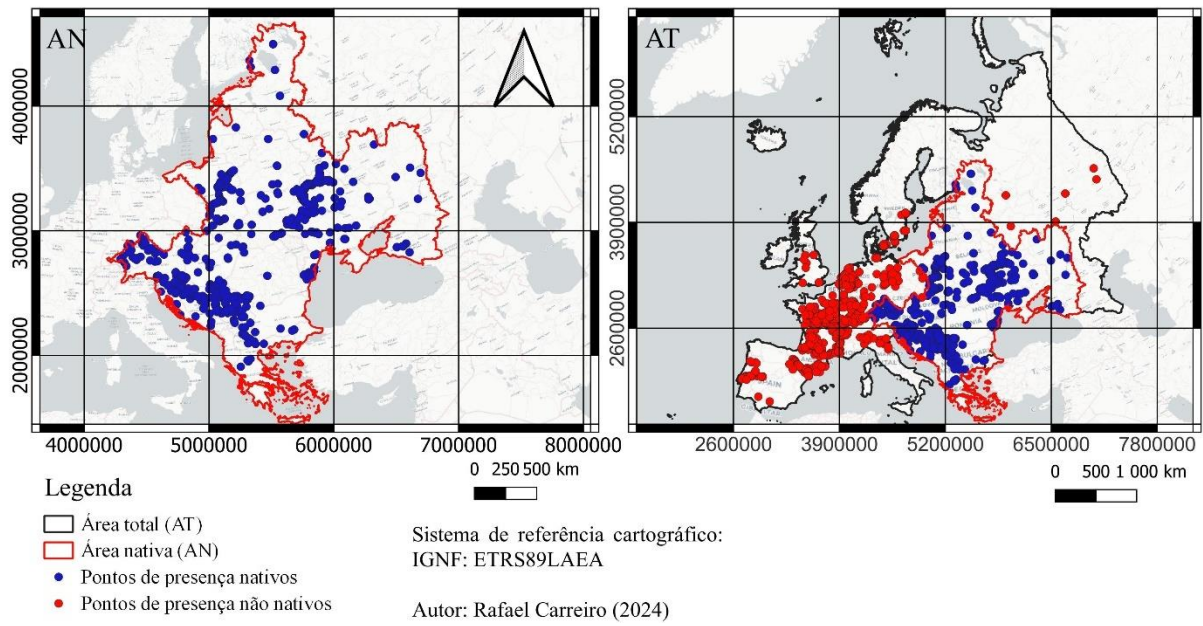


Figura 1 – Área de distribuição nativa (AN) e área total (AT), com a localização dos respetivos pontos de presença de peixe-gato-europeu.

Área de estudo - Península Ibérica (PI); Bacia do rio Ebro (BRE) e Tejo (BRT)

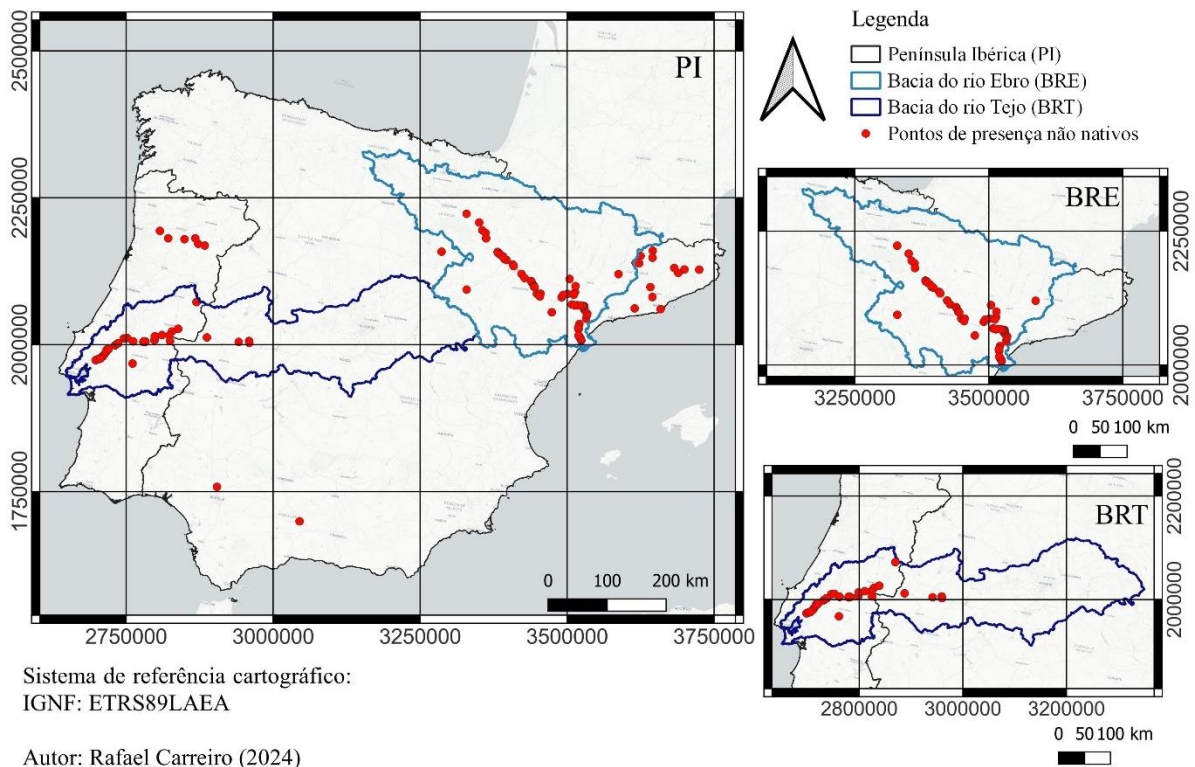


Figura 2 – Península Ibérica (PI), bacias dos rios Ebro e Tejo, com a localização dos respetivos pontos de presença de peixe-gato-europeu.

2.2 Fonte dos dados

Os limites das bacias correspondentes à área de distribuição nativa foram obtidos através da FAO (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*; <https://data.apps.fao.org/catalog/>), enquanto que os limites administrativos dos territórios da Europa foram recolhidos do Eurostat (<https://ec.europa.eu/eurostat/web/main/home>). As delimitações das bacias dos rios Ebro e Tejo foram recolhidas do SNIAmb (Sistema Nacional de Informação de Ambiente; <https://sniamb.apambiente.pt/>) e do site do *Gobierno de España* (<https://avancedigital.mineco.gob.es/es-es/paginas/index.aspx>).

Os dados de presença da espécie tanto na área de distribuição nativa como na restante área na Europa foram recolhidos no GBIF (*Global Biodiversity Information Facility*; <https://www.gbif.org/>) em fevereiro de 2024: 1108 dados de presença para a área de distribuição nativa, compreendidos entre 1843 e 2023, e 25745 pontos de presença para a área de distribuição não nativa, compreendidos entre 1650 e 2024. Para Espanha os dados recolhidos no GBIF foram complementados por dados disponibilizados no site do SIBIC (Sociedade Ibérica de Ictiologia/ <https://www.sibic.org/pt-pt/>). Estes dados foram obtidos em outubro de 2023, e correspondem a 59 registos compreendidos entre 2003 e 2010. Para Portugal Continental os dados foram disponibilizados pela equipa do investigador Filipe Ribeiro (MARE – *Marine and Environmental Sciences Centre*), correspondendo, à data de outubro de 2023, a um total de 59 registos desde 2014 até 2023. Por último, foi incluída a localização na bacia do rio Douro disponibilizada por Gkenas et al. (2024), assim como dois registos da bacia do rio Guadalquivir disponibilizados por Sáez-Gómez & Prenda (2019).

A escolha das variáveis bioclimáticas, topográficas e antrópicas baseou-se em estudos de distribuição de peixes (por exemplo Buisson et al., 2008; Kärcher et al., 2019) e na ecologia da espécie em estudo, como por exemplo a preferência por águas com temperaturas mais elevadas (Collares-Pereira et al., 2021; Copp et al., 2009). Para as variáveis antrópicas foi tida em conta a acessibilidade que a população tem aos rios e a influência das barragens (Radinger et al., 2019; Trombulak & Frissell, 2001). A lista de variáveis pode ser consultada na Tabela 1.

Os dados das variáveis bioclimáticas foram recolhidos no “WorldClim” (<https://www.worldclim.org/>) com uma resolução de 30 segundos de arco (aproximadamente 1x1 km) conforme utilizado por Kärcher et al. (2019), assim como os dados da altitude. Não há informação sobre a temperatura da água em todas as bacias da PI, portanto foi utilizada a temperatura do ar, uma vez que a água troca calor com o ar e as duas temperaturas estão correlacionadas positivamente (Bae et al., 2018; Buisson et al., 2008).

A rede hidrográfica foi obtida em formato *shapefile*, no SNIAmb, classificada com a respetiva ordem dos rios segundo a classificação de Strahler. Esta informação, assim como as variáveis antrópicas, apenas foram recolhidas para a área da Península Ibérica. Para a delimitação das barragens usaram-se as albufeiras disponíveis na carta do uso do solo *Corine Land Cover* de Portugal e de Espanha de 2018, retirada do *Copernicus Europe’s eyes on Earth* (<https://www.copernicus.eu/en>). A rede viária foi obtida também no formato *shapefile*, na plataforma DIVA-GIS (<http://www.diva-gis.org/>) e a informação sobre a densidade populacional foi recolhida no portal PORDATA – estatísticas sobre Portugal e Europa (<https://www.pordata.pt/>) para as áreas da NUTS III (Portugal), obtidas na Direção-Geral do Território (<https://www.dgterritorio.gov.pt/>). Para Espanha, a densidade populacional e a delimitação das províncias foram recolhidas do Instituto Nacional de Estadística (<https://www.ine.es/index.htm>).

Tabela 1 – Variáveis utilizadas e a respetiva descrição e natureza.

Variável	Descrição	Tipo de variável (mínimo – máximo)
BIO1 (°C)	Temperatura média anual	Contínua (-16,3 – 21,1)
BIO5 (°C)	Temperatura máxima do mês mais quente	Contínua (-2,2 – 36,7)
BIO6 (°C)	Temperatura mínima do mês mais frio	Contínua (-31,5 – 14,6)
BIO8 (°C)	Temperatura média do trimestre mais húmido	Contínua (-25 – 24,1)
BIO9 (°C)	Temperatura média do trimestre mais seco	Contínua (-23 – 27,1)
BIO10 (°C)	Temperatura média do trimestre mais quente	Contínua (-4 – 27,1)
BIO11 (°C)	Temperatura média do trimestre mais frio	Contínua (-27,5 – 18,4)
BIO12 (mm)	Precipitação anual	Contínua (101 – 3697)
BIO13 (mm)	Precipitação do mês mais húmido	Contínua (12 – 451)
BIO14 (mm)	Precipitação do mês mais seco	Contínua (0 – 165)
BIO16 (mm)	Precipitação do trimestre mais húmido	Contínua (33 – 1264)
BIO17 (mm)	Precipitação do trimestre mais seco	Contínua (0 – 523)
BIO18 (mm)	Precipitação do trimestre mais quente	Contínua (4 – 679)
BIO19 (mm)	Precipitação do trimestre mais frio	Contínua (22 – 1162)
Ordem dos rios	Classificação de Strahler	Discreta (1-8)
Barragens	Divisão dos cursos de água em lântico e lótico pela influência das barragens	Discreta (0-1)
Declive (°)	Declive	Contínua (0 – 77,4)
Altitude (m)	Altitude	Contínua (-189 – 5472)
Distância às estradas (m)	Distância mínima entre as estradas e os pontos de presença	Contínua (28,9 – 12 357,8)
Distância aos centros urbanos (m)	Distância mínima entre os centros urbanos e os pontos de presença	Contínua (3,3 – 14 579,5)
Densidade populacional	Densidade populacional (NUTS III – Portugal – e províncias – Espanha)	Contínua (13 400 – 6 946 419)

2.3 Análise de dados

O seguinte *workflow* (Figura 3) representa a sequência dos processos elaborados ao longo do trabalho. Após a seleção das variáveis bioclimáticas, topográficas e antrópicas, a modelação envolveu três métodos diferentes (Máxima entropia, análise espacial multicritério e regressão geográfica ponderada). Estes processos serão explicados detalhadamente nos subcapítulos seguintes.

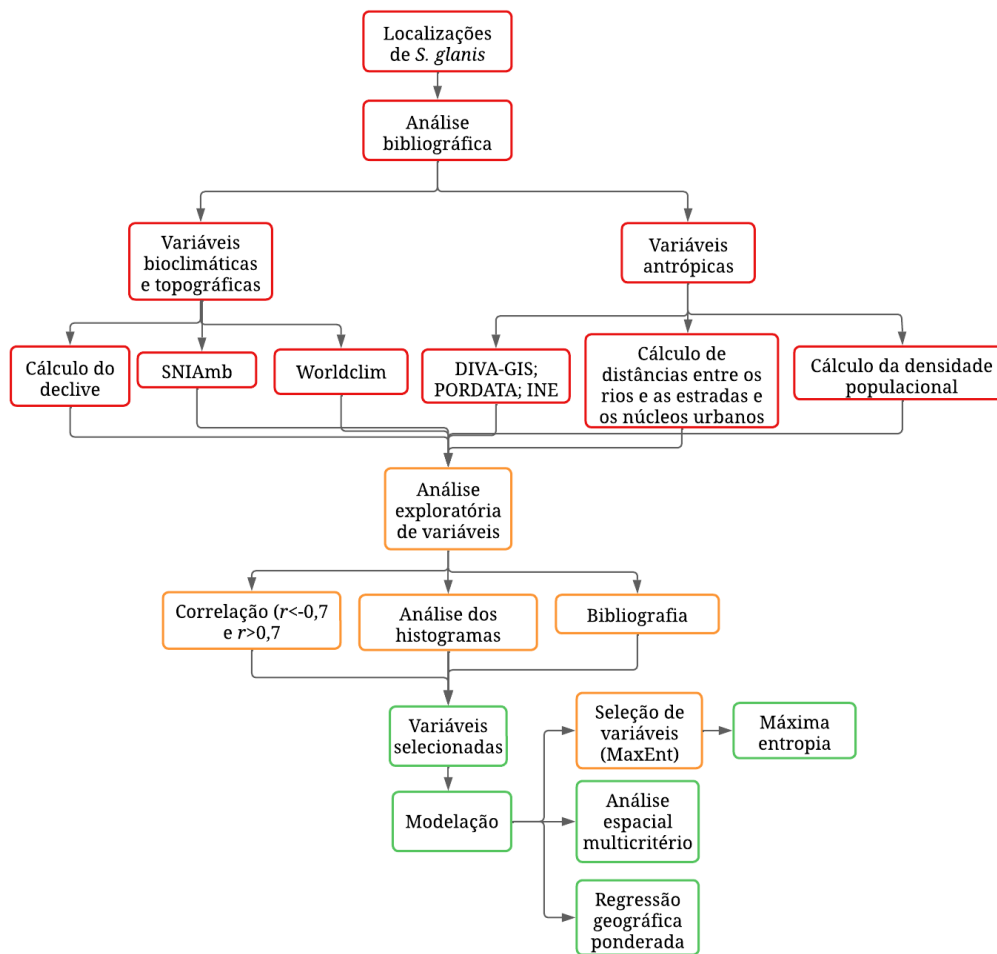


Figura 3 – Workflow da metodologia aplicada.

2.3.1 Pré-processamento dos dados

Após a recolha de todos os dados, estes foram georreferenciados e projetados num sistema de referência geográfico comum. Para o efeito utilizou-se o *software* QGIS versão 3.26.3 (QGIS, 2024) e o Arcgis Pro (Versão 3.1.0).

De seguida procedeu-se à exclusão dos pontos de presença que se referem ao mesmo local. Obteve-se um total de 1108 pontos de presença para a área de distribuição nativa. Para a área não nativa foram selecionados aleatoriamente 1000 pontos, de modo a obter um número equilibrado de presenças entre a área de distribuição nativa e a área não nativa. No entanto, foram mantidos todos os pontos de presença da PI por ser a área de estudo principal, totalizando assim 2254 pontos de presença. Para a PI obteve-se um total de 146 pontos de presença, 59 em Portugal e 87 em Espanha. Na bacia do rio Ebro contabilizam-se 67 pontos e para a bacia do rio Tejo 57.

As variáveis explicativas também foram trabalhadas no *software* QGIS, recortando as variáveis bioclimáticas e topográficas pelos limites das áreas de estudo e calculou-se o declive a partir do *raster* da altitude. No caso da variável “distância às estradas” foram calculadas as distâncias entre cada ponto de presença e a estrada mais próxima e para a variável “distância aos centros urbanos” procedeu-se de igual forma, mas considerando o centroide do polígono da área urbana. Foi criado um *raster* de distância para estas variáveis. Para associar a densidade populacional das NUTS III de Portugal e das províncias de Espanha a cada ponto de presença, primeiramente procedeu-se à interseção entre a informação populacional e os limites geográficos, e de seguida interseccionou-se as camadas dos limites geográficos com a camada pontual das presenças da espécie.

De modo a classificar os cursos de água em lântico e lótico por influência das barragens foram utilizadas as delimitações das albufeiras disponíveis na carta do uso do solo, intersectando-as com os cursos de água. As barragens sem delimitações das albufeiras não foram consideradas, tendo quase sempre uma extensão menor que 1 km. A extensão mínima de uma albufeira onde foi registada uma população estabelecida de peixe-gato-europeu foi de 1.5 km num lago do sudeste de França, o Étang des Aulnes (Westrelin et al., 2022). Como tal, a não inclusão destas pequenas barragens é justificável.

2.3.2 Seleção das variáveis

Para compreender quais as variáveis que mais se correlacionavam com a presença da espécie e para a sua seleção, fiz uma análise exploratória em duas fases. Para cada ponto de presença foram associados, por interceção espacial através da ferramenta *Point Sampling Tool*, os valores de todas as variáveis. De seguida procedeu-se a uma análise preliminar realizada no *software R* (versão 2023.12.0.369), para obter os intervalos de valores de cada variável em que ocorrem os pontos de presença. Para o efeito foram produzidos histogramas.

De seguida, testou-se a correlação entre cada par de variáveis, utilizando o mesmo valor que Radinger et al. (2019) para a exclusão de uma das variáveis em cada par com $r < -0.7$ ou $r > 0.7$ através do *software GeoDa* (Versão 1.22.0.2). Tendo em conta a ecologia da espécie foi excluída uma das variáveis, permanecendo a que tem mais relação com as ocorrências da espécie, e também tendo em conta o padrão demonstrado pelos histogramas.

2.3.3. Modelação

Foram utilizados três métodos. O primeiro utilizou modelos de máxima entropia, recorrendo ao *software MaxEnt* (Versão 3.4.4). Num primeiro passo, e separadamente para cada área de estudo, foram selecionadas as variáveis que em conjunto explicam 90% (Tabela 3) da distribuição da espécie (Schmidt et al., 2020). As variáveis com um valor elevado de “importância de permutação” também foram selecionadas. A percentagem de contribuição mede a influência das variáveis na construção do modelo e explica a importância da variável para a presença da espécie, enquanto a “importância de permutação” é um parâmetro utilizado para medir a influência na construção do modelo em termos de permutação com os pontos de treino e tendo influência no valor de AUC (*area under the curve*) (Schmidt et al., 2020; Smith & Santos, 2020).

Após esta seleção de variáveis elaborou-se novamente um segundo modelo com as variáveis selecionadas.

Foi utilizado um máximo de 500 iterações (Václavík & Meentemeyer, 2009) e saída (*output*) *cloglog* (Schmidt et al., 2020). Quer para a área de distribuição nativa, quer para a área total foram utilizados 20% dos pontos de treino para validação do modelo (West et al., 2016). Para a PI e para as bacias do Ebro e do Tejo foram utilizados 10% dos dados para validação, uma vez que nestas três áreas o número de pontos de presença é muito mais reduzido.

Foi também utilizado o valor de AUC, disponibilizado no gráfico ROC (*receiver operating characteristic*), para validar os modelos, que indica a precisão, variando entre 0,5, que indica que o modelo não tem capacidade de discriminar e 1, que indica que o modelo prevê as presenças perfeitamente (Kärcher et al., 2019; Phillips et al., 2006; Schmidt et al., 2020). Utilizei um valor mínimo de 0,7, mas idealmente acima de 0,9 para selecionar modelos mais precisos (Bae et al., 2018).

Foi com base no segundo modelo que se obteve os mapas de adequabilidade, com uma escala que varia entre 0 e 1. Para a PI, assim como para as bacias do Ebro e do Tejo, foi possível mapear a adequabilidade da rede hidrográfica. Para toda a Europa, e dada a impossibilidade de mapear

adequadamente a rede hidrográfica, os mapas de adequabilidade são contínuos, com valores para toda a extensão do continente.

A segunda abordagem metodológica foi a análise espacial multicritério. Nesta análise atribuiu-se a cada uma das variáveis uma percentagem de importância, obtida a partir da análise da bibliografia consultada sobre a ecologia da espécie e pela constatação dos dados nos locais amostrados. Foi utilizada a mesma lista de variáveis selecionadas após teste de correlação mencionado no ponto 2.3.2.

Para este método, primeiramente as variáveis foram reclassificadas em três classes de adequabilidade, onde 1 é relativo aos valores das variáveis onde não se registou qualquer indivíduo, 2 aos locais intermédios e 3 aos valores que tinham mais pontos de presença. Esta reclassificação e a atribuição dos pesos a cada variável (Chen, 2014) teve como base uma análise da bibliografia existente sobre a ecologia da espécie (p.ex. Collares-Pereira et al., 2021; Copp et al., 2009; Gkenas et al., 2024) e também a análise do padrão de distribuição apresentado nos histogramas. Foi dado mais peso às variáveis para as quais os indivíduos estavam concentrados num determinado intervalo de valores. Os resultados foram obtidos através de um somatório com as percentagens atribuídas a cada variável, onde a soma das percentagens totaliza 100%.

Os resultados obtidos pela análise espacial multicritério foram divididos em quatro níveis de adequabilidade, com intervalos iguais, onde o primeiro nível corresponde aos locais menos propícios à invasão e o nível mais alto aos locais mais favoráveis à espécie. Assim os níveis foram denominados por: improvável; pouco provável; provável; muito provável.

Para estes dois métodos, e apenas para as áreas das bacias dos rios Ebro e Tejo, foi verificada a aptidão de todas as barragens consideradas intersetando as áreas das albufeiras com os mapas de adequabilidade. Assim as barragens foram classificadas pelos mesmos níveis de adequabilidade mencionados anteriormente.

Por fim, para estes dois métodos foi elaborada uma matriz de validação. Primeiro selecionaram-se aleatoriamente 20% dos pontos de presença para a área nativa e para a área total e 10% para a Península Ibérica e para as bacias do Ebro e do Tejo, sendo que estes pontos não foram utilizados para a elaboração dos modelos. De seguida, extraíram-se os valores das classes obtidas com cada método, em ambiente SIG por interseção espacial, com os pontos de validação. Por último, construiu-se uma matriz de validação com quatro níveis: os resultados do MaxEnt foram divididos em quartis e os resultados da análise espacial multicritério foram separados pelos níveis de adequabilidade.

A terceira abordagem utilizada neste estudo, foi a regressão geográfica ponderada (GWR), realizada no *software* ArcGis Pro para estimar a densidade da espécie (variável dependente) e a variação da importância das variáveis consoante a localização. Para o efeito criou-se uma grelha de 10kmx10km e aplicou-se uma função *kernel density*, com um raio de 10km. Para todos os pixels da *kernel density*, contidos no interior de cada célula da grelha criada, calculou-se a média, através da função *Summary statistics*, e atribuiu-se a cada célula esse valor médio. Os parâmetros de relação espacial utilizados no GWR foram: o tipo de modelo contínuo (*Gaussian*), o tipo de *neighborhood* foi *number of neighbors*, o *neighborhood selection method* foi *Golden search* (com um número mínimo de 8 e máximo de 16 vizinhos) e para o local *weighting scheme* foi *Gaussian* (Wheeler, 2021).

As variáveis explicativas utilizadas neste método foram as mesmas selecionadas no ponto 2.3.2. Contudo, não foram utilizadas as variáveis antrópicas e a variável “ordem dos rios” por estas não ocorrerem em todas as quadrículas da grelha (Wang et al., 2005).

O método não foi aplicado para a área de distribuição nativa e para a área total por se tratar de um método de atuação local e não global (Mennis, 2006). Assim apenas foi aplicado para a PI e para as bacias dos rios Ebro e Tejo.

Este método é muito sensível a três fatores: ausência de dados; elevado número de locais com a variável dependente igual a zero; multicolinearidade entre as variáveis explicativas (Wang et al., 2005; Wheeler & Tiefelsdorf, 2005; Wheeler, 2021). Para a Península Ibérica verificou-se multicolinearidade entre as variáveis altitude e declive; optou-se pela altitude por estar relacionada com a variável “ordem dos rios” (Hughes et al., 2011), variável essa não disponível para todas as quadrículas. Ainda para a PI, em locais onde a variável dependente era zero não se obteve previsão de densidade. Contudo, para as bacias do Ebro e do Tejo já não houve estes dois inconvenientes.

Por fim, utilizou-se o valor de desvio padrão para avaliar a incerteza associada ao método aplicado, verificando assim a sua precisão, conforme realizado por Wang et al. (2005).

3 Resultados

3.1 Constatação dos dados

Os gráficos que se seguem (Figura 4), assim como os gráficos dos anexos (Anexo I, Anexo II, Anexo III, Anexo IV e Anexo V), dizem respeito a cada área geográfica estudada e representam em que intervalos de valores as observações de indivíduos se concentram. Por exemplo, a Figura 4A indica que a espécie ocorre com maior frequência em locais com temperaturas entre os 20 e 30°C. Contudo, nem todas as variáveis apresentam um padrão tão marcado, como é o caso da temperatura média do trimestre mais húmido para a área total (Figura 4B).

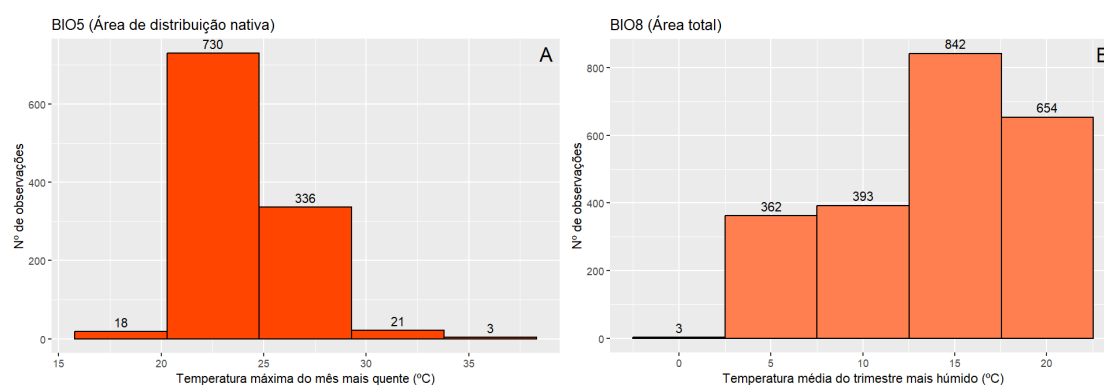


Figura 4 – Histogramas das variáveis da temperatura máxima do mês mais quente da área de distribuição nativa (A) e da temperatura média do trimestre mais húmido para a área total (B).

3.2 Seleção das variáveis

A seleção das variáveis para os modelos realizados foi feita em separado para cada área de estudo através de testes da correlação entre cada par de variáveis. A Tabela 2 lista as variáveis que foram utilizadas no estudo e o Anexo VI lista todas as variáveis excluídas.

Tabela 2 – Variáveis selecionadas após eliminação de uma variável em cada um dos pares correlacionados positivamente. BIO5 – temperatura máxima do mês mais quente; BIO6 – temperatura mínima do mês mais frio; BIO8 – temperatura média do trimestre mais húmido; BIO9 – temperatura média do trimestre mais seco; BIO12 – precipitação anual; BIO13 – precipitação do mês mais húmido; BIO16 – precipitação do trimestre mais húmido; BIO17 – precipitação do trimestre mais seco; BIO18 – precipitação do trimestre mais quente; Ordem dos rios – classificação de Strahler; Barragem – divisão dos cursos de água em lântico e lótico pela influência das barragens; Densidade populacional – por NUTS III – Portugal e por província – Espanha; Distância às estradas – distância mínima entre as estradas e os pontos de presença; Distância aos centros urbanos – distância mínima entre os centros urbanos e os pontos de presença.

Área nativa	Área total	Península Ibérica	Bacia do rio Ebro	Bacia do rio Tejo
BIO5 (°C)	BIO5 (°C)	BIO5 (°C)	BIO5 (°C)	BIO5 (°C)
BIO6 (°C)	BIO6 (°C)	BIO8 (°C)	BIO8 (°C)	BIO16 (mm)
BIO8 (°C)	BIO8 (°C)	BIO9 (°C)	BIO9 (°C)	BIO18 (mm)
BIO9 (°C)	BIO12 (mm)	BIO12 (mm)	BIO13 (mm)	Declive (°)
BIO12 (mm)	Declive (°)	BIO17 (mm)	Declive (°)	Altitude (m)
Declive (°)		Declive (°)	Altitude (m)	Ordem dos rios
		Altitude (m)	Ordem dos rios	Barragens
		Ordem dos rios	Barragens	Densidade populacional
		Barragens	Densidade populacional	Distância às estradas (m)
		Densidade populacional	Distância às estradas (m)	Distância aos centros urbanos (m)
		Distância às estradas (m)	Distância aos centros urbanos (m)	
		Distância aos centros urbanos (m)		

3.3 Máxima entropia (MaxEnt)

Num primeiro momento foram selecionadas as variáveis que explicam 90% da distribuição da espécie. Na Tabela 3 é possível observar a lista de variáveis mais relevantes, que assim foram escolhidas para a modelação. A lista completa de variáveis, com a respetiva percentagem de contribuição está nas tabelas dos anexos (Anexo VII, Anexo VIII, Anexo IX, Anexo X e Anexo XI).

Tabela 3 – Variáveis selecionadas pelo MaxEnt segundo o parâmetro da percentagem de contribuição; BIO5 – temperatura máxima do mês mais quente; BIO6 – temperatura mínima do mês mais frio; BIO8 – temperatura média do trimestre mais húmido; BIO9 – temperatura média do trimestre mais seco; BIO13 – precipitação do mês mais húmido; BIO16 – precipitação do trimestre mais húmido; BIO17 – precipitação do trimestre mais seco; Ordem dos rios – classificação de Strahler.

Área nativa	Área total	Península Ibérica	Bacia do rio Ebro	Bacia do rio Tejo
BIO5 (°C)	BIO5 (°C)	BIO5 (°C)	BIO13 (mm)	BIO16 (mm)
BIO6 (°C)	BIO6 (°C)	BIO8 (°C)	Altitude (m)	Altitude (m)
BIO8 (°C)	BIO8 (°C)	BIO9 (°C)	Ordem dos rios	Ordem dos rios
BIO9 (°C)	Declive (°)	BIO17 (mm)		
		Altitude (m)		
		Ordem dos rios		

3.3.1 Área de distribuição nativa (AN)

O valor de AUC (*area under the curve*) do modelo foi de 0,898, sugerindo um bom desempenho na previsão da adequabilidade do habitat segundo os dados da área de distribuição nativa da espécie (Figura 5) (Bae et al., 2018).

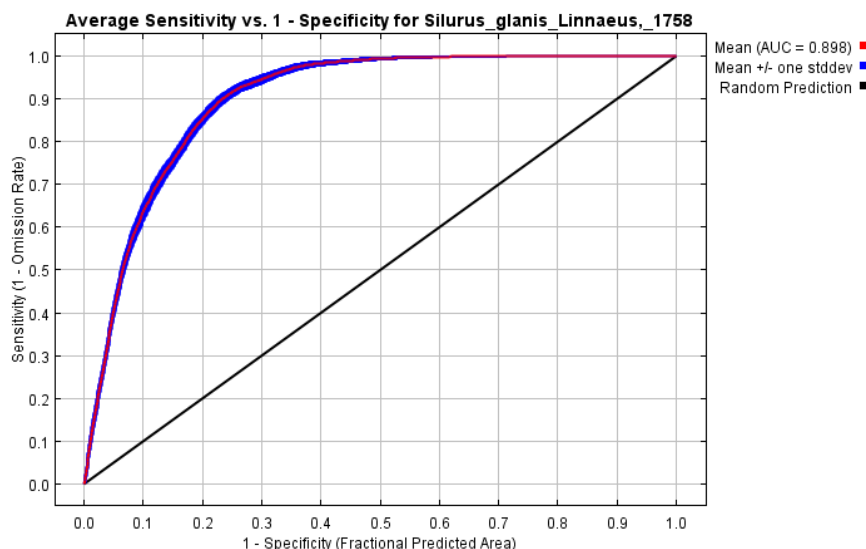


Figura 5 – Curva ROC (*receiver operating characteristic*) e valor da AUC do modelo preditivo para a área nativa.

Segundo a importância das variáveis para a AN (Tabela 4) destaca-se a variável da temperatura mínima do mês mais frio tanto por ser a variável que mais contribui para explicar a distribuição da espécie como por ser a que mais contribui para a construção do modelo, tal como a variável da temperatura máxima do mês mais quente que apresenta um elevado valor de importância de permutação (Anexo XII).

Os gráficos do indicam em que intervalos de valores segundo determinada variável as observações estão concentradas. Destaca-se a temperatura mínima do mês mais frio, negativamente correlacionada com a presença do peixe-gato-europeu. A variável da temperatura máxima do mês mais quente demonstra haver uma maior concentração das observações nas temperaturas mais elevadas e apresenta um limite máximo (aproximadamente 33°C, Anexo XVII) de temperatura que a espécie suporta na AN.

Tabela 4 – Percentagem de importância e de permutação das variáveis usadas na modelação para a área nativa.

Variáveis	Descrição	Percentagem de contribuição	Importância de permutação (%)
BIO6 (°C)	Temperatura mínima do mês mais frio	57,2	68,3
BIO8 (°C)	Temperatura média do trimestre mais húmido	17,2	3,6
BIO5 (°C)	Temperatura máxima do mês mais quente	15,8	21,2
BIO9 (°C)	Temperatura média do trimestre mais seco	9,8	6,9

A Figura 6 mostra os locais vulneráveis ao estabelecimento da espécie utilizando as localizações da área de distribuição nativa. As principais regiões onde é expectável que a espécie ocorra na AN são as regiões em redor de Kiev (Ucrânia) e entre Budapeste (Hungria) e Zagrebe (Croácia). As áreas fora da AN que se destacam são a República Checa, a região leste da Alemanha e a região oeste da Polónia. Relativamente à Península Ibérica apenas as regiões de Valdelinares e de Alcaraz apresentam valores

mais elevados de aptidão para a espécie, com valores máximos de 50%, porém em grande parte do território a probabilidade é de 0%.

Máxima entropia - Área de distribuição nativa (AN)

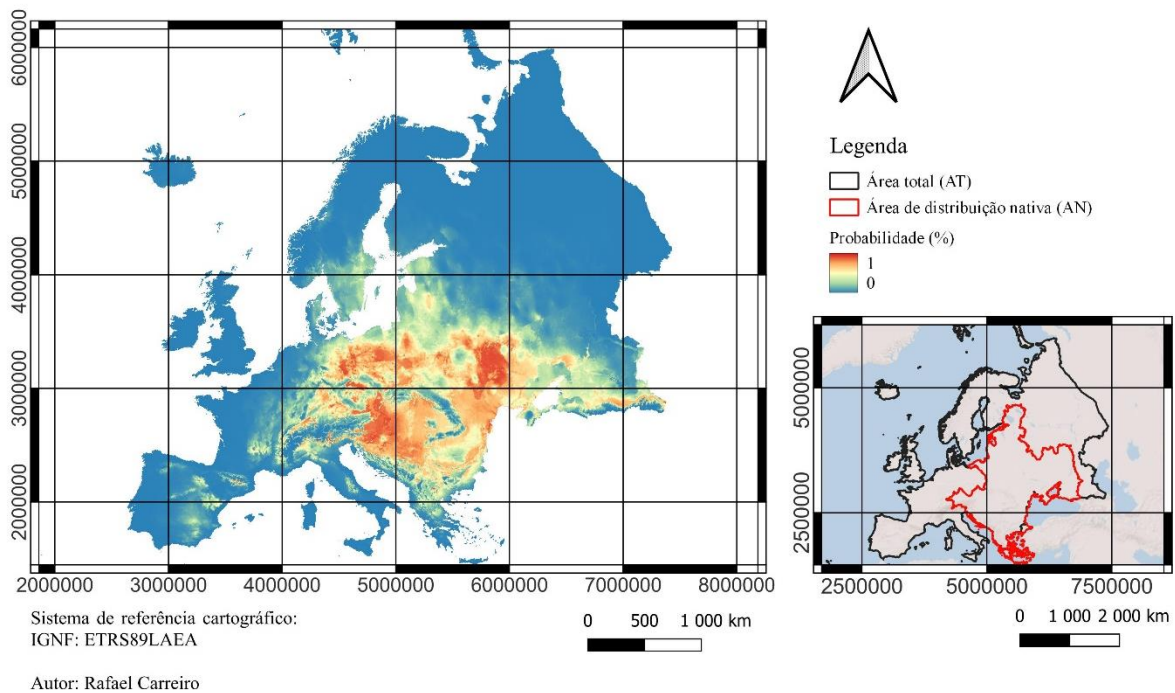


Figura 6 – Adequabilidade para a espécie na área total utilizando as localizações da área de distribuição nativa. Na escala de cor, 0 (azul) representa as regiões com menor aptidão e 1 (vermelho) com maior aptidão.

Na matriz de validação (Tabela 5), verifica-se que esta projeção tem mais de 80% dos pontos de presença em regiões onde a probabilidade da espécie se estabelecer é acima dos 50%, e 41% das ocorrências estão em áreas com probabilidade acima dos 75%.

Tabela 5 – Matriz de validação do modelo MaxEnt da área de distribuição nativa.

Probabilidade (%)	Pontos	Porcentagem de pontos
0-0,25	18	8,14
0,25-0,5	17	7,69
0,5-0,75	94	42,54
0,75-1	92	41,63
Total	221	100

3.3.2 Área total (AT)

O valor de AUC do modelo preditivo da área total foi de 0,793, indicando assim um bom desempenho a prever a adequabilidade para a espécie (Figura 7) (Bae et al., 2018).

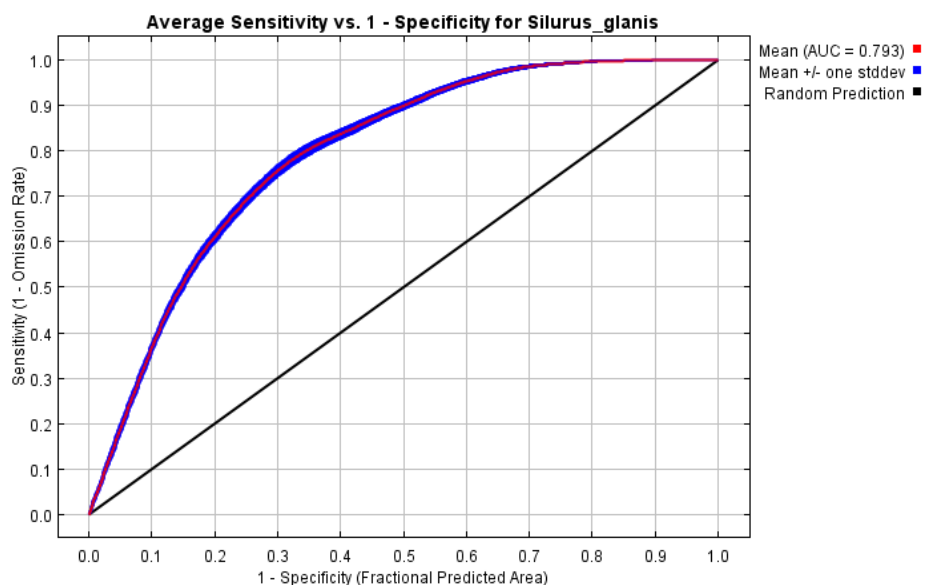


Figura 7 – Curva ROC (*receiver operating characteristic*) e valor da AUC do modelo preditivo para a área total.

Segundo a importância das variáveis (Tabela 6) aquelas que se destacam são as variáveis da temperatura máxima do mês mais quente e a temperatura mínima do mês mais frio, tal como é visível no gráfico (Anexo XIII). Através dos gráficos das curvas de resposta (Anexo XVIII) conseguimos perceber que há novamente uma tendência para a espécie ser encontrada em temperaturas mais elevadas, enquanto a variável “declive” indica uma clara tendência para a espécie ser encontrada em áreas com menor declive.

Tabela 6 – Percentagem de importância e de permutação das variáveis usadas na modelação para a área total.

Variáveis	Descrição	Percentagem de contribuição	Importância de permutação (%)
BIO6 (°C)	Temperatura mínima do mês mais frio	49,5	47,4
BIO5 (°C)	Temperatura máxima do mês mais quente	39,1	37,1
Declive (°)	Declive	5,8	4,8
BIO8 (°C)	Temperatura média do trimestre mais húmido	5,6	10,8

A Figura 8 representa que as áreas com maior adequabilidade para a espécie são, para além da área nativa, a França, a República Checa, a região leste da Alemanha e a região oeste da Polónia. Já na Península Ibérica, as áreas mais adequadas são a bacia do rio Ebro e a região norte de Portugal, abrangendo a bacia do rio Minho. A bacia do rio Guadalquivir também se destaca por apresentar os valores mais baixos de aptidão.

Máxima entropia - Área total (AT)

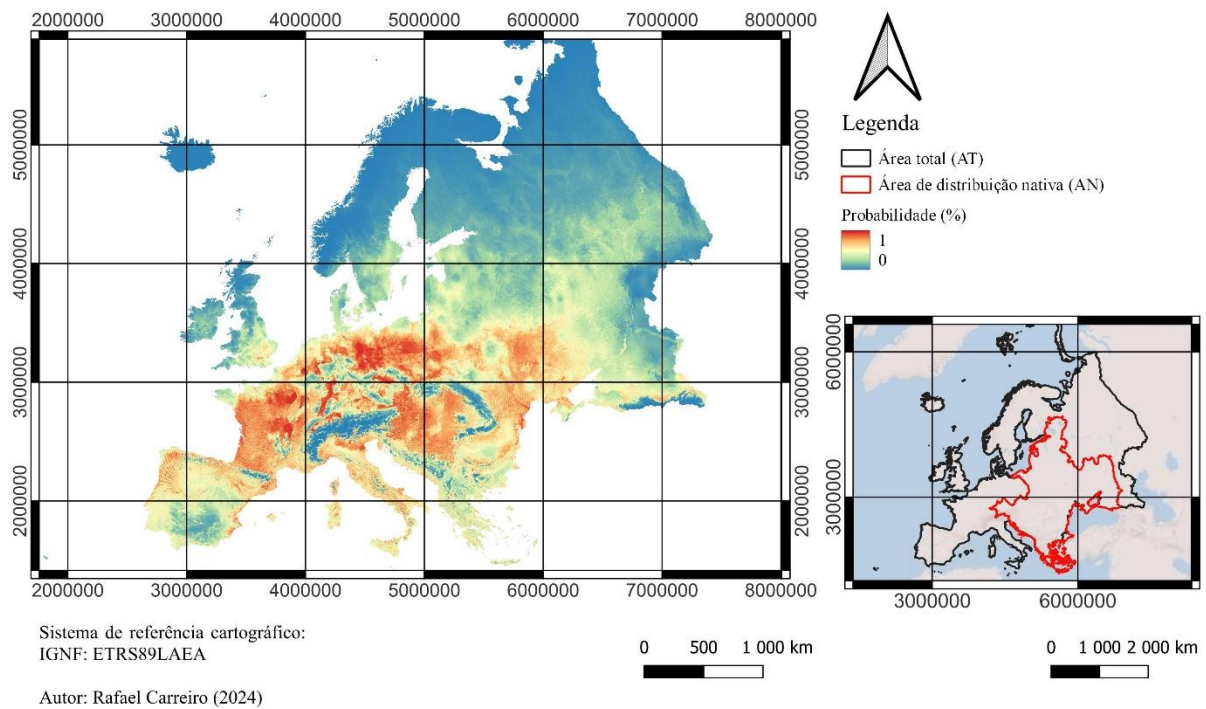


Figura 8 – Adequabilidade para a espécie para a área total, utilizando as localizações nativas e não-nativas. Na escala de cor, 0 (azul) representa as regiões com menor aptidão e 1 (vermelho) com maior aptidão.

Na matriz de validação (Tabela 7), verifica-se a robustez desta projeção uma vez que 47% dos pontos encontram-se em locais onde a probabilidade de estabelecimento é acima de 75%.

Tabela 7 – Matriz de validação do modelo MaxEnt da área total.

Probabilidade (%)	Pontos	Percentagem de pontos
0-0,25	16	4
0,25-0,5	69	15
0,5-0,75	155	34
0,75-1	210	47
Total	450	100

3.3.3 Península Ibérica (PI)

O valor de AUC (*area under the curve*) do modelo da Península Ibérica foi de 0,965, indicando assim um ótimo desempenho na previsão da adequabilidade (Figura 9) (Bae et al., 2018).

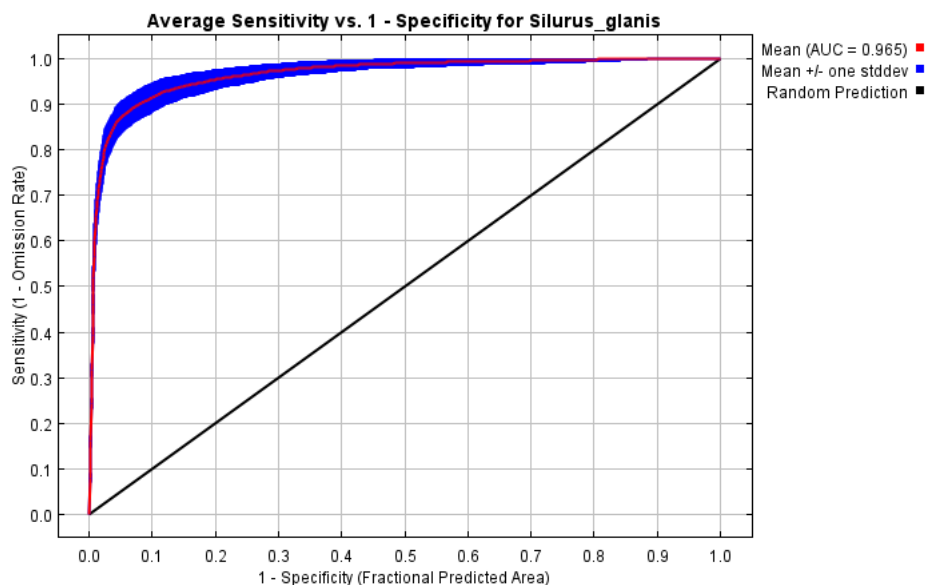


Figura 9 – Curva ROC (*receiver operating characteristic*) e valor da AUC do modelo preditivo para a Península Ibérica.

Segundo os dados da Tabela 8 e do gráfico *jackknife* (Anexo XIV) as variáveis que se destacam são a “ordem dos rios”, seguida pela “altitude” apenas pelo elevado valor de “importância de permutação”. Relativamente às restantes variáveis estas têm valores muito equilibrados nos dois parâmetros.

A curva de resposta (Anexo XIX) da variável “ordem dos rios” apresenta uma clara associação entre as ordens mais elevadas e a probabilidade de se encontrar indivíduos e o mesmo se sucede para as altitudes mais baixas; à medida que a altitude aumenta a probabilidade de ocorrência diminui de forma significativa. Relativamente às variáveis da temperatura destaca-se o facto de a espécie ocorrer em locais com temperaturas mais altas.

Tabela 8 – Percentagem de importância e de permutação das variáveis usadas na modelação para a Península Ibérica.

Variáveis	Descrição	Percentagem de contribuição	Importância de permutação (%)
Ordem dos rios	Classificação de Strahler	72,5	48,8
Altitude (m)	Altitude	8,1	24
BIO8 (°C)	Temperatura média do trimestre mais húmido	5,7	4,3
BIO9 (°C)	Temperatura média do trimestre mais seco	4,7	10,3
BIO17 (mm)	Precipitação do trimestre mais seco	4,6	9,2
BIO5 (°C)	Temperatura máxima do mês mais quente	4,3	3,5

O mapa da Figura 10 destaca os rios com maior aptidão para a espécie se estabelecer. Para além dos rios onde a espécie já se encontra, os rios com maior aptidão são o Guadiana e Júcar, seguidos pelos rios Minho, Sado, Segura, Túrria e Mijares, com probabilidade entre 25 e 90%. Destaca-se ainda o rio Guadalquivir; apesar da espécie se encontrar neste rio, o mesmo não demonstra uma probabilidade elevada de ocorrência da espécie.

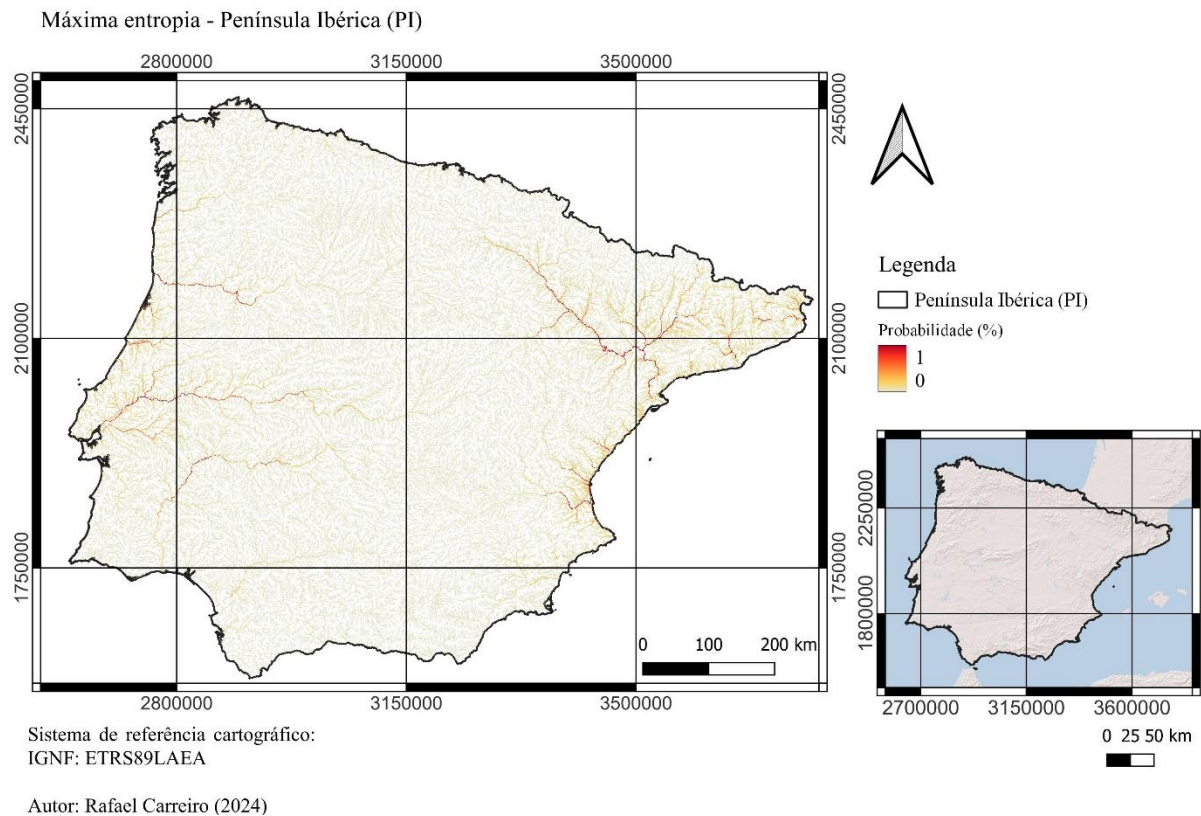


Figura 10 – Adequabilidade da rede hidrográfica da Península Ibérica para o estabelecimento da espécie. Na escala de cor, 0 (castanho) representa os locais com menor aptidão e 1 (vermelho) com maior aptidão.

Na matriz de validação (Tabela 9) destaca-se que 10 dos 14 pontos utilizados na validação do modelo estão entre as probabilidades 75 e 100%, pelo que a projeção prevê corretamente a possível presença da espécie.

Tabela 9 – Matriz de validação do modelo MaxEnt para a Península Ibérica.

Probabilidade (%)	Pontos	Percentagem de pontos
0-0,25	3	21,43
0,25-0,5	0	0
0,5-0,75	1	7,14
0,75-1	10	71,43
Total	14	100

3.3.4 Bacia do rio Ebro (BRE)

O valor de AUC do modelo da bacia do rio Ebro foi de 0,975 (Figura 11), sendo um valor muito próximo do valor máximo o que indica que há uma excelente projeção para esta área (Bae et al., 2018).

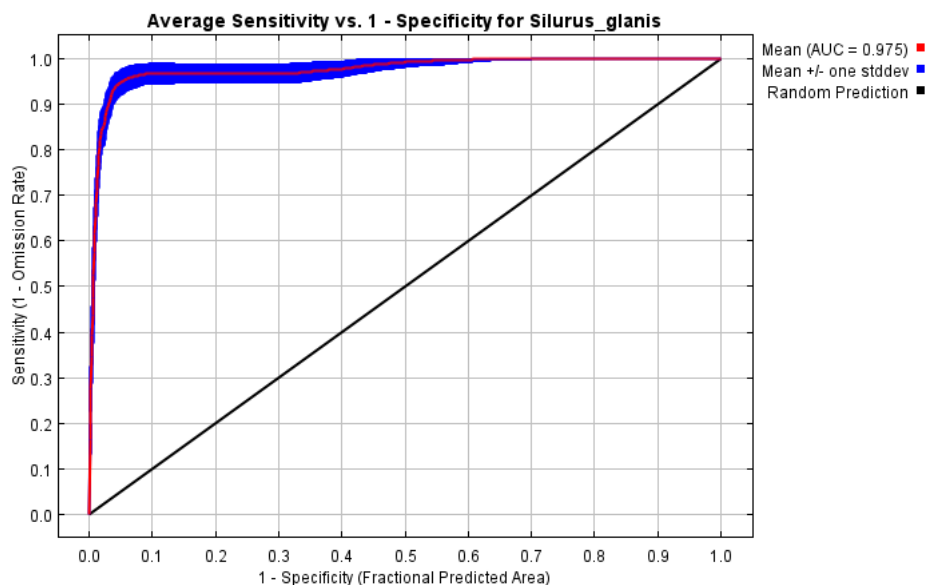


Figura 11 – Curva ROC (*receiver operating characteristic*) e valor da AUC do modelo preditivo para a bacia do rio Ebro.

A partir dos dados da Tabela 10 e do gráfico jackknife (Anexo XV) destacam-se as variáveis “ordem dos rios”, seguida pela “altitude” pelo elevado valor de importância de permutação. As curvas de resposta (Anexo XX) destas variáveis têm um comportamento idêntico quando comparadas com a área da Península Ibérica, uma vez que a espécie ocorre principalmente em ordens de rios mais elevadas e em altitudes mais baixas.

Tabela 10 – Percentagem de importância e de permutação das variáveis usadas na modelação para a bacia do rio Ebro.

Variáveis	Descrição	Percentagem de contribuição	Importância de permutação (%)
Ordem dos rios	Classificação de Strahler	90,8	58,2
Altitude (m)	Altitude	6,1	31,2
BIO13 (mm)	Precipitação do mês mais húmido	3,1	10,6

Segundo a Figura 12A, a secção da bacia com uma aptidão mais elevada para a espécie se estabelecer corresponde ao troço principal do rio Ebro e os afluentes com uma probabilidade mais elevada são os rios Segre, Cinca e Jálón. Relativamente às barragens que têm uma aptidão mais elevada destaca-se a barragem de Mequinenza (Figura 12B).

Máxima entropia - Bacia do rio Ebro (BRE)

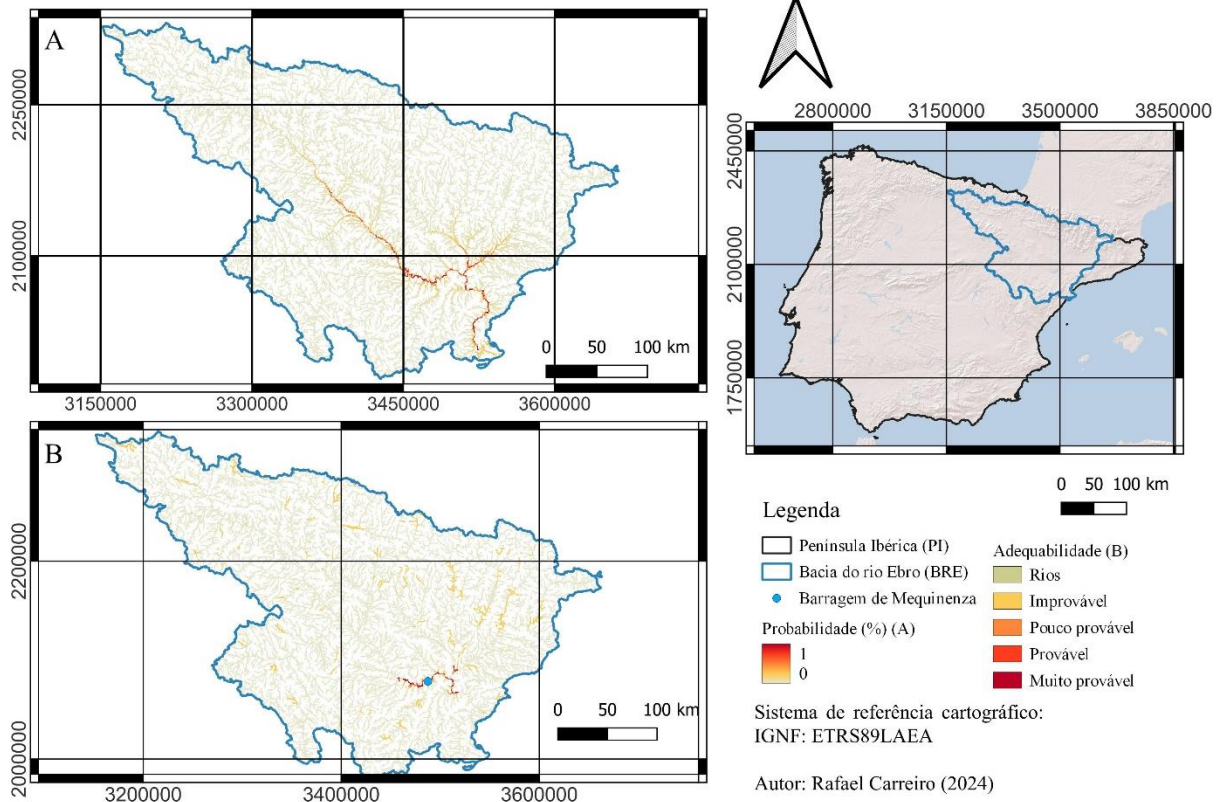


Figura 12 – Adequabilidade da bacia do rio Ebro para a espécie (A); na escala de cor, 0 (castanho) representa os locais com menor aptidão e 1 (vermelho) com maior aptidão. Adequabilidade das barragens (B) desta bacia.

A matriz de validação (Tabela 11) indica que este modelo tem um alto desempenho uma vez que três dos seis pontos estão no intervalo de probabilidade de aptidão mais alto; contudo os restantes pontos estão nas duas categorias mais baixas.

Tabela 11 – Matriz de validação do modelo MaxEnt para a bacia do rio Ebro.

Probabilidade (%)	Pontos	Porcentagem de pontos
0-0,25	2	33
0,25-0,5	1	17
0,5-0,75	0	0
0,75-1	3	50
Total	6	100

3.3.5 Bacia do rio Tejo (BRT)

O gráfico da Figura 13 apresenta um valor muito elevado de AUC (*area under the curve*) (0,970), indicando assim um excelente modelo preditivo (Bae et al., 2018).

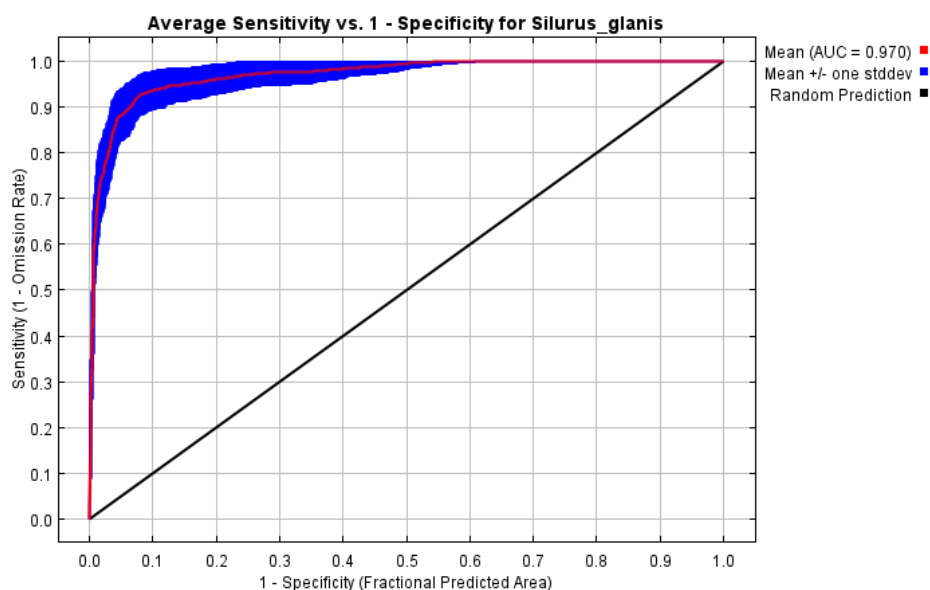


Figura 13 – Curva ROC (*receiver operating characteristic*) e valor da AUC do modelo preditivo para a bacia do rio Tejo.

A Tabela 12 indica que a “ordem dos rios” é a variável mais importante, enquanto as restantes variáveis têm valores semelhantes nos dois parâmetros (Anexo XVI). As curvas de resposta (Anexo XXI) das variáveis, “ordem dos rios” e “altitude” têm a mesma tendência que nas duas áreas mencionadas anteriormente, ou seja, há mais indivíduos em ordem mais altas e em baixas altitudes. O gráfico da variável “precipitação do trimestre mais húmido” indica que a espécie se encontra em valores intermédios e que tem um ligeiro decréscimo à medida que os valores aumentam.

Tabela 12 – Percentagem de importância e de permutação das variáveis usadas na modelação para a bacia do rio Tejo.

Variáveis	Descrição	Percentagem de contribuição	Importância de permutação (%)
Ordem dos rios	Classificação de Strahler	68,7	62,1
Altitude (m)	Altitude	18,2	17
BIO16 (mm)	Precipitação do trimestre mais húmido	13,1	20,9

A Figura 14A indica quais os rios que têm maior aptidão para a presença da espécie, destacando-se o rio Tejo, seguido pelos rios Sorraia e Zêzere. Na bacia do rio Tejo a barragem com maior probabilidade para a espécie se estabelecer é a barragem José María Oriol-Alcántara II (Figura 14B).

Máxima entropia - Bacia do rio Tejo (BRT)

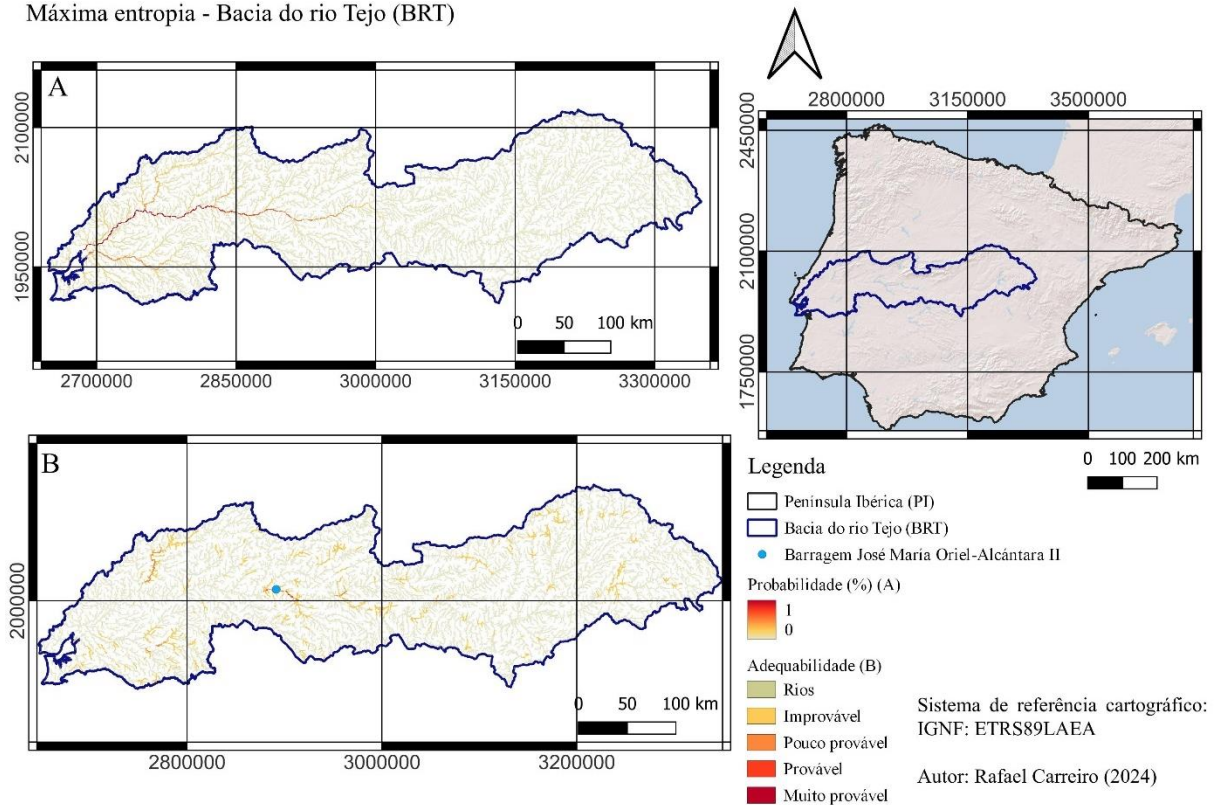


Figura 14 – Adequabilidade da bacia do rio Tejo para a espécie (A); na escala de cor, 0 (castanho) representa os locais com menor aptidão e 1 (vermelho) com maior aptidão. Adequabilidade das barragens (B) desta bacia.

Na matriz de validação (Tabela 13), verifica-se que esta projeção tem 80% dos pontos de presença em locais onde a aptidão para a espécie é acima de 75%, indicando uma grande eficácia.

Tabela 13 – Matriz de validação do modelo MaxEnt para a bacia do rio Tejo.

Probabilidade (%)	Pontos	Percentagem de pontos
0-0,25	1	20
0,25-0,5	0	0
0,5-0,75	0	0
0,75-1	4	80
Total	5	100

3.4 Análise espacial multicritério

3.4.1 Área de distribuição nativa (AN)

As variáveis explicativas que se destacam da projeção feita segundo os dados da área de distribuição nativa são as variáveis da temperatura máxima do mês mais quente e a temperatura mínima do mês mais frio por apresentarem valores mais elevados de contribuição, enquanto as restantes variáveis têm valores semelhantes e inferiores (Tabela 14).

Tabela 14 – Percentagem de contribuição de cada variável dos dados da área de distribuição nativa. A última linha da tabela indica a fórmula usada para a estimativa de adequabilidade.

Variáveis	Descrição	Contribuição (%)
BIO5 (°C)	Temperatura máxima do mês mais quente	40
BIO6 (°C)	Temperatura mínima do mês mais frio	40
BIO8 (°C)	Temperatura média do trimestre mais húmido	2,5
BIO9 (°C)	Temperatura média do trimestre mais seco	2,5
BIO12 (mm)	Precipitação anual	7,5
Declive (°)	Declive	7,5
Fórmula	$((40 \cdot \text{BIO5}) + (40 \cdot \text{BIO6}) + (2,5 \cdot \text{BIO8}) + (2,5 \cdot \text{BIO9}) + (7,5 \cdot \text{BIO12}) + (7,5 \cdot \text{Declive})) / 100$	

A Figura 15 representa a adequabilidade do habitat, no qual se pode constatar que praticamente toda a extensão da Europa demonstra valores elevados. Destacam-se a região leste do continente que corresponde à Rússia, a região norte da Suécia e da Finlândia e a Península Ibérica que apresentam os valores mais baixos (mesmo assim com alguma adequabilidade).

Análise espacial multicritério- Área de distribuição nativa (AN)

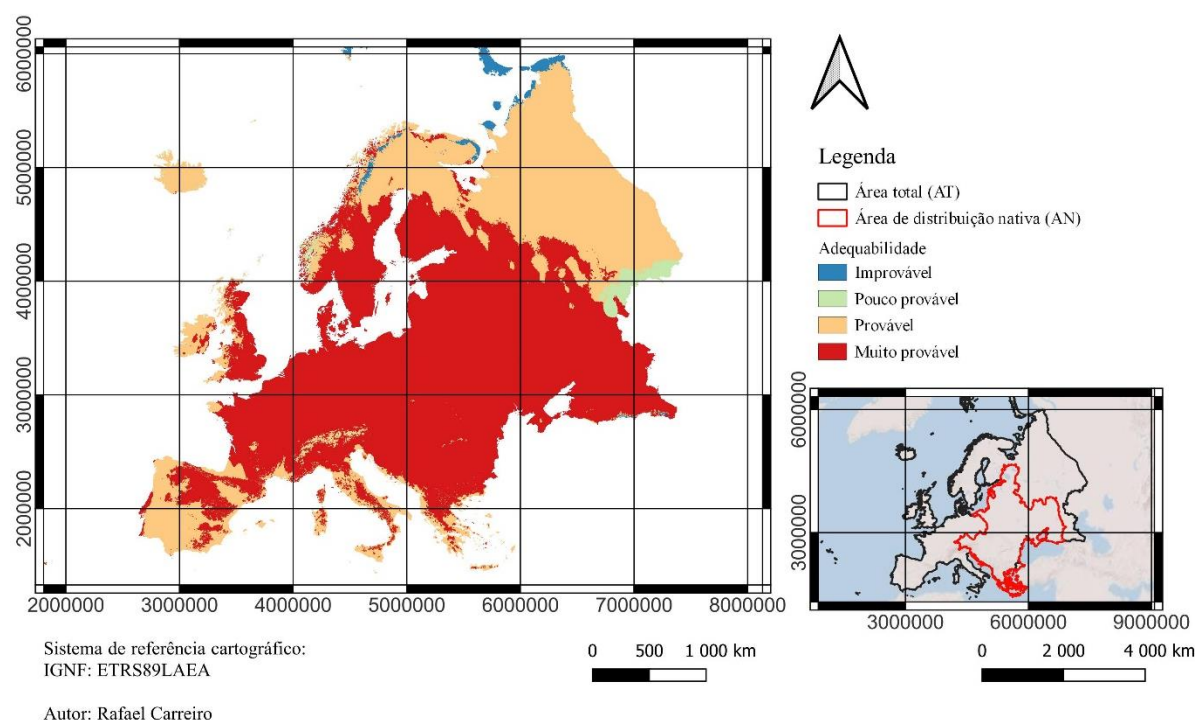


Figura 15 – Adequabilidade dos habitats para o estabelecimento do peixe-gato-europeu para a área total, utilizando as localizações da área de distribuição nativa.

A matriz de validação (Tabela 15) indica que o modelo elaborado foi 100% eficaz uma vez que todos os pontos utilizados para a validação estão na classe mais alta de adequabilidade, e indica que este modelo tem uma capacidade de previsão elevada.

Tabela 15 – Matriz de validação da análise espacial multicritério para a área nativa.

Adequabilidade	Pontos	Porcentagem de pontos
1-1,5	0	0
1,5-2	0	0
2-2,5	0	0
2,5-3	221	100
Total	221	100

3.4.2 Área total (AT)

As variáveis que se destacam na projeção com os dados da área total são igualmente a da temperatura máxima do mês mais quente e a temperatura mínima do mês mais frio por apresentarem os valores de contribuição mais elevados, e as restantes variáveis apresentam valores equilibrados (Tabela 16).

Tabela 16 – Percentagem de contribuição de cada variável dos dados da área total. A última linha da tabela indica a fórmula usada para a estimativa de adequabilidade.

Variáveis	Descrição	Contribuição (%)
BIO5 (°C)	Temperatura máxima do mês mais quente	40
BIO6 (°C)	Temperatura mínima do mês mais frio	40
BIO8 (°C)	Temperatura média do trimestre mais húmido	5
BIO12 (mm)	Precipitação anual	7,5
Declive (°)	Declive	7,5
Fórmula	$((40 \cdot \text{BIO5}) + (40 \cdot \text{BIO6}) + (5 \cdot \text{BIO8}) + (7,5 \cdot \text{BIO12}) + (7,5 \cdot \text{Declive})) / 100$	

O resultado desta projeção apresenta novamente quase todo o território da Europa com uma adequabilidade máxima para o estabelecimento da espécie. Destaca-se como as áreas com menor aptidão a Noruega, Suécia e a região norte da Finlândia e da Rússia (Figura 16).

Análise espacial multicritério - Área total (AT)

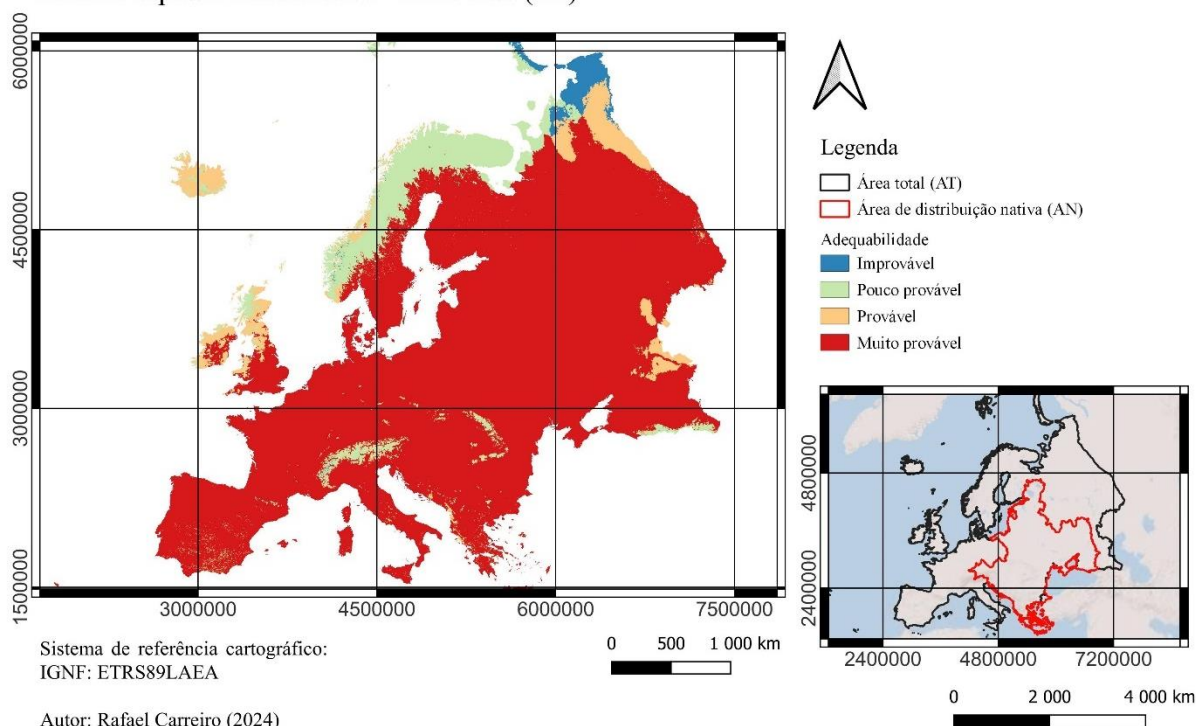


Figura 16 – Adequabilidade dos habitats para o estabelecimento de peixe-gato-europeu para a área total, utilizando as localizações nativas e não-nativas.

A matriz de validação (Tabela 17) indica que esta projeção tem uma capacidade de previsão muito elevada uma vez que 99,8% dos pontos utilizados para validar o modelo estão na categoria mais elevada de adequabilidade.

Tabela 17 – Matriz de validação da análise espacial multicritério para a área total.

Adequabilidade	Pontos	Percentagem de pontos
1-1,5	0	0
1,5-2	0	0
2-2,5	1	0,2
2,5-3	449	99,8
Total	450	100

3.4.3 Península Ibérica (PI)

A variável explicativa que mais se destaca na projeção da PI é a “ordem dos rios”, seguida pelas variáveis da temperatura máxima do mês mais quente e a precipitação anual, enquanto as variáveis antrópicas se destacam por apresentarem baixos valores de contribuição (Tabela 18).

Tabela 18 – Percentagem de contribuição de cada variável dos dados da Península Ibérica. A última linha da tabela indica a fórmula usada para a estimativa de adequabilidade.

Variáveis	Descrição	Contribuição (%)
BIO5 (°C)	Temperatura máxima do mês mais quente	13
BIO8 (°C)	Temperatura média do trimestre mais húmido	1
BIO9 (°C)	Temperatura média do trimestre mais seco	1
BIO12 (mm)	Precipitação anual	7,5
BIO17 (mm)	Precipitação do trimestre mais seco	1
Declive (°)	Declive	4
Altitude (m)	Altitude	4
Ordem dos rios	Classificação de Strahler	60
Barragens	Delimitação em léntico e lótico segundo a presença de albufeiras	5
Distância às estradas (m)	Distância mínima entre as estradas e os pontos de presença	1
Distância aos centros urbanos (m)	Distância mínima entre os centros urbanos e os pontos de presença	1,5
Densidade populacional	Densidade populacional pelas NUTS III e províncias	1
Fórmula	$((13 \cdot \text{BIO5}) + (1 \cdot \text{BIO8}) + (1 \cdot \text{BIO9}) + (7,5 \cdot \text{BIO12}) + (1 \cdot \text{BIO17}) + (4 \cdot \text{Declive}) + (4 \cdot \text{Altitude}) + (60 \cdot \text{Ordem dos rios}) + (5 \cdot \text{Barragens}) + (1 \cdot \text{Distância às estradas}) + (1,5 \cdot \text{Distância aos centros urbanos}) + (1 \cdot \text{Densidade populacional})) / 100$	

Segundo a projeção para os rios da Península Ibérica (Figura 17) aqueles que têm condições mais favoráveis para a espécie são os rios principais das bacias seguidos pelos afluentes de maior dimensão. A região norte de Portugal, nordeste de Espanha e os rios que drenam da cordilheira Cantábrica para norte apresentam menor adequabilidade.

Análise espacial multicritério - Península Ibérica (PI)

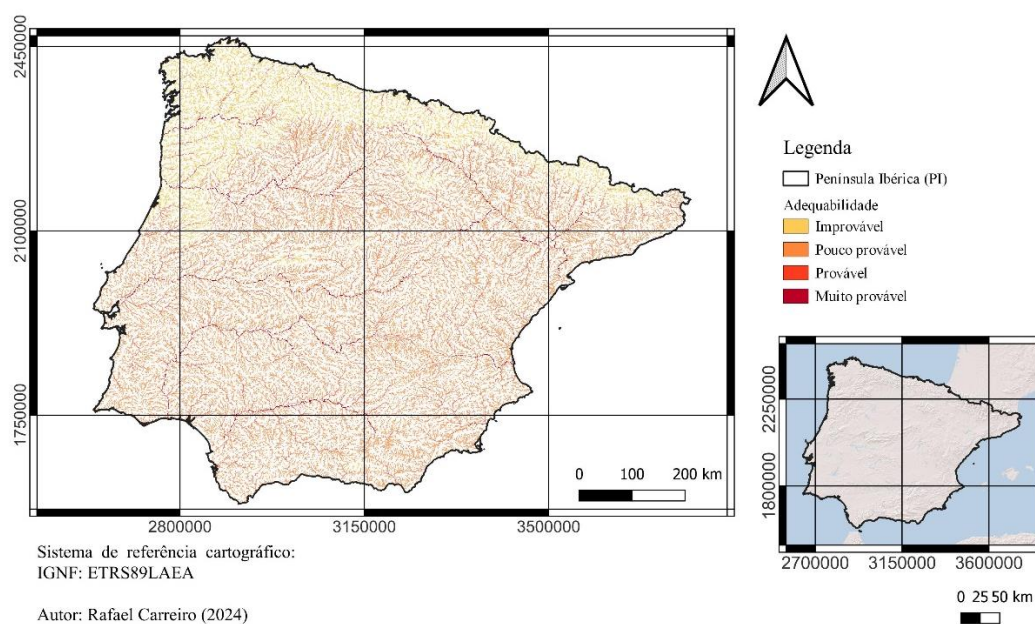


Figura 17 – Adequabilidade da rede hidrográfica da Península Ibérica para o estabelecimento da espécie.

A matriz de validação indica que a projeção tem um bom desempenho na previsão das áreas com maior adequabilidade uma vez que nove dos 14 pontos estão na categoria mais elevada de aptidão do habitat (Tabela 19).

Tabela 19 – Matriz de validação da análise espacial multicritério para a Península Ibérica.

Adequabilidade	Pontos	Porcentagem de pontos
1-1,5	0	0
1,5-2	3	21,4
2-2,5	2	14,3
2,5-3	9	64,3
Total	14	100

3.4.4 Bacia do rio Ebro (BRE)

Na projeção para a bacia do rio Ebro as variáveis que se destacam são igualmente a “ordem dos rios” e a temperatura máxima do mês mais quente por terem uma percentagem de contribuição mais elevada, enquanto as restantes variáveis têm valores semelhantes, mas inferiores (Tabela 20).

Tabela 20 – Percentagem de contribuição de cada variável dos dados da bacia do rio Ebro. A última linha da tabela indica a fórmula usada para a estimativa de adequabilidade.

Variáveis	Descrição	Contribuição (%)
BIO5 (°C)	Temperatura máxima do mês mais quente	15
BIO8 (°C)	Temperatura média do trimestre mais húmido	2
BIO9 (°C)	Temperatura média do trimestre mais seco	2
BIO13 (mm)	Precipitação do mês mais húmido	4
Declive (°)	Declive	4
Altitude (m)	Altitude	4
Ordem dos rios	Classificação de Strahler	60
Barragens	Delimitação em léntico e lótico segundo a presença de albufeiras	5
Distância às estradas (m)	Distância mínima entre as estradas e os pontos de presença	1
Distância aos centros urbanos (m)	Distância mínima entre os centros urbanos e os pontos de presença	2
Densidade populacional	Densidade populacional pelas NUTS III e províncias	1
Fórmula	$((15 \cdot \text{BIO5}) + (2 \cdot \text{BIO8}) + (2 \cdot \text{BIO9}) + (4 \cdot \text{BIO13}) + (4 \cdot \text{Declive}) + (4 \cdot \text{Altitude}) + (60 \cdot \text{Ordem dos rios}) + (5 \cdot \text{Barragens}) + (1 \cdot \text{Distância às estradas}) + (2 \cdot \text{Distância aos centros urbanos}) + (1 \cdot \text{Densidade populacional})) / 100$	

O resultado produzido destaca como os rios com maior adequabilidade o troço principal do rio Ebro, seguido pelos rios Segre, Cinca e Jálón (Figura 18A). Relativamente às barragens, entre aquelas que são mais propícias ao estabelecimento da espécie destaca-se a barragem de Mequinzenza (Figura 18B).

Análise espacial multicritério - Bacia do rio Ebro (BRE)

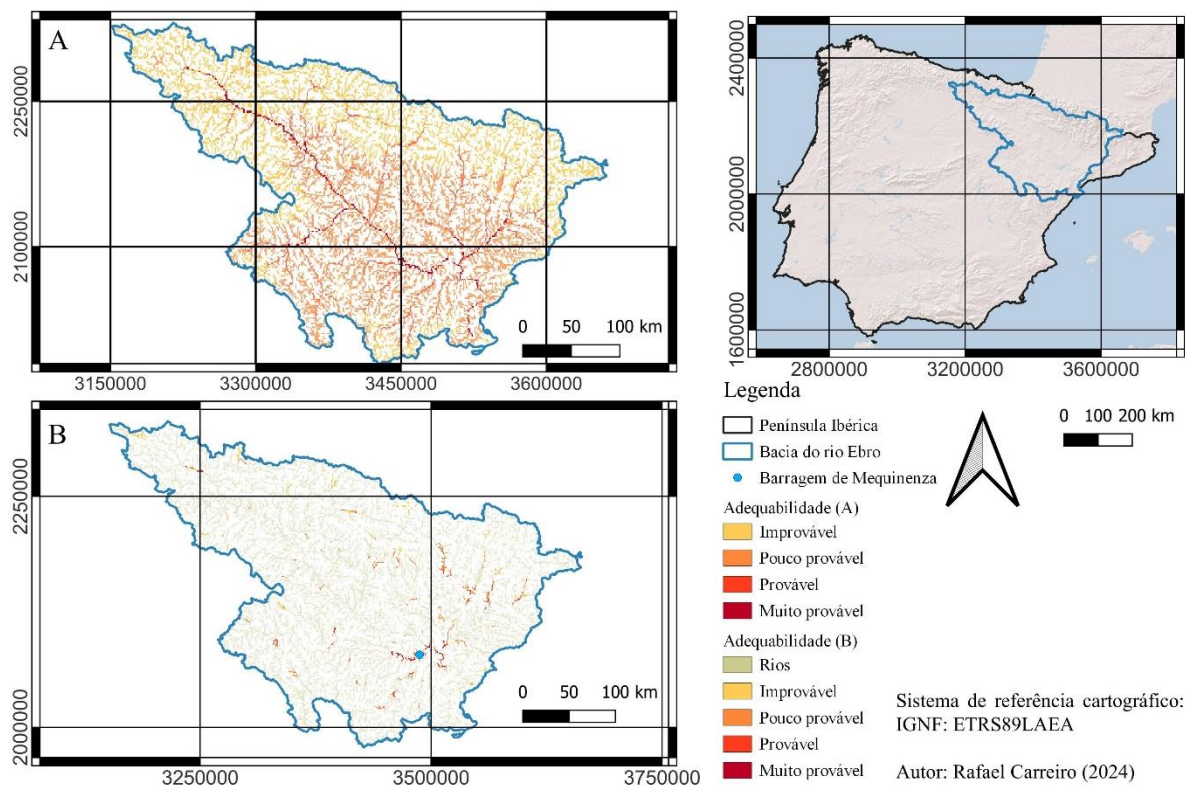


Figura 18 – Adequabilidade dos rios (A) e das barragens (B) da bacia do rio Ebro para a espécie se estabelecer.

A matriz de validação (Tabela 21) indica que esta projeção é eficaz uma vez que 67% dos pontos encontram-se em áreas onde a adequabilidade é acima de 2.

Tabela 21 – Matriz de validação da análise espacial multicritério para a bacia do rio Ebro.

Adequabilidade	Pontos	Percentagem de pontos
1-1,5	0	0
1,5-2	2	33
2-2,5	1	17
2,5-3	3	50
Total	6	100

3.4.5 Bacia do rio Tejo (BRT)

As variáveis que se destacam pela elevada contribuição são a “ordem dos rios” e a “temperatura máxima do mês mais quente”, em oposição destacam-se as variáveis antrópicas, por terem os menores valores (Tabela 22).

Tabela 22 – Percentagem de contribuição de cada variável dos dados da bacia do rio Tejo. A última linha da tabela indica a fórmula usada para a estimativa de adequabilidade.

Variáveis	Descrição	Contribuição (%)
BIO5 (°C)	Temperatura máxima do mês mais quente	15
BIO16 (mm)	Precipitação do trimestre mais húmido	4
BIO18 (mm)	Precipitação do trimestre mais quente	4
Declive (°)	Declive	4
Altitude (m)	Altitude	4
Ordem dos rios	Classificação de Strahler	60
Barragens	Delimitação em léntico e lótico segundo a presença de albufeiras	5
Distância às estradas (m)	Distância mínima entre as estradas e os pontos de presença	1
Distância aos centros urbanos (m)	Distância mínima entre os centros urbanos e os pontos de presença	2
Densidade populacional	Densidade populacional pelas NUTS III e províncias	1
Fórmula	$((13 \cdot \text{BIO5}) + (4 \cdot \text{BIO16}) + (4 \cdot \text{BIO18}) + (4 \cdot \text{Declive}) + (4 \cdot \text{Altitude}) + (60 \cdot \text{Ordem dos rios}) + (5 \cdot \text{Barragens}) + (1 \cdot \text{Distância às estradas}) + (2 \cdot \text{Distância aos centros urbanos}) + (1 \cdot \text{Densidade populacional})) / 100$	

A Figura 19A destaca os rios com maior adequabilidade; são estes o troço principal e todos os afluentes de maior dimensão. Relativamente às barragens há um aumento daquelas que têm maior aptidão, como por exemplo as barragens José María Oriel-Alcántara II e Castelo de Bode (Figura 19B).

Análise espacial multicritério - Bacia do rio Tejo (BRT)

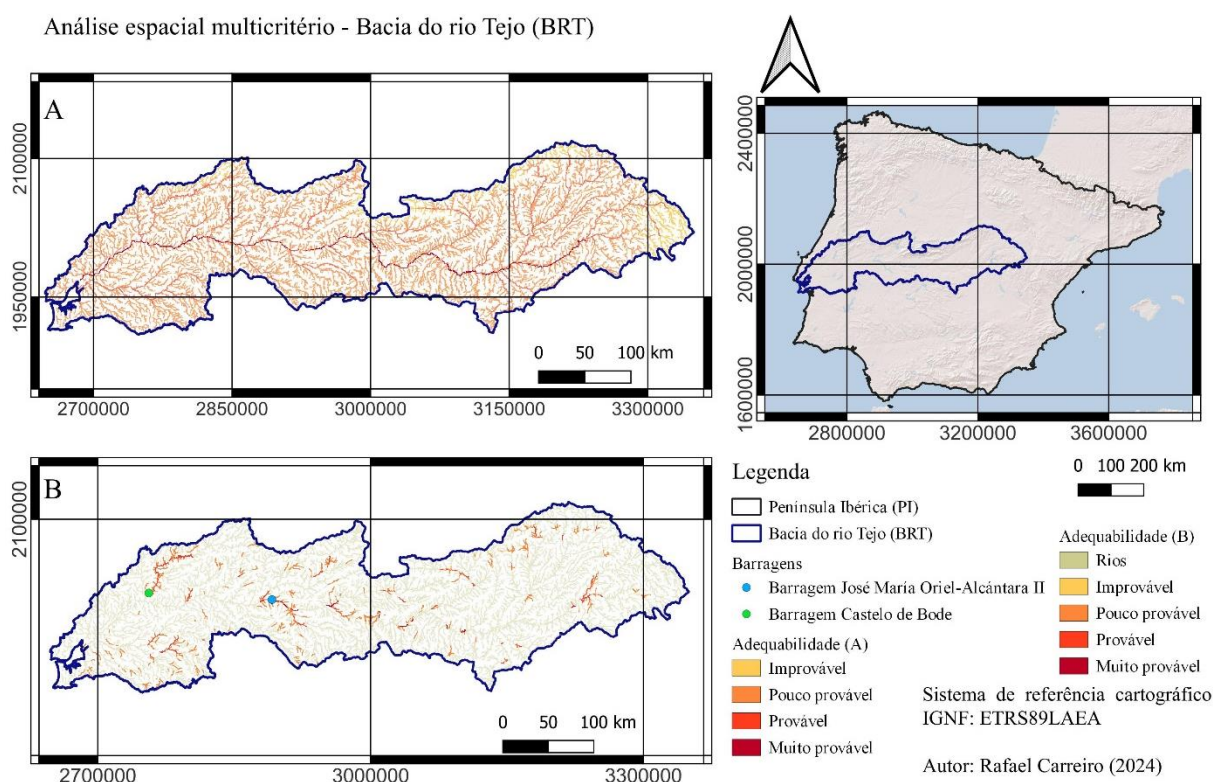


Figura 19 – Adequabilidade dos rios (A) e das barragens (B) da bacia do rio Tejo para a espécie se estabelecer.

A matriz de validação da Tabela 23 demonstra que a projeção para a área da bacia do rio Tejo tem uma alta eficácia por apresentar 80% dos pontos em locais com maior adequabilidade.

Tabela 23 – Matriz de validação da análise espacial multicritério para a bacia do rio Tejo.

Adequabilidade	Pontos	Porcentagem de pontos
1-1,5	0	0
1,5-2	1	20
2-2,5	0	0
2,5-3	4	80
Total	5	100

3.5 Comparação entre os resultados produzidos pela Máxima entropia e pela Análise espacial multicritério

3.5.1 Área de distribuição nativa (AN)

As Tabela 4 e Tabela 14 demonstram a contribuição de cada variável em cada um dos métodos para a área nativa. Destaca-se o aumento da contribuição da variável temperatura máxima do mês mais quente e também a utilização de mais duas variáveis no método da análise espacial multicritério.

A grande diferença entre os resultados dos dois métodos (Figura 6 e Figura 15) é a expansão da adequabilidade do habitat no segundo método em quase toda a Europa, uma vez que no mapa produzido pelo MaxEnt o habitat mais favorável centra-se na área de distribuição nativa.

Através das matrizes de validação (Tabela 5 e Tabela 15) é destacável a maior eficácia do método análise espacial multicritério, apesar do modelo MaxEnt apresentar um alto desempenho.

3.5.2 Área total (AT)

As importâncias das variáveis (Tabela 6 e Tabela 16) para a área total entre o método MaxEnt e análise espacial multicritério não apresentam diferenças importantes, apenas no segundo método utilizou-se mais uma variável (precipitação anual).

Os resultados das projeções dos dois métodos assemelham-se mais em comparação a 3.5.1; contudo o método análise espacial multicritério torna a ter uma área maior de adequabilidade (Figura 8 e Figura 18).

Nas matrizes de validação para a área total (Tabela 7 e Tabela 17), verifica-se uma maior eficácia do método análise espacial multicritério apesar do modelo MaxEnt continuar a ter um alto desempenho.

3.5.3 Península Ibérica (PI)

Os dois métodos que preveem a adequabilidade dos rios da PI destacam a variável “ordem dos rios” como a mais importante (Tabela 8 e Tabela 18). Salienta-se ainda a utilização de variáveis antrópicas e o aumento da contribuição da variável temperatura máxima do mês mais quente no método da análise espacial multicritério.

A principal diferença entre os dois mapas de adequabilidade (Figura 10 e Figura 17) é o aumento generalizado de quase todos os rios no método da análise espacial multicritério, exceto da região noroeste de Portugal e Espanha.

As matrizes de validação (Tabela 9 e Tabela 19) destacam um desempenho semelhante entre os dois modelos apesar da clara diferença entre os resultados apresentados (Figura 10 e Figura 17).

3.5.4 Bacia do rio Ebro (BRE)

Na modelação para a bacia do rio Ebro a variável “ordem dos rios” tem uma diferença de 30% entre os dois métodos, apesar de ser a mais influente em ambos (Tabela 10 e Tabela 20). Destaca-se também a importância atribuída à variável temperatura máxima do mês mais quente no segundo método, enquanto no MaxEnt não foi incluída na modelação, assim como as variáveis antrópicas.

A principal diferença entre os mapas de adequabilidade (Figura 12 e Figura 18) é o aumento em todo o troço principal do rio Ebro e dos afluentes de maior dimensão no método análise espacial multicritério. Contudo, não houve um aumento das barragens mais adequadas à espécie com este método.

As matrizes de validação (Tabela 11 e Tabela 21) destacam um ligeiro melhor desempenho do método análise espacial multicritério comparativamente à projeção do MaxEnt, porém os dois modelos têm percentagens de validação semelhantes.

3.5.5 Bacia do rio Tejo (BRT)

Entre as diferenças na contribuição das variáveis dos métodos MaxEnt e análise espacial multicritério destaca-se a diminuição da percentagem da variável “altitude” e a utilização da variável “temperatura máxima do mês mais quente” com uma percentagem relativamente elevada no segundo método; no método MaxEnt as variáveis antrópicas voltam a não ser utilizadas (Tabela 12 e Tabela 22).

O resultado da análise espacial multicritério mostrou um aumento generalizado da adequabilidade de toda a bacia hidrográfica, principalmente no troço principal e nos afluentes de maior dimensão, comparativamente ao resultado do MaxEnt (Figura 14 e Figura 19). Relativamente às barragens tornou a não haver um aumento das que têm maior adequabilidade.

As matrizes de validação (Tabela 13 e Tabela 23), destacam novamente um ligeiro aumento do desempenho do método análise espacial multicritério, contudo os valores são semelhantes entre os dois métodos.

3.6 Regressão geográfica ponderada

3.6.1 Península Ibérica (PI)

O resultado da projeção de densidade para a Península Ibérica (Figura 20) destaca as bacias dos rios Ebro, Tejo e Guadalquivir como os locais com uma densidade mais elevada, destacando-se a bacia do Guadalquivir uma vez que foram utilizados apenas dois pontos de presença e mesmo assim apresenta uma estimativa de densidade elevada, indicando que esta bacia pode ser um ótimo local para a espécie. A confiança nesta estimativa é elevada pois o valor de desvio padrão é baixo (-0,037, Anexo XXII).

GWR (Previsão de densidade) - Península Ibérica (PI)

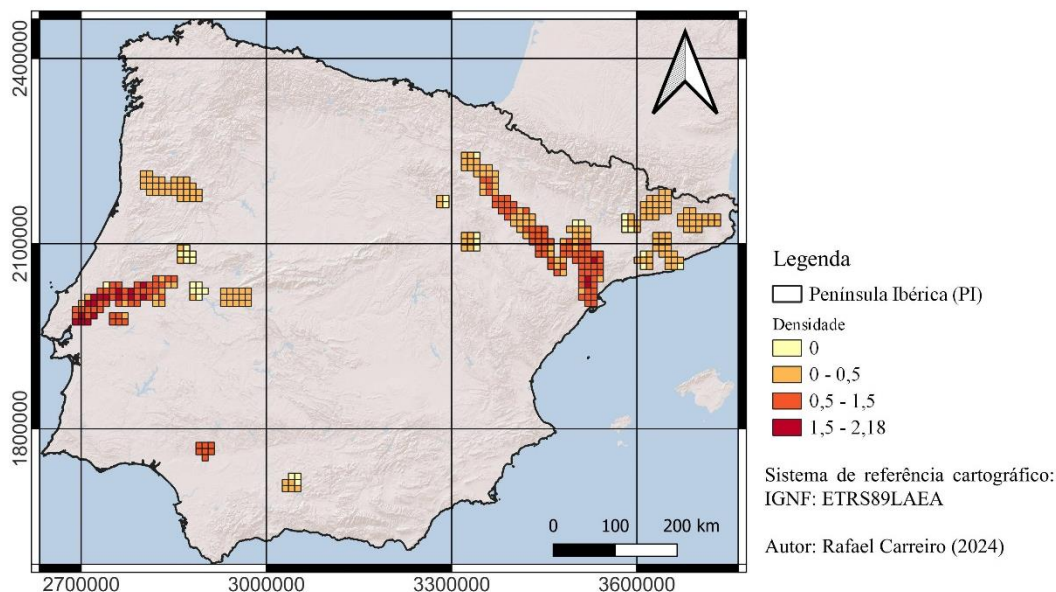


Figura 20 – Previsão da densidade do modelo GWR da Península Ibérica.

Segundo a matriz de validação (Tabela 24), verifica-se que apenas um dos pontos está em locais com densidades mais elevadas e que 21% dos pontos estão em áreas com densidade nula, assim esta projeção tem uma baixa eficácia.

Tabela 24 – Matriz de validação do GWR da área da Península Ibérica.

Densidade	Pontos	Percentagem dos pontos
0	3	21
0 – 0,5	2	14
0,5 – 1,5	8	57
1,5 – 2,18	1	7
Total	14	100

As variáveis explicativas que se destacam pela importância são a temperatura média do trimestre mais húmido e do trimestre mais seco e a temperatura máxima do mês mais quente, para as quais os valores mais altos encontram-se na bacia do rio Tejo; os valores mais baixos das duas últimas variáveis também se encontram na mesma bacia (Anexo XXV). As restantes variáveis têm uma importância semelhante em todo o território (Anexo XXVI).

3.6.2 Bacia do rio Ebro (BRE)

O resultado para a bacia do rio Ebro indica que os locais com maior densidade são o troço principal do rio, mas principalmente a região final (Figura 21). Esta projeção apresenta um baixo valor de desvio padrão (-0,03716, Anexo XXIII) indicando um alto desempenho do modelo ao prever a densidade da espécie.

GWR (Previsão de densidade) - Bacia do rio Ebro (BRE)

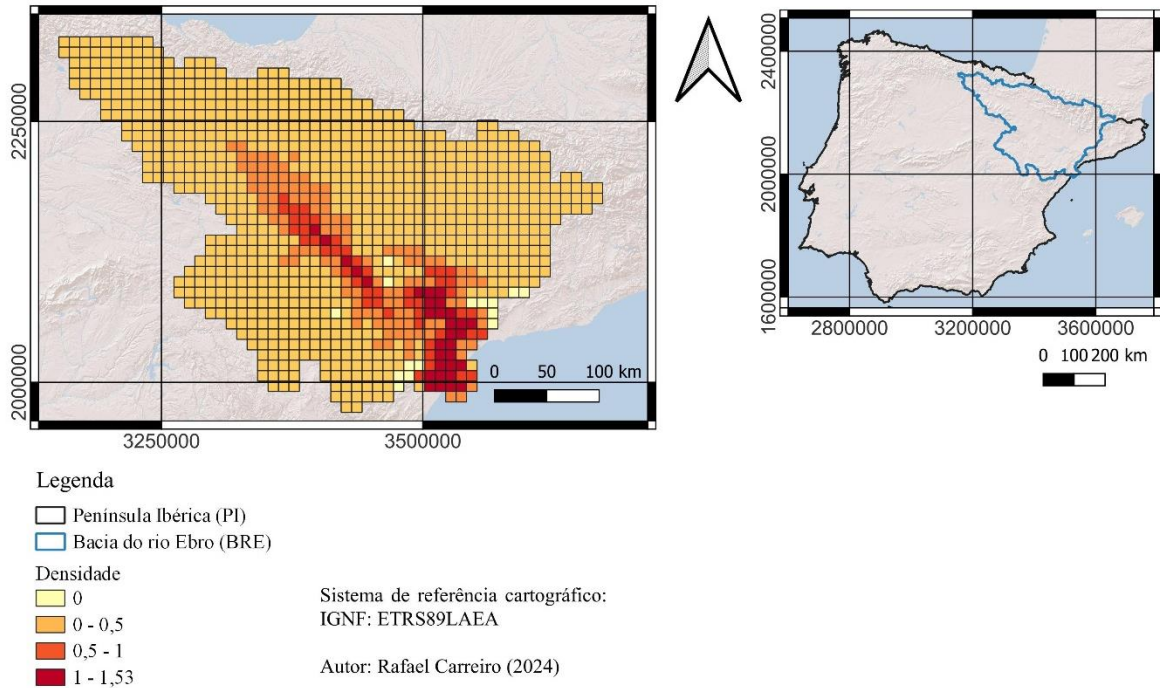


Figura 21 – Previsão da densidade do modelo GWR da bacia do rio Ebro.

De acordo com a matriz de validação (Tabela 25) este modelo tem uma eficácia intermédia uma vez que 50% dos pontos encontram-se em locais com densidades superiores a 1 e os restantes pontos em locais com densidades abaixo de 1.

Tabela 25 – Matriz de validação do GWR para a bacia do rio Ebro.

Densidade	Pontos	Percentagem dos pontos
0	0	0
0 – 0,5	1	17
0,5 – 1	2	33
1 – 1,53	3	50
Total	6	100

A variável que se destaca em termos de importância é o declive por apresentar os valores de coeficiente mais elevados onde a densidade é mais elevada (Anexo XXVIII). As restantes variáveis têm uma importância semelhante (Anexo XXVII e Anexo XXVIII).

3.6.3 Bacia do rio Tejo (BRT)

A previsão de densidade para a bacia do rio Tejo (Figura 22) indica que a região final do rio é a que apresenta valores mais elevados. Esta projeção tem uma alta eficácia uma vez que tem um baixo valor de desvio padrão (-0,00283, Anexo XXIV).

GWR (Previsão de densidade) - Bacia do rio Tejo (BRT)

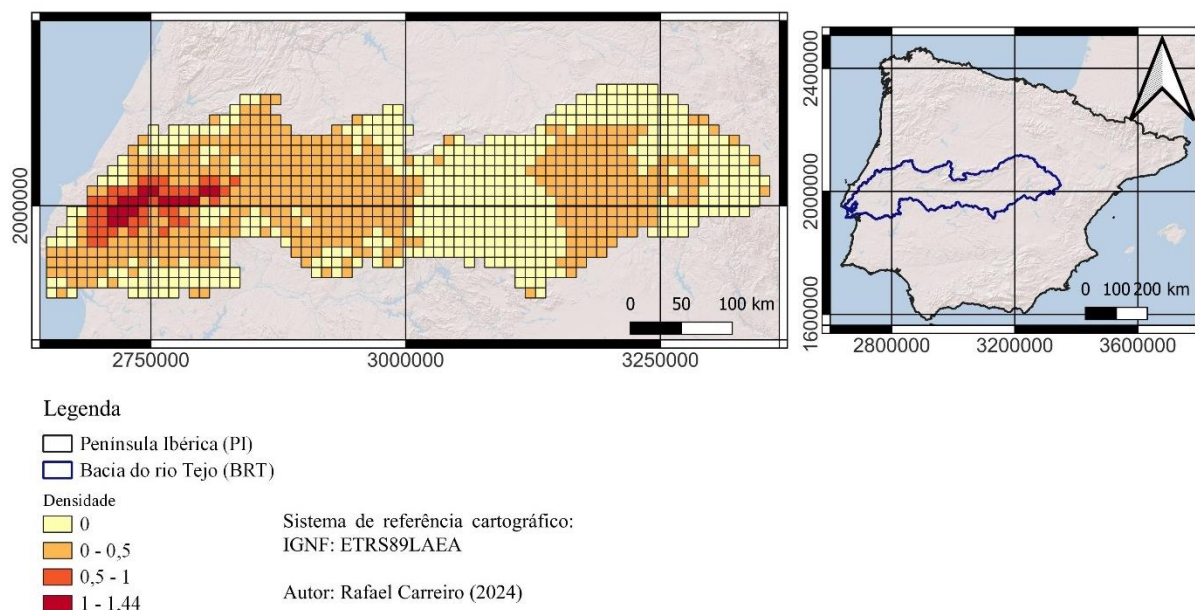


Figura 22 – Previsão da densidade do modelo GWR da bacia do rio Tejo.

A matriz de validação (Tabela 26) para a bacia do rio Tejo destaca que esta projeção tem alguma eficácia uma vez que 60% dos pontos encontram-se em locais com valores de densidade superiores a 1.

Tabela 26 – Matriz de validação do GWR para a bacia do rio Tejo.

Densidade	Pontos	Porcentagem dos pontos
0	0	0
0 – 0,5	1	20
0,5 – 1	1	20
1 – 1,44	3	60
Total	5	100

A variável que se destaca na bacia do rio Tejo é o declive sendo a variável que apresenta os valores mais baixos, na parte final da bacia, e mais altos na região de Abrantes, enquanto as restantes variáveis têm uma importância idêntica em toda a bacia (Anexo XXIX e Anexo XXX).

4 Discussão

Este é o primeiro estudo que analisou a adequabilidade do habitat para o peixe-gato-europeu a uma escala europeia, para a Península Ibérica e para a bacia do rio Tejo, com o objetivo de identificar as áreas que reúnem condições favoráveis para a espécie se estabelecer, inclusive para a área de distribuição nativa. Esta informação pode ser utilizada para a conservação dos ecossistemas europeus, na medida que é possível prever os locais com maior adequabilidade para a espécie, e, portanto, mais vulneráveis à sua invasão (Václavík & Meentemeyer, 2009).

Estes resultados foram obtidos com recurso a dois diferentes métodos, máxima entropia (MaxEnt) e análise espacial multicritério. Foi dada prioridade aos modelos de máxima entropia, devido à falta de registos reais de ausências, e considerando que ainda assim este modelo tem um bom desempenho em comparação com outros modelos que utilizam ausências (Kaky et al., 2020).

O método de máxima entropia utiliza apenas os dados das variáveis onde se registou a espécie, e produz um mapa de distribuição o mais uniforme possível tendo em conta os dados disponibilizados, mas mantendo algum grau de incerteza (Phillips et al., 2006). No entanto, ao utilizar apenas os dados das localizações, pode gerar resultados em que a espécie poderia estabelecer-se em determinados locais, mas estes são modelados como áreas inadequadas ao seu estabelecimento, ou seja, pode gerar falsos negativos.

Outro problema que pode surgir é a escassez de dados em determinadas áreas, o que pode influenciar as projeções nas mesmas, uma vez que o modelo parte do princípio de que toda a área foi amostrada de igual forma, o que pode levar a enviesamento dos resultados (Kramer-Schadt et al., 2013). Por exemplo, embora a espécie já esteja estabelecida na bacia do rio Guadalquivir, o modelo indica que esta bacia apresenta um baixo valor de probabilidade da espécie se estabelecer (Casals & Sánchez-González, 2020). Uma vez que se utilizou apenas dois pontos de presença, é possível considerar que esta bacia reúne condições favoráveis para a espécie, sendo que o clima da região (clima temperado com verão quente e seco [verão quente mediterrânico]) é semelhante ao de outras onde a espécie se encontra, (Falquina et al., 2022; Gallardo et al., 2012). No caso das bacias dos rios Ebro e Tejo, as projeções não indicam problemas, sendo que, no caso da bacia do rio Ebro, a previsão é semelhante à projeção realizada por Radinger & García-Berthou (2020).

No entanto, importa referir que, devido à escassez de dados de ocorrências as matrizes de validação da Península Ibérica e das duas bacias foram construídas igualmente com um número reduzido de pontos de presença.

O segundo método utilizado para prever a adequabilidade do habitat para o peixe-gato-europeu foi a análise espacial multicritério. Este método é menos suscetível a problemas de falta de dados de presenças pela forma como funciona, uma vez que as variáveis são reclassificadas em níveis de adequabilidade (Chen, 2014). Cada nível pode abranger um intervalo de valores maior que o método anterior, uma vez que utiliza, a análise da bibliografia da ecologia da espécie e abrange todo o intervalo de valores disponível para cada variável, incluindo aqueles em que não foram observados indivíduos. Contudo, a análise espacial multicritério por considerar todo o intervalo de valores das variáveis, pode gerar falsos positivos, uma vez que inclui valores onde a espécie não foi observada.

Tal como para o método anterior, as matrizes de validação também foram construídas com poucos pontos de presença deixando alguma margem de incerteza nos valores de adequabilidade determinados.

Por último, utilizou-se o método da regressão geográfica ponderada (*Geographically Weighted Regression – GWR*). A escolha deste método deveu-se à sua capacidade em demonstrar a variabilidade espacial da contribuição de cada variável explicativa, enquanto nos dois primeiros métodos a contribuição de cada variável é a mesma independentemente da localização (Mennis, 2006). Além disso, este método resulta num mapa de densidade.

De acordo com as matrizes de validação, este método não apresenta uma elevada eficácia, uma vez que há pontos de presença em locais onde a densidade estimada é zero, e noutros locais, abaixo de um. Podemos assumir que os valores de densidade deveriam ser mais elevados, uma vez que as estimativas para o tamanho da população deverão ser semelhantes às do rio Garonne (França) de um peixe por cada metro de rio (Ribeiro et al., 2023). Esta discrepância pode ser explicada pela escassez de dados, que gera quadrículas com baixos valores de densidade e outras sem informação, como foi neste caso o exemplo da Península Ibérica (Wang et al., 2005; Wheeler, 2021). Com base nos valores da matriz de validação e de densidade para a bacia do rio Ebro, também podemos inferir que os valores de densidade deveriam ser mais elevados, dado que a introdução da espécie nesta bacia ocorreu mais cedo do que na bacia do rio Tejo (Gago et al., 2016; Gkenas et al., 2024; Ribeiro et al., 2023). Contudo, há alguma concordância com os outros métodos, porque as áreas com maior densidade correspondem às áreas com maior adequabilidade segundo o MaxEnt.

Os diferentes métodos são complementares, pelo que nenhum pode substituir o outro. Embora os dois primeiros métodos resultem num mapa de adequabilidade do habitat, cada um utiliza ferramentas diferentes, o que os torna abordagens complementares, além de que a análise espacial multicritério não deve ser utilizada para modelar a distribuição de espécies. O método GWR, por sua vez, foi o único a produzir uma previsão de densidade.

Uma vez que os métodos MaxEnt e análise espacial multicritério produzem um mapa de adequabilidade do habitat é possível uma comparação direta entre os dois métodos. Na generalidade das cinco áreas modeladas podemos concluir que as projeções da análise espacial multicritério levam a um aumento da adequabilidade do habitat em grande parte do território em comparação com as projeções do MaxEnt. Esta estimativa de maior adequabilidade dos habitats deve-se à forma como ambos os métodos funcionam. Como já referido, o primeiro método abrange um intervalo menor de valores em cada variável comparativamente ao segundo método. No entanto, o aumento indicado pela análise espacial multicritério corresponde a um melhor desempenho, medido pelos valores das matrizes de validação. Não foi realizada uma comparação com o método da regressão geográfica ponderada, uma vez que este resulta num mapa de estimativas de densidade.

Segundo a projeção com os dados da área nativa (AN), conseguimos destacar que para o modelo máxima entropia a variável mais importante é a temperatura mínima do mês mais frio, o que provavelmente se deve a estes dados estarem inseridos numa área com temperaturas mais baixas relativamente aos restantes países da Europa (Falquina et al., 2022; Gallardo et al., 2012). Sem surpresa, de acordo com os dados da área nativa, os países com maior adequabilidade para a espécie são aqueles dentro dos seus limites. Contudo, apesar da tolerância da espécie a baixas temperaturas esta tem preferência por áreas com temperaturas mais elevadas e assim as introduções efetuadas noutras áreas fora da área de distribuição nativa tiveram sucesso (Copp et al., 2009; Encina et al., 2024). Para a análise espacial multicritério, as variáveis a que se atribuiu uma percentagem de contribuição mais elevada foram a temperatura máxima do mês mais quente e a temperatura mínima do mês mais frio, revelando a plasticidade da espécie relativamente à temperatura que suporta (Copp et al., 2009; Encina et al., 2024). As projeções mostram um maior número de países aptos à espécie comparativamente ao método anterior, devido à reclassificação das variáveis e à maior importância atribuída à temperatura máxima

do mês mais quente, sendo que os países fora da AN têm temperaturas mais elevadas (Chen, 2014; Falquina et al., 2022; Gerstengarbe & Werner, 2009).

A projeção efetuada pelo modelo MaxEnt com os dados da área total (AT) refere como as variáveis mais importantes a temperatura máxima do mês mais quente e a temperatura mínima do mês mais frio. Estas são as variáveis com uma percentagem de contribuição mais elevada precisamente pela utilização de mais localizações em áreas da Europa com climas mais extremos, abrangendo assim um intervalo maior de temperatura em que a espécie consegue sobreviver (Kramer-Schadt et al., 2013; Phillips et al., 2006). Assim, esta projeção abrange uma área maior com características adequadas à presença da espécie comparativamente à projeção feita pelo mesmo método com os dados da área nativa. Relativamente à projeção da análise espacial multicritério, as variáveis com maior percentagem de contribuição foram as mesmas do método anterior, pelas razões já mencionadas. Apesar destes dois métodos terem percentagens semelhantes para estas duas variáveis, a projeção da análise espacial multicritério mostrou um aumento generalizado da adequabilidade de toda a Europa. Este aumento deve-se, como já referido, ao funcionamento dos dois métodos, pois a análise espacial multicritério utiliza um intervalo maior das variáveis utilizadas enquanto a máxima entropia utiliza apenas os dados dos locais onde se registou a espécie (Phillips et al., 2006).

Apesar da elevada importância atribuída às variáveis da temperatura máxima do mês mais quente e da temperatura mínima do mês mais frio pelo modelo MaxEnt nas duas primeiras áreas, nas restantes (áreas na Península Ibérica) a contribuição destas variáveis para o modelo foi muito diminuta, sendo que a segunda variável não foi utilizada na modelação e a primeira teve uma contribuição muito baixa. Esta diminuição de importância pode que na PI a temperatura tem menos relevância (a gama de temperaturas é menor), ganhando importância outros fatores, como a ordem dos rios (classificação de Strahler), variável essa que não foi utilizada nas áreas de distribuição em toda a Europa.

Ao nível da Península Ibérica, a previsão utilizando o MaxEnt destaca principalmente as variáveis “ordem dos rios” e “altitude”. Isto ocorre porque a maioria dos dados está associada a ordens de rios mais elevadas e a altitudes mais baixas (Kramer-Schadt et al., 2013). Sem surpresa, as projeções indicam que os locais com condições mais adequadas são aqueles onde a espécie está presente, seguidos por rios com características semelhantes, principalmente ordens de rios mais altas. As observações ocorrem maioritariamente nestes locais pela preferência da espécie por rios profundos e com corrente lenta, e também pelas temperaturas mais elevadas que se encontram em altitudes mais baixas (Collares-Pereira et al., 2021; Copp et al., 2009; Encina et al., 2024; Gago et al., 2016).

Na projeção utilizando o método da análise espacial multicritério as variáveis a que se atribuiu uma percentagem mais elevada foram a “ordem dos rios” pela preferência da espécie por ordens mais elevadas e rios com correntes mais lenta e profundos, a “temperatura máxima do mês mais quente” pela preferência por temperaturas mais elevadas e, por último, a “precipitação anual” por condicionar a velocidade da corrente do rio (Collares-Pereira et al., 2021; Copp et al., 2009; Encina et al., 2024; Gago et al., 2016). Este método indica que praticamente todas as bacias da PI são adequadas à espécie, principalmente os rios principais por terem a ordem mais elevada, seguidos pelos afluentes de maior dimensão. Destaca-se a região norte de Portugal, nordeste de Espanha e os rios que drenam da cordilheira Cantábrica para norte, por apresentarem menor adequabilidade, provavelmente devido ao caudal mais forte dos rios destas regiões em comparação com o sul do rio Tejo, uma vez que a espécie tem preferência por águas mais lentas (Copp et al., 2009; Collares-Pereira et al., 2021; Encina et al., 2024). Assim também para a PI este método revela uma maior área adequada à espécie que o MaxEnt.

Relativamente às bacias dos rios Ebro e Tejo o modelo MaxEnt destaca as variáveis da “ordem dos rios” e “altitude” como as mais importantes pelos mesmos motivos referidos anteriormente. Para as duas bacias o modelo destaca os rios principais e os afluentes de maiores dimensões como os que têm maior adequabilidade para a espécie. Relativamente às barragens destaca-se apenas a adequabilidade de duas: a barragem de Mequenza para a bacia do rio Ebro e a barragem José María Oriel-Alcántara II na bacia do rio Tejo. É expectável que as barragens tenham condições favoráveis ao estabelecimento da espécie (Bae et al., 2018; Gago et al., 2016), mas para a modelação foram considerados muitos mais localizações no rio que nas barragens, e esse enviesamento dos dados iniciais pode estar a influenciar este resultado (Kramer-Schadt et al., 2013). Desta forma, quando esta variável é incluída nos modelos a diferença entre os resultados não é significativa, ou seja, não há aumento ou diminuição notável na adequabilidade dos rios, e a percentagem de contribuição da variável é baixa. Quando as barragens são intersetadas com os resultados de adequabilidade, observa-se que poucas apresentam uma alta aptidão para o estabelecimento da espécie, uma sugestão que podem não reunir condições favoráveis ao seu estabelecimento. No entanto, apesar do número diminuto de barragens propícias à invasão, estas reúnem condições favoráveis ao estabelecimento, como corrente lenta e temperatura elevada (Bae et al., 2018).

Na análise espacial multicritério houve novamente um aumento da adequabilidade de quase toda a área das bacias, que se deve ao funcionamento deste método. Por último, observou-se um ligeiro aumento das barragens suscetíveis à invasão do peixe-gato-europeu, pela inclusão desta variável, contudo continua a ser um número reduzido.

Por último, para o modelo MaxEnt, as variáveis antrópicas não foram utilizadas, indicando que estas variáveis têm pouca importância para a previsão da presença da espécie.

As estradas são um meio de dispersão de espécies não nativas via transporte pelos seres humanos (Trombulak & Frissel, 2001) e no estudo conduzido por Copp et al. (2005) verificou-se que quando menor a distância entre as estradas e os lagos, maior o número de espécies não nativas. Contudo, contrariamente à hipótese delineada, a variável “distância às estradas” não teve contribuição. Copp et al. (2005) afirma que a distância entre as estradas e os rios pode ser maior se a introdução da espécie for motivada pela pesca, o que poderá estar a suceder no caso do peixe-gato-europeu, uma vez que é uma das principais causas de introdução. Do mesmo modo, Habit et al. (2012) não encontram a influência esperada para as estradas, e especulam que a falta de relação pode dever-se à introdução intensiva da espécie mesmo em áreas menos perturbadas, no que se assemelhará ao peixe-gato-europeu (Copp et al., 2009).

A densidade populacional foi utilizada porque de um modo geral há uma relação positiva entre o número de seres humanos e o número de introduções (Spear et al., 2013). Este fenómeno pode também ocorrer devido à ligação entre a densidade populacional e a degradação do habitat, uma vez que a degradação do habitat é um fator que promove o estabelecimento de espécies não nativas invasoras (Habit et al., 2012; Spear et al., 2013). Assim, esta variável poderia ter alguma importância para a distribuição da espécie, principalmente porque o peixe-gato-europeu suporta algum nível de poluição (Collares-Pereira et al., 2021; Copp et al., 2009). Porém, não houve influência da densidade populacional na distribuição da espécie, tal como a variável “distância aos centros urbanos”. Este padrão pode ser devido à dispersão natural a partir de locais de introduções distantes; por exemplo na bacia do rio Tejo as primeiras introduções foram intensivas, com introdução de longa distância (Banha et al., 2017; Gago et al., 2016; Gkenas et al., 2024). A dispersão natural da espécie pode ter anulado a importância destas variáveis, uma vez que as localizações utilizadas não correspondem aos locais onde os indivíduos foram introduzidos, sendo que a espécie pode dispersar-se 20-30km ao ano (Gago et al., 2016; Gkenas et al., 2024).

Na análise espacial multicritério, como foi utilizado apenas um método de seleção de variáveis (correlação entre variáveis), as variáveis antrópicas foram incluídas no estudo. Contudo, devido às razões apresentadas anteriormente, não foi atribuído um valor elevado de contribuição a estas variáveis, pois em estudos de modelação de distribuição de espécie não tiveram o efeito esperado.

Relativamente à projeção de densidade para a Península Ibérica, pelo método da regressão geográfica ponderada a bacia que tem valores mais elevados é a do rio Tejo, o que se explica pelos elevados valores de coeficiente nesta área das variáveis temperatura média do trimestre mais húmido e do trimestre mais seco, e da temperatura máxima do mês mais quente. Estes valores podem ser explicados pela preferência fisiológica da espécie por habitats com temperaturas mais elevadas (Copp et al., 2009; Encina et al., 2024). Nas bacias dos rios Ebro e Guadalquivir não houve nenhuma variável que se tenha destacado com valores de coeficientes mais elevados. Na bacia do rio Guadalquivir foram utilizados muito poucos pontos de presença e ainda assim apresenta valores de densidade semelhantes aos das restantes áreas. Estes valores demonstram que esta bacia apresenta condições adequadas à espécie.

Nas bacias dos rios Ebro e Tejo os rios principais apresentam densidades mais elevadas. Isto deve-se à variável “declive” que apresenta valores de coeficiente mais elevados precisamente nas áreas onde a densidade é mais elevada. Estes valores de coeficientes podem ser explicados por condicionarem a velocidade de corrente do rio e porque a espécie prefere correntes mais lentas, consequência dos menores declives (Copp et al., 2009; Collares-Pereira et al., 2021; Encina et al., 2024).

A modelação de distribuição de espécies pode ser fundamental para a avaliação da adequabilidade dos habitats para as espécies em estudo, especialmente quando a introdução ainda não foi efetuada ou está ainda nas fases iniciais, permitindo assim identificar áreas prioritárias para a conservação e/ou para a gestão (Schmidt et al., 2020; Verreycken, 2019). De futuro é necessário realizar campanhas de sensibilização à população, principalmente aos pescadores, sobre os impactos das espécies não nativas invasoras, nomeadamente sobre o peixe-gato-europeu, e sobre a importância de conservar os ecossistemas e as espécies nativas de modo a evitar novas introduções (Gkenas et al., 2024; Verreycken, 2019). Porém, como a introdução de peixe-gato-europeu deve continuar, a principal medida de contenção da espécie é através de leis de pesca (Cucherousset et al., 2018). Em Portugal pela “Lei da Pesca” é proibido devolver o peixe-gato-europeu ao habitat quando pescado, não tendo limitações na sua captura, tal como na Bélgica e em França (Collares-Pereira et al., 2021; Cucherousset et al., 2018). Como apontado por Verreycken (2019) a pesca, juntamente com uma lei adequada, podiam ser medidas importantes para impedir a disseminação, uma vez que se acredita que não é possível erradicar a espécie (Ribeiro et al., 2023).

Para estudos futuros, recomenda-se que seja utilizada a temperatura da água em vez da temperatura do ar apesar de estarem correlacionadas, conforme é recomendado por Bae et al. (2018). Para superar as limitações dos modelos de distribuição de espécies, como a suposição de que a área foi amostrada de igual forma, é fundamental atualizar os modelos com novos dados de ocorrência, o que permite abranger novos dados ambientais, potencialmente levando a resultados diferentes daqueles obtidos no presente estudo (Franklin, 2013; Kramer-Schadt et al., 2013). Os resultados podem mudar até que a espécie ocupe todo o habitat adequado (Václavík & Meentemeyer, 2011). Recomenda-se que seja feita uma nova estimativa de densidade devido aos baixos valores obtidos, que se encontram muito abaixo das estimativas já realizadas.

Recomenda-se que seja feito um estudo com a projeção das alterações climáticas para o futuro próximo, uma vez que as temperaturas irão aumentar o que poderá promover que a espécie se estabeleça

mais facilmente, especialmente em áreas onde a espécie já se encontra estabelecida, mas também em áreas onde ainda não há registos da sua presença, como é o caso dos países mais a norte da Europa (Cucherousset et al., 2018; Franklin, 2013; Lobanova et al., 2016; Kärcher et al., 2019). Como exemplo da expansão da área geográfica ocupada devido às alterações climáticas Rahel & Olden (2008) explicam que o peixe-gato-americano (*Ictalurus punctatus*, Rafinesque, 1818) pode ter a sua distribuição expandida cerca de 240km para norte, nos Estados Unidos, por cada aumento de 1°C. De igual modo, a distribuição pode expandir-se para 16 espécies na Europa (Rahel & Olden, 2008). Este aumento da temperatura pode aumentar os impactos que as espécies predadoras têm sobre as nativas através da predação (Rahel & Olden, 2008).

Por fim, a utilização e comparação entre os diferentes métodos permitiu verificar a robustez de cada abordagem e obter análises mais precisas. Através desta análise dos locais com condições mais favoráveis à espécie, e pela combinação dos resultados dos diferentes métodos, conclui-se que praticamente toda a Europa reúne condições propícias para o estabelecimento da espécie, tanto considerando as localizações da sua área de distribuição nativa, quanto da área total. Na Península Ibérica, os rios com maior adequabilidade são os rios principais das bacias, como o rio Tejo, Ebro, Douro, Guadiana e Segura, seguidos pelos afluentes de maior dimensão. As projeções para as bacias dos rios Ebro e Tejo indicam que os rios principais são aqueles mais propícios ao estabelecimento da espécie, seguidos pelos afluentes de maior dimensão como o Segre, Cinca, Zêzere e Sorraia. Embora o número de barragens com alta adequabilidade seja reduzido, estas devem ser alvo de medidas de monitorização e conservação, pois, como já mencionado, são locais com condições favoráveis à espécie (Bae et al., 2018). Os habitats mencionados anteriormente devem ser considerados prioritários para monitorização, pois reúnem condições adequadas para o estabelecimento da espécie. Assim, caso seja introduzida, poderá ser detetada num momento inicial da invasão e as ações de controlo poderão ser mais eficazes, uma vez que é preferível intervir em locais onde a espécie não se encontra estabelecida (Cucherousset et al., 2018). Recomenda-se a utilização do método análise espacial multicritério em estudos futuros de modelação de distribuição de espécies, devido ao elevado nível de eficácia demonstrado no presente estudo, contudo ainda sendo utilizado como método complementar e não como método principal.

Referências bibliográficas

- Anselin, L., Syabri, I., & Kho, Y. (2024). GeoDa: An introduction to spatial data science (Version 1.22.0.2). [Software]. GeoDa Center for Geospatial Analysis and Computation. <https://geodacenter.github.io/>
- Bae, M. J., Murphy, C. A., & García-Berthou, E. (2018). Temperature and hydrologic alteration predict the spread of invasive Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*). *Science of the Total Environment*, 639, 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.001>
- Banha, F., Diniz, A., & Anastácio, P. M. (2017). The role of anglers' perceptions and habits in biological invasions: perspectives from the Iberian Peninsula. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27(1), 51-64. <https://doi.org/10.1002/aqc.2677>
- Benejam, L., Carol, J., Benito, J., & García-Berthou, E. (2007). On the spread of the European catfish (*Silurus glanis*) in the Iberian Peninsula: first record in the Llobregat river basin. *Limnetica*, 26(1), 169-171. <http://dx.doi.org/10.23818/limn.26.14>
- Boulêtreau, S., Cucherousset, J., Villéger, S., Masson, R., & Santoul, F. (2011). Colossal aggregations of giant alien freshwater fish as a potential biogeochemical hotspot. *PLoS One*, 6(10), e25732. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0025732>
- Buisson, L., Blanc, L., & Grenouillet, G. (2008). Modelling stream fish species distribution in a river network: the relative effects of temperature versus physical factors. *Ecology of Freshwater Fish*, 17(2), 244-257. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2007.00276.x>
- Cano-Barbacid, C., Radinger, J., & García-Berthou, E. (2024). Interacting effects of latitudinal and elevational gradients on the distribution of Iberian inland fish. *Limnetica*, 43(2), 273-285. <http://dx.doi.org/10.23818/limn.43.18>
- Casals, F. and Sánchez-González, J. R. (Eds.). 2020. Guide to the alien and invasive species of rivers, lakes and estuaries in the Iberian Peninsula. LIFE INVASAQUA Project. Ed. Iberian Society of Ichthyology. 128 pp.
- Chen, J. (2014). GIS-based multi-criteria analysis for land use suitability assessment in City of Regina. *Environmental Systems Research*, 3(1), 13. <https://doi.org/10.1186/2193-2697-3-13>
- Clavero, M., & García-Berthou, E. (2006). Homogenization dynamics and introduction routes of invasive freshwater fish in the Iberian Peninsula. *Ecological Applications*, 16(6), 2313-2324. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[2313:HDAIRO\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[2313:HDAIRO]2.0.CO;2)
- Collares-Pereira, M. J. (coord.), Alves, MJ, Ribeiro, F, Domingos, I, Almeida, PR, da Costa, L, Gante, H, Filipe, AF, Aboim, MA, Rodrigues, PM e Magalhães, MF. 2021. *Guia dos peixes de água doce e migradores de Portugal Continental*. Edições Afrontamento. Porto, 292 pp.
- Comte, L., & Grenouillet, G. (2013). Species distribution modelling and imperfect detection: comparing occupancy versus consensus methods. *Diversity and Distributions*, 19(8), 996-1007. <https://doi.org/10.1111/ddi.12078>
- Copp, G. H., Britton, J. R., Cucherousset, J., García-Berthou, E., Kirk, R., Peeler, E., & Stakénas, S. (2009). Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish and Fisheries*, 10(3), 252-282. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00321.x>
- Copp, G. H., Wesley, K. J., & Vilizzi, L. (2005). Pathways of ornamental and aquarium fish introductions into urban ponds of Epping Forest (London, England): the human vector. *Journal of Applied Ichthyology*, 21(4), 263-274. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2005.00673.x>
- Cucherousset, J., Horky, P., Slavík, O., Ovidio, M., Arlinghaus, R., Boulêtreau, S., Britton, R., García-Berthou, E., & Santoul, F. (2018). Ecology, behaviour and management of the European catfish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28, 177-190. <https://doi.org/10.1007/s11160-017-9507-9>

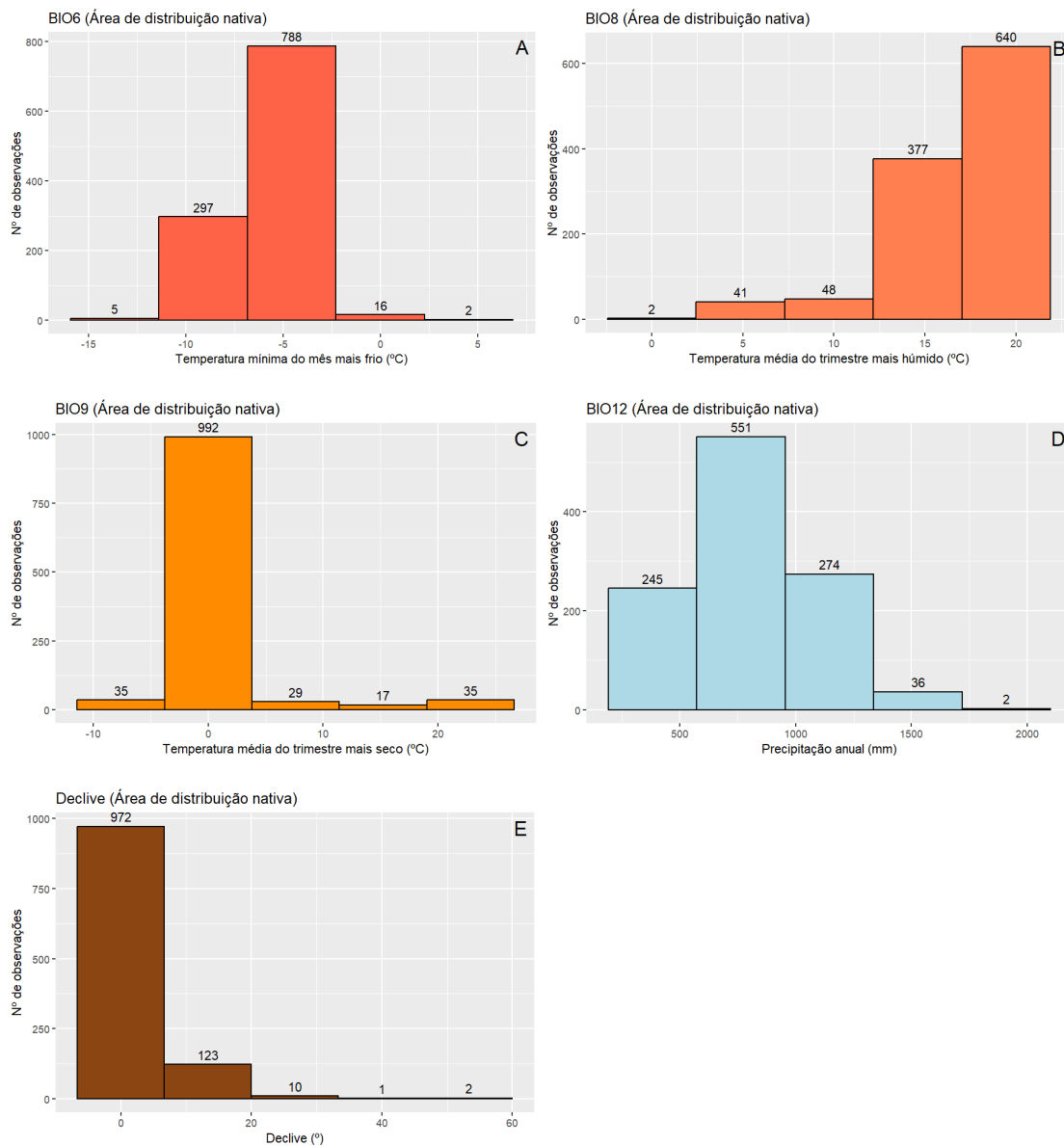
- David, J. A. (2006). Water quality and accelerated winter growth of European catfish using an enclosed recirculating system. *Water and Environment Journal*, 20(4), 233-239. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2006.00021.x>
- Direção-Geral do Território [DGT]. (s.d.). <https://www.dgterritorio.gov.pt/> Acesso em dezembro de 2023.
- DIVA-GIS. (s.d.). <https://www.diva-gis.org/> Acesso em outubro de 2023.
- Encina, L., Rodríguez-Ruíz, A., Orduna, C., Cid, J. R., Ilaria, M., & Granado-Lorencio, C. (2024). Impact invasive European catfish (*Silurus glanis*) on the fish community of Terrejón reservoir (Central Spain) during a 11-year monitoring study. *Biological Invasions* 26, 745-756. <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-023-03204-2>
- Esri. (2024). ArcGIS Pro (Version 3.1.0) [Software]. Environmental Systems Research Institute, Inc. <https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-pro/overview>
- Eurostat. (2023). <https://ec.europa.eu/eurostat/web/main/home> Acesso em outubro de 2023.
- Falquina, R., de la Vara, A., Cabos, W., Sein, D., & Gallardo, C. (2022). Impact of ocean-atmosphere coupling on present and future Köppen-Geiger climate classification in Europe. *Atmospheric Research*, 275, 106223. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2022.106223>
- Fernández, I. C., & Morales, N. S. (2016). A spatial multicriteria decision analysis for selecting priority sites for plant species restoration: a case study from the Chilean biodiversity hotspot. *Restoration Ecology*, 24(5), 599-608. <https://doi.org/10.1111/rec.12354>
- Ferreira, M., Gago, J., & Ribeiro, F. (2019). Diet of European catfish in a newly invaded region. *Fishes*, 4(4), 58. <http://dx.doi.org/10.3390/fishes4040058>
- Fick, S.E. and R.J. Hijmans, 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37 (12): 4302-4315.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations; <https://data.apps.fao.org/catalog/> Acesso em dezembro 2023.
- Franklin, J. (2013). Species distribution models in conservation biogeography: developments and challenges. *Diversity and distributions*, 19(10), 1217-1223. <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12125>
- Gago, J., Anastácio, P., Gkenas, C., Banha, F., & Ribeiro, F. (2016). Spatial distribution patterns of the non-native European catfish, *Silurus glanis*, from multiple online sources—a case study for the River Tagus (Iberian Peninsula). *Fisheries Management and Ecology*, 23(6), 503-509. <http://dx.doi.org/10.1111/fme.12189>
- Gallardo, B., Clavero, M., Sánchez, M. I., & Vilà, M. (2016). Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology*, 22(1), 151-163. <https://doi.org/10.1111/gcb.13004>
- Gallardo, C., Gil, V., Hagel, E., Tejada, C., & de Castro, M. (2012). Assessment of climate change in Europe from an ensemble of regional climate models by the use of Köppen-Trewartha classification. *International Journal of Climatology*, 33(9), 2157-2166 <https://doi.org/10.1002/joc.3580>
- GBIF.org (7 October 2023) GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.r4c7zv>
- GBIF.org (14 February 2024) GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.bf3en6>
- Gerstengarbe, F. W., & Werner, P. C. (2009). A short update on Koeppen climate shifts in Europe between 1901 and 2003. *Climatic Change*, 92, 99-107. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-008-9430-0>
- Gkenas, C., Gago, J., Mesquita, N., Alves, M. J., & Ribeiro, F. (2015). First record of *Silurus glanis* Linnaeus, 1758 in Portugal (Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology*, 31(4), 756-758. <http://dx.doi.org/10.1111/jai.12806>

- Gkenas, C., Martelo, J., Ribeiro, D., Gago, J., Santos, G., Dias, D., & Ribeiro, F. (2024). Westwards expansion of the European catfish *Silurus glanis* in the Douro River (Portugal). *Limnetica*, 43 (1) 1-8. <http://dx.doi.org/10.23818/limn.43.01>
- Gobierno de España. (s.d.). <https://avancedigital.mineco.gob.es/es-es/paginas/index.aspx> Acesso em outubro de 2023.
- Gozlan, R. E., Britton, J. R., Cowx, I., & Copp, G. H. (2010). Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology*, 76(4), 751-786. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02566.x>
- H. Wickham. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York, 2016.
- Habit, E., Gonzalez, J., Ruzzante, D. E., & Walde, S. J. (2012). Native and introduced fish species richness in Chilean Patagonian lakes: inferences on invasion mechanisms using salmonid-free lakes. *Diversity and Distributions*, 18(12), 1153-1165. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00906.x>
- Hilge, V. (1985). The influence of temperature on the growth of the European catfish (*Silurus glanis* L.). *Journal of Applied Ichthyology*, 1(1), 27-31. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.1985.tb00407.x>
- Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., & Weber, M. H. (2011). National and regional comparisons between Strahler order and stream size. *Journal of the North American Benthological Society*, 30(1), 103-121. <https://doi.org/10.1899/09-174.1>
- Instituto Nacional de Estadística [INE]. (s.d.). <https://www.ine.es/index.htm> Acesso em dezembro de 2023.
- Kaky, E., Nolan, V., Alatawi, A., & Gilbert, F. (2020). A comparison between Ensemble and MaxEnt species distribution modelling approaches for conservation: A case study with Egyptian medicinal plants. *Ecological Informatics*, 60, 101150. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101150>
- Kärcher, O., Frank, K., Walz, A., & Markovic, D. (2019). Scale effects on the performance of niche-based models of freshwater fish distributions. *Ecological Modelling*, 405, 33-42. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.05.006>
- Kramer-Schadt, S., Niedballa, J., Pilgrim, J. D., Schröder, B., Lindenborn, J., Reinfelder, V., Stillfried, M., Heckmann, I., Scharf, A. K., Augeri, D. M., Cheyne, S. M., Hearn, A. J., Ross, J., Macdonald, D. W., Mathai, J., Eaton, J., Marshall, A. J., Semiadi, G., Rustam, R., ... Wilting, A. (2013). The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Diversity and distributions*, 19(11), 1366-1379. <https://doi.org/10.1111/ddi.12096>
- Leunda, P. M., Oscoz, J., Elvira, B., Agorreta, A., Perea, S., & Miranda, R. (2008). Feeding habits of the exotic black bullhead *Ameiurus melas* (Rafinesque) in the Iberian Peninsula: first evidence of direct predation on native fish species. *Journal of Fish Biology*, 73(1), 96-114. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2008.01908.x>
- Linhart, O., Štěch, L., Švarc, J., Rodina, M., Audebert, J. P., Grecu, J., & Billard, R. (2002). The culture of the European catfish, *Silurus glanis*, in the Czech Republic and in France. *Aquatic Living Resources*, 15(2), 139-144. [https://doi.org/10.1016/S0990-7440\(02\)01153-1](https://doi.org/10.1016/S0990-7440(02)01153-1)
- Lobanova, A., Koch, H., Liersch, S., Hattermann, F. F., & Krysanova, V. (2016). Impacts of changing climate on the hydrology and hydropower production of the Tagus River basin. *Hydrological processes*, 30(26), 5039-5052. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.10966>
- Mancini, E., Tiralongo, F., Coccia, F. C., Pieracci, D., Tentoni, E., Ceci, M., & Cerioni, S. (2022). The wels catfish *Silurus glanis* Linnaeus, 1758 (*Actinopterygii Siluriformes*) in Italian waters: a review with first report in the Bolsena lake (Italy). *Biodiversity Journal*, 13(3), 673-684. <http://dx.doi.org/10.31396/Biodiv.Jour.2022.13.3.673.684>

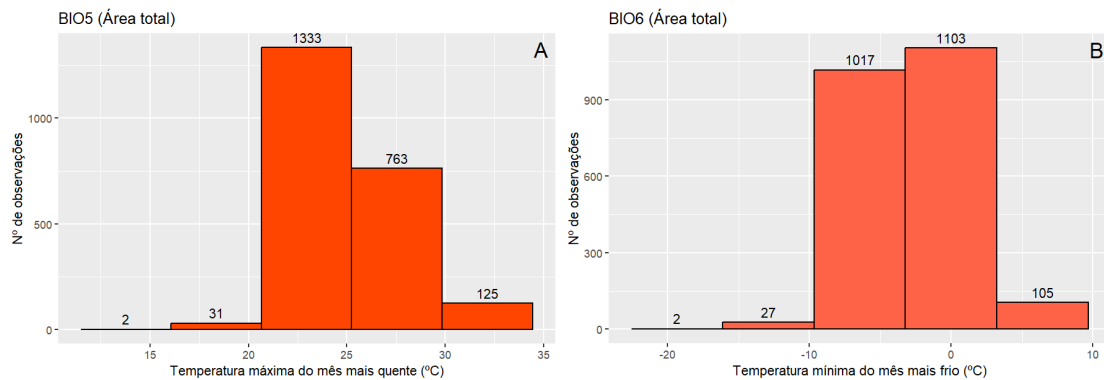
- Mennis, J. (2006). Mapping the results of geographically weighted regression. *The Cartographic Journal*, 43(2), 171-179. <https://doi.org/10.1179/000870406X114658>
- Moreno-Valcárcel, Raquel, de Miguel, Ramón José, & Fernández-Delgado, Carlos. (2013). The first record of the European catfish *Silurus glanis* Linnaeus, 1758 in the Guadalquivir River basin. *Limnetica*, 32(1), 23-26. <http://dx.doi.org/10.23818/limn.32.03>
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3-4), 231-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- PORDATA. (s.d.). Estatísticas Sobre Portugal e Europa. <https://www.pordata.pt/> Acesso em dezembro de 2023.
- Posit team (2023). RStudio: Integrated Development Environment for R. Posit Software, PBC, Boston, MA. URL <http://www.posit.co/>.
- Programme of the European Union. (2018). *Copernicus Europe's eyes on Earth*. <https://www.copernicus.eu/en> Acesso em outubro de 2023.
- QGIS.org. (2024). QGIS Geographic Information System. QGIS Association. <https://qgis.org/>
- R Core Team (2023). *_R: A Language and Environment for Statistical Computing_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Radinger, J., Alcaraz-Hernández, J. D., & García-Berthou, E. (2019). Environmental filtering governs the spatial distribution of alien fishes in a large, human-impacted Mediterranean river. *Diversity and Distributions*, 25(5), 701-714. <https://doi.org/10.1111/ddi.12895>
- Radinger, J., & García-Berthou, E. (2020). The role of connectivity in the interplay between climate change and the spread of alien fish in a large Mediterranean river. *Global Change Biology*, 26(11), 6383-6398. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.15320>
- Rahel, F. J., & Olden, J. D. (2008). Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology*, 22(3), 521-533. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00950.x>
- Ribeiro, F., Elvira, B., Collares-Pereira, M. J., & Moyle, P. B. (2008). Life-history traits of non-native fishes in Iberian watersheds across several invasion stages: a first approach. *Biological Invasions*, 10 (1), 89-102. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9112-2>
- Ribeiro, F., & Leunda, P. M. (2012). Non-native fish impacts on Mediterranean freshwater ecosystems: current knowledge and research needs. *Fisheries Management and Ecology*, 19(2), 142-156. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00842.x>
- Ribeiro, FR, Sequeira, I, Geraldés, H. & Anastácio, PM (2023) *25 espécies aquáticas que estão a invadir Portugal*. Projeto LIFE-INVASQUA – MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Wilder – Rewilding your days & Universidade de Évora. Évora, 256 pp.
- Rodríguez-Rey, M., Consuegra, S., Börger, L., & Garcia de Leaniz, C. (2019). Improving Species Distribution Modelling of freshwater invasive species for management applications. *PLoS One*, 14(6), e0217896. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217896>
- Sabater, S., Muñoz, I., Feio, M., Romaní, A., & Graça, M. (2009). Chapter 4 – The Iberian Rivers. *Rivers of Europe*. 113-149. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-369449-2.00004-7>
- Sáez-Gómez, P., & Prenda, J. (2019). Updating the distribution data of recently introduced freshwater fish in the Guadalquivir River Basin (Spain). *BioInvasions Record*, 8(4). 924-932. <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2019.8.4.21>
- Schmidt, H., Radinger, J., Teschlade, D., & Stoll, S. (2020). The role of spatial units in modelling freshwater fish distributions: Comparing a subcatchment and river network approach using MaxEnt. *Ecological Modelling*, 418, 108937. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.108937>
- SIBIC 2017. Carta Piscícola Española. Publicación electrónica (versión 02/2017). Miranda R., Ribeiro F.: coordinadores, Fernández-Delgado C., Torralva M., Leunda P.M., Casals F., Oliva-Paterna

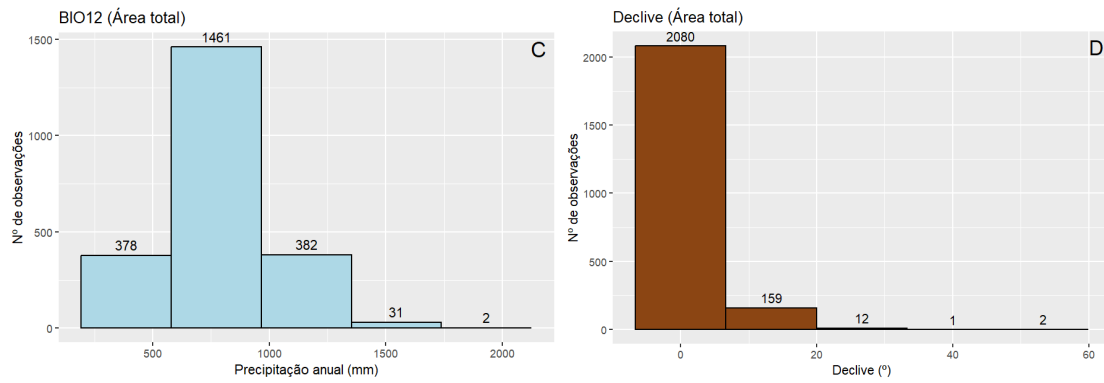
- F., Quintella B., Maia C.: investigadores colaboradores, Zamora L. and Almeida D.: redactores, Pino-del-Carpio A.: gestor de base de datos, Baeta C.: diseño gráfico, Dix M.J.: desarrollador y gestor informático.
- Sistema Nacional de Informação de Ambiente [SNIAMB]. (s.d.). <https://sniamb.apambiente.pt/> Acesso em outubro de 2023.
- Smith, A. B., & Santos, M. J. (2020). Testing the ability of species distribution models to infer variable importance. *Ecography*, 43(12), 1801-1813. <https://doi.org/10.1111/ecog.05317>
- Spear, D., Foxcroft, L. C., Bezuidenhout, H., & McGeoch, M. A. (2013). Human population density explains alien species richness in protected areas. *Biological Conservation*, 159, 137-147. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.11.022>
- Steven J. Phillips, Miroslav Dudík, Robert E. Schapire. [Internet] Maxent software for modelling species niches and distributions (Version 3.4.4). Available from url: http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/. Accessed on 2024-5-30.
- Trombulak, S. C., & Frissell, C. A. (2001). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14(1), 18-30. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x>
- Václavík, T., & Meentemeyer, R. (2009). Invasive species distribution modeling (iSDM): are absence data and dispersal constraints needed to predict actual distributions?. *Ecological Modelling*, 220(23), 3248-3258. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.08.013>
- Verreycken, H. (2019). Invasive alien species native to parts of the EU: The European catfish (*Silurus glanis*). Technical note prepared by IUCN for the European Commission.
- Wang, Q., Ni, J., & Tenhunen, J. (2005). Application of a geographically-weighted regression analysis to estimate net primary production of Chinese forest ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 14(4), 379-393. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2005.00153.x>
- West, A. M., Kumar, S., Brown, C. S., Stohlgren, T. J., & Bromberg, J. (2016). Field validation of an invasive species Maxent model. *Ecological Informatics*, 36, 126-134. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2016.11.001>
- Westrelin, S., Boulêtreau, S., & Santoul, F. (2022). European catfish *Silurus glanis* behaviour in response to a strong summer hypoxic event in a shallow lake. *Aquatic Ecology*, 56(4), 1127-1142. <http://dx.doi.org/10.1007/s10452-022-09952-y>
- Wheeler, D., & Tiefelsdorf, M. (2005). Multicollinearity and correlation among local regression coefficients in geographically weighted regression. *Journal of Geographical Systems*, 7(2), 161-187. <https://doi.org/10.1007/s10109-005-0155-6>
- Wheeler, D.C. (2021). Geographically Weighted Regression. *Handbook of Regional Science*. 1895-1921. https://doi.org/10.1007/978-3-662-60723-7_77

Anexos

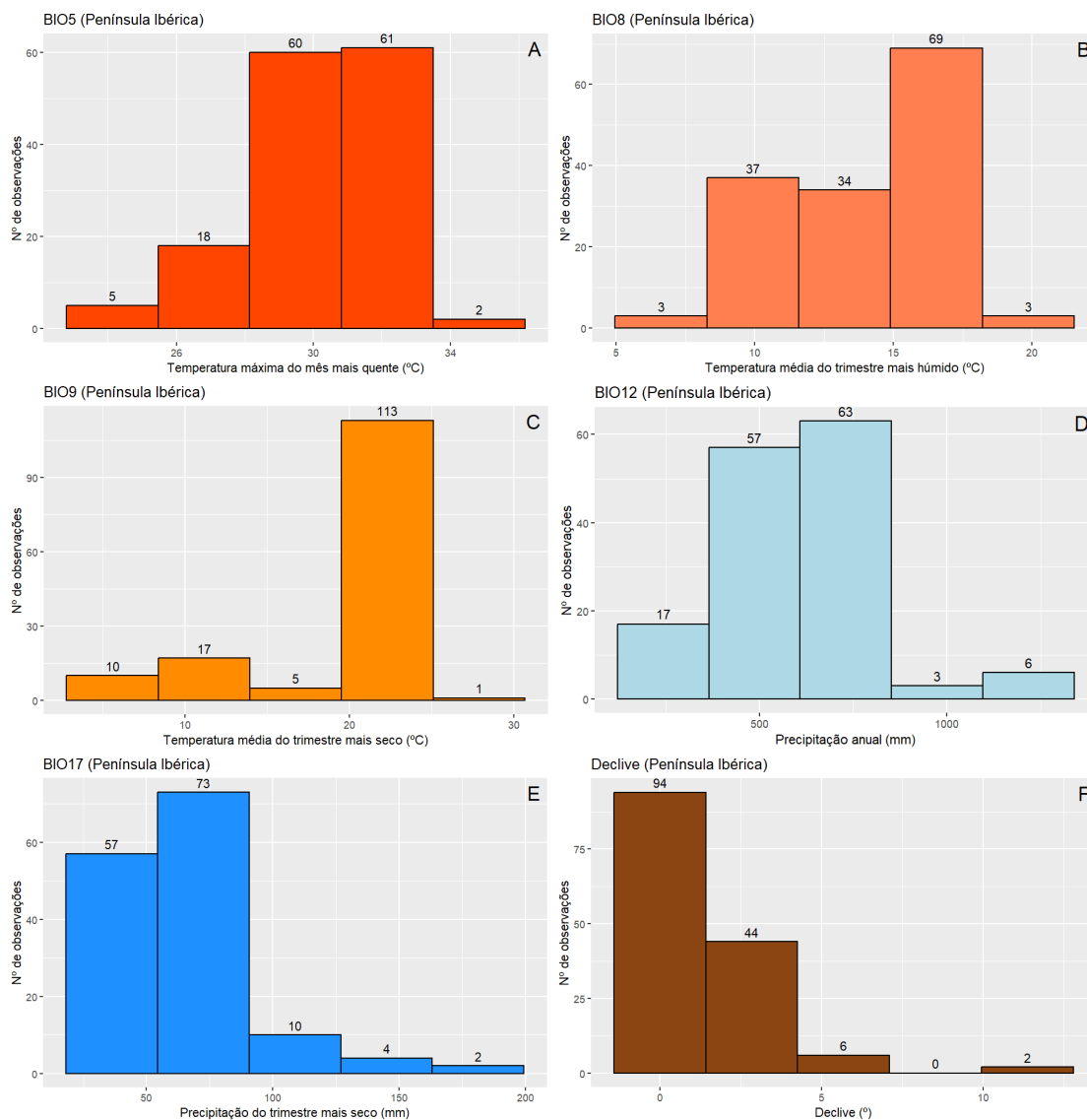


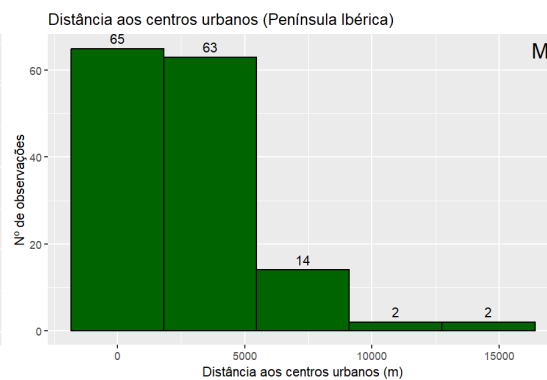
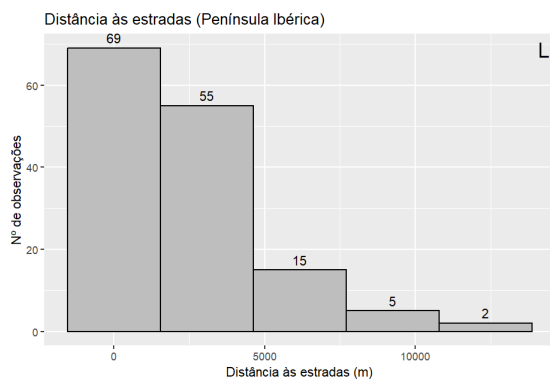
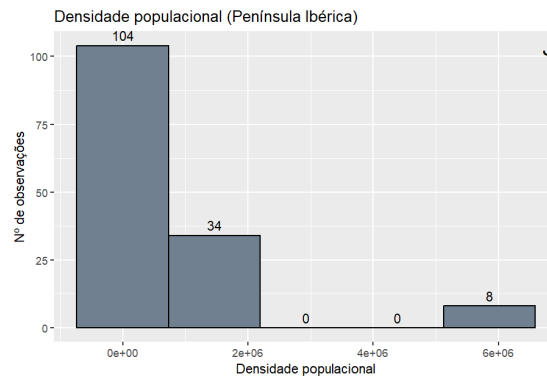
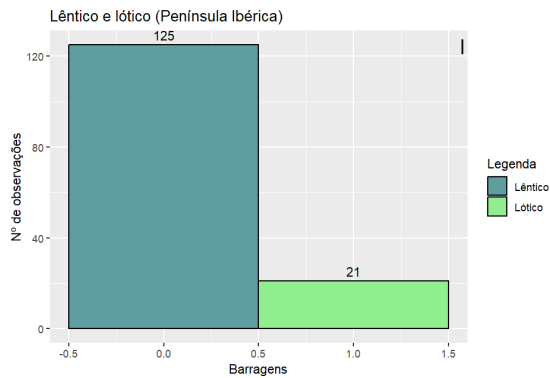
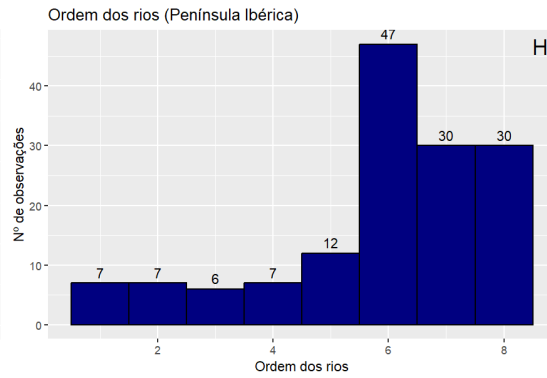
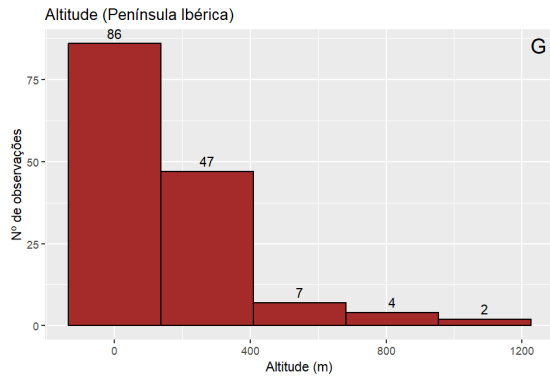
Anexo I – Histogramas das variáveis da temperatura mínima do mês mais frio (A); temperatura média do trimestre mais húmido (B); temperatura média do trimestre mais seco (C); Precipitação anual (D); Declive (E) para a área distribuição nativa.



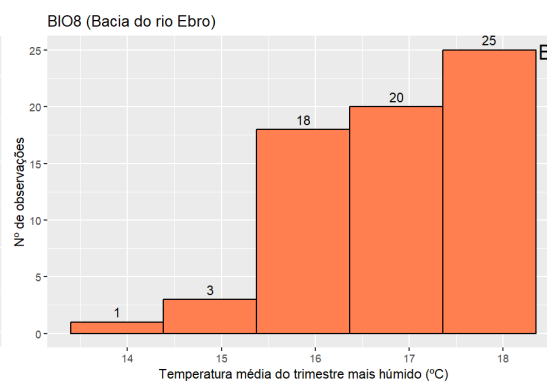
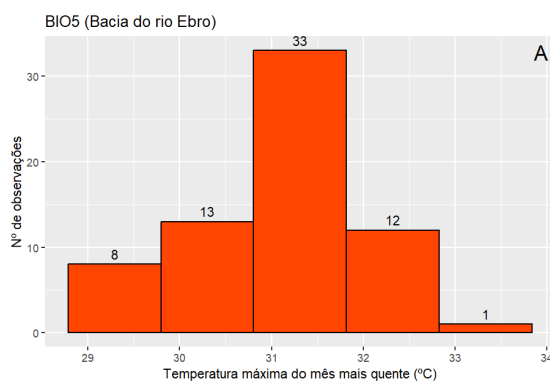


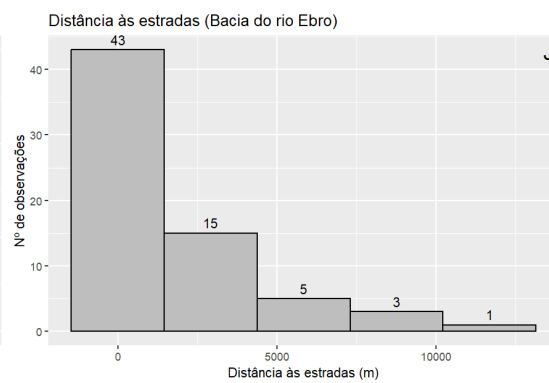
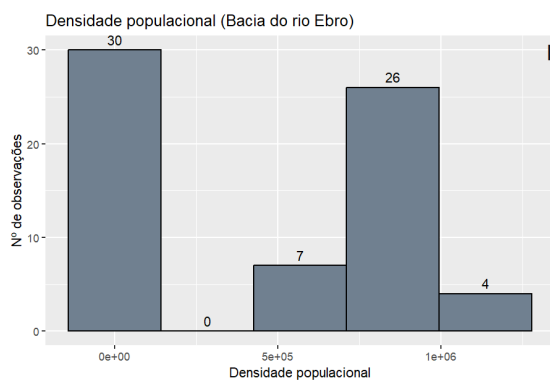
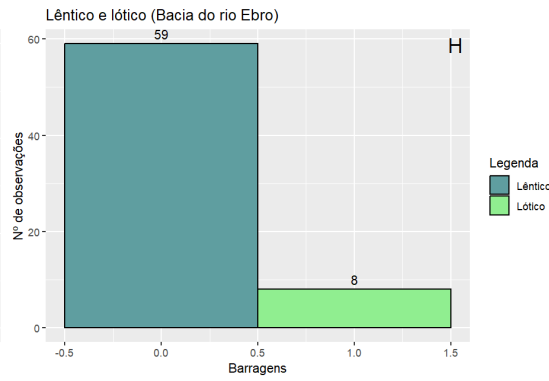
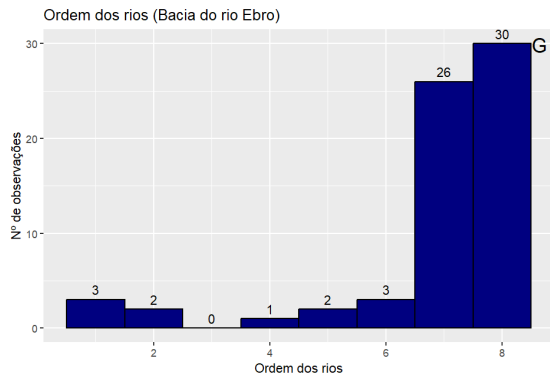
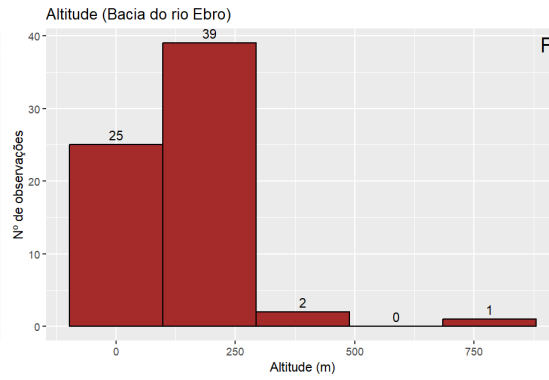
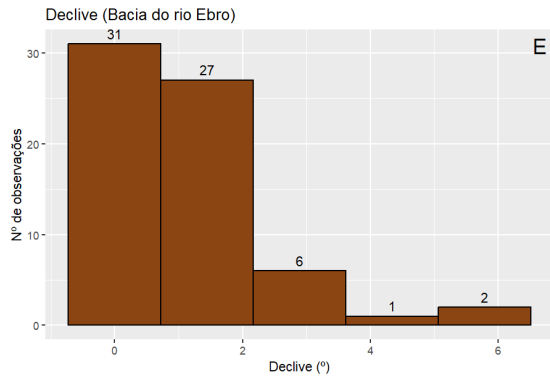
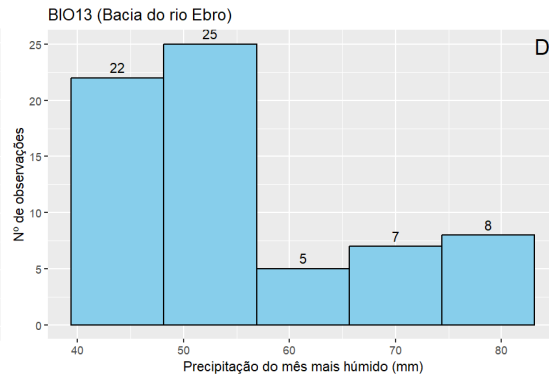
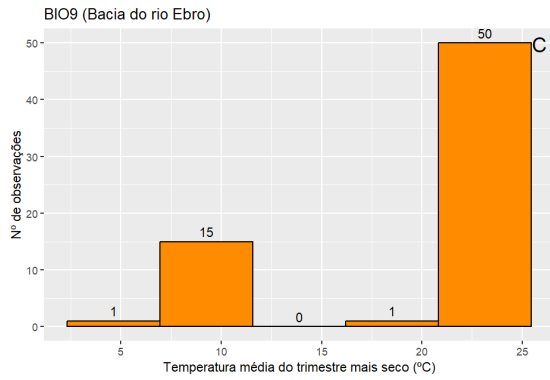
Anexo II – Histogramas das variáveis da temperatura máxima do mês mais quente (A); temperatura mínima do mês mais frio (B); Precipitação anual (C); Declive (D) para a área total.

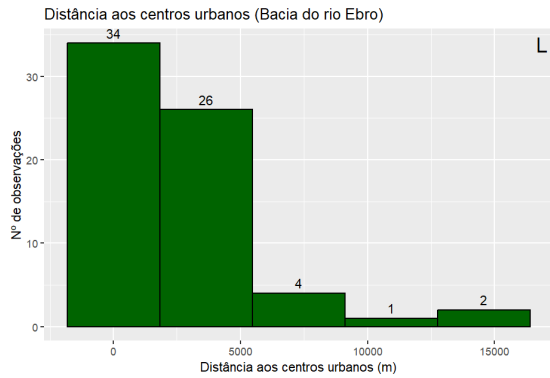




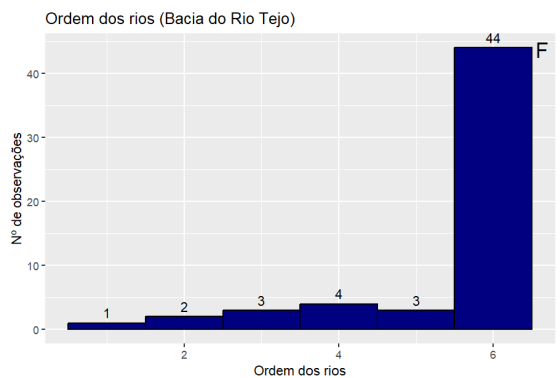
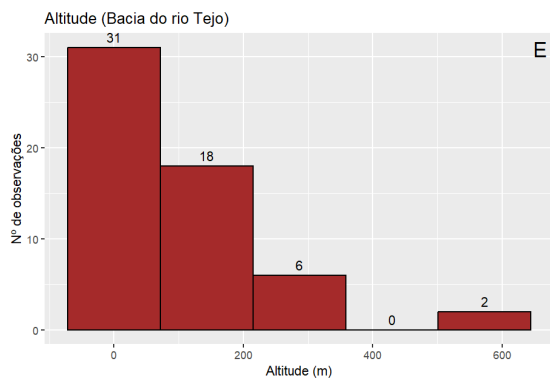
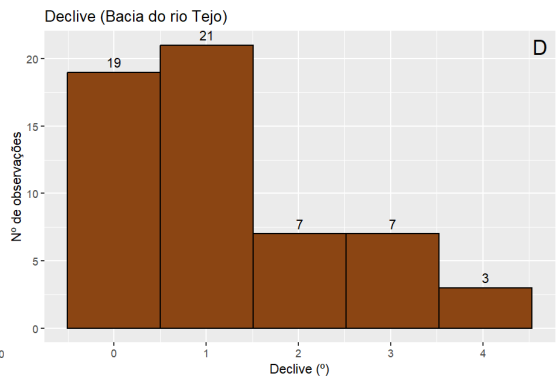
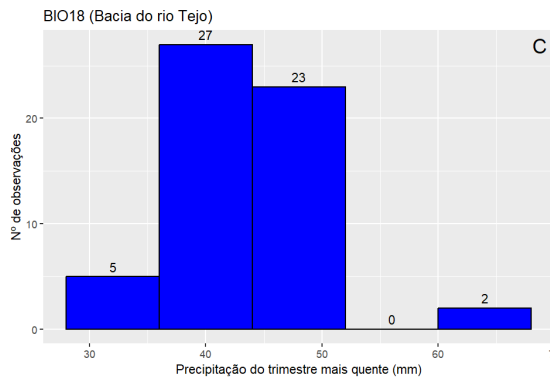
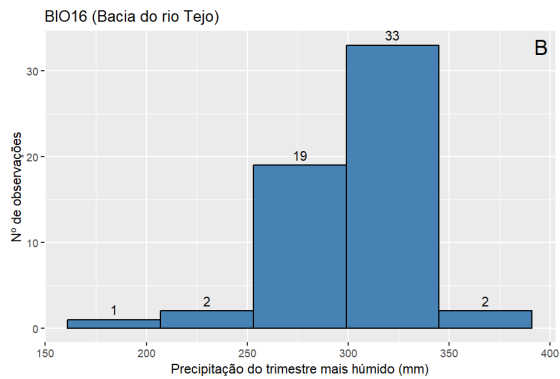
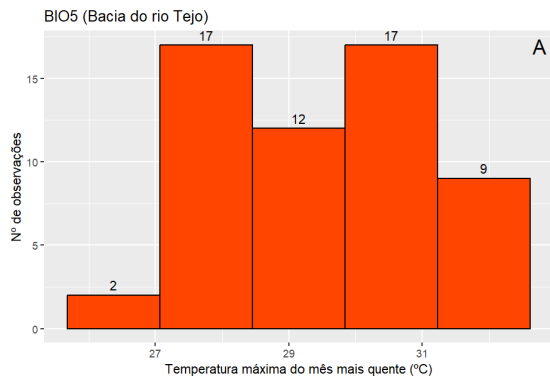
Anexo III – Histogramas das variáveis da temperatura máxima do mês mais quente (A); Temperatura média do trimestre mais húmido (B); Temperatura média do trimestre mais seco (C); Precipitação anual (D); Precipitação do trimestre mais seco (E); Declive (F); Altitude (G); Ordem dos rios (classificação de Strahler) (H); Barragens (divisão dos cursos de água em léntico e lótico pela influência das barragens) (I); Densidade populacional (por NUTS III – Portugal e por província – Espanha) (J); Distância às estradas (distância mínima entre as estradas e os pontos de presença) (L); Distância aos centros urbanos (distância mínima entre os centros urbanos e os pontos de presença) (M) para a Península Ibérica.

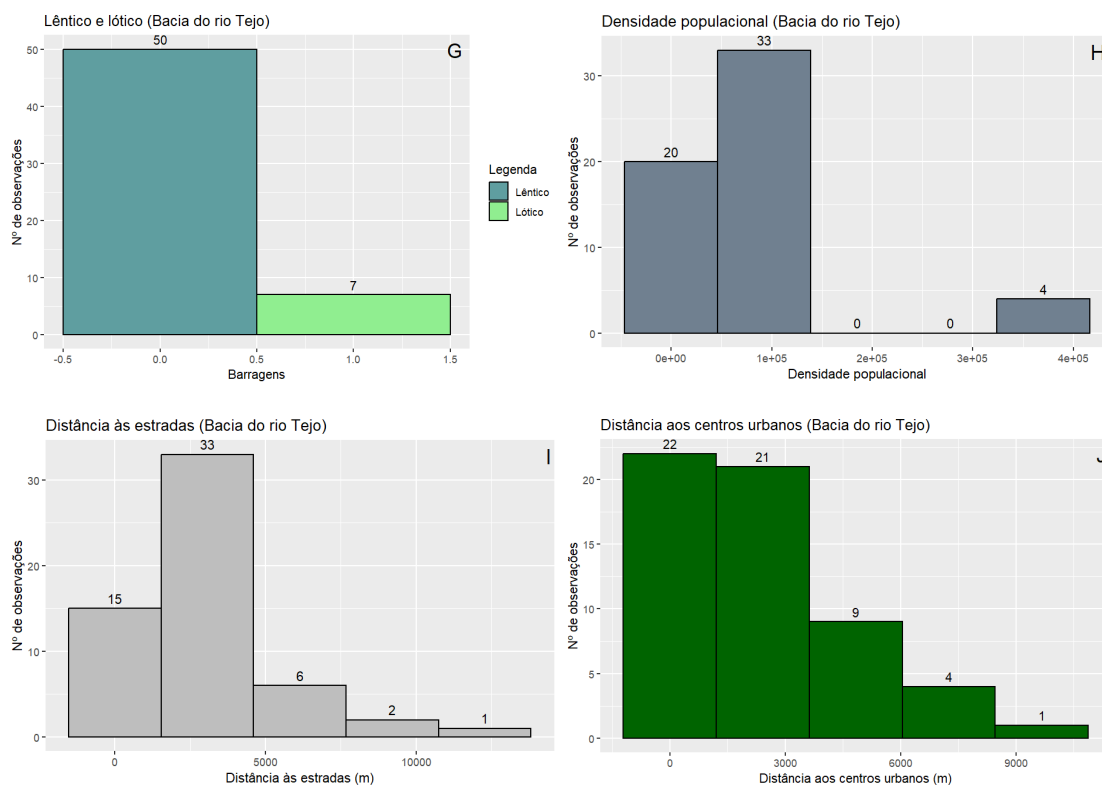






Anexo IV – Histogramas das variáveis da temperatura máxima do mês mais quente (A); Temperatura média do trimestre mais húmido (B); Temperatura média do trimestre mais seco (C); Precipitação do mês mais húmido (D); Declive (E); Altitude (F); Ordem dos rios (classificação de Strahler) (F); Barragens (divisão dos cursos de água em lêntico e lóxico pela influência das barragens) (G); Densidade populacional (por província – Espanha) (H); Distância às estradas (distância mínima entre as estradas e os pontos de presença) (I); Distância aos centros urbanos (distância mínima entre os centros urbanos e os pontos de presença) (J) para a bacia do rio Ebro.





Anexo V – Histogramas das variáveis da temperatura máxima do mês mais quente (A); Precipitação do trimestre mais húmido (B); Precipitação do trimestre mais quente (C); Declive (D); Altitude (E); Ordem dos rios (classificação de Strahler) (F); Barragens (divisão dos cursos de água em léntico e lótico pela influência das barragens) (G); Densidade populacional (por NUTS III – Portugal e por província – Espanha) (H); Distância às estradas (distância mínima entre as estradas e os pontos de presença) (I); Distância aos centros urbanos (distância mínima entre os centros urbanos e os pontos de presença) (J) a bacia do rio Tejo.

Anexo VI – Variáveis descartadas pela correlação entre variáveis; BIO1 – temperatura média anual; BIO6 – temperatura mínima do mês mais frio; BIO9 – temperatura média do trimestre mais seco; BIO10 – temperatura média do trimestre mais quente; BIO11 – temperatura média do trimestre mais frio; BIO12 – precipitação anual; BIO13 – precipitação do mês mais húmido; BIO14 – precipitação do mês mais seco; BIO16 – precipitação do trimestre mais húmido; BIO17 – precipitação do trimestre mais seco; BIO18 – precipitação do trimestre mais quente; BIO19 – precipitação do trimestre mais frio.

	Área nativa	Área total	Península Ibérica	Bacia do rio Ebro	Bacia do rio Tejo
Variáveis	BIO1 (°C)	BIO1 (°C)	BIO1 (°C)	BIO1 (°C)	BIO1 (°C)
	BIO10 (°C)	BIO9 (°C)	BIO6 (°C)	BIO6 (°C)	BIO6 (°C)
	BIO11 (°C)	BIO10 (°C)	BIO10 (°C)	BIO10 (°C)	BIO8 (°C)
	BIO13 (mm)	BIO11 (°C)	BIO11 (°C)	BIO11 (°C)	BIO9 (°C)
	BIO14 (mm)	BIO13 (mm)	BIO13 (mm)	BIO12 (mm)	BIO10 (°C)
	BIO16 (mm)	BIO14 (mm)	BIO14 (mm)	BIO14 (mm)	BIO11 (°C)
	BIO17 (mm)	BIO16 (mm)	BIO16 (mm)	BIO16 (mm)	BIO12 (mm)
	BIO18 (mm)	BIO17 (mm)	BIO18 (mm)	BIO18 (mm)	BIO13 (mm)
	BIO19 (mm)	BIO18 (mm)	BIO19 (mm)	BIO19 (mm)	BIO14 (mm)
	Altitude (m)	BIO19 (mm)			BIO17 (mm)
		Altitude (m)			BIO19 (mm)

Anexo VII – Percentagem de importância e de permutação das variáveis dos dados da área nativa; BIO5 – temperatura máxima do mês mais quente; BIO6 – temperatura mínima do mês mais frio; BIO8 – temperatura média do trimestre mais húmido; BIO9 – temperatura média do trimestre mais seco; BIO12 – precipitação anual. Valores a cinza representam as variáveis excluídas.

Variáveis	Percentagem de contribuição	Importância de permutação (%)
BIO6 (°C)	52,7	62,5
BIO8 (°C)	16	5,2
BIO5 (°C)	11,4	17,1
BIO9 (°C)	9,9	5,6
BIO12 (mm)	8,3	8,4
Declive (°)	1,7	1,2

Anexo VIII – Percentagem de importância e de permutação das variáveis dos dados da área total; BIO5 – temperatura máxima do mês mais quente; BIO6 – temperatura mínima do mês mais frio; BIO8 – temperatura média do trimestre mais húmido; BIO9 – temperatura média do trimestre mais seco; BIO12 – precipitação anual. Valores a cinza representam as variáveis excluídas.

Variáveis	Percentagem de contribuição	Importância de permutação (%)
BIO6 (°C)	50,2	40,2
BIO5 (°C)	33,2	31,6
Declive (°)	6,1	5,7
BIO8 (°C)	6	11,2
BIO12 (mm)	4,5	11,3

Anexo IX – Percentagem de importância e de permutação das variáveis dos dados da Península Ibérica; BIO5 – temperatura máxima do mês mais quente; BIO9 – temperatura média do trimestre mais seco; BIO10 – temperatura média do trimestre mais quente; BIO11 – temperatura média do trimestre mais frio; BIO12 – precipitação anual; BIO13 – precipitação do mês mais húmido; BIO14 – precipitação do mês mais seco; BIO16 – precipitação do trimestre mais húmido; BIO17 – precipitação do trimestre mais seco; BIO18 – precipitação do trimestre mais quente; BIO19 – precipitação do trimestre mais frio; Ordem dos rios – classificação de Strahler; Distância às estradas – distância mínima entre as estradas e os pontos de presença; Distância aos centros urbanos – distância mínima entre os centros urbanos e os pontos de presença; Densidade populacional - por NUTS III – Portugal e por província – Espanha; Barragem – divisão dos cursos de água em lântico e lótico pela influência das barragens. Valores a cinza representam as variáveis excluídas.

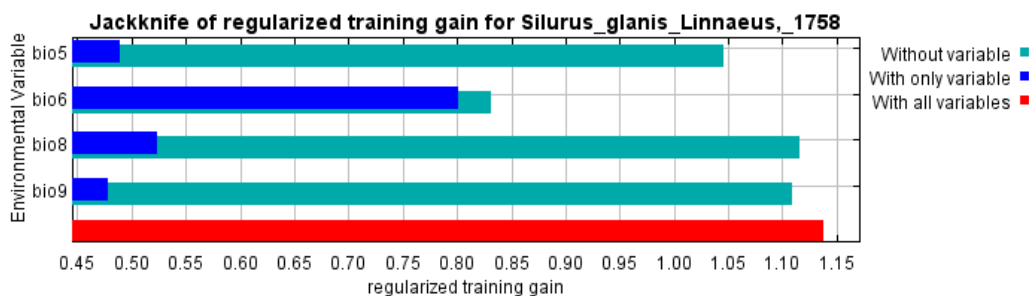
Variáveis	Percentagem de contribuição	Importância de permutação (%)
Ordem dos rios (1-8)	70,8	49,1
Altitude (m)	7,5	18,9
BIO8 (°C)	4,2	5,7
BIO17 (mm)	3,8	8,7
BIO5 (°C)	3,3	1
BIO9 (°C)	3,1	5,9
BIO12 (mm)	2,4	1,5
Distância aos centros urbanos (m)	1,3	1,6
Barragem (0-1)	1,3	4,7
Distância às estradas (m)	0,9	1,2
Declive (°)	0,8	1,2
Densidade populacional	0,6	0,5

Anexo X – Percentagem de importância e de permutação das variáveis dos dados da bacia do rio Ebro; Ordem dos rios – classificação de Strahler; BIO13 – precipitação do mês mais húmido; Distância às estradas – distância mínima entre as estradas e os pontos de presença; BIO9 – temperatura média do trimestre mais seco; Distância aos centros urbanos – distância mínima entre os centros urbanos e os pontos de presença; Densidade populacional - por NUTS III – Portugal e por província – Espanha; BIO5 - temperatura máxima do mês mais quente; Barragem – divisão dos cursos de água em lântico e lótico pela influência das barragens. Valores a cinza representam as variáveis excluídas.

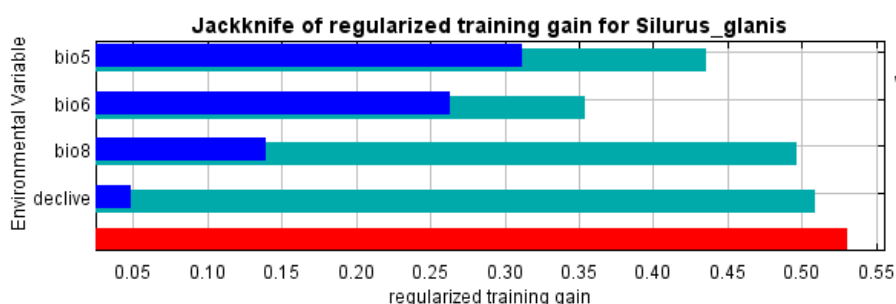
Variáveis	Percentagem de contribuição	Importância de permutação (%)
Ordem dos rios (1-8)	88,3	53,4
BIO13 (mm)	2,4	6,8
Altitude (m)	2,4	19,7
BIO8 (°C)	2,1	4,4
Distância às estradas (m)	1,3	3,4
BIO9 (°C)	0,8	1,6
Distância aos centros urbanos (m)	0,7	2,5
Densidade populacional	0,6	0,6
BIO5 (°C)	0,6	1,8
Declive (°)	0,6	1,6
Barragem (0-1)	0,2	4

Anexo XI – Percentagem de importância e de permutação das variáveis dos dados da bacia do rio Tejo; Ordem dos rios – classificação de Strahler; BIO16 – precipitação do trimestre mais húmido; Distância às estradas – distância mínima entre as estradas e os pontos de presença; Densidade populacional – por NUTS III – Portugal e por província – Espanha; Barragem – divisão dos cursos de água em lântico e lótico pela influência das barragens; Distância aos centros urbanos – distância mínima entre os centros urbanos e os pontos de presença; BIO18 - precipitação do trimestre mais quente; BIO5 - temperatura máxima do mês mais quente. Valores a cinza representam as variáveis excluídas.

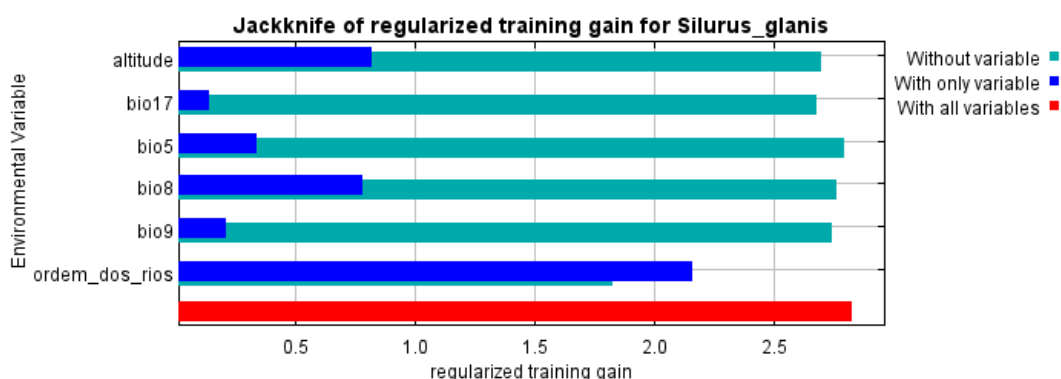
Variáveis	Percentagem de contribuição	Importância de permutação (%)
Ordem dos rios (1-8)	63,6	63,1
Altitude (m)	18,2	2,6
BIO16 (mm)	11,2	19,3
Distância às estradas (m)	1,5	1,6
Densidade populacional	1,4	4,6
Barragem (0-1)	1,1	2,6
Distância aos centros urbanos (m)	1	0,5
BIO18 (mm)	0,8	2,9
Declive (°)	0,6	0,9
BIO5 (°C)	0,5	2,1



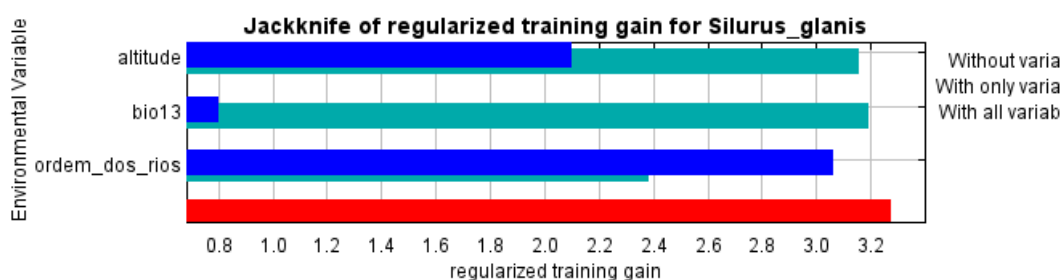
Anexo XII – Jackknife da área nativa. Representa a importância das variáveis para a construção do modelo e o desempenho do modelo caso feito apenas com uma determinada variável e sem essa mesma variável. BIO5 – Temperatura máxima do mês mais quente; BIO6 – temperatura mínima do mês mais frio; BIO8 – temperatura média do trimestre mais húmido; BIO9 – temperatura média do trimestre mais seco.



Anexo XIII – Jackknife da área total. Representa a importância das variáveis para a construção do modelo e o desempenho do modelo caso feito apenas com uma determinada variável e sem essa mesma variável. BIO5 – temperatura máxima do mês mais quente; BIO6 – temperatura mínima do mês mais frio; BIO8 – temperatura média do trimestre mais húmido.



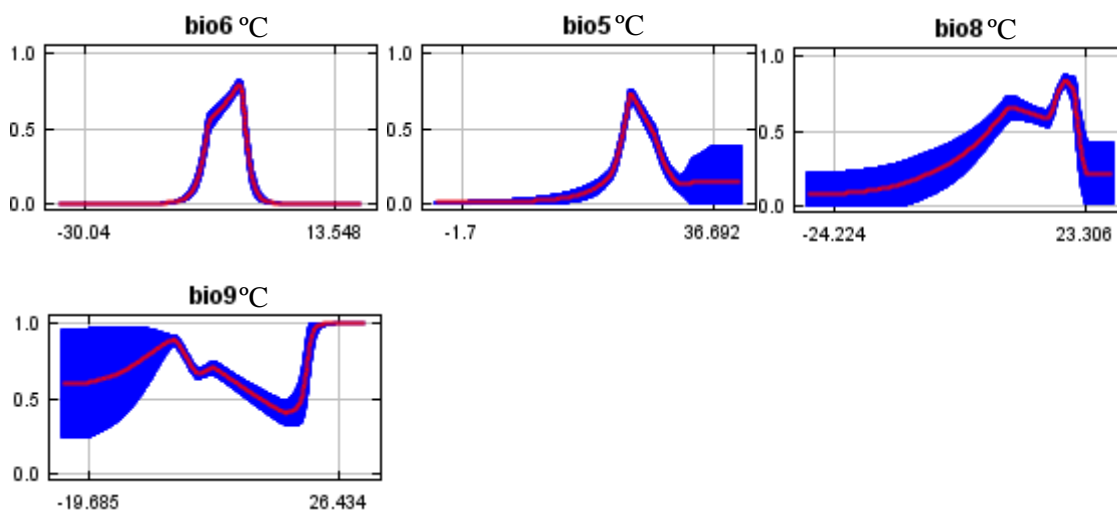
Anexo XIV – Jackknife da Península Ibérica. Representa a importância das variáveis para a construção do modelo e o desempenho do modelo caso feito apenas com uma determinada variável e sem essa mesma variável. BIO5 – temperatura máxima do mês mais quente; BIO6 – temperatura mínima do mês mais frio; BIO8 – temperatura média do trimestre mais húmido; BIO9 – temperatura média do trimestre mais seco; BIO17 – precipitação do trimestre mais seco; Ordem dos rios – Classificação de Strahler.



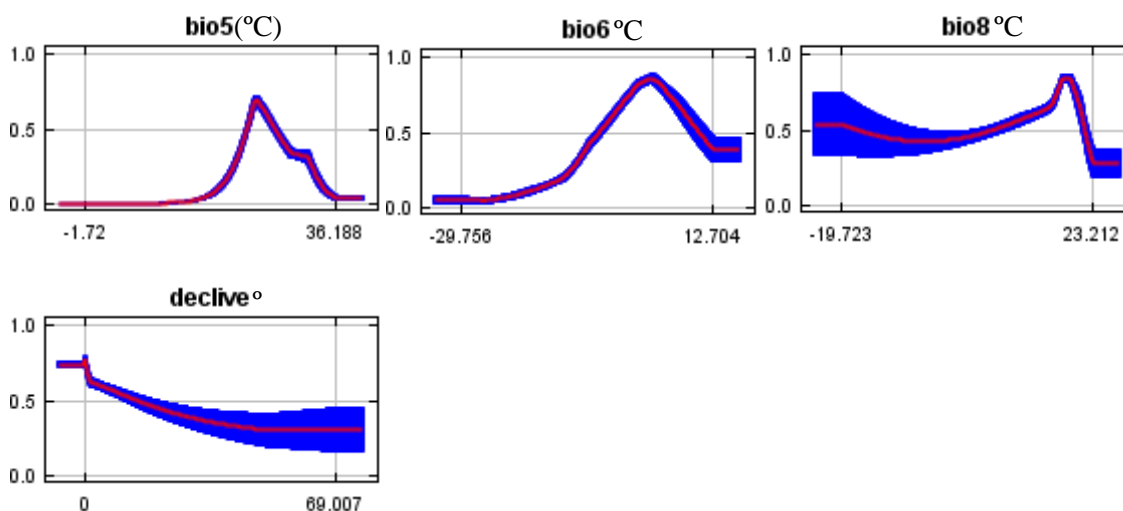
Anexo XV – Jackknife da bacia do rio Ebro. Representa a importância das variáveis para a construção do modelo e o desempenho do modelo caso feito apenas com uma determinada variável e sem essa mesma variável. BIO13 – precipitação do mês mais húmido; Ordem dos rios – Classificação de Strahler.



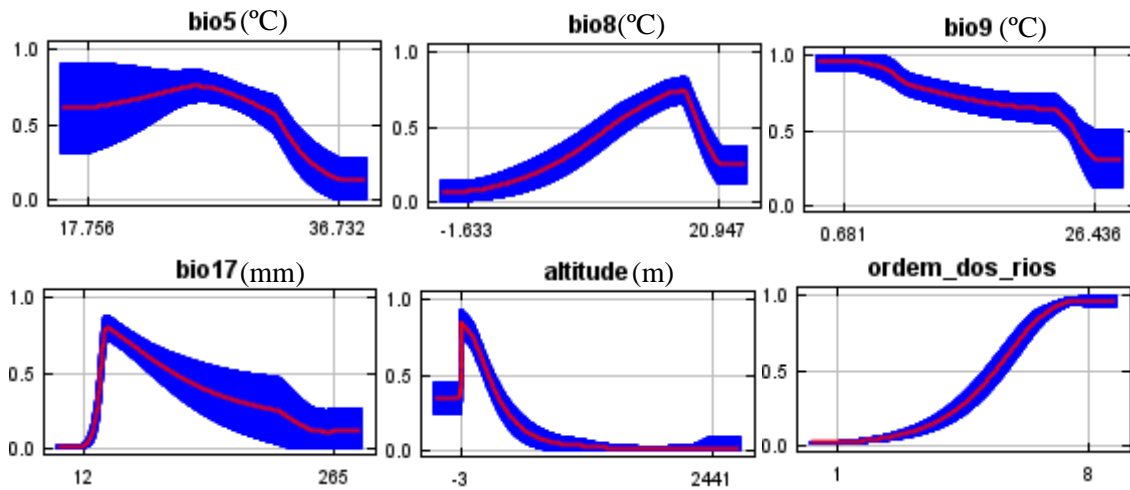
Anexo XVI – Jackknife da bacia do rio Tejo Representa a importância das variáveis para a construção do modelo e o desempenho do modelo caso feito apenas com uma determinada variável e sem essa mesma variável. BIO16 – Precipitação do trimestre mais húmido; Ordem dos rios – Classificação de Strahler.



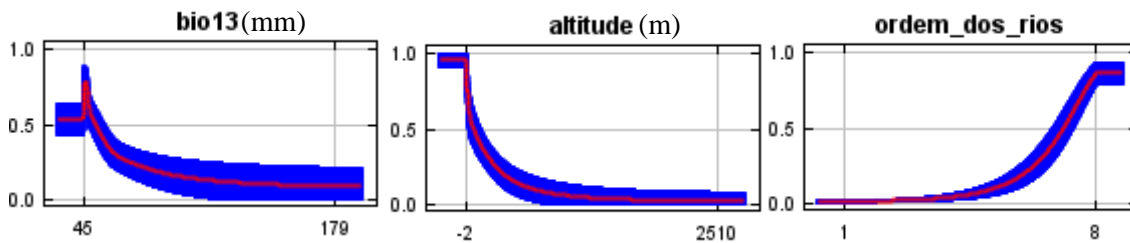
Anexo XVII – Curvas de resposta da área nativa. BIO5 – Temperatura máxima do mês mais quente; BIO6 – temperatura mínima do mês mais frio; BIO8 – temperatura média do trimestre mais húmido; BIO9 – temperatura média do trimestre mais seco.



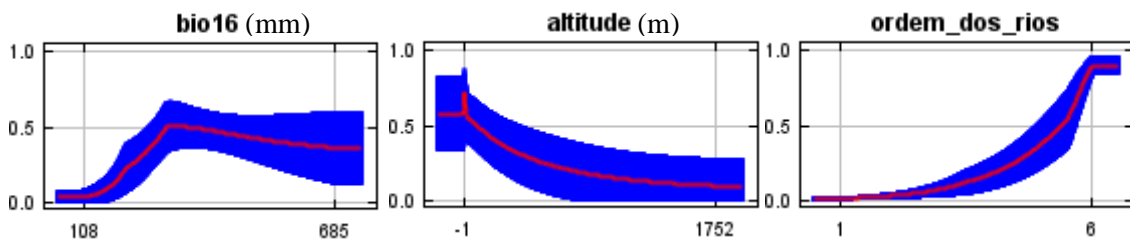
Anexo XVIII – Curvas de resposta da área total. BIO5 – temperatura máxima do mês mais quente; BIO6 – temperatura mínima do mês mais frio; BIO8 – temperatura média do trimestre mais húmido.



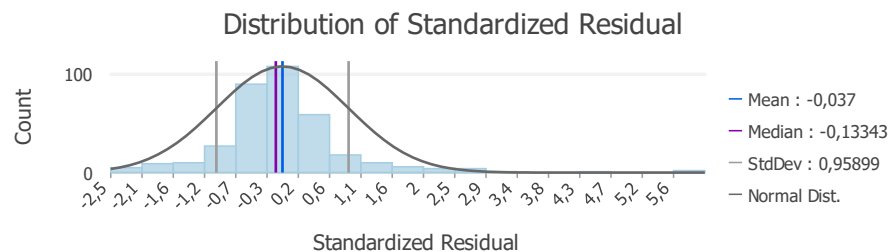
Anexo XIX – Curvas de resposta da Península Ibérica. BIO5 – temperatura máxima do mês mais quente; BIO6 – temperatura mínima do mês mais frio; BIO8 – temperatura média do trimestre mais húmido; BIO9 – temperatura média do trimestre mais seco; BIO17 – precipitação do trimestre mais seco; Ordem dos rios – Classificação de Strahler.



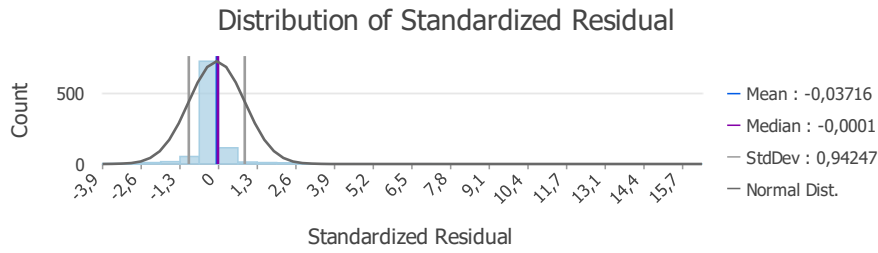
Anexo XX – Curvas de resposta da bacia do rio Ebro. BIO13 – precipitação do mês mais húmido; Ordem dos rios – Classificação de Strahler.



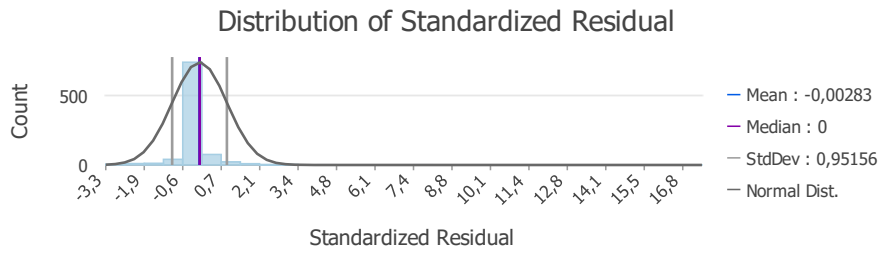
Anexo XXI – Curvas de resposta da bacia do rio Tejo. BIO16 – Precipitação do trimestre mais húmido; Ordem dos rios – Classificação de Strahler.



Anexo XXII – Desvio padrão do método GWR para a Península Ibérica.

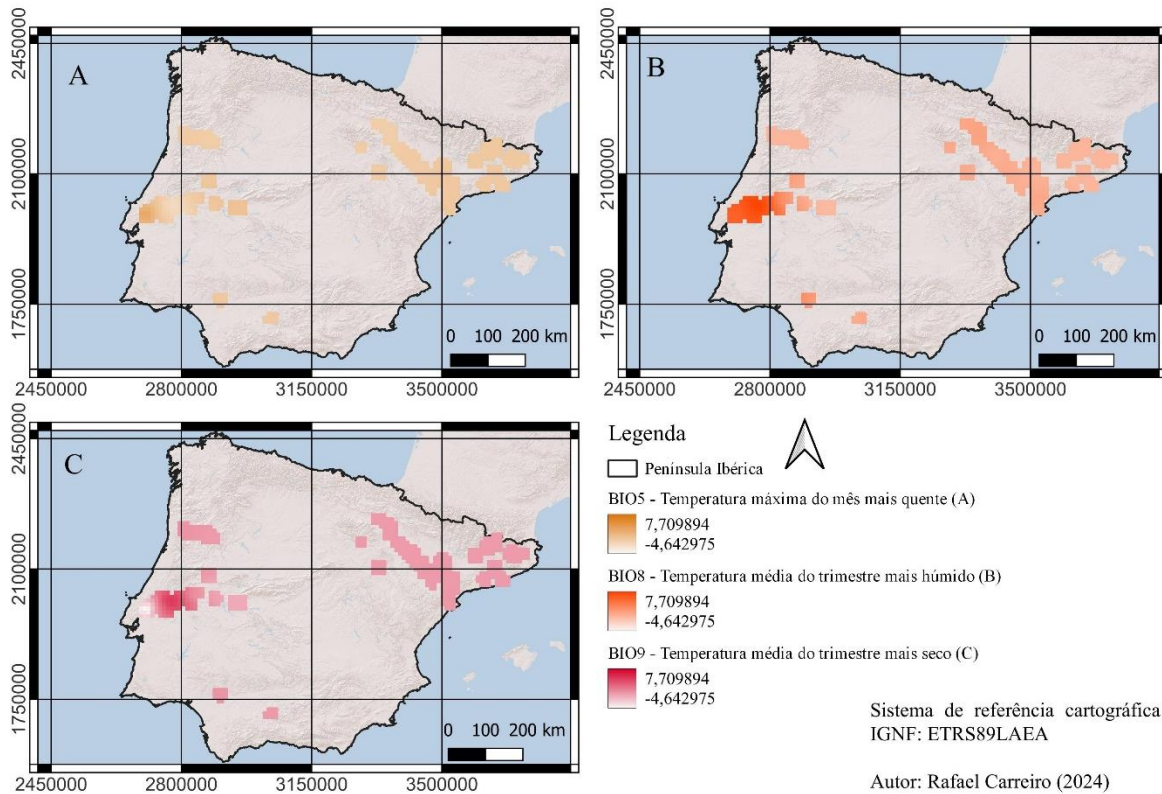


Anexo XXIII – Desvio padrão do método GWR para a bacia do rio Ebro.



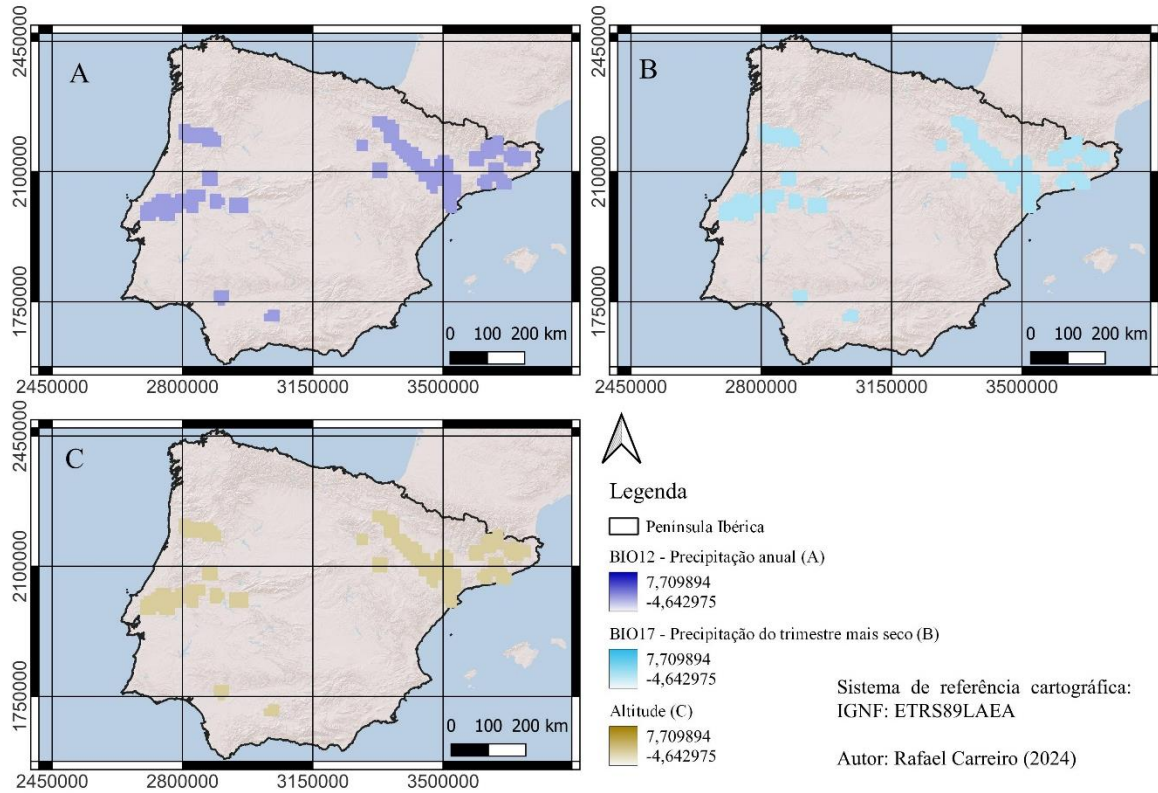
Anexo XXIV – Desvio padrão do método GWR para a bacia do rio Tejo.

GWR - Importância das variáveis - Península Ibérica (PI)



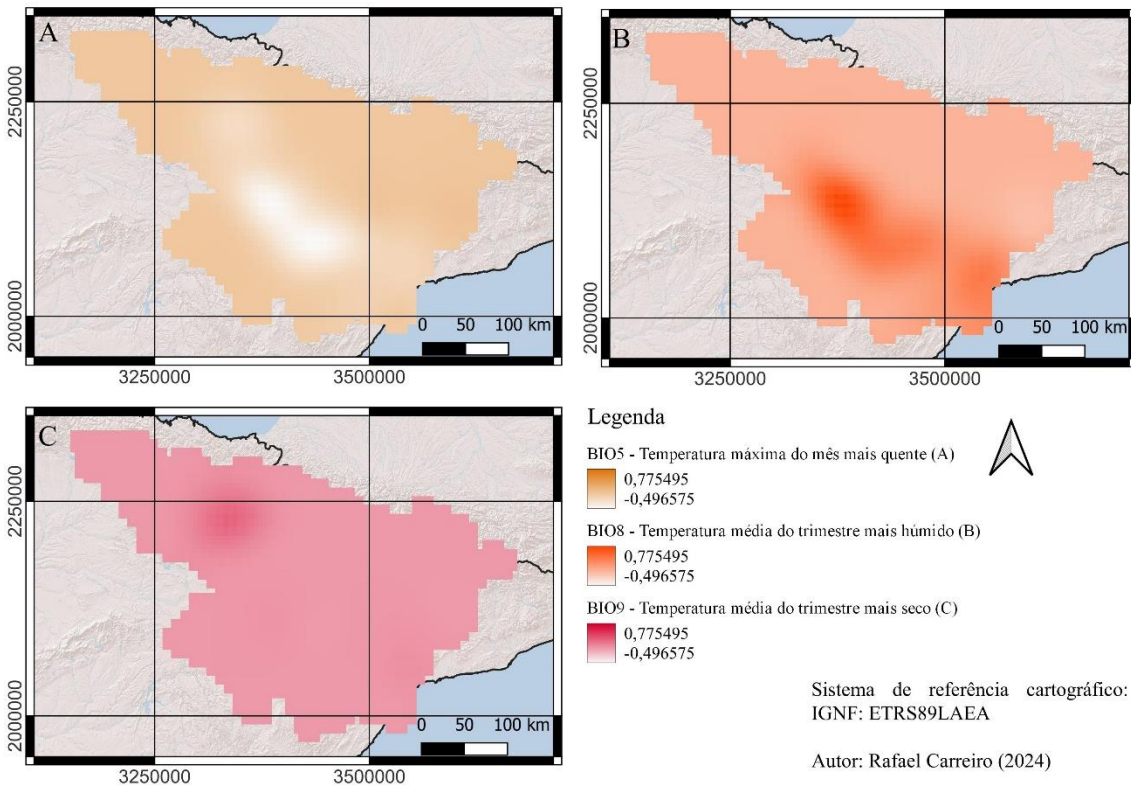
Anexo XXV – Importância das variáveis da Península Ibérica segundo o método GWR.

GWR - Importância das variáveis - Península Ibérica (PI)



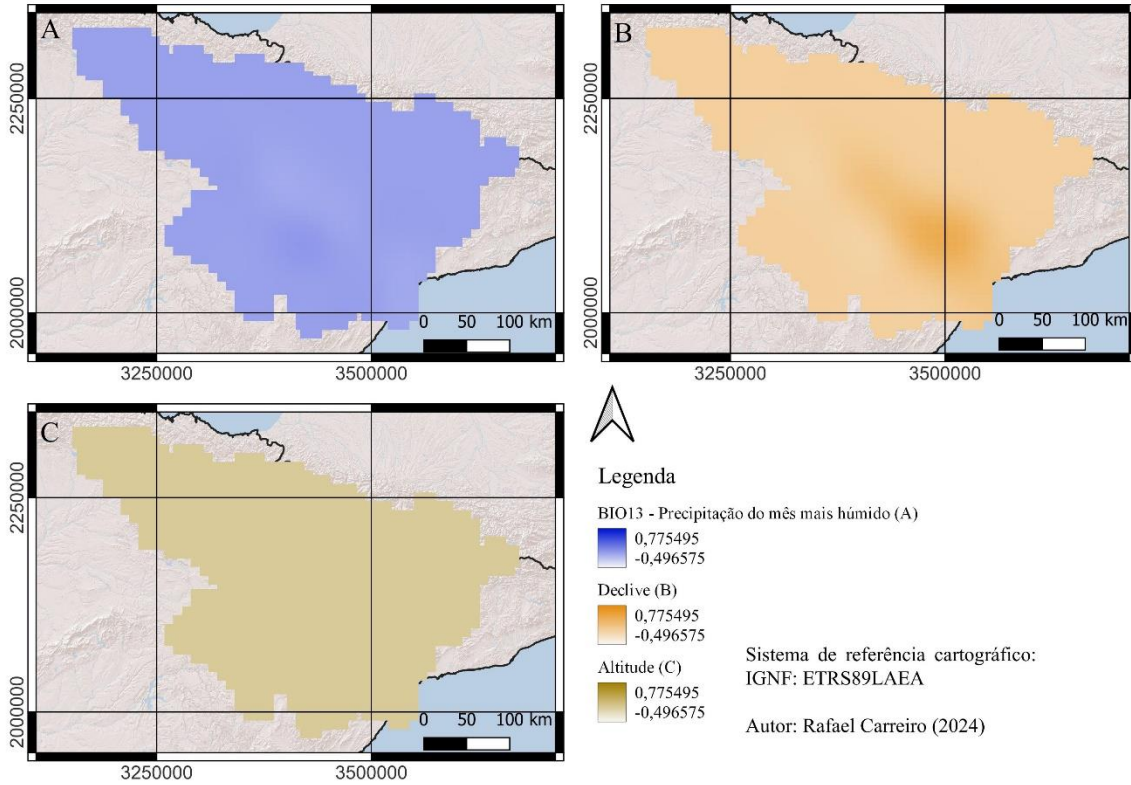
Anexo XXVI – Importância das variáveis da Península Ibérica segundo o método GWR.

GWR - Importância das variáveis - Bacia do rio Ebro (BRE)



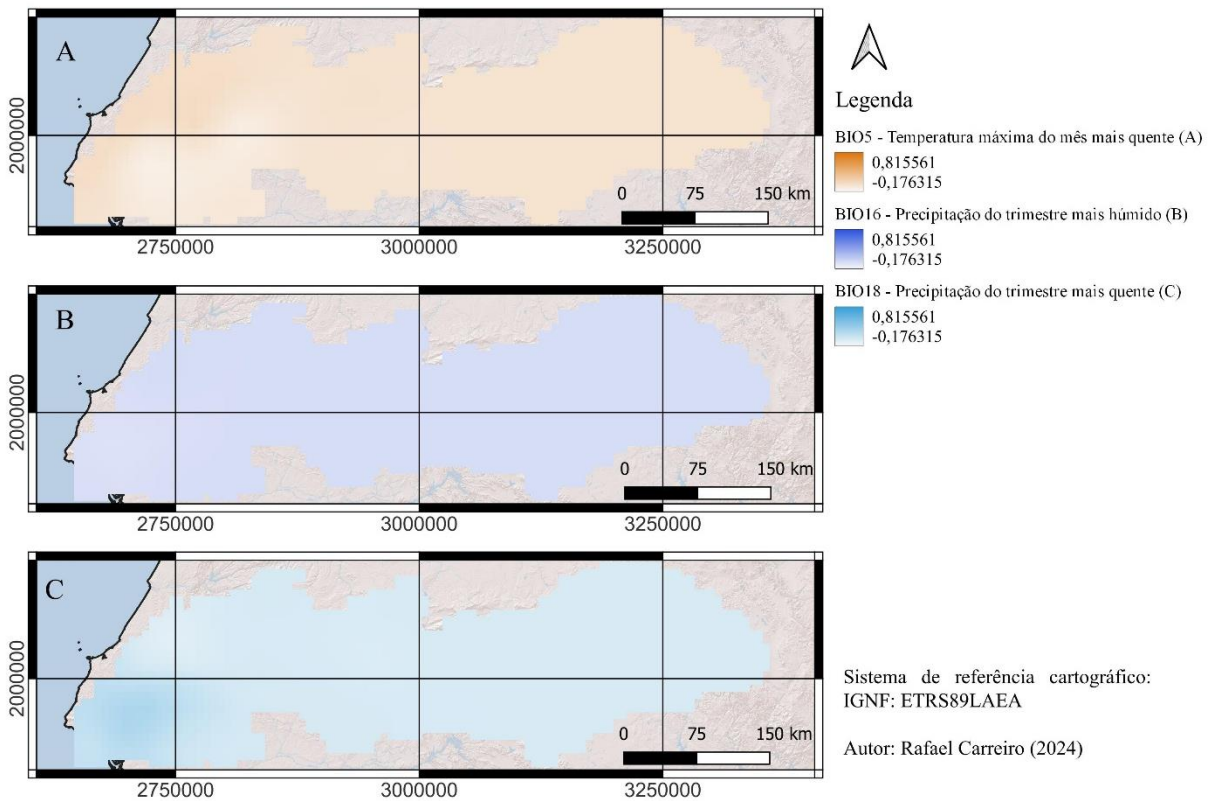
Anexo XXVII – Importância das variáveis da bacia do rio Ebro segundo o método GWR.

GWR - Importância das variáveis - Bacia do rio Ebro (BRE)



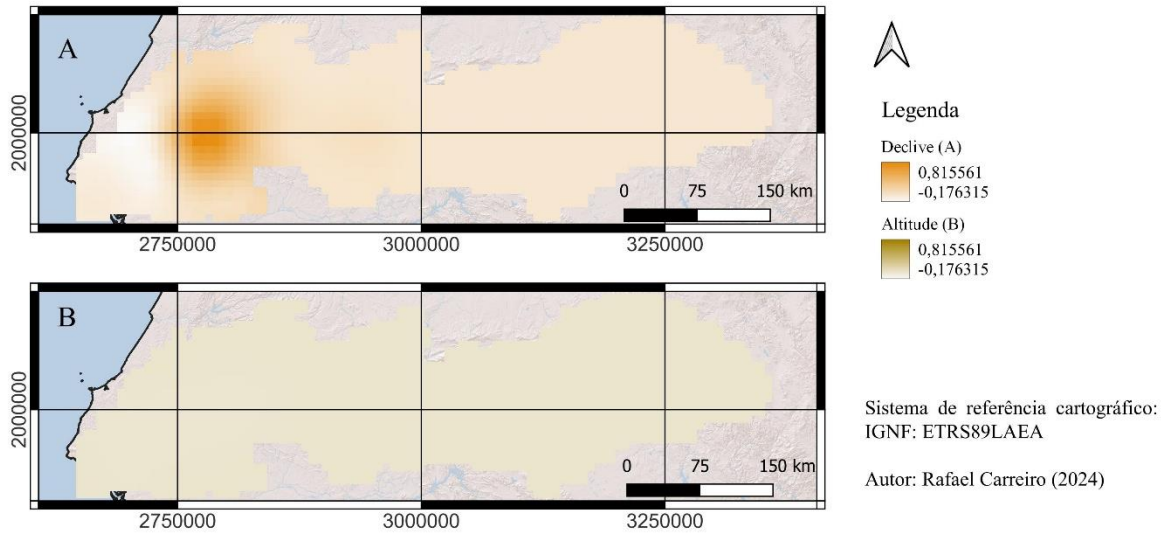
Anexo XXVIII – Importância das variáveis da bacia do rio Ebro segundo o método GWR.

GWR - Importância das variáveis - Bacia do rio Tejo BRT)



Anexo XXIX – Importância das variáveis da bacia do rio Tejo segundo o método GWR.

GWR - Importância das variáveis - Bacia do rio Tejo (BRT)



Anexo XXX – Importância das variáveis da bacia do rio Tejo segundo o método GWR.