

Proposta de requalificação fluvial de zonas degradadas do Rio Angueira (NE de Portugal)

Ryan Alves da Silva

Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do Grau de Mestre em Tecnologia Ambiental no âmbito da dupla diplomação com o Centro Federal de Educação Tecnológica Celso Suckow da Fonseca – CEFET/RJ

Orientado por

Professor Doutor Amílcar António Teiga Teixeira (CIMO, LA-SusTEC, IPB)

Professor Doutor José Paulo Mendes Guerra Cortez (CIMO, LA-SusTEC, IPB)

Professor Doutor Marcelo Borges Rocha (LABDEC, CEFET/RJ, UFRJ)

Bragança

2025

AGRADECIMENTOS

A conclusão deste trabalho representa um importante marco na minha vida: o fim de um período de muito aprendizado, evolução, superação e, sobretudo, persistência na fé de que a Educação liberta e transforma realidades. Através da Educação, alcancei lugares inimagináveis à minha realidade e com certeza, alcançarei muito mais.

Em primeiro lugar, agradeço a Deus, que me concede forças e acolhimento através da fé; aos meus pais, Rennis e Neide, que sempre me apoiaram e se sacrificaram para me dar o melhor que podiam; ao meu irmão, Victor, que também sempre me apoiou e incentivou; e à minha avó, Angelica, que sempre será a minha maior inspiração. À toda a minha família, agradeço profundamente, em especial aos meus tios, Marcelo e Najla, e à minha prima, Mayara, que tiveram uma grande influência na minha formação.

Aos meus amigos e colegas de curso, Nicolay, Victória, Vitória e Douglas, e a todos os meus amigos do Brasil e de Portugal, pelo apoio, parceria e acolhimento. Vocês também são minha família, e sem vocês eu não teria chegado até aqui.

Aos meus orientadores, PhD Amílcar Teixeira e PhD José Paulo Cortez, pelo acompanhamento, suporte e ensinamentos transmitidos durante a construção deste trabalho, e PhD Marcelo Rocha, também pelos ensinamentos e pela trajetória de parceria desde o início da minha formação. Vocês são referências para mim.

Ao MSc Fernando Miranda e ao MSc Fernando Teixeira, pela colaboração, suporte e disponibilidade em todas as atividades de campo e laboratoriais.

Ao CEFET/RJ, minha instituição de origem, da qual tenho muito orgulho;

Ao IPB, pelo acolhimento e oportunidades que me proporcionou; e a todos que contribuíram, direta e indiretamente, para este trabalho.

Esta tese de dissertação de mestrado foi suportada pelo Protocolo de Colaboração estabelecido entre a Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança e a AEPGA, no âmbito Projeto CONTROL I Vison FA vison (Bacia hidrográfica do Rio Angueira). Projetos de erradicação e controlo de espécies invasoras prioritárias. Beneficiário: AEPGA. Financiamento: Fundo Ambiental (Aviso n.º 11545/2023). Outras Entidades participantes (consórcio externo): Instituto Politécnico de Bragança e Palombar

RESUMO

São muitas as ameaças e pressões a que estão sujeitos os cursos de água, maioritariamente pela ação humana. A poluição e eutrofização da água, a fragmentação e degradação de habitats aquáticos e ribeirinhos, a dispersão de espécies invasoras, a sobrepesca e pesca ilegal e as alterações climáticas estão na origem, à escala mundial, da degradação de muitos ecossistemas fluviais. Neste enquadramento, o presente estudo teve como objetivo avaliar zonas alteradas por ação do homem, no Rio Angueira (NE de Portugal), pela presença de açudes e por cortes excessivos/degradação da galeria ripícola e contribuir para a sua requalificação através da elaboração de propostas de reabilitação fluvial. Assim, foram selecionados 4 locais de amostragem em cada uma de 3 zonas identificadas com sinais de degradação, i.e., A1 e A2 - situados a jusante da barreira/açude, A3 - sob influência da albufeira e A4 - localizado numa zona lótica a montante (referência). A amostragem foi realizada em 2 estações do ano, inverno de 2024 e primavera de 2025. Para avaliação da qualidade ecológica recorreu-se aos protocolos da Agência Portuguesa do Ambiente, baseados na Diretiva-Quadro da Água, para caracterização de elementos físico-químicos gerais (água), hidromorfológicos (habitats) e biológicos (peixes) das águas superficiais. Os resultados obtidos revelaram uma boa qualidade da água, embora para um número exíguo de parâmetros, sendo essencial expandir a análise ao período estival, onde as condições ambientais costumam ser mais stressantes. Na qualidade hidromorfológica, a metodologia do River Habitat Survey permitiu classificar os habitats como significativamente modificados (e.g. baseado no índice HMS) associados, entre outras pressões, às albufeiras de açudes, ambientes tipicamente limnófilos, onde se verificou predominarem espécies exóticas invasoras. Nestas zonas lânticas do Rio Angueira observou-se um domínio de *Lepomis gibbosus*, cujo reflexo negativo no F-IBIP, índice piscícola oficial de Portugal, é evidente pela atribuição da classificação de MAU a todos os locais A3 das 3 zonas modificadas. Complementarmente, a análise PERMANOVA (2way, $P < 0,05$), identificou diferenças significativas entre locais de amostragem e entre zonas de estudo e os testes emparelhados de análise de similaridades (ANOSIM 1way, $P < 0,05$) confirmaram que essas diferenças ocorrem apenas entre os locais regularizados (A3) *versus* locais sob influência lótica, situados a montante (A4) e jusante (A1 e A2) das respetivas albufeiras. Tal facto, configura a importância da manutenção de zonas lóticas de elevada integridade ecológica como uma

estratégia vital para a conservação de espécies ameaçadas. De facto, no rio Angueira subsiste *Achondrostoma asturicense* uma espécie endémica ameaçada “Em Perigo” (EN), de distribuição restrita em Portugal, cujas populações estão em declínio, face às pressões identificadas na bacia hidrográfica. É uma espécie de pequeno porte, cujo comprimento máximo ($L_{m\acute{a}x}$) não ultrapassou 13,5 cm, um crescimento que oscilou entre isométrico, na zona de montante (Z1, $b = 3,01$) e alométrico negativo nas 2 restantes zonas (Z2, Z3; $b < 3$) e ainda diferenças significativas na condição corporal ($0,75 < K < 0,84$) e na estrutura populacional (detetadas todas as classes de tamanho/idade), baseada na distribuição de frequências de comprimento. Ficou ainda explícita a preferência de *A. asturicense* por habitats tipicamente reófilos, com sucessão de riffles e pequenos pools naturais, substratos compostos por gravilha, pedras pequenas e grandes, diversidade de velocidades da corrente e cobertura proporcionada, maioritariamente, pelas margens e raízes salientes, pedras e especialmente por macrófitos aquáticos submersos, dominados por *Ranunculus* sp.

No presente estudo, foi ainda considerada a propagação seminal de espécies lenhosas, arbóreas e arbustivas, nomeadamente de *Alnus lusitanica*, *Fraxinus angustifolia*, *Prunus spinosa*, *Crataegus monogyna*, *Jasminum fruticans*. Os testes de germinação mostraram taxas de germinação assinaláveis (> 50%), encorajadoras da criação ex situ de pools génicos.

Para cada uma das 3 zonas degradadas foram apresentadas propostas de requalificação ao nível do canal e da zona ribeirinha. Na permeabilidade dos obstáculos físicos (açudes), atualmente intransponíveis pela fauna aquática, foram feitas propostas diferenciadas que incluíram a construção de escadas de peixes (bacias sucessivas) (Z1 - Angueira), uma rampa lateral naturalizada (Z2 - Serapicos) e uma rampa no canal fluvial principal, de declive suave, com melhoramento do canal de irrigação anexo (Z3 - São Joanico). Na zona ribeirinha as propostas incidiram no reforço dos estratos arbóreo, responsável pelo incremento do ensombramento da massa hídrica, mas também do estrato arbustivo, de modo a incrementar a diversidade da flora. Face à quebra de conectividade fluvial e degradação de zonas ripárias em todo o Rio Angueira, assume carácter estratégico a elaboração de projetos de requalificação fluvial e sua posterior implementação, tendo em conta os valores naturais e necessidade da sua preservação.

Palavras-chave: *Achondrostoma asturicense*, monitorização de rios, técnicas de engenharia natural, propagação de espécies ribeirinhas, propostas de requalificação fluvial.

ABSTRACT

There are many threats and pressures affecting freshwater ecosystems, mostly due to human action. Water pollution and eutrophication, fragmentation and degradation of aquatic and riparian habitats, the spread of invasive species, overfishing and illegal fishing, and climate change are the causes of the degradation of many river ecosystems on a global scale. In this context, the present study aimed to evaluate modified zones by human action in the Angueira River (NE Portugal), due to the presence of weirs and excessive cutting/degradation of the riparian gallery, and to contribute to their requalification through the development of river rehabilitation proposals. Thus, 4 sampling sites were selected in each of the 3 areas identified with signs of degradation, i.e. A1 and A2 - located downstream of the barrier/weirs, A3 - under the influence of the reservoir, and A4 - located in the lotic zone upstream (reference sites). Sampling was carried out in two different seasons, winter 2024 and spring 2025. To assess ecological quality, protocols from the Portuguese Environment Agency, based on the Water Framework Directive, were used to characterize general physical-chemical (water), hydromorphological (habitats) and biological (fish) elements of surface waters. The results revealed good water quality, although based on a small number of parameters. For these reasons it is essential to expand the analysis to the summer period, when environmental conditions tend to be more stressful. In terms of hydromorphological quality, the River Habitat Survey methodology allowed the classification of habitats as significantly modified (e.g. based on the HMS index), associated, among other pressures, with weir reservoirs, typically limnophilic environments, where exotic species predominate. In these lentic areas of the Angueira River, a dominance of *Lepomis gibbosus* was observed, whose negative impact on the F-IBIP, the Portuguese official fish index, is evident by the attribution of the BAD classification to all A3 sites (e.g., artificial reservoirs) in the 3 modified zones by human action. In addition, the PERMANOVA analysis (2-way, $P < 0.05$) identified significant differences between sampling sites and between study zones, and the paired similarity analysis tests (ANOSIM 1-way, $P < 0.05$) confirmed that these differences occur only between regulated sites (A3) versus lotic sites, located upstream (A4) and downstream (A1 and A2) of the respective weirs. This fact demonstrates the importance of maintaining lotic zones with high ecological integrity as a vital strategy for the conservation of endangered species. In fact, *Achondrostoma asturicense*, an endemic threatened species with “Endangered” (EN) status,

survives in the Angueira River, whose populations are in decline, given the pressures identified in the river basin. This is a small species, with a maximum length (L_{max}) not exceeding 13.5 cm, and with a growth that oscillated between isometric, in the upstream zone (Z1, $b=3.01$) and negative allometric in the remaining 2 zones (Z2, Z3; $b < 3$) and also with significant differences in body condition ($0.75 < K < 0.84$) and in the population structure (all size/age classes detected), based on the length frequency distribution. The preference of *A. asturicense* for typically rheophilic habitats was also explicit, with a succession of riffles and natural pools, substrates dominated by gravel, small and large cobbles, diversity of current velocities and the presence of cover, provided mainly by the banks and protruding roots, cobbles and especially by aquatic macrophytes, dominated by *Ranunculus* sp.

In this study, the seed propagation of woody plants, arboreal and shrub species, namely *Alnus lusitanica*, *Fraxinus angustifolia*, *Prunus spinosa*, *Crataegus monogyna*, *Jasminum fruticans*, was also considered. Thus, the germination tests carried out showed remarkable germination rates ($> 50\%$), encouraging the ex-situ creation of gene pools for further restocking.

Proposals for requalification of the canal and riparian zones were presented for each of the 3 degraded areas. In the permeability of the physical obstacles (weirs) currently insurmountable by aquatic fauna, different proposals were made, including the construction of fish ladders (successive basins) (Z1 - Angueira), a lateral naturalized ramp (Z2 - Serapicos) and a ramp in the main river channel, with a gentle slope, with improvement of the adjacent channel, i.e., for irrigation purposes (Z3 - São Joanico). In the riparian zone, the proposals are focused on strengthening the tree strata, responsible for increasing the shading of the watercourse, but also the shrub strata, to increase the diversity of the riparian ecosystem.

Keywords: *Achondrostoma asturicense*, river monitoring, natural engineering techniques, propagation of riparian species, proposals for river requalification.

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS.....	II
RESUMO	IV
ABSTRACT	VI
ÍNDICE DE FIGURAS	X
ÍNDICE DE TABELAS	XIV
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Principais ameaças	1
1.2. Restauro e reabilitação fluvial e ribeirinha	3
1.2.1. Técnicas de Bioengenharia.....	6
1.2.2. Dispositivos Legais do Restauro Ecológico.....	8
1.3. Habitats e espécies ameaçadas.....	9
1.4. Conservação <i>in situ</i> e <i>ex situ</i>	10
1.5. Objetivos	11
2. METODOLOGIA.....	12
2.1. Área de Estudo	12
2.1.1. Localização Geográfica.....	12
2.1.2. Geomorfologia e Geologia	13
2.1.3. Hidrografia.....	14
2.1.4. Clima: temperatura e precipitação	15
2.1.5. Uso e ocupação do solo	17
2.1.6. Flora e Fauna	18
2.2. Locais de Amostragem	21
2.3. Caracterização ecológica dos locais amostrados	25
2.3.1. Caracterização físico-química da água	25
2.3.2. Caracterização Hidromorfológica.....	26
2.3.2.1. Avaliação da qualidade dos habitats aquáticos e ribeirinhos	26
2.3.2.2. Avaliação da transponibilidade de obstáculos físicos	29
2.3.3. Caracterização biológica – comunidade piscícola.....	31
2.3.3.1. Amostragem	31
2.3.3.2. Avaliação da Qualidade Biológica – F-IBIP	32
2.3.3.3. Avaliação da performance de <i>A. asturicense</i>	33
2.3.3.3.1. Modelo de crescimento de Von Bertalanffy	33
2.3.3.3.2. Relação peso - comprimento	34
2.3.3.3.3. Condição corporal	34
2.3.3.3.4. Uso do habitat: curvas de preferência.....	35
2.5. Elementos de suporte às propostas de Restauro Ecológico	37

2.5.1. Coleção de sementes e propagação seminal	37
2.5.2. Identificação de áreas intervenção	39
3. RESULTADOS	40
3.1. Caracterização físico-química da água	40
3.2. Caracterização hidromorfológica	43
3.3. Caracterização biológica.....	44
3.3.1. Composição da comunidade piscícola	44
3.3.2. Tipologia das comunidades piscícolas.....	46
3.3.3. Qualidade biológica.....	48
3.3.4. Performance das populações de <i>A. asturicense</i>	49
3.3.4.1. Modelo de crescimento de von Bertalanffy	49
3.3.4.2. Relação Peso-Comprimento.....	51
3.3.4.3. Condição corporal: Fator K de Fulton.....	53
3.3.4.4. Distribuição das frequências de comprimento	53
3.3.4.5. Uso e preferência pelo habitat.....	54
3.4. Transponibilidade dos açudes pela fauna piscícola	59
3.5. Propagação seminal	60
3.5.1. Taxas de Germinação	60
3.5.2. Teste de viabilidade e pesagem do amieiro-ibérico (<i>Alnus lusitanica</i>).....	64
3.6. Avaliação e Propostas de Restauro Ecológico das Áreas de Intervenção	65
3.6.1. Restauro Ecológico de Aldeia de Angueira.....	65
3.6.2. Restauro Ecológico de Serapicos.....	70
3.6.3. Restauro Ecológico de São Joanico	73
4. DISCUSSÃO	78
5. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	83
REFERÊNCIAS.....	86
ANEXOS	93

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 – Amieiro-ibérico (<i>Alnus lusitanica</i>)	5
Figura 1. 2 – Exemplo de técnicas de estabilização por cobertura vegetal	7
Figura 1. 3 – Exemplo de técnicas de estabilização combinadas	7
Figura 2.1 – Localização do Distrito Bragança.....	12
Figura 2.2 – Localização do curso do Rio Angueira	13
Figura 2.3 – Mapa Geológico dos municípios de Vimioso, Miranda do Douro e Mogadouro	14
Figura 2.4 – Mapa Hidrográfico dos Rio Sabor, Rio Maçãs e Rio Angueira.....	15
Figura 2.5 – Gráfico acumulado de temperaturas médias por meses do Distrito de Bragança entre 1981 e 2010.....	16
Figura 2.6 - Gráfico acumulado de precipitações médias por meses do Distrito de Bragança entre 1981 e 2010.....	17
Figura 2.7 – Uso e Ocupação do Solo dos Municípios de Vimioso, Miranda do Douro e Mogadouro	18
Figura 2.8 – Mapa das áreas protegidas na Terra de Trás-os-Montes.....	19
Figura 2.9 – Exemplar de freixo (<i>Fraxinus angustifolia</i>).....	20
Figura 2.10 – Exemplar de panjorca-do-esla (<i>Achondrostoma asturicense</i>).....	20
Figura 2.11 – Mapa dos locais de amostragem na bacia do Rio Angueira.....	21
Figura 2.12 – Esquematização das áreas de amostragem selecionadas.....	21
Figura 2.13 – Locais de amostragem selecionados no Rio Angueira - Parque de Merendas de Angueira	22
Figura 2.14 – Locais de amostragem selecionados no Rio Angueira - Parque de Serapicos	23
Figura 2.15 – Locais de amostragem selecionados no Rio Angueira - São Joanico	24
Figura 2.16 – Medidor multifunções portátil utilizado na pesquisa	25
Figura 2.17 – Representação esquemática da distribuição espacial para recolha de dados em cada secção de amostragem do RHS	26
Figura 2.18 – Método da secção-velocidade para determinação do caudal	28
Figura 2.19 – Tipos de obstáculos avaliados pelo ICF	29
Figura 2.20 – Realização de pesca elétrica no rio Angueira – primavera 2025.....	31
Figura 2.21 – Obtenção de dados biométricos dos peixes, no rio Angueira – primavera 2025 .	32
Figura 2.22 – Frutificação de a) abrunheiro-bravo (<i>Prunus spinosa</i>); b) pilriteiro (<i>Crataegus monogyna</i>); c) jasmineiro-do-monte (<i>Jasminum fruticans</i>).....	37
Figura 2.23 – Recipiente com sementes de amieiro à esquerda (amostra A3) e recipientes com sementes humedecidas à direita	38
Figura 2.24 – Realização do teste de viabilidade	39
Figura 3.1 - Variação da temperatura (oC) nas 3 zonas do rio Angueira (Angueira, Serapicos e S.	

Joanico), considerando os 4 locais de amostragem (inverno 2024/primavera 2025)	41
Figura 3.2 - Variação do teor (% saturação) de oxigênio dissolvido nas 3 zonas do rio Angueira (Angueira, Serapicos e S. Joanico), considerando os 4 locais de amostragem (inverno 2024/primavera 2025)	41
Figura 3.3 - Variação do teor de sólidos totais dissolvidos (mg.L-1) nas 3 zonas do rio Angueira (Angueira, Serapicos e S. Joanico), considerando os 4 locais de amostragem (inverno 2024/primavera 2025)	41
Figura 3.4 - Variação do pH nas 3 zonas do rio Angueira (Angueira, Serapicos e S. Joanico), considerando os 4 locais de amostragem (inverno 2024/primavera 2025)	42
Figura 3.5 - Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) mostrando a disposição dos locais por zona amostrada, com base nos fatores abióticos medidos para o rio Angueira (inverno 2024/primavera 2025)	42
Figura 3.6 - Variação do Índice HQA - Habitat Quality Assessment e do índice HMS – Habitat modification score nas 3 zonas amostradas no rio Angueira (primavera de 2025).....	43
Figura 3.7 - Capturas por unidade de esforço CPUE (nº peixes/ 100 m2) nos 4 locais (A1, A2, A3, A4) de cada uma das 3 zonas (Z1, Z2, Z3) amostradas (inverno 2024).....	45
Figura 3.8 - Capturas por unidade de esforço CPUE (nº peixes/ 100 m2) nos 4 locais (A1, A2, A3, A4) de cada uma das 3 zonas (Z1, Z2, Z3) amostradas (primavera 2025).....	45
Figura 3.9 - Ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) dos 4 locais para cada zona amostrada, determinada com base na abundância de peixes	46
Figura 3.10 – Densidade (nº peixes/100m2) de <i>Achondrostoma asturicense</i> , nos 4 locais das 3 zonas amostradas. Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers). Os pontos representam os valores extremos.....	47
Figura 3.11 – Densidade (nº peixes/100m2) de <i>Squalius carolitertii</i> , nos 4 locais das 3 zonas amostradas. Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers). Os pontos representam os valores extremos	47
Figura 3.12 – Densidade (nº peixes/100m2) de <i>Lepomis gibbosus</i> , nos 4 locais das 3 zonas amostradas. Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers). Os pontos representam os valores extremos	48
Figura 3.13 – Curvas de crescimento de Von Bertalanffy para <i>A. asturicense</i> na Zona 1 do rio Angueira, próxima da aldeia de Angueira, recorrendo à rotina ELEFAN I do software FISAT II	50
Figura 3.14 – Curvas de crescimento de Von Bertalanffy para <i>A. asturicense</i> na Zona 2 do rio Angueira, próxima da aldeia de Serapicos, recorrendo à rotina ELEFAN I do software FISAT II	50
Figura 3.15 – Curvas de crescimento de Von Bertalanffy para <i>A. asturicense</i> na Zona 3 do rio Angueira, próximo da aldeia de S. Joanico, recorrendo à rotina ELEFAN I do software FISAT II	51
Figura 3.16 – Relação peso-comprimento de <i>A. asturicense</i> capturados na Zona 1 (Angueira), na primavera de 2023 e de 2024 (n= 208).....	51
Figura 3.17 – Relação peso-comprimento de <i>A. asturicense</i> capturados na Zona 2 (Serapicos), na primavera de 2023 e de 2024 (n= 146).....	52
Figura 3.18 – Relação peso-comprimento de <i>A. asturicense</i> capturados na Zona 3 (S. Joanico), na	

primavera de 2023 e de 2024 (n= 596).....	52
Figura 3.19 – Condição K de Fulton das populações de <i>Achondrostoma asturicense</i> nas 3 zonas definidas no rio Angueira (Zona 1 Angueira; Zona 2: Serapicos; Zona 3: S. Joanico). As boxplot mostram os valores da média (linha central), o intervalo de 25-75% (caixa), valores máximos e mínimos e ainda extremos (asteriscos) e outliers (pontos).....	53
Figura 3.20 – Distribuição das frequências de comprimento/classes de idade da panjorca-do-esla no rio Angueira (Zona 1, Angueira), através da rotina Bhattacharya incluída no FISAT II	53
Figura 3.21 – Distribuição das frequências de comprimento/classes de idade da panjorca-do-esla no rio Angueira (Zona 2, Serapicos), através da rotina Bhattacharya incluída no software FISAT II	54
Figura 3.22 – Distribuição das frequências de comprimento/classes de idade da panjorca-do-esla no rio Angueira (Zona 3, S. Joanico), através da rotina Bhattacharya incluída no software FISAT II.....	54
Figura 3.23 – Uso do Habitat (Profundidade Total): Frequência relativa (%) para a panjorca-do-esla (Rio Angueira, inverno de 2024)	55
Figura 3.24 – Uso do Habitat (Profundidade Total): Curvas de preferência para a panjorca-do-esla (Rio Angueira, inverno de 2024) (Códigos - 1: < 21; 2: 21-40; 3: 41-60; 4) 61-80; 5 > 80 cm)	55
Figura 3.25 – Uso do Habitat (Substrato dominante): Frequência relativa (%) para a panjorca-do-esla (Rio Angueira, inverno de 2024). (Código 1: detritos plantas; 2: areia; 3: gravilha; 4: pedras; 5: blocos; 6: rocha-mãe).....	56
Figura 3.26 – Uso do Habitat (Substrato dominante): Curvas de preferência para a panjorca-do-esla (Rio Angueira, inverno de 2024) (Código 1: detritos plantas; 2: areia; 3: gravilha; 4: pedras; 5: blocos; 6: rocha-mãe).....	56
Figura 3.27 – Uso do Habitat (Velocidade da corrente na coluna de água): Frequência relativa (%) para a panjorca-do-esla (Rio Angueira, inverno de 2024)	57
Figura 3.28 – Uso do Habitat (Velocidade da corrente na coluna de água): Curvas de preferência para a panjorca-do-esla (Rio Angueira, inverno de 2024). (Código 1: 0-0,2m/s; 2: 0,21-0,4m/s; 3: 0,41-0,6m/s; 4: 0,61-0,8m/s; 5: 0,81-1m/s; 6: >1m/s).....	57
Figura 3.29 – Uso do Habitat (Cobertura): Frequência relativa (%) para a panjorca-do-esla (Rio Angueira, inverno de 2024). (Código 1: sem cobertura; 2: gravilha, pedras e blocos; 3: vegetação ripícola saliente; 4: raízes e margens escavadas; 5: folhada e algas filamentosas; 6: macrófitos aquáticos).....	58
Figura 3.30 – Uso do Habitat (Cobertura): Curvas de preferência (%) para a panjorca-do-esla (Rio Angueira, inverno de 2024). (Código 1: sem cobertura; 2: gravilha, pedras e blocos; 3: vegetação ripícola saliente; 4: raízes e margens escavadas; 5: folhada e algas filamentosas; 6: macrófitos aquáticos).....	58
Figura 3.31 – Evolução de germinação do amieiro-ibérico.....	61
Figura 3.32 – Taxas de germinação do amieiro-ibérico	61
Figura 3.33 – Evolução de germinação do freixo	62
Figura 3.34 – Taxas de germinação do freixo.....	63
Figura 3.35 – Evolução de germinação do abrunheiro-bravo	63
Figura 3.36 – Evolução de germinação do jasmineiro-do-monte	64

Figura 3.37 – Mapa de caracterização do troço Aldeia de Angueira	65
Figura 3.38 – Vegetação Ripícola já existente no troço da “Aldeia de Angueira”	66
Figura 3.39 – Margem direita do Rio Angueira, a montante da barreira da Aldeia de Angueira	66
Figura 3.40 – Presença de gado às margens do Rio Angueira, trecho Aldeia de Angueira.....	67
Figura 3.41 – Processo de eutrofização à montante da barreira da Aldeia de Angueira	67
Figura 3.42 – Proposta de restauro ecológico do trecho Aldeia de Angueira	68
Figura 3.43 – Esquematização de uma escada de peixes	69
Figura 3.44 – Mapa de caracterização do troço Serapicos (Zona 2)	70
Figura 3.45 – Vegetação Ripícola já existente no troço de Serapicos.....	71
Figura 3.46 – Zona da praia fluvial de Serapicos	71
Figura 3.47 – Proposta de restauro ecológico do trecho São Joanico	72
Figura 3.48 – Ponta esquerda da barreira de Serapicos	73
Figura 3.49 – Mapa de caracterização do troço (Zona 3).....	74
Figura 3.50 – Vegetação Ripícola já existente no trecho de São Joanico	74
Figura 3.51 – Zona de lameiro presente no trecho de São Joanico	75
Figura 3.52 – Proposta de restauro ecológico do trecho São Joanico	76
Figura 3.53 – Esquematização de um desvio de rios (<i>river bypass</i>).....	76
Figura 3.54 – Esquematização de uma rampa de peixes	77

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2. 1 - Limiares máximos dos parâmetros físico-químicos para o Estado Ecológico nos rios do Norte de Portugal.....	26
Tabela 2. 2 – HQA: Valores limites da classe excelente para a tipologia do rio Angueira	27
Tabela 2. 3 - Categorias de Artificialização: Pontuação do Índice HMS.....	27
Tabela 2. 4 – Classes de qualidade do ICF.....	30
Tabela 2. 5 – Valores para as classes de qualidade do F-IBIP, Classe de Qualidade e Valor em Rácio de Qualidade Ecológica (RQE)	33
Tabela 2. 6 – Classes de substrato consideradas e código respetivo.....	35
Tabela 2. 7- Classes de cobertura consideradas e código respetivo.....	35
Tabela 3. 1 - Valores dos parâmetros físico-químicos do rio Angueira, nas 3 zonas amostradas (valores médios dos 4 locais de amostragem, dezembro de 2024).....	40
Tabela 3. 2 - Valores dos parâmetros físico-químicos do rio Angueira, nas 3 zonas amostradas (valores médios dos 4 locais de amostragem, maio de 2025)	40
Tabela 3. 3 - Índices HQA respetivos sub-índices nas zonas amostradas no rio Angueira	43
Tabela 3. 4 – Índices HMS respetivos sub-índices nas zonas amostradas no rio Angueira	44
Tabela 3. 5 - Resultados da análise PERMANOVA das comunidades de peixes para as tipologias e zonas amostradas no rio Angueira. Os asteriscos indicam valores significativos	46
Tabela 3. 6 - Resultados do Índice F-IBIP referente às comunidades de peixes do rio Angueira, para os 4 locais (A1, A2, A3, A4) das 3 zonas amostradas (Z1, Z2, Z3) (inverno 2024 e primavera 2025)	48
Tabela 3. 7 - Parâmetros de von Bertalanffy calculados para <i>Achondrostoma asturicense</i> nas 3 zonas amostradas no rio Angueira: Z1; Z2 e Z3 . k e L_{∞} determinados através da rotina ELEFAN I do software FISAT II, t_0 a partir da equação empírica de Pauly (1979), \emptyset' e \emptyset a partir de Pauly e Munro (1984) e comprimentos máximos inventariados ($L_{m\acute{a}x}$) (primavera de 2023 e 2024)...	49
Tabela 3. 8– Identificação e classificação da fauna piscícola nativa do Rio Angueira, com a adaptação do agrupamento de espécies piscícolas, segundo Solà et al. (2011) às espécies piscícolas autóctones portuguesas, de acordo com Bochechas (2014).....	59
Tabela 3. 9 - Valores dos parâmetros para aplicação do ICF nos açudes no rio Angueira (maio 2025)	59
Tabela 3. 10 – Dados de identificação e coleta das sementes.....	60
Tabela 3. 11 – Resultados do teste de viabilidade do amieiro-ibérico (A3).....	64

1. INTRODUÇÃO

Os corpos hídricos são sistemas dinâmicos e complexos que desempenham papéis fundamentais na manutenção da biodiversidade e na provisão de serviços ambientais essenciais para a vida no planeta Terra. Desde o princípio das civilizações humanas, os rios também têm sido fundamentais para o seu desenvolvimento, sustentando sociedades e ecossistemas. Civilizações antigas, como as do Nilo e Tigre-Eufrates, necessitavam dos rios como fonte de água, alimentação, vias de transporte e comércio, o que moldou culturas e economias ao longo dos milénios (Maia, 2024).

Os rios continuam a desempenhar um papel vital, fornecendo serviços ecossistémicos como a regulação do ciclo hidrológico, manutenção da biodiversidade, purificação da água e mitigação de inundações, estando entre os mais diversos biologicamente à escala mundial (Albert *et al.*, 2021). Apesar disso, a pressão humana sobre esses ecossistemas vem aumentando drasticamente, intensificando a sua degradação e comprometendo suas funções ecológicas. Os serviços ecossistémicos prestados por rios e suas áreas de entorno são fundamentais para a saúde ambiental e humana. As zonas de transição entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, também chamadas de ecótono ripário áreas ripícolas ou matas ciliares, atuam como filtros naturais, removem poluentes e sedimentos da água e oferecem habitats para uma grande diversidade de espécies (Dudgeon, 2019). Com efeito, as áreas ripícolas possuem um elevado interesse ecológico, devido à função que desempenham em diversos processos relacionados com a qualidade do meio físico e com os ciclos de vida de espécies aquáticas e terrestres (Prada & Arizpe, 2009).

1.1. Principais ameaças

A introdução de espécies exóticas é uma das principais ameaças a ecossistemas aquáticos e ripícolas. São espécies fora da sua distribuição natural, podendo causar danos ou impactar o ecossistema local, classificando-se assim como espécies invasoras, que competem com espécies nativas por recursos, alteram as cadeias alimentares e podem levar a extinção de populações locais (Strayer, 2010). Em Portugal, a introdução de espécies como o lagostim-vermelho-da-luisiana (*Procambarus clarkii*), a amêijo-

asiática (*Corbicula fluminea*) e o visão-americano (*Neogale vison*) tem causado impactos significativos nos corpos hídricos, afetando a biodiversidade e a estrutura dos habitats aquáticos (Ribeiro *et al.*, 2023). Essas espécies geralmente se proliferam na ausência de predadores naturais e podem alterar o ecossistema de forma profunda (Marchante *et al.*, 2018), modificando a composição das comunidades e reduzindo a sua resiliência.

A poluição e eutrofização da água também são desafios críticos. O despejo de efluentes industriais, agrícolas e urbanos carregados de poluentes e nutrientes como fósforo, nitrogénio e matéria orgânica em cargas excessivas para os rios, levam, muitas vezes, à proliferação de algas e à diminuição dos níveis de oxigénio dissolvido (Rocha *et al.*, 2009). Além disso, a contaminação por microplásticos e produtos farmacêuticos tem surgido como uma nova ameaça, com impactos ainda pouco estudados sobre a saúde ambiental dos ecossistemas aquáticos (Rios *et al.*, 2024). A eutrofização pode levar a formação de zonas mortas em rios e lagos, onde a vida aquática é praticamente inviável por conta da falta de oxigénio e do excesso de poluentes (Rocha *et al.*, 2009). A bacia do Rio Tejo, por exemplo, um dos principais rios de Portugal, enfrenta alguns problemas relacionados a eutrofização por conta da descarga de nutrientes em seus afluentes (Afonso, 2016). No Rio Douro, apesar de características que desfavorecem o acúmulo de nutrientes e a consequente eutrofização, um aumento efetivo de biomassa vem sendo detetado por conta de descargas ao longo da sua bacia (Silva, 2010; Cunha, 2019), incluindo os rios mais a montante, como o Rio Maçãs (Flores, 2023).

A captação excessiva de recursos hídricos para a agricultura, indústria e abastecimento urbano também gera impactos na capacidade dos rios de manter ecossistemas saudáveis, com a redução do seu caudal natural e alteração da sua dinâmica geomorfológica (Grill *et al.*, 2019). Em rios com menor fluxo de água, a redução no caudal pode levar à fragmentação de habitats e prejudicar espécies aquáticas endêmicas e adaptadas a condições de caudal específicas (Dudgeon *et al.*, 2006)

A fragmentação de habitats é um dos impactos mais significativos sobre ecossistemas fluviais, resultado da construção de estruturas que interrompem a conectividade dos rios como barragens, açudes e outras infraestruturas. A conectividade fluvial é essencial para a migração de espécies aquáticas, o transporte de sedimentos e nutrientes, e para a manutenção de processos ecológicos naturais (van Puijenbroek *et*

al., 2018; Oliveira *et al.*, 2024). Portanto, a interrupção desses fluxos traz consequências notáveis no funcionamento do ecossistema e no comportamento das espécies. Algumas barragens de grande dimensão, como as do Rio Douro em Portugal, são obstáculos intransponíveis para espécies migratórias anádromas, como a truta-de-rio (*Salmo trutta*) e a lampreia-marinha (*Petromyzon marinus*) e inclusive para outras espécies potamódromas como a boga-do-norte (*Pseudochondrostoma duriense*) e o barbo-comum (*Luciobarbus bocagei*), que dependem da movimentação entre habitats para completar seus ciclos naturais (Pinheiro *et al.*, 2005). Essas espécies necessitam da migração sazonal para desovar em habitats específicos, e a presença de barragens impede o acesso a esses locais, levando ao declínio e a ameaça das suas populações. Açudes e pequenas barreiras, embora menos impactantes, também podem contribuir para a fragmentação dos rios, impedindo ou dificultando a dispersão de espécies e afetando a qualidade dos habitats disponíveis. Essas barreiras podem reduzir a qualidade da água e criar habitats fragmentados que não suportam a biodiversidade local (Balletti *et al.*, 2020). Além disso, a fragmentação pode levar ao isolamento genético de populações, reduzindo sua capacidade de adaptação a mudanças ambientais (Naia & Brito, 2020). A mitigação dos impactos da fragmentação tem sido um ponto discutido em políticas de conservação, com a implementação de medidas como a construção de passagens para peixes e a remoção de barreiras obsoletas.

Por fim, as alterações climáticas estão exarcebando os problemas existentes nos corpos hídricos, com o aumento da temperatura da água, alteração dos regimes de precipitações e a maior frequência de eventos extremos, como secas e inundações (IPCC, 2021). Essas mudanças prejudicam diretamente a sobrevivência de espécies aquáticas e ribeirinhas, especialmente as que possuem características ecológicas mais específicas (Comte *et al.*, 2012). O aumento da temperatura pode levar à redução de espécies sensíveis, como a truta-de-rio (*Salmo trutta*), enquanto a alteração dos regimes de precipitação pode afetar a disponibilidade de habitats adequados para a reprodução de espécies como o barbo-comum (*Luciobarbus bocagei*) (Isaak *et al.*, 2016).

1.2. Restauro e reabilitação fluvial e ribeirinha

Para a realização de projetos de reabilitação de conectividade, intervenções de

engenharia como a construção de escadas e elevadores para peixes têm sido utilizadas para permitir que as espécies migratórias ultrapassem barreiras. A remoção de barreiras obsoletas ou irregulares também ocorrem no sentido de restaurar o fluxo natural dos rios e permitir a passagem das espécies sem a existência de qualquer dificuldade (Pinheiro *et al.*, 2005; Maffra & Souza, 2019). O restabelecimento destes fluxos possibilita a movimentação necessária para a ocorrência completa dos ciclos reprodutivos de espécies migratórias.

As áreas ripárias também estão frequentemente sob pressão devido a atividade humanas como a agricultura e pecuária, que levam ao desmatamento, compactação do solo e perda de vegetação nativa (Attanasio *et al.*, 2012). A remoção de vegetação ripária para a expansão de áreas agrícolas e pastagens reduz a estabilidade das margens dos rios, aumentam a erosão, e conseqüentemente afetam a qualidade da água e da disponibilidade de habitats. A degradação do ecótono ripário compromete uma gama de espécies que necessitam destes ecossistemas para a sua sobrevivência, a exemplo do amieiro-ibérico (*Alnus lusitanica*) (Figura 1.1), uma espécie-chave em áreas ripícolas de Portugal que necessita de grande humidade, presente nas margens de rios permanentes e áreas de alagamento (Ferreira, 2024).

A espécie de amieiro que ocorre em Portugal foi recentemente catalogada como amieiro-ibérico (*Alnus lusitanica*), distinguindo-se do amieiro-comum (*Alnus glutinosa*) por características genéticas, que ocorre em outras regiões da Europa (Ferreira, 2024). O amieiro-ibérico desempenha papel crucial em ambientes ripários e é um grande aliado em projetos de restauro, já que a espécie tem facilidade para se adaptar a solos pobres em nutrientes, ambientes perturbados e com grande incidência de luz, comportando-se como uma espécie pioneira e combinando-se ainda com outras espécies nativas, como o freixo (*Fraxinus angustifolia*) e o salgueiro (*Salix spp.*), entre outras espécies, nos ambientes ripícolas, e com o carvalho (*Quercus robur*) e o castanheiro (*Castanea sativa*) em ambientes contíguos (Ferreira, 2024). Entretanto, os amieiros estão suscetíveis a diversas ameaças, como a doença “declínio do amieiro” que se dá pela infeção das espécies do género *Alnus* pelo oomicete patogénico *Phytophthora xalni*, que leva à morte desta espécie (Ferreira, 2024).



Figura 1.1 – Amieiro-ibérico (*Alnus lusitanica*) (Fonte: Rodríguez-González, 2025).

A restauração de áreas ripárias impacta diretamente na qualidade dos cursos fluviais e na disposição de habitats para espécies locais, oferecendo também novas oportunidades de uso humano dos recursos hídricos em harmonia com a natureza, a depender dos objetivos do projeto de restauro. Portanto, a restauração dessas zonas apresenta-se como uma prioridade na conservação dos ecossistemas fluviais. Medidas como o reflorestamento com espécies nativas e a adoção de práticas agrícolas sustentáveis têm sido propostas para mitigar os impactos da degradação desses espaços (Attanasio *et al.*, 2012). Por outro lado, a permeabilidade e a remoção, de barreiras físicas, muitas delas obsoletas, também são importantes em projetos de restauro ecológico, podendo inclusive reduzir o “declínio dos amieiros”, já que o agente patógeno beneficia do acúmulo de água para mais fácil dispersão (Marques *et al.*, 2024).

Diante dos diversos problemas decorrentes da degradação dos habitats naturais e da perda de biodiversidade, é fundamental a criação de soluções para proteger e restaurar os ecossistemas e seus habitats. Assim, a Restauração Ecológica (RE) de ambientes naturais surge como uma ferramenta essencial de remediação e mitigação desses impactos ambientais, e define-se como o processo de auxílio na recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído, direcionando-o para uma

trajetória que permite a adaptação às mudanças locais e globais, bem como a resistência e evolução de espécies (Gann *et al.*, 2019). Assim, a RE resulta numa tentativa de restabelecer o curso natural de um ecossistema através de intervenções planeadas de acordo com a especificidades do local a ser restaurado (Clewell *et al.*, 2024), o que pode incluir a interrupção de fontes de impactos, a conservação e reintrodução de espécies nativas, a eliminação ou controle de espécies invasoras e a aplicação de técnicas de engenharia para o restabelecimento dos serviços ecossistêmicos.

1.2.1. Técnicas de Bioengenharia

A utilização de técnicas de Bioengenharia, ou Engenharia Natural, também vem sendo adotadas em projetos de remediação, reabilitação e restauração ecológica. O seu diferencial em relação aos métodos convencionais de intervenção de engenharia encontra-se na priorização do respeito pela dinâmica funcional e sistêmica da natureza (Fernandes & Freitas, 2011). Estas técnicas são usadas com o objetivo de intervir pela conservação do ambiente através do uso de Soluções Baseadas na Natureza (SbN), contribuindo para a geração de um espaço natural harmoniosamente humanizado, onde em vez de ocorrer uma intervenção em detrimento da natureza, há um uso das suas potencialidades adaptado às necessidades humanas e ambientais (Fernandes & Freitas, 2011). Estas técnicas compreendem uma série de construções e manutenções de infraestruturas nos domínios das engenharias civil, hidráulica, fluvial, de solos e florestal, usando preferencialmente sistemas, técnicas e materiais naturais, ou o mais próximo possível do natural. Elas são usadas principalmente para consolidação de taludes e encostas, consolidação e valorização ecológica de margens fluviais, proteção contra desastres naturais como a erosão e as cheias e criação de habitats diversos no ecossistema (Fernandes & Freitas, 2011). Para tal, são utilizadas técnicas de cobertura e estabilização a partir do uso de plantas lenhosas, materiais inertes (madeira, aço galvanizado, pedra e betão) (Figura 1.2) ou uma combinação de ambos (Figura 1.3). Em técnicas combinadas, os materiais atuam como estabilizadores até que as plantas sejam capazes de realizar esta função através de suas raízes (Fernandes & Freitas, 2011).

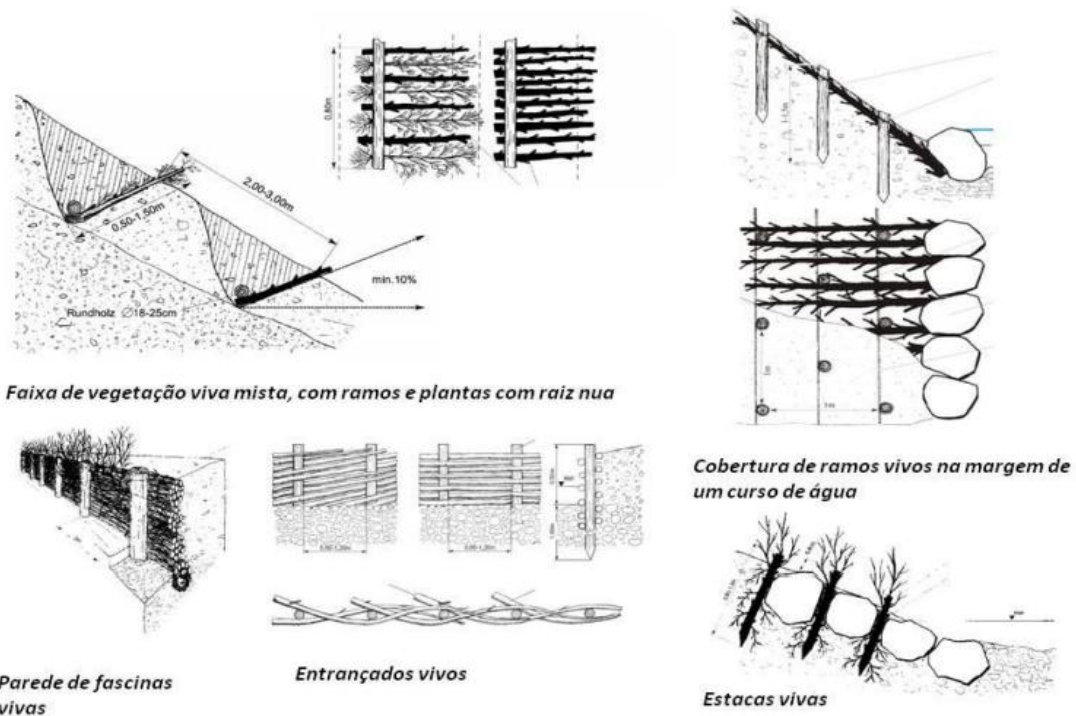


Figura 1. 2 – Exemplo de técnicas de estabilização por cobertura vegetal (Fonte: Fernandes & Freitas, 2011).

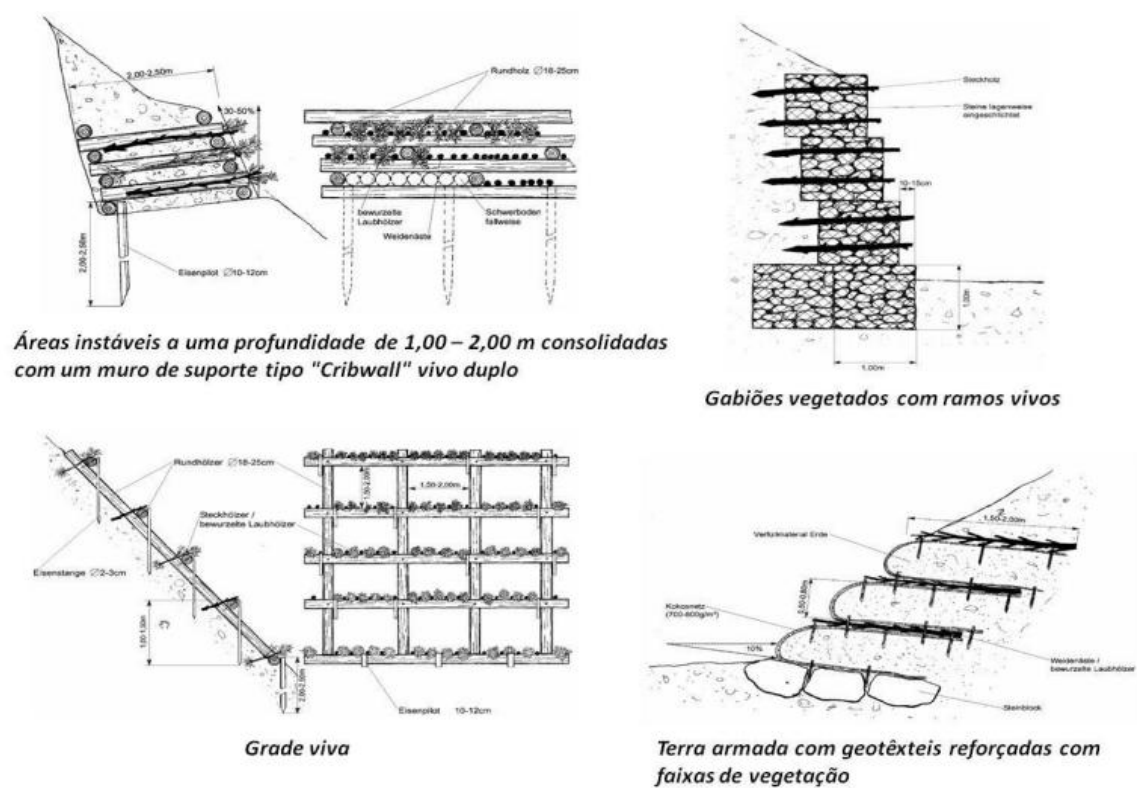


Figura 1. 3 – Exemplo de técnicas de estabilização combinadas (Fonte: Fernandes & Freitas, 2011).

Para a criação de novos habitats no ecossistema, principalmente no trecho fluvial, são utilizados materiais ou vegetações que podem defletir o curso d'água, criar mini-barreiras, charcos e açudes, e promover a heterogeneidade do ambiente de forma a criar novas oportunidades de movimentação e reprodução de espécies aquáticas e terrestres, contribuindo assim para uma maior diversidade biológica no local e para a melhora nas condições de sobrevivência das espécies.

1.2.2. Dispositivos Legais do Restauro Ecológico

Além do embasamento técnico e científico acerca do tema, a RE também necessita do apoio de dispositivos legais para incentivar a implantação de projetos de restauro e para a angariação de fundos de financiamento destes projetos. Em 2021, a ONU anunciou o início da Década da Restauração de Ecossistemas (2021-2030), um apelo para deter a degradação ambiental e promover a revitalização dos ecossistemas em todo o mundo (ONU, 2025). A iniciativa ajuda a reforçar a urgência na tomada de decisões por parte dos países que possuem responsabilidade com os tratados da ONU. Desde 2020, a União Europeia conta com a Estratégia da UE para a Biodiversidade até 2030, que tem como objetivo a reversão da perda de biodiversidade através da restauração de 30% das áreas terrestres e marinhas até 2030, com foco na restauração de rios, zonas húmidas e habitats costeiros. Em paralelo, a UE também estabeleceu o Regulamento de Restauro da Natureza, também conhecido como Lei do Restauro, que propõe metas ambiciosas e obrigações específicas juridicamente vinculativas para a restauração aos seus Estados-Membros entre 2020 e 2050 (Conselho Europeu, 2024).

A Lei do Restauro exige que os Estados-Membros criem Planos Nacionais de Restauro, estabeleçam e apliquem medidas para restauração de pelo menos 20% de todas as zonas terrestres e marítimas da UE até 2030. Inicialmente, as áreas de conservação da Rede Natura 2000 têm prioridade na aplicação de medidas de restauro por parte dos países. Os habitats considerados em mau estado pelo Regulamento, deverão ser restaurados em pelo menos: 30% até 2030; 60% até 2040; e 90% até 2050 (Conselho Europeu, 2024). A Lei também estabelece requisitos específicos para diferentes tipos de ecossistemas, incluindo solos agrícolas, florestas e ecossistemas urbanos. Os Estados-Membros adotarão medidas para restaurar as turfeiras drenadas e espécies polinizadoras, além de plantar 3 bilhões de árvores e transformar pelo menos

25.000km de rios (que possuem barreiras e trechos de degradação) em rios de curso natural até 2030, revegetando suas florestas ribeirinhas e garantindo a conectividade das águas superficiais a partir da eliminação de barreiras artificiais (Conselho Europeu, 2024).

1.3. Habitats e espécies ameaçadas

Ações para a proteção de habitats e espécies ameaçadas também são essenciais. A Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) aponta o risco de ameaça de cerca de 46,3 mil espécies, cerca de 28% das 166 mil espécies avaliadas pela IUCN (IUCN, 2025), que podem ser extintas, caso não recebam o manejo necessário para a sua recuperação na natureza. Estes números podem ser ainda maiores, já que de acordo com dados do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), é estimada a existência de 8 milhões de espécies, das quais somente 1,2 milhões são conhecidas (PNUMA, 2025; Almeida, 2023). De acordo com dados do Conselho Europeu, mais da metade do Produto Interno Bruto (PIB) global possui dependência da natureza, o que equivale a 55 bilhões de euros de atividade económica (Barata, 2024). Apesar disso, cerca de 75% dos ecossistemas terrestres e 66% dos ambientes marinhos foram severamente prejudicados pelas atividades humanas, segundo dados do Relatório da Organização das Nações Unidas (ONU) sobre biodiversidade, apresentado na Conferência sobre Biodiversidade em 2019, em Paris (ONU, 2019). A ONU também indica que a degradação dos ecossistemas terrestres e marinhos compromete o bem-estar de 3,2 bilhões de pessoas em todo o planeta, cerca de 40% da população mundial (ONU, 2021). Além disso, o mundo teve uma perda de cerca de 200 mil espécies durante o último século, um número que ainda pode ser maior até 2050, principalmente por conta das alterações climáticas (Pereira *et al.*, 2024; Tribuna, 2024), o que aponta a necessidade de reversão deste quadro a nível mundial e local com a ação estatal, sociedade civil e instituições públicas e privadas.

De acordo com dados do Conselho Europeu e da Agência Europeia do Ambiente (AEA), apenas 15% dos habitats naturais da Europa estão em bom estado, onde áreas alagadas são as mais afetadas (Conselho Europeu, 2024; AEA, 2019). Portugal, em convergência com o resto da União Europeia (UE) e do mundo, também enfrenta sérios problemas relacionados a perda de habitats naturais e de ameaça de espécies.

Atualmente, o país possui 540 espécies classificadas como ameaçadas na Lista Vermelha da IUCN (Geraldes, 2024) e conta com cerca de 232 de espécies ameaçadas de acordo com o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (LVVP). O LVVP classifica espécies que utilizam o território português, como peixes dulciaquícolas e migradores por exemplo, em função da sua probabilidade de extinção (ICNF, 2025).

A maior parte dos corpos hídricos da Região Hidrográfica do Rio Douro – RH3, que compreende o Norte de Portugal, está classificada acima do bom estado de qualidade (considerando aspetos químicos e ecológicos). Quando avaliados somente quanto ao estado ecológico, quase metade se encontra inferior às boas classificações (APA, 2022; APA, 2024). A Bacia do Rio Angueira, por exemplo, apresenta diferentes cenários de conservação ao longo dos seus cursos fluviais, contando com a presença de intervenções humanas em diversos trechos, o que ameaça a integridade dos seus ecossistemas e a sobrevivência de espécies endémicas como a panjorca-do-esla (*Achondrostoma asturicense*), que está classificada como Em Perigo (EN) pela IUCN e pelo Livro Vermelho dos Peixes Dulciaquícolas e Diádromos de Portugal Continental (Magalhães *et al.*, 2023).

1.4. Conservação *in situ* e *ex situ*

A conservação das espécies nativas de uma região pode ocorrer através da conservação *in situ*, quando os habitats naturais são protegidos de modo a garantir a ocorrência ideal das espécies daquele local, e pela conservação *ex situ*, que envolve a manutenção de um representativo das espécies fora de seu ambiente natural para a sua reprodução e posterior reintrodução no meio ambiente (MMA-BR, 2025). A conservação *ex situ* inclui a reprodução em cativeiro de espécies, a manipulação de sementes, produção de espécies em viveiros, uso de técnicas de estacaria, entre outros (Prada & Arizpe, 2009). Para a manipulação de sementes de espécies vegetais, é importante um tratamento de qualidade durante todos os processos de colheita, armazenamento, processamento dos frutos e sementes, realização de testes de germinação e a plantação em sementeiras. Da mesma forma, a propagação por estacaria também requer cuidado na preparação das estacas, e escolhas de tipos de plantas-mãe e de estacas (Prada & Arizpe, 2009). A produção de espécies em viveiro envolve, tanto espécies vegetais quanto animais, a reprodução de exemplares em ambientes controlados.

1.5. Objetivos

Esta dissertação tem por objetivo contribuir para a temática de reabilitação de rios e zonas ripárias, através de uma proposta de requalificação de 3 zonas degradadas situadas no Rio Angueira (NE de Portugal), a partir da elaboração de propostas de diferentes medidas orientadas para a conservação da fauna e flora. Neste sentido, fazem parte do estudo os seguintes objetivos específicos:

- 1) Avaliar a qualidade físico-química da água e da hidromorfologia das 3 zonas degradadas do rio Angueira e determinar a transponibilidade dos açudes pelos peixes;
- 2) Monitorizar a qualidade biológica das comunidades piscícolas do rio Angueira e avaliar parâmetros populacionais para a espécie endémica ameaçada panjorcadão-esla (*Achondrostoma asturicense*);
- 3) Inventariar a vegetação ribeirinha do Rio Angueira, nomeadamente a composição e abundância dos estratos arbóreo e arbustivo;
- 4) Coletar e avaliar as taxas de germinação de espécies arbóreas e arbustivas de galeria ripícola, para entender as informações acerca da sua propagação seminal;
- 5) Apresentar propostas de requalificação nas margens e canal das 3 zonas degradadas.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de Estudo

2.1.1. Localização Geográfica

A área de estudo compreende a Bacia do Rio Angueira, localizada na fronteira entre Portugal e Espanha, com maior predominância do curso fluvial no Nordeste de Portugal, no Distrito de Bragança (Figura 2.1), com limites a Norte e a Leste com a Espanha, a Sul com o distrito da Guarda, a sudoeste com o distrito de Viseu e a Oeste com o distrito de Vila Real. Com uma área total de 6.500km², Bragança é o 5º maior distrito de Portugal em área, com 12 municípios, 236 freguesias e 122.000 habitantes, segundo dados de 2022 (Portugal, 2022).

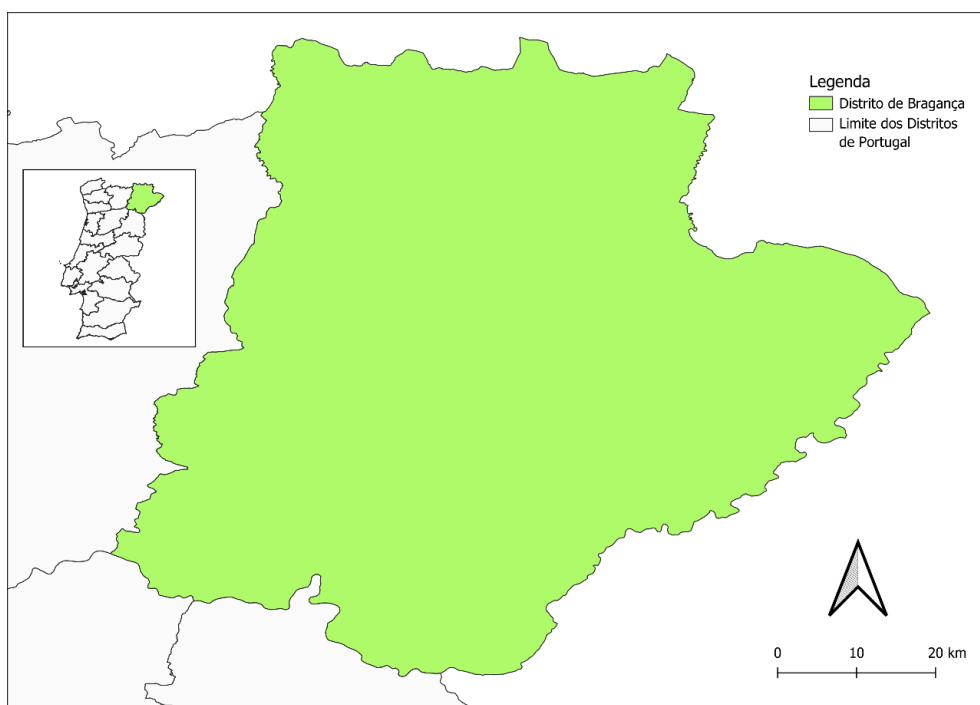


Figura 2. 1 – Localização do Distrito Bragança (Fonte: Adaptado de QGIS DT, 2025).

O Rio Angueira nasce próximo a Vila de Alcãizes, região da Província de Zamora, na Espanha, bem próxima a fronteira com Portugal. No trecho português, o curso hídrico percorre os municípios de Vimioso, Miranda do Douro e o limite entre Miranda do Douro e Mogadouro (Figura 2.2). Estas regiões do Distrito de Bragança contribuem principalmente para a preservação da biodiversidade, o turismo cultural e natural, e a manutenção de culturas tradicionais únicas como a língua mirandesa (CIM-TTM, 2023).

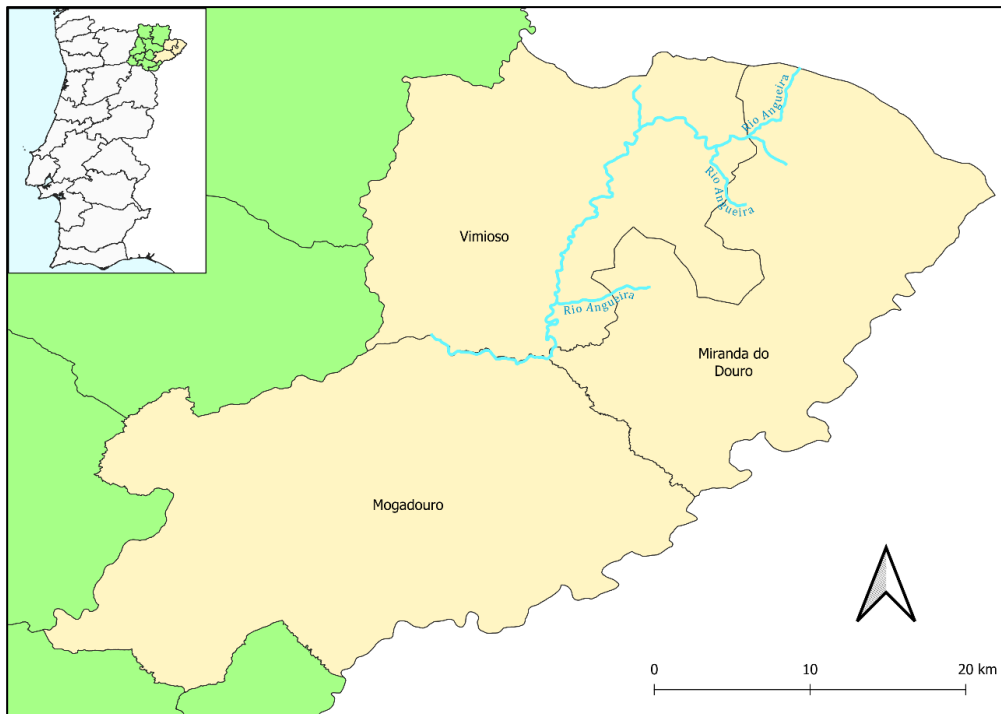


Figura 2. 2 – Localização do curso do Rio Angueira (Fonte: Adaptado de QGIS DT, 2025).

2.1.2. Geomorfologia e Geologia

Na área de influência do Rio Angueira predomina uma grande diversidade geológica e geomorfológica (figura 2.3). A região está inserida no contexto do Maciço Ibérico, um dos principais domínios da Península Ibérica, e apresenta uma predominância de rochas metamórficas, como os quartzitos, quartzofilitos, filitos e xistos, além da ocorrência de granitos, e formações sedimentares como os arenitos (Pereira *et al.*, 2014). Os quartzitos e quartzofilitos dominam grande parte da região. Essas rochas são formadas sob condições de alta pressão e temperatura, e são resistentes à erosão. Os quartzofilitos ficam principalmente em áreas adjacentes aos quartzitos, sendo ambas rochas metamórficas. Da mesma forma, os filitos e xistos são metamórficos, mas apresentam granulação fina, o que os torna menos resistentes a erosão, e favoráveis a formação de vales mais amplos e solos mais profundos. Os granitos ocorrem principalmente em zonas de afloramentos rochosos e maciços isolados, sendo responsáveis por paisagens características, como morros arredondados e penedos. Já os arenitos estão presentes próximos de vales fluviais, onde os sedimentos são carregados pelos cursos de água (Meireles, 2011).

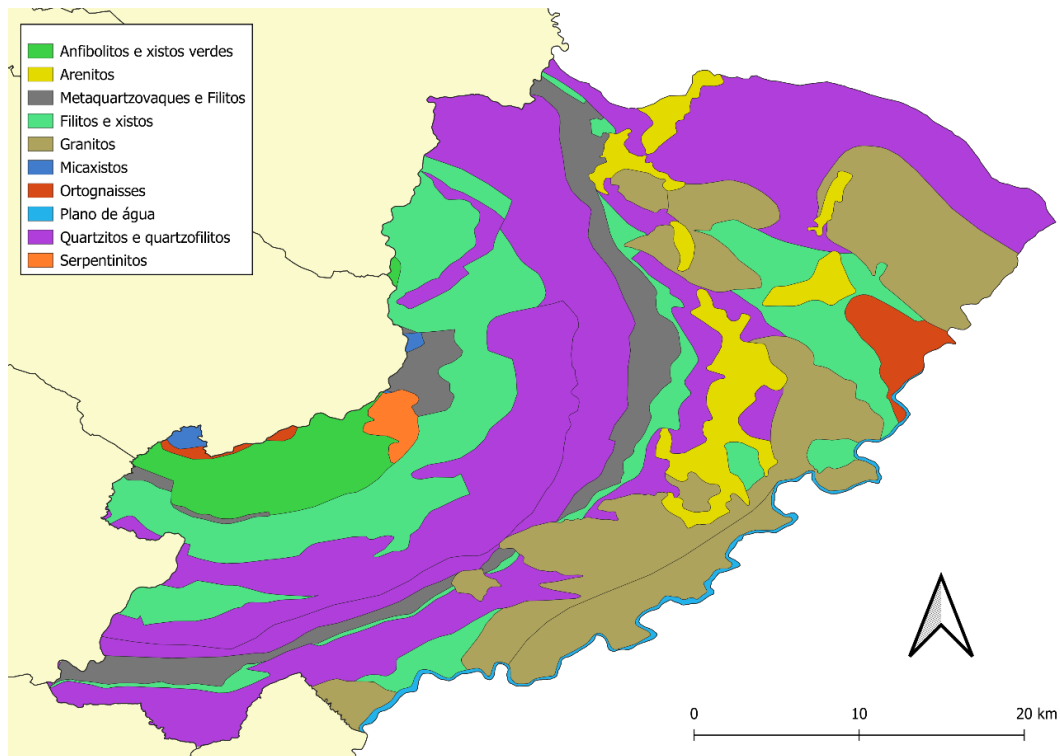


Figura 2. 3 – Mapa Geológico dos municípios de Vimioso, Miranda do Douro e Mogadouro (Fonte: Adaptado de QGIS DT, 2025).

A geologia e geomorfologia da região têm implicações significativas para a biodiversidade local. As serras e locais de maior altitude abrigam ecossistemas únicos, como bosques de carvalhos e zonas ripárias, próximas aos seus cursos hídricos. Além disso, a ação de rios como o Douro, Sabor, Maçãs e Angueira, continuam a moldar a paisagem, criando vales e planícies aluviais que servem habitats a diversas espécies nativas (CIM-TTM, 2020).

2.1.3. Hidrografia

A hidrografia do distrito de Bragança está inserida no contexto mais amplo da rede hidrográfica da Península Ibérica, que é caracterizada por uma grande diversidade de bacias e rios, influenciados pelo relevo montanhoso e pelo clima mediterrânico. Estas bacias são divididas entre as que desaguam no Oceânico Atlântico e no Mar Mediterrânico, com destaque para o Rio Douro, um dos principais rios da região, que percorre cerca de 900 km desde a sua nascente na Serra de Urbión, em Espanha, até a sua foz no Porto, norte de Portugal. A bacia possui importância principalmente por abranger áreas de grande relevância ecológica e económica para os países (Aliseda,

2016). Em Portugal, a rede hidrográfica é dominada principalmente por rios que nascem na Espanha e fluem para o Oceano Atlântico, como o Minho, o Douro, o Tejo e o Guadiana, tendo alguns cursos importantes também nascendo no seu território como o Rio Mondego e o Rio Sado (Feio & Ferreira, 2019). Bragança possui uma contribuição de drenagem à Bacia do Douro, com uma série de rios que fluem principalmente para o Rio Sabor, um dos principais afluentes do Rio Douro na região (Figura 2.4). Este rio nasce na *Sierra de la Culebra*, na província de Zamora e flui por diversas áreas importantes para a biodiversidade local, tendo como afluentes o Rio Maçãs, e por consequência, o Rio Angueira (Portela, 2014), que é o principal alvo de estudo desta pesquisa e possui características únicas, dada a tipologia deste sistema fluvial, situado no NE de Portugal.

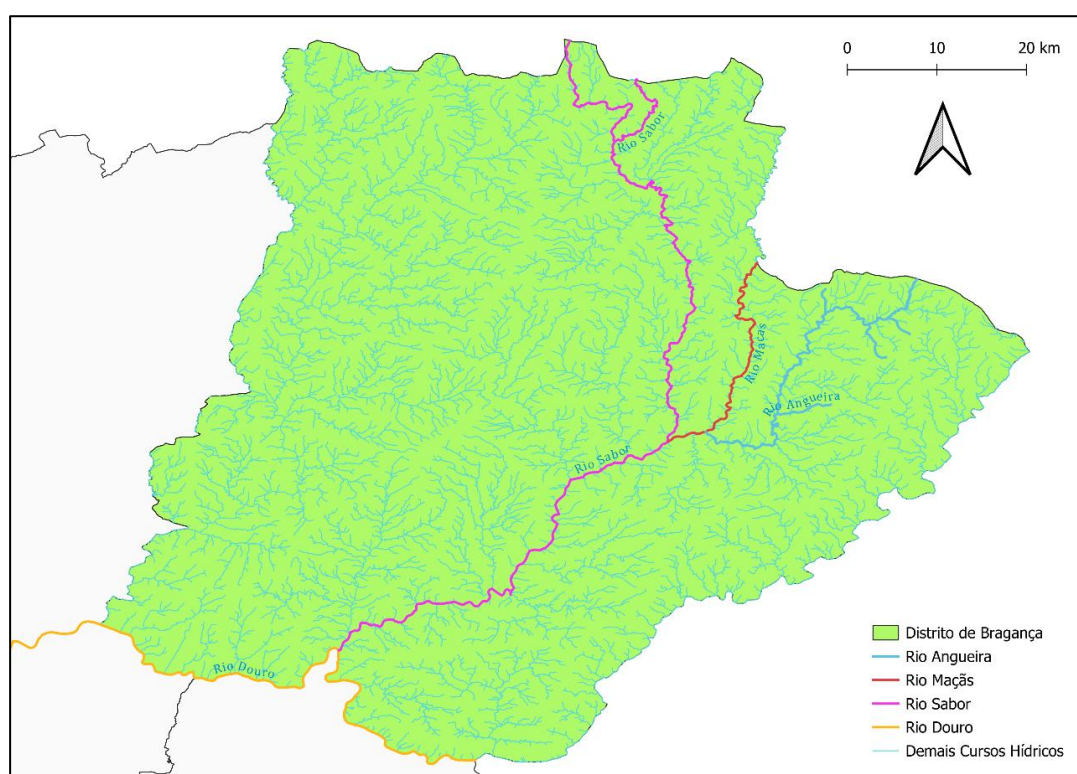


Figura 2. 4 – Mapa Hidrográfico dos Rio Sabor, Rio Maçãs e Rio Angueira (Fonte: Adaptado de QGIS DT, 2025).

2.1.4. Clima: temperatura e precipitação

O distrito de Bragança apresenta um clima temperado, com áreas classificadas como Csa (Inverno chuvoso e Verão seco e quente) e Csb (Inverno chuvoso e Verão seco e pouco quente), pela Classificação de Koppen (IPMA, 2025). Como é possível se observar na figura 2.5, as temperaturas médias revelam grandes variações ao longo do

ano, com padrões sazonais bem definidos. Durante o inverno, as temperaturas mais baixas ocorrem entre dezembro e janeiro, com médias mínimas próximas de 0°C e médias máximas em torno de 10°C, principalmente janeiro, quando a temperatura média gira em torno dos 5°C e as mínimas podem ficar abaixo de -5°C.

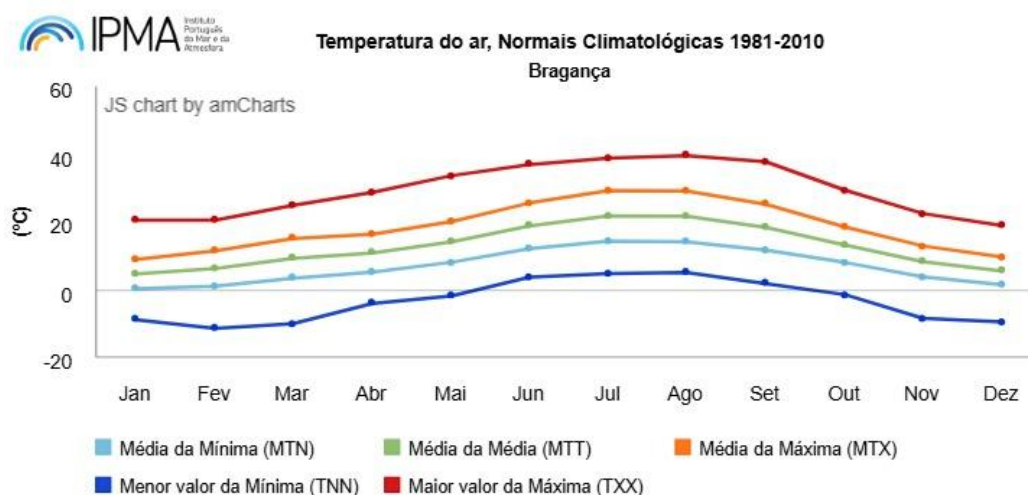


Figura 2. 5 – Gráfico acumulado de temperaturas médias por meses do Distrito de Bragança entre 1981 e 2010 (Fonte: IPMA, 2025).

A primavera, que ocorre entre abril e junho, é caracterizada por um aumento gradual das temperaturas, onde as médias mínimas sobem para 5°C a 10°C e as médias máximas ficam entre 15°C a 20°C. O verão, que se estende entre junho e setembro, contém os meses mais quentes do ano, onde as médias mínimas ficam entre 12°C e 15°C, e as médias máximas chegam a ultrapassar 30°C. Os meses de julho e agosto são os mais quentes, com temperaturas médias em torno dos 20°C, e tendo alguns registos próximos aos 40°C na série histórica. No outono, que vai de setembro a dezembro, ocorre uma estação de transição para o inverno. As temperaturas começam a cair, com médias mínimas variando entre 5°C e 10°C, e médias máximas entre 15°C e 20°C, onde os dias voltam a ficar mais curtos e há um aumento da precipitação (IPMA, 2025).

O regime de precipitação da região é caracterizado por invernos chuvosos e verões secos. A precipitação média anual é de cerca de 800mm, mas a distribuição varia notavelmente ao longo do ano (figura 2.6). No inverno, as chuvas são mais intensas, com médias mensais que ultrapassam os 100 mm. As médias de precipitações diárias podem chegar a 50 mm ou mais, especialmente durante tempestades. Na região também há a precipitação de neve, mais comum em áreas mais altas (IPMA, 2025).

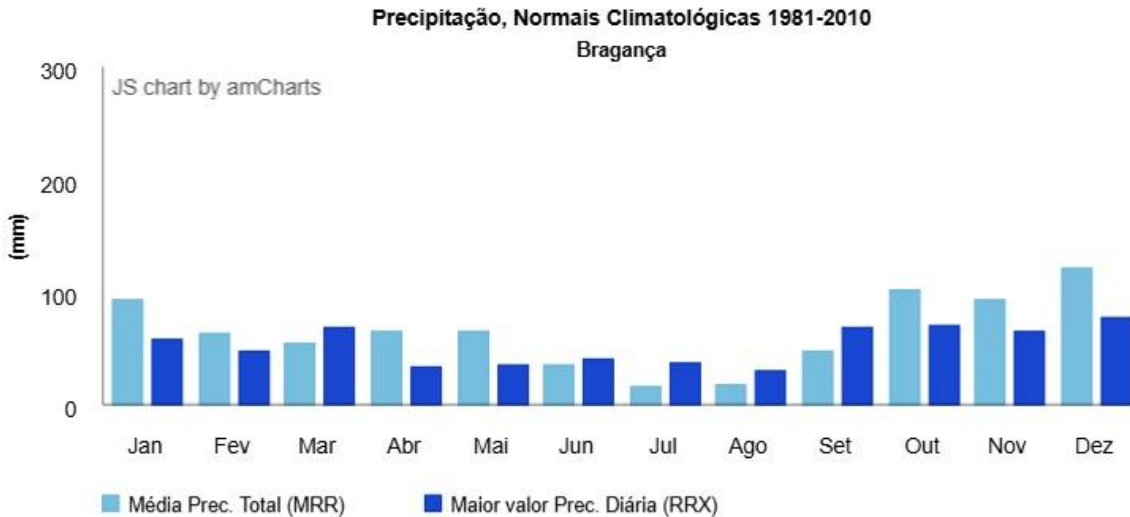


Figura 2. 6 - Gráfico acumulado de precipitações médias por meses do Distrito de Bragança entre 1981 e 2010 (Fonte: IPMA, 2025).

Na primavera, a precipitação diminui gradualmente de acordo com a chegada do verão, com médias mensais em torno dos 50mm. No verão, essas médias caem para um valor entre 20mm e 40mm mensalmente. Julho e agosto são os meses mais secos do ano na região. Apesar disso, tempestades acontecem e podem gerar precipitações isoladas de intensidade moderada. No outono, as chuvas retornam com mais regularidade e as médias voltam a se aproximar dos 100mm por mês, onde outubro se mostra um dos meses mais chuvosos do ano, atrás apenas de dezembro (IPMA, 2025).

2.1.5. Uso e ocupação do solo

No uso e ocupação da região da bacia do Rio Angueira, existe uma diversidade de fatores que refletem as características naturais e atividades humanas tradicionais na região (Figura 2.7). O uso para a agricultura se destaca por ser uma das principais atividades econômicas da região de Bragança, ocupando zonas férteis e planícies aluviais, onde se cultivam cereais, oliveiras, vinhas e hortícolas (MAMAOT, 2013). As áreas de Florestas e Matos também ocupam uma grande parte da região, principalmente nos entornos dos grandes corpos d'água e pela presença do Parque Natural do Douro Internacional e outras áreas protegidas (CIM-TTM, 2020).

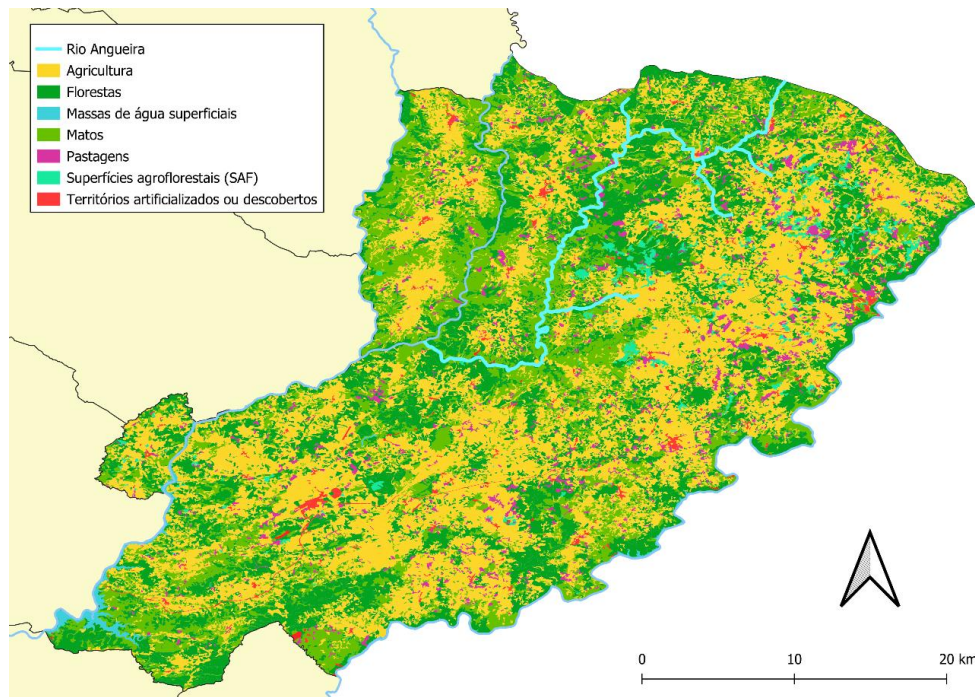


Figura 2. 7 – Uso e Ocupação do Solo dos Municípios de Vimioso, Miranda do Douro e Mogadouro
(Fonte: Adaptado de QGIS DT, 2025).

As pastagens são bem distribuídas pela região e são utilizadas para a criação de gado bovino, ovino e caprino. Em alguns casos são manejadas com baixa rotação e densidade de animais, o que ajuda a preservar a qualidade do solo e da vegetação, mas podem ocorrer impactos negativos para o ambiente (MAMAOT, 2013). As superfícies agroflorestais são atividades que combinam os cultivos agropecuários com o plantio de árvores e arbustos com relevância ecológica, compatibilizando os ganhos económicos da produção agropecuária com a preocupação pelo ecossistema local (Canuto, 2017). Já os territórios artificializados ou descobertos, que incluem áreas urbanas, infraestruturas, áreas desmatadas e zonas industriais, concentram-se próximos aos centros de cidade e das vias de transporte (vide a Figura 2.7).

2.1.6. Flora e Fauna

As Terras de Trás-os-Montes, área onde se localiza a Bacia do Rio Angueira, é um território com particularidades biofísicas e ambientais únicas, o que em combinações com características demográficas e sociais, resulta numa das regiões ecologicamente mais ricas da Europa (CIM-TTM, 2020). A fauna e a flora da região distribuem-se de acordo com a adaptação a tais características, e se divide principalmente de acordo com as sub-regiões conhecidas na região: a Terra Fria Transmontana e a Terra Quente

Transmontana. A riqueza de ambientes favorece a ocorrência de uma grande biodiversidade e explica a existência da quantidade de áreas protegidas na região (Figura 2.8) (CIM-TTM, 2020).

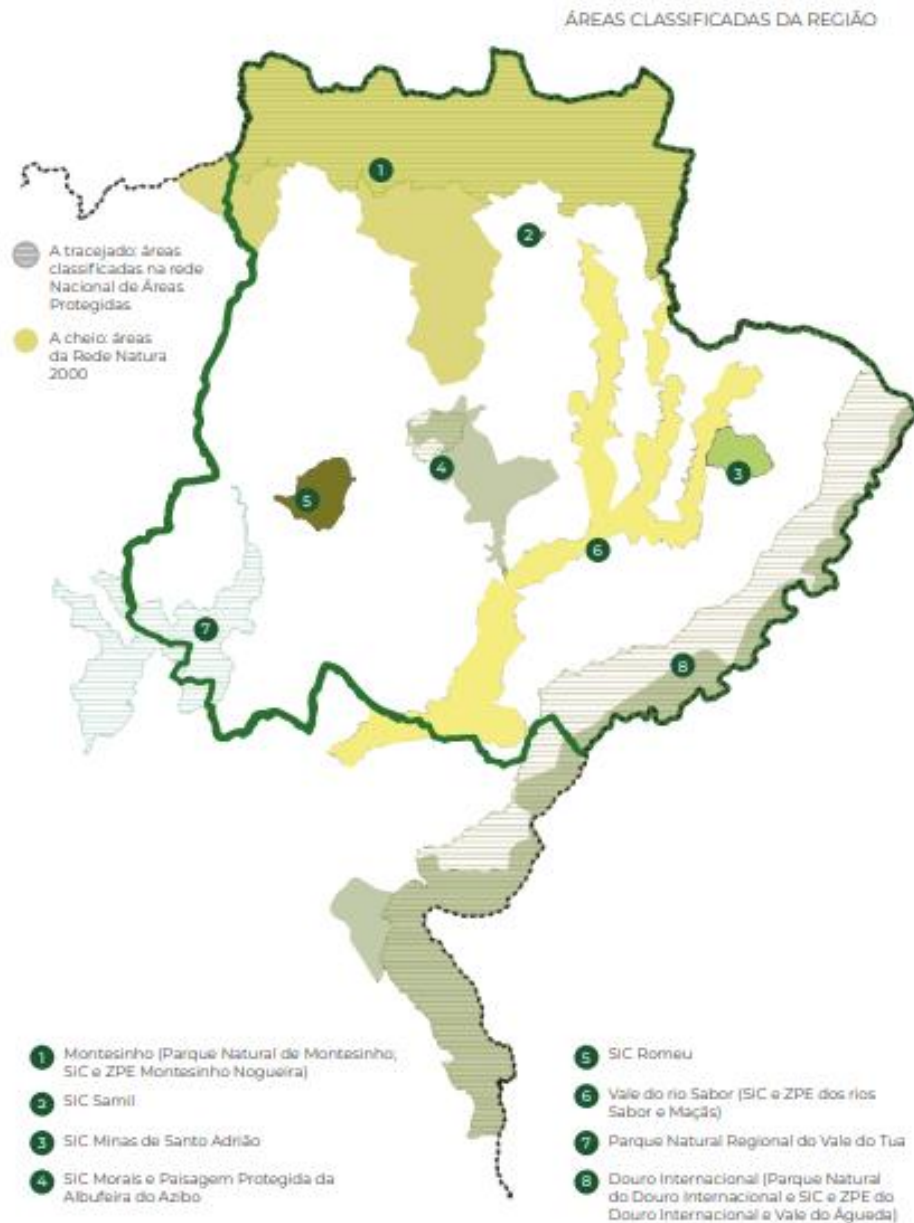


Figura 2. 8 – Mapa das áreas protegidas na Terra de Trás-os-Montes (Fonte: CIM-TTM, 2020).

A bacia do Rio Angueira encontra-se na área protegida do Vale do Rio Sabor. A área natural da região é maioritariamente dominada por matos, com pequenas manchas de bosques de sobreirais, azinhais e zimbrais (CIM-TTM, 2020). Espécies como o amieiro-ibérico (*Alnus lusitanica*), o freixo (*Fraxinus angustifolia*) (Figura 2.9), o abrunheiro-bravo (*Prunus spinosa*) e os salgueiros (*Salix salvifolia*, *Salix atrocinerea*) ocorrem nas áreas ripícolas da região (Flores, 2023).

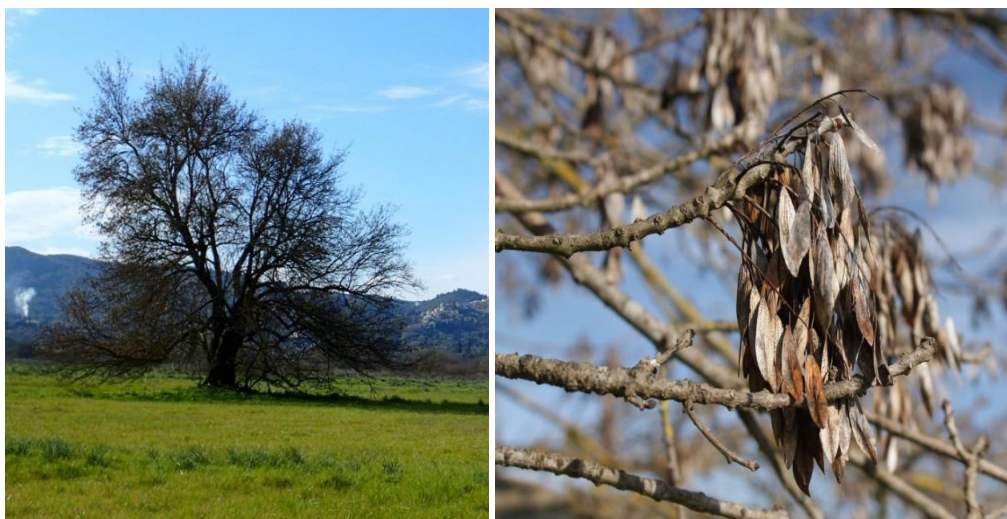


Figura 2.9 – Exemplar de freixo (*Fraxinus angustifolia*) (Fonte: Reich & Hofbauer, 2014).

Os vales da região, com margens escarpadas, propiciam boas condições de nidificação para diversas aves, onde ocorrem espécies ameaçadas como a águia-real (*Aquila chrysaetos*), a águia de Bonelli (*Hieraetus fasciatus*) e o falcão-peregrino (*Falco peregrinus*). Entre os mamíferos ocorrem espécies como a lontra (*Lutra lutra*), a toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*) e nos répteis o cágado mediterrânico (*Mauremys leprosa*), todos eles dependentes dos ambientes aquáticos e ripários (CIM-TTM, 2020). Nas espécies piscícolas, destacam-se o escalo-do-norte (*Squalius carolitertii*), a boga-do-norte (*Pseudochondrostoma duriense*), o barbo-comum (*Luciobarbus bocagei*) e a panjorca-do-esla (*Achondrostoma asturicense*) (Figura 2.10) (Flores, 2023).



Figura 2.10 – Exemplares de panjorca-do-esla (*Achondrostoma asturicense*).

Registo ainda para a presença de espécies exóticas, algumas delas com carácter invasor, caso do lagostim-vermelho da luisiana (*Procambarus clarkii*), da perca-sol (*Lepomis gibbosus*), da Gambúsia (*Gambusia holbrooki*) e do visão-americano (*Neogale vison*) (Gutiérrez-Yurrita et. al, 2017; Anastácio, 2022; Zoubir, 2024; Zidouh, 2024).

2.2. Locais de Amostragem

Foram selecionadas 3 zonas de amostragens no Rio Angueira (Z1 – Parque de Merendas “Angueira”); Z2 – Serapicos; e Z3 – São Joanico), representativos de áreas degradadas, nomeadamente pela presença de açudes, responsáveis pela perda de conectividade, e pela degradação do ecótono ripário (Figura 2.11).

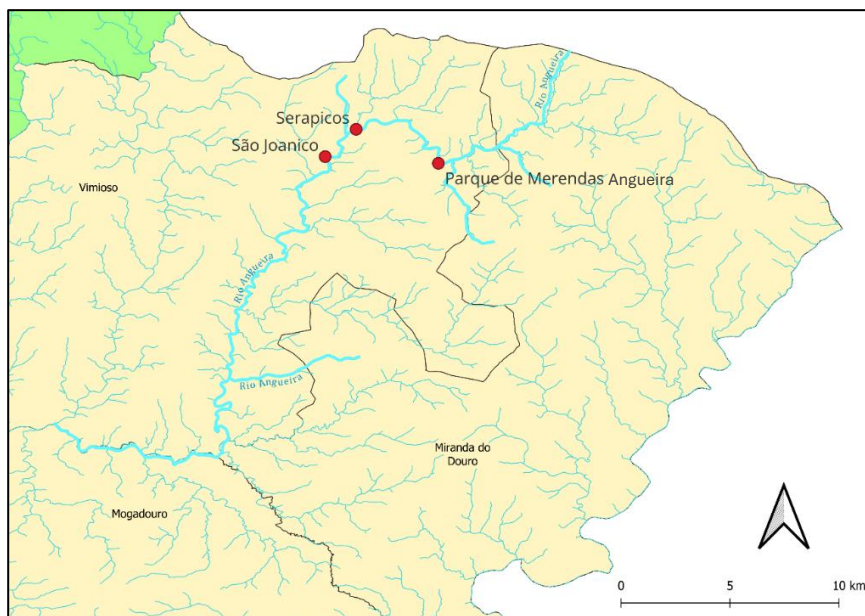


Figura 2. 11 – Mapa dos locais de amostragem na bacia do Rio Angueira (Fonte: Adaptado de QGIS DT, 2025).

Cada zona de amostragem possui uma barreira como ponto de referência central e foi dividida em 4 subdivisões de amostragem, abrangendo áreas de 50 metros situados a jusante (A1, A2) e a montante (A3 e A4) da barreira (Figura 2.12).

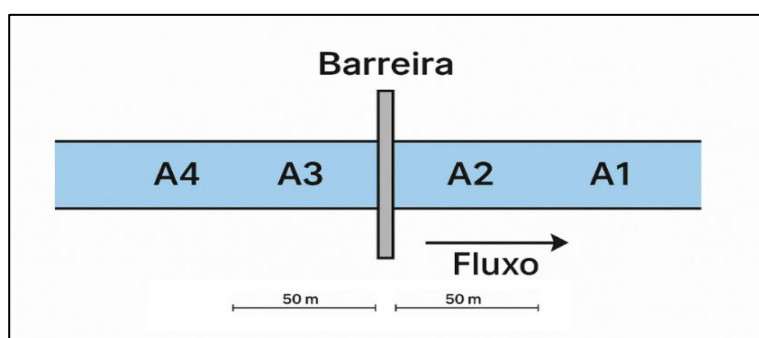


Figura 2. 12 – Esquematização das áreas de amostragem selecionadas.

A amostragem foi realizada com uma periodicidade sazonal, nomeadamente nas épocas de inverno de 2024 e primavera de 2025. Nas Figuras 2.13 a 2.15 são apresentadas as principais características de cada local de amostragem.



Figura 2. 13 – Locais de amostragem do Rio Angueira (Angueira).

Na **Zona 1**, situada no **Parque de Merendas próximo da aldeia de Angueira**, está construído um açude de cimento, com passagem a vau e de viaturas, e uma acentuada degradação da vegetação ripária, com crescimento efusivo de macrófitos e helófitos aquáticos (Figura 2.13). A margem direita está fortemente modificada, com reforço (muro) na albufeira, cuja profundidade é > 2 m e o substrato dominado por materiais finos, com forte redução da velocidade da corrente. A largura é > 10 m na albufeira e

entre 5-8 m nos troços lóticos situados a montante e jusante, que não ultrapassam 1m de profundidade e o substrato composto por gravilha e pedras pequenas e grandes.

A **Zona 2** situa-se no **Parque de Serapicos** (Figura 2.14). As margens, a montante do açude, i.e., na zona da albufeira possuem pouca vegetação ripícola.



Figura 2. 14 – Locais de amostragem seleccionados no Rio Angueira (Serapicos).

A margem esquerda está muito modificada, especialmente na zona do Parque (praia fluvial). Não existem sinais de erosão nas margens, mas o crescimento de macrófitos é evidente. Na albufeira, a profundidade é > 2 m e o substrato dominado por materiais finos e deposição de folhada. A largura ultrapassa > 20 m na albufeira e entre 5-8 m nos troços lóticos.

A **Zona 3** está situado na proximidade da Aldeia de São Joanico (Figura 2.15).



Figura 2. 15 – Locais de amostragem selecionados no Rio Angueira - montante de São Joanico.

Toda a galeria ripícola sofreu, nos anos mais recentes, cortes ilegais, reduzindo a cortina de vegetação ribeirinha desde a aldeia até ao açude de estudo, situado a montante. Deve ser realçada a presença de uma levada (canal de água para irrigação de hortas na proximidade) que descarrega água da albufeira no troço situado a jusante do local de amostragem A1, que tem potencial para incrementar a permeabilidade do rio.

2.3. Caracterização ecológica dos locais amostrados

Para avaliação do estado de conservação dos 3 troços selecionados no rio Angueira, foi realizada uma caracterização ecológica baseada em inventários físico-químicos da água, hidromorfológicos, e biológicos, para fundamentar os tipos de intervenção propostos nos projetos de restauro ecológico dos locais de amostragem.

2.3.1. Caracterização físico-química da água

A caracterização físico-química da água envolveu a medição de parâmetros que refletem a qualidade da água e sua capacidade de sustentar as espécies do ecossistema. Nesta pesquisa foram considerados os parâmetros: temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$); teor de oxigénio dissolvido (mgO_2/L); total de sólidos dissolvidos (TDS – mg/L); condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$); taxa de saturação de O_2 ($\%\text{O}_2$) e pH. Para a coleta dos dados, foi utilizada uma sonda multiparamétrica portátil HACH HQ2200 © *in situ*, em cada um dos locais de amostragens (Figura 2.16).



Figura 2. 16 – Medidor multifunções portátil utilizado na pesquisa.

Os métodos analíticos de referência nas águas superficiais obedeceram ao Decreto-Lei (DL) n.º 236/98 de 1 de agosto, ao DL n.º 83/2011 de 20 de junho e ao DL n.º 218/2015 de 7 de outubro. Foram considerados os limites de deteção, precisão e

exatidão especificados nos referidos diplomas e exigidos pela Diretiva-Quadro da Água (DQA), para avaliar o estado ecológico, de acordo com a APA (2021) (Tabela 2.1).

Tabela 2. 1 - Limiares máximos dos parâmetros físico-químicos para o Estado Ecológico nos rios do Norte de Portugal (Fonte: Adaptado de APA, 2021).

Parâmetros	Excelente/Bom	Bom/Razoável
Oxigénio Dissolvido	8-12 mg O ₂ /L	6 mg O ₂ /L
Taxa de saturação O ₂	80-115 %O ₂	70-125 %O ₂
pH	6,5 – 8,5	6,0 – 9,0
Condutividade	--	250 µS/cm
Temperatura	--	6,5 – 25,5 °C
Totais Sólidos Dissolvidos	--	250 mg/L

2.3.2. Caracterização Hidromorfológica

2.3.2.1. Avaliação da qualidade dos habitats aquáticos e ribeirinhos

As características hidromorfológicas são usadas para avaliar algumas condições físicas do rio e seu canal e zonas adjacentes (ecótono ripário), bem como para entender o seu estado de conservação e níveis de perturbações antrópicas. Para tal avaliação, foi utilizado o *River Habitat Survey* (RHS), um método de campo normalizado para a caracterização de condições naturais e artificiais ao longo de um trecho de 500m, através da realização de 10 transeptos (*spot-checks*), separados de 50 m, e o varrimento total (*sweep-up*) da área amostrada (Figura 2.17) (Ferreira & Pádua, 2009).

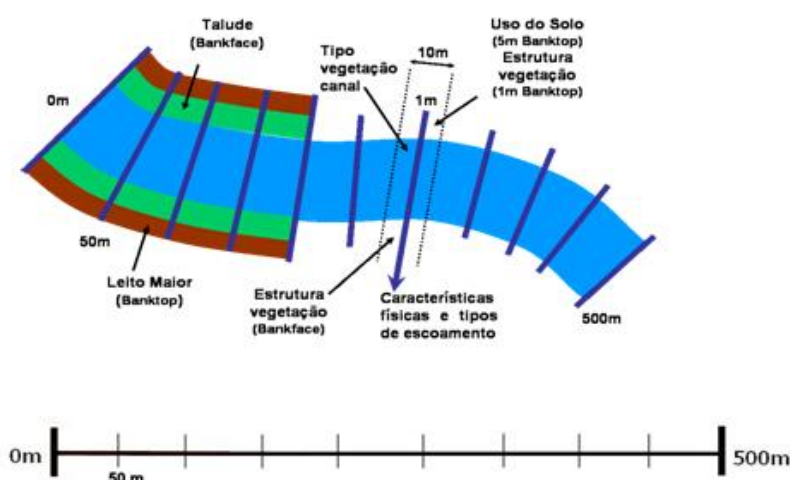


Figura 2. 17 – Representação esquemática da distribuição espacial para recolha de dados em cada secção de amostragem do RHS (Fonte: Adaptado de Environment Agency, 2003).

O método RHS foi desenvolvido no Reino Unido e funciona a partir da conjugação de dois índices: o *Habitat Modification Score* (HMS), que avalia o grau de artificialização do canal através da presença e impacte das estruturas artificiais presentes nos habitats fluviais; e o *Habitat Quality Assessment* (HQA), que mede a riqueza, raridade e diversidade dos habitats fluviais, com o uso de sub-índices baseados na relevância de determinadas características dos habitats para as comunidades biológicas (Pereira, 2025). No que respeita à avaliação da qualidade do habitat (HQA) é importante mencionar que só pode ser comparada com rios da mesma tipologia ou troços do mesmo rio, correspondendo à soma de nove sub-índices que avaliam componentes específicas da qualidade hidromorfológica (Tabela 2.2).

Tabela 2. 2 – HQA: Valores limites da classe excelente do rio Angueira (Fonte: INAG, 2009).

Tipo do rio	Acrónimo	Limite da Classe Excelente
Rios do Norte de Média-Grande Dimensão	N1 > 100	> 60

Por sua vez, a avaliação do grau de modificação dos habitats (HMS) possibilita a análise do nível de modificação da estrutura física do corredor fluvial, bem como o efeito das intervenções e estruturas transversais e longitudinais nos habitats aquáticos, numa área de amostragem de 500 metros. Esse método permite uma avaliação consistente, independentemente do tipo de rio e possibilita a comparação entre diferentes sistemas fluviais (Tabela 2.3).

Tabela 2. 3 - Categorias de Artificialização: Pontuação do Índice HMS (INAG, 2009).

Pontuação	Categoria	Descrição	Classe de qualidade
0-16	1	Pristino/Seminatural	Excelente
17-199	2	Predominantemente não modificado	Bom ou inferior
200-499	3	Obviamente modificado	
500-1399	4	Significativamente modificado	
>1400	5	Severamente modificado	

O cálculo dos índices HQA e HMS foi efetuado utilizando o software RHS Toolbox versão 1.54 do software desenvolvido por Naura (2016).

Para além da caracterização hidromorfológica, determinada a partir do RHS, foi complementarmente medida a variável a velocidade da corrente, determinada através do uso de um molinete modelo Valeport®, também para determinação do habitat disponível, através de transeptos representativos dos troços amostrados. Foram medidos dos caudais fluviais nos locais de amostragem através do método da secção-velocidade, que permite fazer a medição do caudal Q em canais abertos, e envolve a medição da área A duma secção transversal do curso de água, e da velocidade média V através dessa secção (Figura 2.18):

$$Q = A.V$$

Usualmente, a secção é dividida em partes regulares e determina-se para cada uma delas o respetivo caudal Q_i . O caudal total da secção Q , obtém-se por somatório dos valores referentes a cada uma das partes (Lencastre e Franco, 1984):

$$Q = \sum Q_i \quad Q = \sum [(v_i + v_{i+1})/2] * [(h_i + h_{i+1})/2] * (l_{i+1} - l_i)$$

sendo:

v_i - velocidade em cada vertical
 h_i - altura em cada vertical
 l_i - distância à origem (margem)

$v_i = v_{0,6} h_i$
 ou
 $v_i = \frac{1}{2} (v_{0,2} h_i + v_{0,8} h_i)$

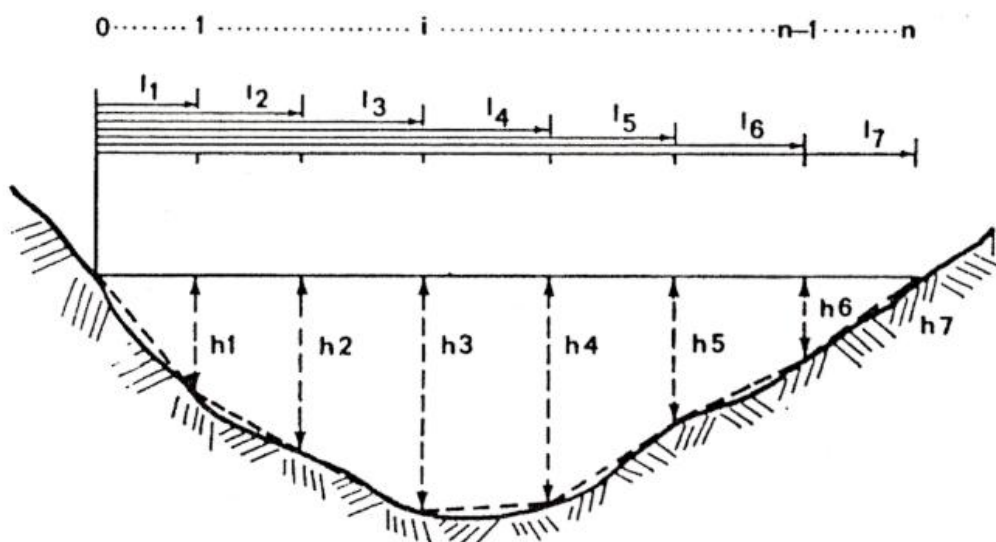


Figura 2. 18 – Método da secção-velocidade para determinação do caudal (Fonte: Lencastre e Franco, 1984).

2.3.2.2. Avaliação da transponibilidade de obstáculos físicos

A inventariação e caracterização de obstáculos foi realizada a partir da utilização do Índice de Continuidade Fluvial (ICF), que consiste em uma metodologia indireta para a avaliação da transponibilidade real de um obstáculo, oferecendo um resultado aproximado sobre sua permeabilidade (Solà *et al.*, 2011). A ferramenta baseia-se na comparação entre as características do obstáculo e do dispositivo de transposição piscícola, caso exista, e da capacidade de transposição das espécies aquáticas presentes no meio ambiente. O ICF permite uma avaliação do grau de transponibilidade a jusante e a montante de uma determinada infraestrutura hidráulica fluvial, considerando os movimentos longitudinais das espécies, e estimando as consequências ecológicas para as comunidades ictiofaunísticas do local. A metodologia considera as seguintes cinco etapas sequenciais:

1. **Identificação da fauna piscícola** que potencialmente ocorre no local em estudo;
2. **Classificação da fauna piscícola**, de acordo com a capacidade para transpor obstáculos;
3. **Classificação do obstáculo** e medição das correspondentes características usadas na avaliação;
4. **Comparação das características** do obstáculo com os grupos de espécies piscícolas potencialmente presentes, a qual produz uma primeira indicação de quais os grupos que poderão transpor o obstáculo;
5. **Aplicação de moduladores** desenvolvidos por Solà *et al.* (2011) para obter o valor final do índice (ver Anexo 1).

Segundo o ICF, os obstáculos podem ser classificados em três tipos (Figura 2.19):

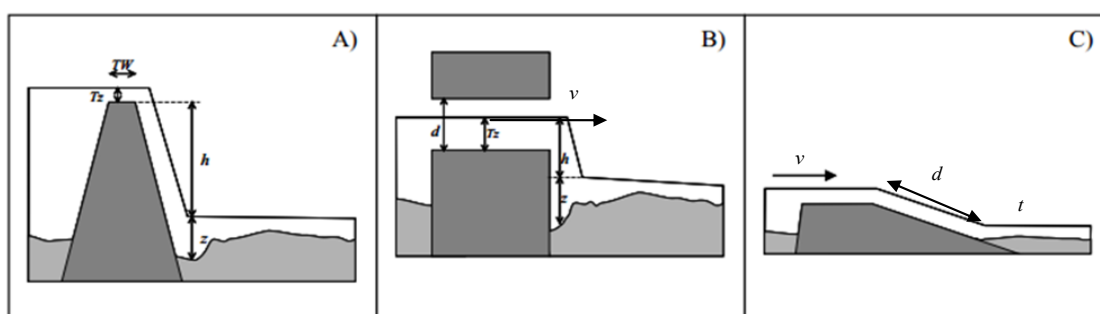


Figura 2. 19 – Tipos de obstáculos avaliados pelo ICF (Fonte: Solà *et al.*, 2011).

- **A: estruturas em que a água passa totalmente por cima**, criando uma queda de água com altura variável (ex: barragens ou açudes);

- **B: estruturas nas quais a água passa através de um ou mais orifícios** de dimensão variada, com ou sem queda de água (ex: passagens hidráulicas);
- **C: estruturas com soleira de baixo declive**, em que a água passa sobre a soleira, sem se formarem quedas de água (ex: açudes rampeados).

Os parâmetros medidos, identificados na Figura 2.19, foram os seguintes:

T_w – espessura da soleira descarregadora, expresso em metros (m).

T_z – carga sobre a soleira descarregadora (m).

h – diferença de cota entre a crista do descarregador e o nível de água imediatamente à jusante do obstáculo (m).

z – profundidade de água imediatamente à jusante do obstáculo (m).

d – altura média dos orifícios por onde circula a água (m).

A avaliação do ICF considera três blocos: Bloco 1 – avaliação do obstáculo; Bloco 2 – dispositivo de transposição piscícola; e Bloco 3 – moduladores relacionados com as características do obstáculo. No final, a pontuação varia entre 0 e 110 e possibilita a classificação dos obstáculos em cinco níveis de qualidade, conforme a Tabela 2.4.

Tabela 2. 4 – Classes de qualidade do ICF (Fonte: Adaptado de Solà et al., 2011).

Valor	Qualidade	Descrição
[95-110]	Excelente	Todos os grupos de peixes potencialmente presentes deslocam-se livremente em todas as condições hidrológicas. Ausência de obstáculos para os peixes ou existência de obstáculos parcialmente destruídos
[75-95]	Bom	A maior parte dos grupos de peixes potencialmente presentes pode efetuar a transposição em quase todas as condições hidrológicas. Presença de um pequeno obstáculo ou de um obstáculo com dispositivo de transposição piscícola funcional
[50-75]	Razoável	A maior parte ou alguns dos grupos de peixes potencialmente presentes pode efetuar a transposição em algumas condições hidrológicas. Presença de um obstáculo relativamente permeável com passagem para peixes demasiado específica ou pouco funcional
[25-50]	Medíocre	Apenas uma ou poucas espécies de peixes potencialmente presentes pode efetuar a transposição em determinadas condições hidrológicas. Presença de um obstáculo relativamente permeável com passagem para peixes muito específica ou pouco funcional
[0-25]	Mau	Nenhuma espécie de qualquer dos grupos piscícolas consegue efetuar a transposição, ou apenas algumas o conseguem sob condições hidrológicas excepcionais. Presença de um grande obstáculo sem passagem para peixes ou com passagem para peixes inoperacional

Segundo Bochechas (2014) as infraestruturas hidráulicas detetadas na bacia hidrográfica do rio Sabor, embora diferentes das descritas para rios da Catalunha por Solà *et al.* (2011) são suscetíveis de ser adaptadas, permitindo uma aplicação dessas metodologias. Importa salientar que muitos dos açudes presentes na bacia do rio Sabor, apresentam uma face de jusante inclinada, sem a formação da queda de água clássica, podendo ser configurada uma situação intermédia entre (A) e (C). No entanto, devido ao elevado valor de h , optou-se por aplicar os critérios da situação (A), que melhor caracterizam este tipo de obstáculos.

2.3.3. Caracterização biológica – comunidade piscícola

2.3.3.1. Amostragem

A análise de elementos biológicos desta pesquisa está baseada na comunidade piscícola presente nos locais de amostragem. Assim, a amostragem foi realizada com base no protocolo “Avaliação Biológica da Qualidade da Água em Sistemas Fluviais segunda a Directiva Quadro da Água – Protocolo de Amostragem e Análise para a Fauna Piscícola” (INAG 2008). Para a captura dos peixes, foi utilizado o método de pesca elétrica, envolvendo a seleção de *habitats* diversos com características de *riffle*, *run* e *pool*, para melhor representação do local de amostragem. A pesca elétrica foi realizada nos 4 locais de cada uma das 3 zonas amostradas (Figura 2.20).



Figura 2. 20 – Realização de pesca elétrica no rio Angueira – primavera 2025.

Foi utilizada uma metodologia baseada nos critérios da APA, abrangendo zonas de aproximadamente 50 m de extensão do rio com um CPUE (Captura por Unidade de

Esforço) de 15 minutos, vadeando com movimentos em *zig-zag* de uma margem para a outra, no sentido ascendente. Para isso, foi utilizado o aparelho portátil de corrente contínua 300-600V, modelo Hans Grassl ELII GI ©. A pesca elétrica é uma técnica eficaz e muito usada. Baseia-se na geração de um campo elétrico que provoca mudanças no comportamento dos peixes, como contrações musculares involuntárias, o que permite, com certa facilidade, fazer a sua captura (Oliveira *et al.*, 2007). Após a captura, os peixes foram cuidadosamente manuseados e armazenados em recipientes com água abundante e promovida a aerificação (bombas portáteis), garantindo a sua manutenção até ao processamento. A identificação das espécies de peixes foi realizada de acordo com bibliografia especializada, com relevo para Collares-Pereira *et al.* (2021) e Magalhães *et al.* (2023). Foram ainda coletados dados biométricos, incluindo o comprimento total dos indivíduos, medido com o auxílio de um ictiómetro, com precisão de 0,1 cm, e a biomassa, determinada utilizando uma balança digital de precisão, com sensibilidade de 0,01 g (Figura 2.21). Os peixes nativos foram devolvidos ao rio e os exóticos e invasores foram descartados, de acordo com a legislação vigente e indicação do Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas - ICNF.



Figura 2. 21 – Dados biométricos dos peixes, no rio Angueira, primavera 2025.

2.3.3.2. Avaliação da Qualidade Biológica – F-IBIP

Em Portugal, o Índice de Integridade Biótica para Rios Vadeáveis (F-IBIP) é a ferramenta oficial para avaliação da condição biológica de rios com base em comunidades piscícolas (INAG & AFN, 2012). O F-IBIP utiliza métricas para a avaliação do estado biológico, com ênfase para: 1) identificação das espécies presentes, a qual permite analisar a composição da comunidade piscícola, além de trazer dados sobre a

presença de espécies exóticas; 2) abundância, que considera a quantidade de indivíduos de cada espécie identificada. Para analisar os dados de captura e obter os resultados do F-IBIP, é utilizado o *web software* <https://www.isa.ulisboa.pt/proj/fibip/> (INAG & AFN, 2012). A pontuação é gerada através da média aritmética das métricas medidas em cada grupo de peixes. O valor final do índice F-IBIP varia entre 0, que corresponde a uma má qualidade, e 1, correspondente a uma excelente qualidade (Tabela 2.5).

Tabela 2. 5 – Valores para as classes de qualidade do F-IBIP, Classe de Qualidade e Valor em Rácio de Qualidade Ecológica (RQE) (Fonte: Adaptado de INAG & AFN, 2012).

Classificação da Qualidade	Valor (RQE)
Excelente	[0,850 - 1]
Bom	[0,675 - 0,850[
Moderada	[0,450 - 0,675[
Medíocre	[0,225 - 0,450[
Mau	[0 - 0,225[

2.3.3.3. Avaliação da performance de *A. asturicense*

Para avaliação da performance da espécie-alvo do Rio Angueira, a panjorca-do-esla (*A. asturicense*), foram consideradas as populações das 3 zonas de amostragem e determinada a evolução de parâmetros como o crescimento e a condição corporal.

2.3.3.3.1. Modelo de crescimento de Von Bertalanffy

Na equação de Von Bertalanffy (1938) o crescimento pode ser ajustado a um modelo sigmoidal, não simétrico, que estabelece a função entre o comprimento total ($L(t)$) e a idade (t), de acordo com:

$$L(t) = L_{\infty} * [1 - \exp * (- k * (t - t_0))] \quad \text{onde:}$$

$L(t)$ - Comprimento para uma dada idade (em cm);

L_{∞} - Comprimento máximo teórico que uma dada espécie pode atingir ou comprimento máximo assintótico (em cm);

k - Coeficiente de crescimento (em anos⁻¹);

t - Idade (em anos);

t_0 - Idade teórica (em anos) no comprimento zero, $L(t) = 0$.

A expressão também pode ser expressa em função do peso da seguinte forma:

$$W_{(t)} = W_{\infty} * [1 - \exp * (-k * (t - t_0))]^b \quad \text{onde:}$$

- $W_{(t)}$ - Peso para uma dada idade (em gr);
- W_{∞} - Peso máximo assintótico (em gr);
- k - Coeficiente de crescimento (em anos⁻¹);
- t - Idade (em anos);
- t_0 - Idade teórica (em anos) no comprimento zero, $L(t) = 0$;
- b - Coeficiente de isometria ($b = 3$) ou alometria ($b \neq 3$) obtido a partir da relação peso – comprimento (apresentada a seguir).

Para a obtenção dos comprimentos modais por idade recorreu-se ao modelo de Bhattacharya (1967) e à rotina ELEFAN I (Pauly e Morgan, 1987).

Uma validação adicional, dos parâmetros de crescimento de von Bertalanffy, obtidos a partir das diversas simulações no programa FISAT II, pode ser realizada a partir da análise dos valores encontrados para os índices de desempenho de crescimento referidos ao comprimento (ϕ') e ao peso (ϕ) (índices cujos valores permanecem aproximadamente constantes para cada espécie).

$$\phi' = \log(k) + 2 * \log(L_{\infty}) \quad e$$

$$\phi = \log(k) + (2/3) * \log(W_{\infty}) \quad \text{onde:}$$

- L_{∞} - Comprimento máximo teórico que uma dada espécie pode atingir ou comprimento máximo assintótico (em cm);
- W_{∞} - Peso assintótico (em gr);
- k - Coeficiente de crescimento (em anos⁻¹).

2.3.3.3.2. Relação peso - comprimento

A equação que traduz a relação entre o peso e o comprimento é a seguinte:

$$W = a * L^b \quad \text{onde:}$$

- W - Peso do indivíduo em gramas (g)
- L - Comprimento total do indivíduo em centímetros (cm)
- a e b - coeficientes da equação, tendo b o seguinte significado:
- b - Coeficiente de isometria ($b = 3$) ou alometria ($b \neq 3$)

2.3.3.3.3. Condição corporal

A condição corporal dos peixes foi determinada através do cálculo do Fator K ou Fator de Condição de Fulton (Ricker, 1975):

$$K = (100 * W) / L^3 \quad \text{onde:}$$

K -Fator de condição ou coeficiente de condição física

W - Peso do indivíduo em gramas (g)

L - Comprimento total do indivíduo em centímetros (cm)

2.3.3.3.4. Uso do habitat: curvas de preferência

Na determinação das preferências de habitat de *Achondrostoma asturicense*, foi feita a avaliação do habitat disponível e usado apenas no local de montante (A3/A4) das 3 zonas de estudo.

Avaliação do microhabitat disponível

A avaliação do microhabitat disponível selecionaram-se vários transeptos (espaço de 50 cm), proporcionais à representatividade de cada habitat (riffle, run, pool), considerando o conjunto das 3 zonas lóticás. Foram medidas as seguintes variáveis:

- **Profundidade total** (cm)- medição feita com uma vara graduada;
- **Velocidade na coluna de água** (m/s) - molinete modelo Valeport®;
- **Substrato dominante**- classes definidas na Tabela 2.6;

Tabela 2. 6 – Classes de substrato consideradas e código respetivo (Fonte: INAG & AFN, 2012).

Código	Descrição do substrato
1	Detritos de plantas
2	Materiais finos (areia, argila e silte) < 2,0 mm
3	Cascalho (0,2 - 15 cm)
4	Pedras (15 – 60 cm)
5	Blocos (> 60 cm)
6	Rocha-mãe

- **Cobertura**- classes definidas na Tabela 2.7.

Tabela 2. 7- Classes de cobertura consideradas e código respetivo (Fonte: INAG & AFN, 2012).

Código	Descrição da cobertura
1	Sem cobertura
2	Pedras e blocos
3	Vegetação ripícola saliente
4	Raízes e margens escavadas
5	Folhada e algas filamentosas
6	Macrófitos aquáticos

Avaliação do microhabitat usado

O microhabitat usado pela *A. asturicense* foi obtido através de pesca elétrica

usando a técnica *point sampling* (Oliveira *et al.*, 2007). Nesta técnica, a amostragem é feita em pontos aleatórios (de forma não contínua) sendo os peixes capturados e medidos ao longo do deslocamento em zig-zag, no sentido de montante. A equipa de operadores comunica para a margem os valores das variáveis abaixo descritas:

- **Profundidade total** da coluna de água (cm);
- **Velocidade da coluna de água** (m/s);
- **Substrato dominante**, numa área de 0,2 x 0,2 m situada debaixo do peixe, utilizando-se para tal o código do substrato (ver Tabela 2.6);
- **Cobertura**, considerando como tal, todos os objetos que sirvam de abrigo a pelo menos 50% do corpo do peixe, de acordo com o código definido na Tabela 2.7;
- **Tamanho (cm) dos peixes** capturados;

2.4. Tratamento estatístico

Os dados obtidos no presente estudo foram avaliados quanto à normalidade e homocedasticidade usando os testes de Shapiro e Levene, respetivamente. Dado que a maioria dos dados não se ajustaram a uma distribuição normal, recorreu-se a testes não-paramétricos para testar amostras independentes, seja no caso duas amostras (Teste U de Mann-Whitney) ou mais de duas amostras independentes (teste H de Kruskal-Wallis). O teste Kruskal-Wallis é um teste usado para testar a hipótese nula, quando os pressupostos da ANOVA não se verificam (normalidade e homogeneidade).

O uso do microhabitat pela espécie-alvo, a panjorca-do-esla, foi determinada em termos de “curvas de preferência” que relacionam os valores de uma variável com um “índice de preferência”, que varia entre 0 (sem preferência) e 1 (máxima preferência). O seu cálculo baseia-se na relação estabelecida entre os dados medidos nos pontos onde foram capturados os peixes (através de pesca elétrica) e os dados sobre o habitat disponível (transeptos), uma vez que a preferência do peixe depende das características bioecológicas da espécie e do habitat disponível.

Através de análise multivariada, em particular de ordenações de escalonamento não-métrico multidimensional (nMDS) foram avaliadas as variações nas comunidades de peixes entre os locais amostrados, usando o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis. Previamente, foram transformados os dados de abundância [$\log(x + 1)$].

Adicionalmente, foi realizada uma análise de similaridade (ANOSIM) para testar as diferenças nas comunidades de peixes entre os 4 locais das 3 zonas amostradas. Para avaliar a ligação estabelecida entre as variáveis ambientais e os locais amostrados, foi feita uma análise de redundância baseada em distâncias (dbRDA). A dbRDA permite testar a significância dos termos através duma análise comparativa de duas matrizes de dados de natureza distinta, envolvendo as matrizes de dados ecológicos e ambientais (Legendre & Anderson, 1999). Os dados foram analisados usando os softwares STATISTICA 7 (StatSoft inc), PRIMER 7 e PERMANOVA + (Clarke e Gorley, 2015).

2.5. Elementos de suporte às propostas de Restauro Ecológico

2.5.1. Coleção de sementes e propagação seminal

No âmbito da proposição de requalificação ribeirinha, foi criado um banco de sementes de espécies nativas com relevante interesse ecológico na região, abrangendo as seguintes espécies ripícolas: amieiro-ibérico (*Alnus lusitanica*); freixo (*Fraxinus angustifolia*); jasmineiro-do-monte (*Jasminum fruticans*); abrunheiro-bravo (*Prunus spinosa*) e pilriteiro (*Crataegus monogyna*) (Figura 2.22).

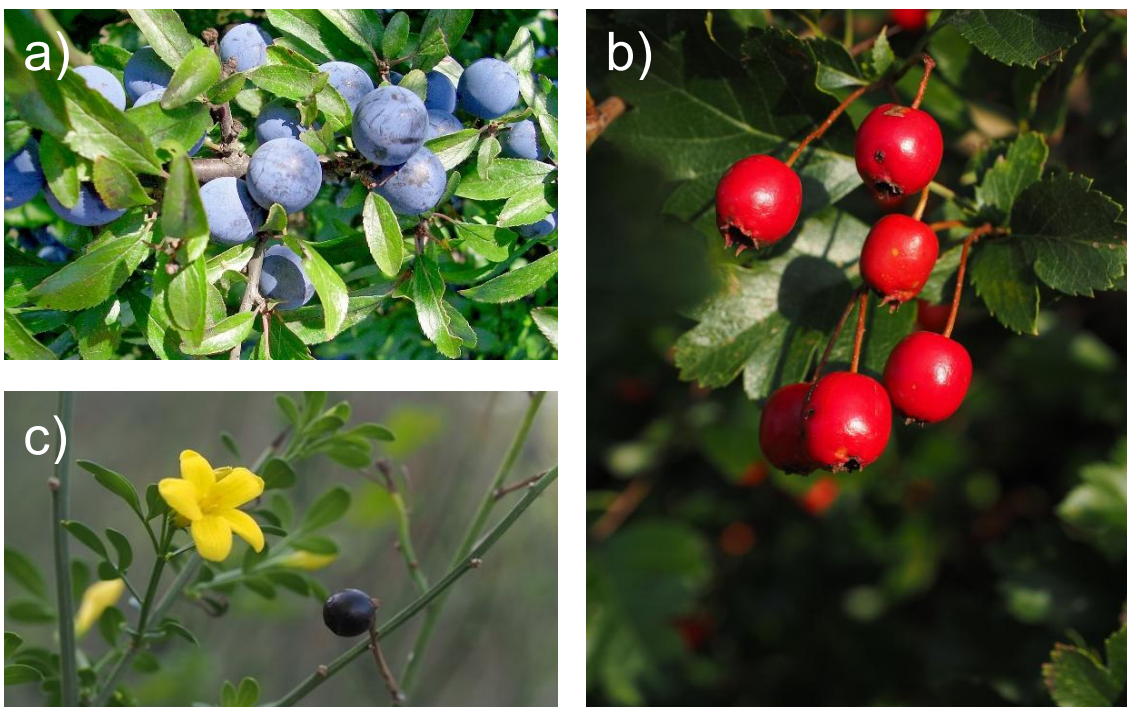


Figura 2. 22 – Frutificação de a) abrunheiro-bravo; b) pilriteiro; c) jasmineiro-do-monte (Fonte: Bernhardt, 2016; Hans, 2015; Orgad, 2023)

Grande parte das sementes foram coletadas nos entornos do Rio Angueira, para melhor aproximação com a realidade do local de estudo desta pesquisa, com amostras de indivíduos de diferentes áreas do rio, para a obtenção de resultados baseados em espécies com diferentes características genéticas. As amostras foram coletadas de indivíduos diferentes e identificadas de acordo com a localização de coleta e suas espécies: 1) freixos (F1 e F2) e amieiro-ibérico (A1), 3km à jusante de Vila Chã da Ribeira; 2) abrunheiro-bravo (Ps), amieiro-ibérico (A2), jasmineiro-do-monte (Jf) e pilriteiro (Ce), à altura de Vila Chã da Ribeira; e 3) amieiro-ibérico (A3), à altura de Mora. Todos localizados em Vimioso. Para fins de comparação, algumas sementes de amieiro também foram coletadas no interior do Instituto Politécnico de Bragança (IPB), Campus de Bragança. As sementes foram coletadas entre outubro de 2024 e janeiro de 2025, foram armazenadas em refrigeradores com a temperatura entre 1°C e 4°C e semeadas entre março e abril de 2025. Antes da semeadura, as sementes passaram por um processo de tratamento, que envolveu o descarocamento dos frutos do pilriteiro e abrunheiro-bravo, e o humedecimento de todas as sementes em recipientes com água (Figura 2.23), onde ficaram por pelo menos 1 semana, com trocas diárias da água.



Figura 2. 23 – Recipiente com sementes de amieiro à esquerda (amostra A3) e recipientes com sementes humedecidas à direita.

O tratamento do amieiro contou com um processo de “estrangulamento” de seus cones para a retirada das sementes e uma lavagem com água oxigenada (H_2O_2) a uma solução de 10% (comercial), a fim de eliminar possíveis contaminações fúngicas. Além disso, foi realizada uma pesagem para o registo da massa média das sementes do amieiro-ibérico, e um teste de viabilidade, objetivando-se a estimativa de viabilidade das sementes e sua relação com a taxa de germinação.

O teste de viabilidade foi realizado a partir da escolha aleatória de 30 sementes do amieiro-ibérico, da amostra A3 para posterior verificação no microscópio, a fim de identificar o percentual de sementes contendo material genético disponível para germinação. As sementes foram cortadas ao meio para a visualização do seu interior a partir do microscópio (Figura 2.24), e para a quantificação do percentual de viabilidade.



Figura 2. 24 – Realização do teste de viabilidade.

Após o processo de tratamento, as sementes foram semeadas diretamente em substrato comercial e foram germinadas nas Estufas do IPB. As estufas possuem um sistema de controle da humidade, a modo de evitar fungos, e de regulação da temperatura em torno de 10°C e 25°C. A partir da sementeira, houve um acompanhamento semanal das sementes para a quantificação da taxa de germinação, considerando o pico de sementes germinadas (máximo de unidades germinadas).

2.5.2. Identificação de áreas intervenção

A identificação de áreas degradadas e de interesse para a proposição de intervenções de Restauro Ecológico foi realizada a partir de visitas de campo nos locais de amostragem. A partir disso, foi realizada uma inventariação dos troços a serem restaurados, com o uso de registos fotográficos em conjunto com dados de imagem coletados a partir do *software* Google Earth. As propostas de requalificação foram realizadas a partir da manipulação gráfica dos dados de imagem coletados, com a sugestão do uso de técnicas de bioengenharia aplicáveis ao contexto de degradação, impacto ou possibilidade de melhoria no habitat identificado.

3. RESULTADOS

3.1. Caracterização físico-química da água

Os resultados obtidos relativamente à qualidade da água podem ser observados nas Tabelas 3.1 e 3.2, referente aos períodos do inverno 2024 e primavera 2025, respetivamente. Observaram-se valores de temperatura da água entre 5,9 e 10,6 °C, na estação do inverno e de 12,2 a 14,3 °C, na estação da primavera.

Tabela 3. 1 - Valores dos parâmetros físico-químicos do rio Angueira, nas 3 zonas amostradas (valores médios dos 4 locais de amostragem, dezembro de 2024).

Local de Amostragem		Temperatura (°C)	Condutividade (μS/cm)	pH	Oxigénio Dissolvido (mg O ₂ /L; % Saturação)	TDS (mg/L)
Inverno (dezembro 2024)						
Zona 1 (Angueira)	Z1	5,9	92,0	7,2	9,1 (85,3%)	66,7
Zona 2 (Serapicos)	Z2	6,4	87,3	7,1	10,7 (93,1%)	64,4
Zona 3 (S. Joanico)	Z3	10,6	97,0	7,3	9,5 (90,9%)	64,3

Relativamente a outros parâmetros físico-químicos, não se verificaram situações críticas para o oxigénio dissolvido (OD > 8,6 mg O₂/L), condutividade (EC₂₅ > 100 μS/cm) total de sólidos dissolvidos (TDS <70 mg/L) e pH (7,1 < pH < 7,6) limitantes para a fauna e flora mais exigentes, sob o ponto de vista bioecológico. Contudo, estes resultados referem-se às estações de inverno e primavera, com caudais superiores, sendo de esperar situações ambientalmente mais stressantes no período de verão.

Tabela 3. 2 - Valores dos parâmetros físico-químicos do rio Angueira, nas 3 zonas amostradas (valores médios dos 4 locais de amostragem, maio de 2025).

Local de Amostragem		Temperatura (°C)	Condutividade (μS/cm)	pH	Oxigénio Dissolvido (mg O ₂ /L; % Saturação)	TDS (mg/L)
Primavera (maio 2025)						
Zona 1 (Angueira)	Z1	12,2	90,4	7,3	9,2 (88,7)	63,3
Zona 2 (Serapicos)	Z2	14,3	86,1	7,5	8,8 (89,3)	56,4
Zona 3 (S. Joanico)	Z3	13,8	95,8	7,6	8,6 (91,7)	51,5

Apesar das variações detetadas (Figuras 3.1 a 3.4), não foram identificadas diferenças significativas (Teste H de Kruskal-Wallis, $P > 0,05$) para as variáveis físico-químicas da água (temperatura, pH, OD, condutividade e TDS) e do habitat (substrato, velocidade da corrente, largura do rio) entre as 3 zonas consideradas.

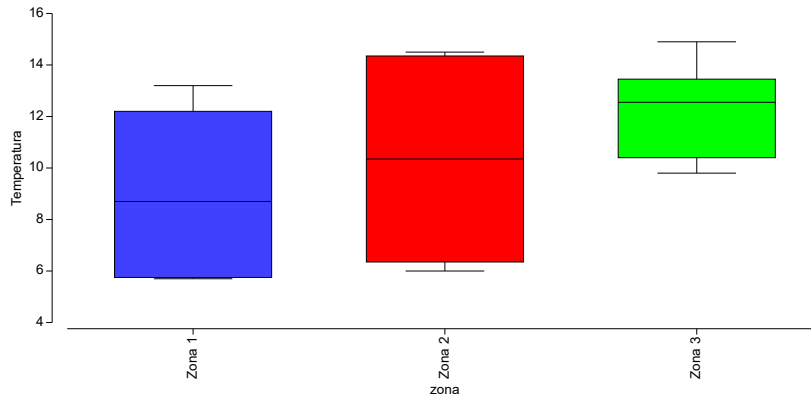


Figura 3. 1 - Variação da temperatura (°C) nas 3 zonas do rio Angueira, considerando os 4 locais de amostragem (inverno 2024/primavera 2025).

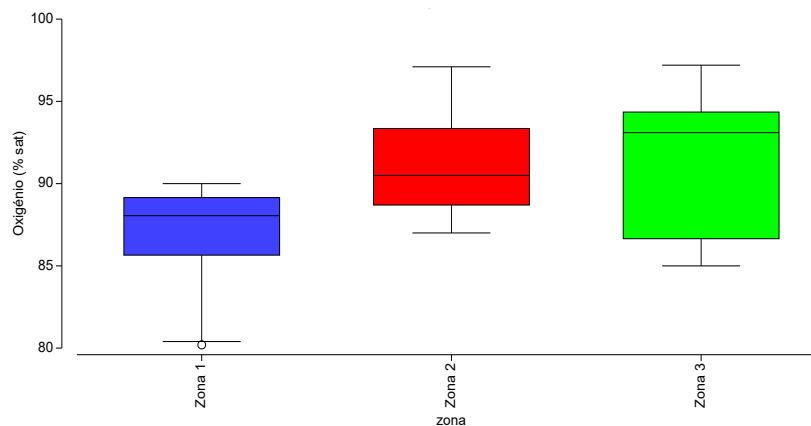


Figura 3. 2 - Variação do teor (% saturação) de oxigénio dissolvido nas 3 zonas do rio Angueira, considerando os 4 locais de amostragem (inverno 2024/primavera 2025).

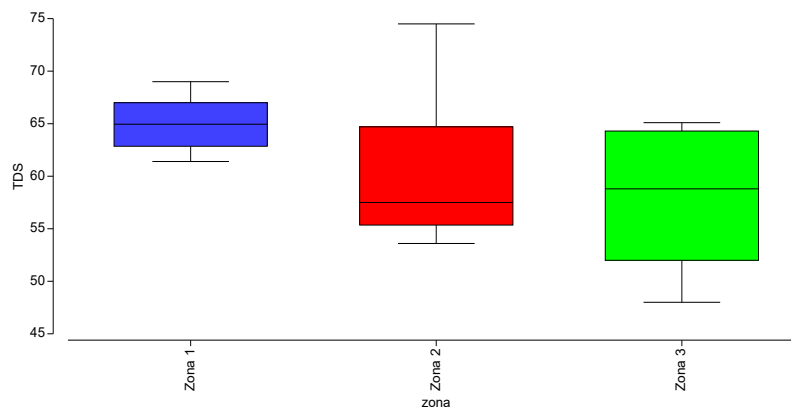


Figura 3. 3 - Variação do teor de sólidos totais dissolvidos (mg.L-1) nas 3 zonas do rio Angueira, considerando os 4 locais de amostragem (inverno 2024/primavera 2025).

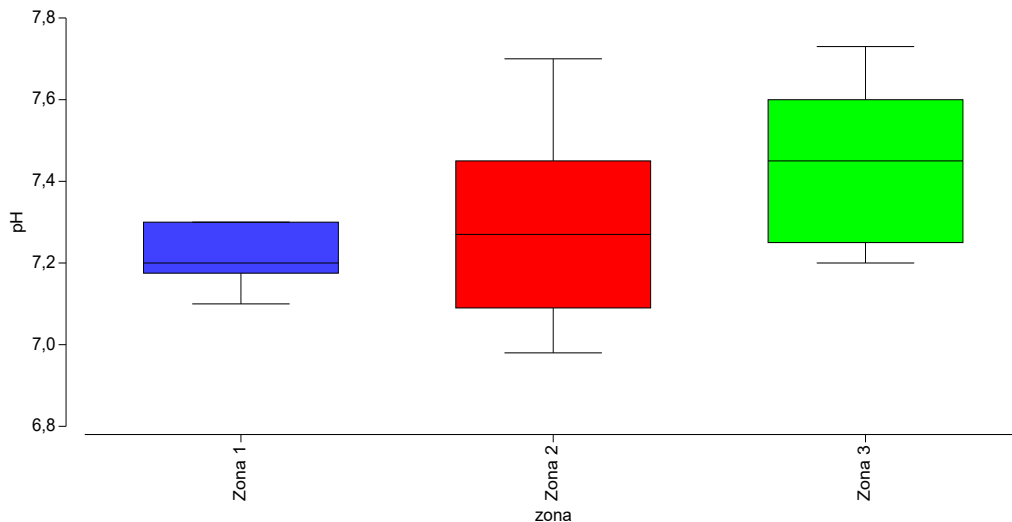


Figura 3. 4 - Variação do pH nas 3 zonas do rio Angueira (Angueira, Serapicos e S. Joanico), considerando os 4 locais de amostragem (inverno 2024/primavera 2025).

A análise de redundância dbRDA (99,2% da variância total explicada pelos 2 primeiros eixos), baseada nas variáveis físico-químicas da água e do habitat, permitiu evidenciar as variáveis do oxigénio dissolvido, do substrato fino, da profundidade e da largura do rio como aquelas que mais contribuíram para a separação entre os locais de amostragem situados nas albufeiras dos açudes (i.e., identificados como A3) e os restantes locais de tipologia lótica, situados a montante e jusante (i.e., A1, A2 e A4) (Figura 3.5).

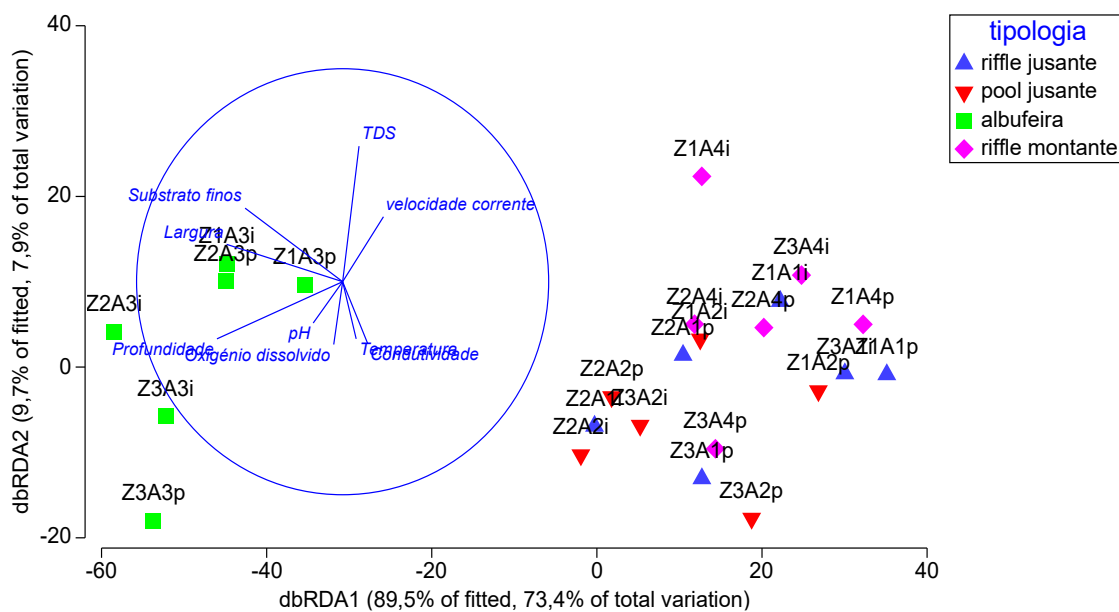


Figura 3. 5 - Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) mostrando a disposição dos locais por zona amostrada, com base nos fatores abióticos medidos para o rio Angueira (inverno 2024/primavera 2025).

3.2. Caracterização hidromorfológica

Os resultados da avaliação hidromorfológica das 3 zonas amostradas no rio Angueira (Figura 3.6), permitiram encontrar uma qualidade do habitat maioritariamente classificada de Bom ou Inferior, para ambos os índices, i.e., HQA < 60 e HMS > 600, com exceção da classificação excelente para o HQA = 68, da Zona 1 (Angueira).

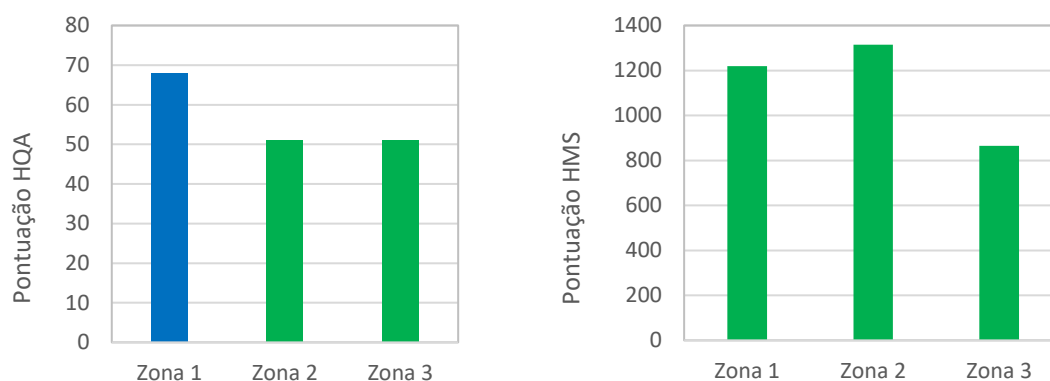


Figura 3. 6 - Variação dos Índices HQA e HMS nas 3 zonas amostradas no rio Angueira (primavera de 2025).

Os resultados parciais obtidos para o HQA (Tabela 3.3) refletem a variabilidade no escoamento, substrato e características do canal, assim como no uso do solo e na estrutura da vegetação das margens.

Tabela 3. 3 - Índices HQA e respetivos sub-índices nas zonas amostradas no rio Angueira. Classificação da APA (2021) (HQA: 1 - excelente; ≤ 2 - Bom ou inferior).

HQA	Zona 1	Zona 2	Zona 3
Corrente (escoamento)	8	10	9
Substrato do canal	10	9	8
Características do canal	7	2	2
Características das margens	6	5	3
Estrutura da vegetação das margens	12	7	10
Point bars	0	0	1
Vegetação do canal	9	5	7
Uso do solo	4	3	3
Características associadas às árvores	10	10	8
Características especiais	2	0	0
Pontuação	68	51	51
Classe de Qualidade	1	≤ 2	≤ 2
	Excelente	Bom ou Inferior	

Os resultados parciais do HMS (Tabela 3.4) refletem sinais de perturbação nos habitats aquáticos e ribeirinhos, devido à presença dos açudes, pontes, passagens a vau e artificialização das margens do rio.

Tabela 3. 4 – Índices HMS respetivos sub-índices nas zonas amostradas no rio Angueira. Classificação da APA (2021) (*HMS: 1 - excelente; ≤ 2 - Bom ou inferior).

HMS	Zona 1	Zona 2	Zona 3
Culverts	0	0	0
Artificialização margens e leito	0	540	80
Reseccionamento de margens e leito	0	0	0
Realinhamento do canal	0	0	0
Bermas artificiais e margens elevadas	0	0	0
Açudes e barragens	900	375	555
Pontes	300	200	200
Pisoteio das margens e leito	20	0	30
Passagens a vau	0	200	0
Descarga direta e defletores	0	0	0
Pontuação	1220	1315	865
Categoria**	SgM	SgM	SgM
Classe de Qualidade	4*	4*	4*

**Categoria: PS – Pristino, seminatural; PNM – Predominantemente não modificado; OM - Obviamente modificado; SgM – Significativamente modificado; SvM – Severamente modificado.

3.3. Caracterização biológica

3.3.1. Composição da comunidade piscícola

Foram **identificados 1729 peixes**, capturados nos 4 locais (i.e., A1, A2, A3, A4) das 3 zonas amostradas (i.e., Z1, Z2, Z3), nas 2 estações do ano (inverno 2024 e primavera 2025). Do total de indivíduos, 78,7% corresponderam a espécies nativas e 21,3% a uma espécie não-nativa. As espécies nativas pertencem à **Leuciscidae**: panjorca-do-esla *Achondrostoma asturicense* e escalo-do-norte *Squalius carolitertii*. A espécie não-nativa pertence à família **Centrarchidae**: perca-sol *Lepomis gibbosus* (Origem: América do Norte). A espécie mais abundante na área de estudo é *Achondrostoma asturicense* (75,1%, 1298 indivíduos). As capturas por unidade de esforço (CPUE, nº indivíduos/100 m²), são apresentadas nas Figuras 3.7 e 3.8, discriminadas para as duas estações do ano, i.e., inverno 2024 (dezembro) e primavera 2025 (maio).

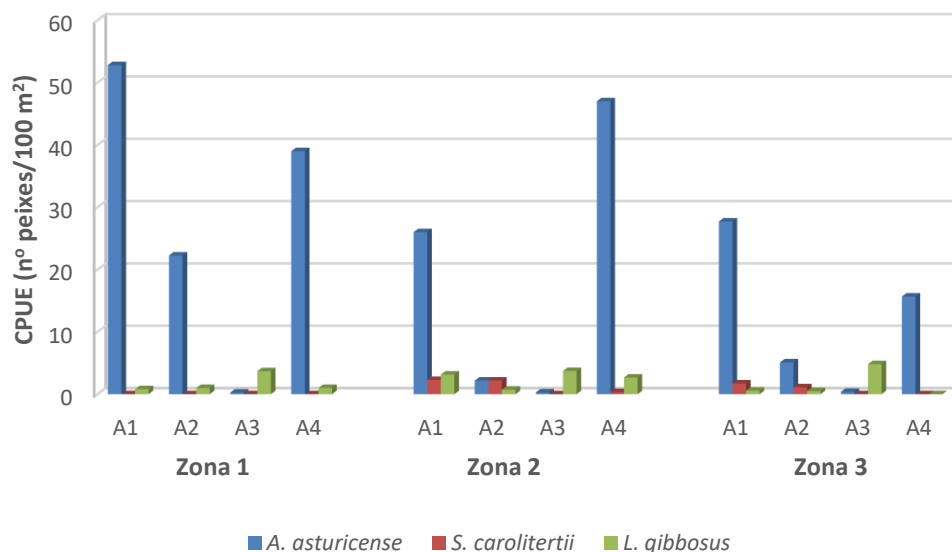


Figura 3. 7 - Capturas por unidade de esforço CPUE (nº peixes/ 100 m²) nos 4 locais (A1, A2, A3, A4) de cada uma das 3 zonas (Z1, Z2, Z3) amostradas (inverno 2024).

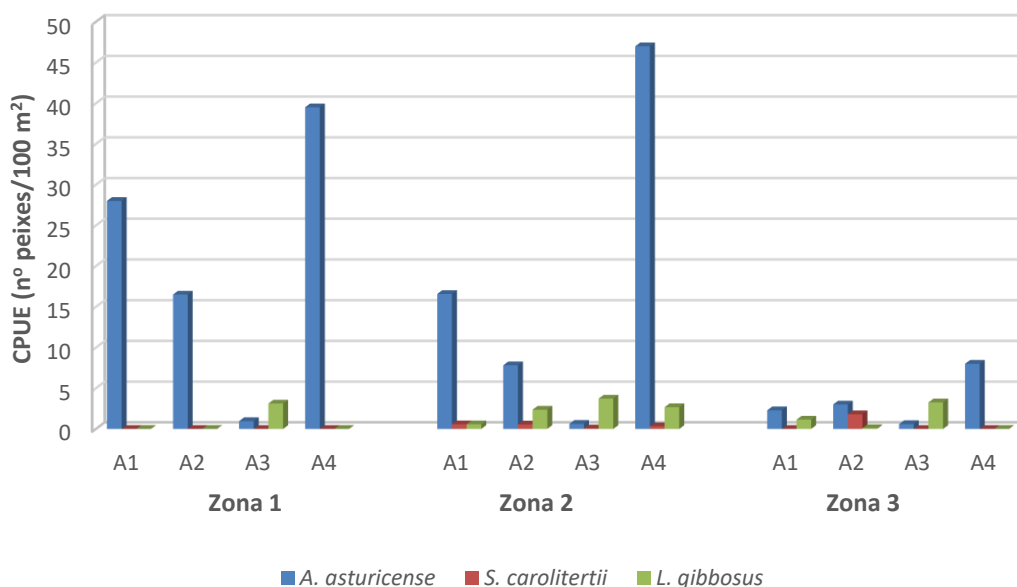


Figura 3. 8 - Capturas por unidade de esforço CPUE (nº peixes/ 100 m²) nos 4 locais (A1, A2, A3, A4) de cada uma das 3 zonas (Z1, Z2, Z3) amostradas (primavera 2025).

Os resultados obtidos mostram uma forte redução na abundância das espécies nativas nos ambientes modificados, caso das albufeiras dos açudes amostrados (i.e., os locais de amostragem A3). Com efeito, as zonas reófilas situadas a montante e jusante dos açudes com presença de velocidades da corrente diversificada, substrato mais grosseiros, i.e., gravilha e pedras pequenas, e as plantas aquáticas (e.g. *Ranunculus* sp.) fornecem uma tipologia de habitat favorável para a ocorrência de panjorca-do-esla.

3.3.2. Tipologia das comunidades piscícolas

Os resultados obtidos na análise PERMANOVA, baseados nas abundâncias de peixes, mostraram diferenças significativas quer para as tipologias consideradas (Pseudo-F=28,349, $P < 0,05$), quer para as zonas amostradas (Pseudo-F=1,086, $P > 0,05$), ao contrário da interação entre os dois fatores ((Pseudo-F=1,381, $P > 0,05$) (Tabela 3.5).

Tabela 3.5 - Resultados da análise PERMANOVA das comunidades de peixes para as tipologias e zonas no rio Angueira. Os asteriscos indicam valores significativos (Fonte: Autor, 2025).

Origem	GL	SS	MS	Pseudo-F	P (perm)	Perms.
Tipologias (locais)	3	20819,0	6939,5	28,334	0,001***	999
Zonas	2	2889,7	1444,9	5,902	0,002**	999
Tipologias * Zonas	6	2028,5	338,09	1,381	0,225	999
Resíduo	12	2937,4	244,79			
Total	23	28674,0				

A ordenação nMDS (2D, stress = 0,07, boa representação) confirmou a separação evidente das zonas das albufeiras relativamente às restantes zonas lóticás, situadas a montante e jusante dos açudes (Figura 3.9).

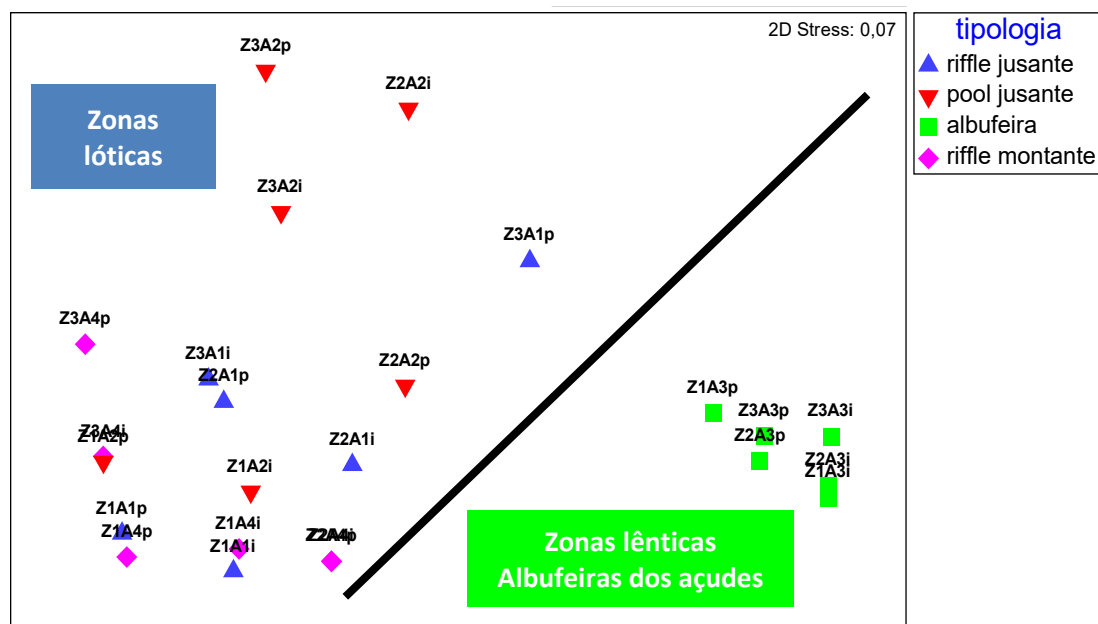


Figura 3.9 - Ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) dos 4 locais para cada zona amostrada, determinada com base na abundância de peixes.

Os *pairwise tests* ANOSIM *one-way* confirmaram diferenças significativas ($P < 0,05$) entre as 4 tipologias consideradas, nomeadamente nos emparelhamentos entre os locais de amostragem referentes às albufeiras dos açudes (i.e., A3) e os restantes locais de amostragem situados a jusante (i.e., A1 e A2) e a montante (i.e., A4) de cada uma das zonas amostradas, realçando o impacto negativo dos açudes nas populações nativas.

A distribuição das espécies pelos habitats e microhabitats das zonas lóticis e lênticas do rio Angueira parece claramente diferenciada Figuras 3.10 a 3.12.

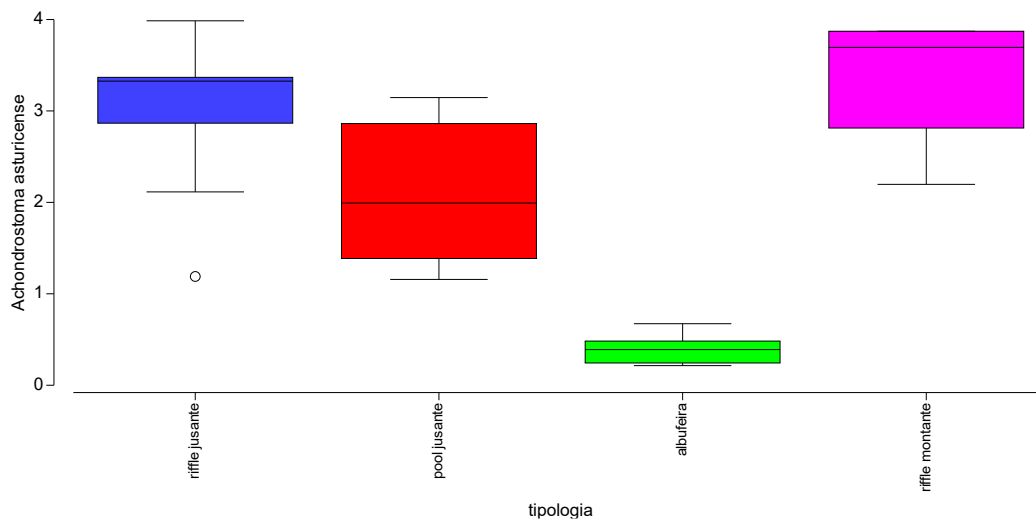


Figura 3. 10 – Densidade (nº peixes/100m²) de *Achondrostoma asturicense*, nos 4 locais das 3 zonas amostradas. Boxplots: valores medianos (linha central), variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e valores máximos e mínimos (whiskers) e pontos - valores extremos.

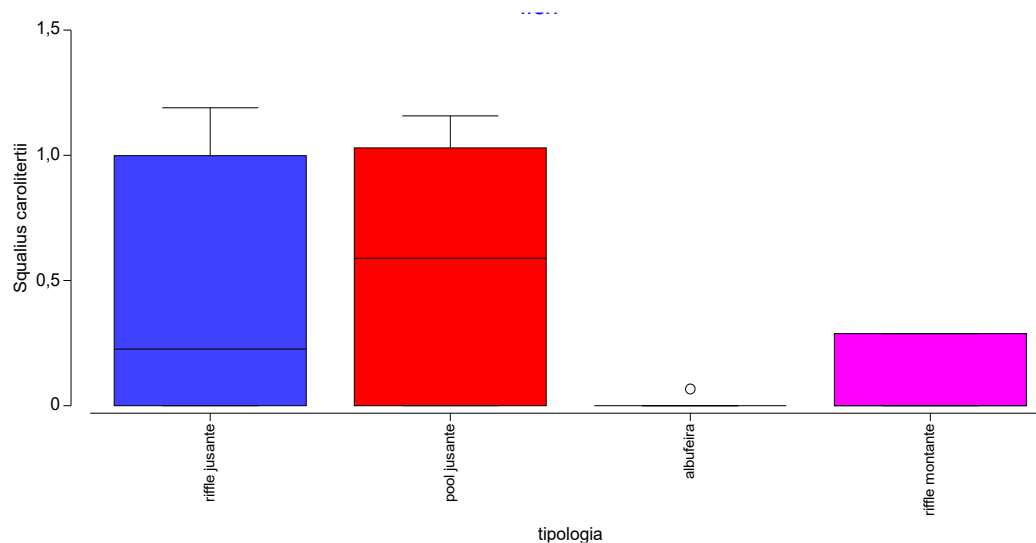


Figura 3. 11 – Densidade (nº peixes/100m²) de *Squalius carolitertii*, nos 4 locais das 3 zonas amostradas. Boxplots - valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers) e pontos - valores extremos.

Merece realce a presença assinalável de perca-sol (*Lepomis gibbosus*) no setor superior do rio Angueira, coabitando com as espécies nativas, mas assumindo uma clara dominância nos ambientes modificados (i.e., albufeiras de açudes, locais A3)

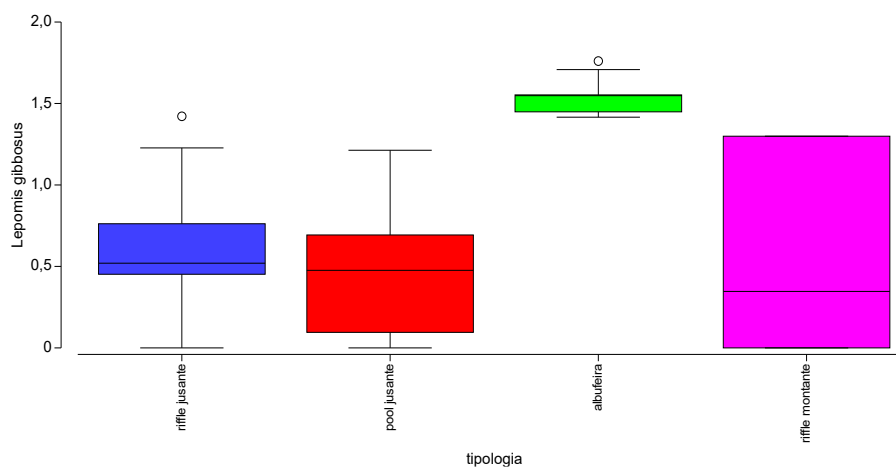


Figura 3. 12 – Densidade (nº peixes/100m2) de *Lepomis gibbosus*, nos 4 locais das 3 zonas amostradas. Boxplots - valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers) e pontos - valores extremos.

3.3.3. Qualidade biológica

No que respeita à qualidade biológica, baseada na ictiofauna, do Rio Angueira, o índice F-IBIP (Tabela 3.6) atribuiu a classificação de **MAU** a todos os locais de amostragem situados no interior das 3 albufeiras. De facto, dada a presença massiva de espécies exóticas, i.e., *L. gibbosus* o F-IBIP penaliza severamente os cursos de água dominados por estas espécies. Os restantes locais de amostragem foram, maioritariamente, classificados com de qualidade razoável. Realça-se que não foi atingido a qualidade boa/excelente, requisito mínimo da Diretiva-Quadro da Água.

Tabela 3. 6 - Resultados do Índice F-IBIP referente às comunidades de peixes do rio Angueira, para os 4 locais (A1, A2, A3, A4) das 3 zonas (inverno 2024 e primavera 2025).

Estação do Ano	Zona 1 (Angueira)				Zona 2 (Serapicos)				Zona 3 (S. Joanico)			
	A1	A2	A3	A4	A1	A2	A3	A4	A1	A2	A3	A4
Inverno	0,650	0,619	0,000	0,639	0,556	0,508	0,000	0,605	0,646	0,584	0,000	0,667
Qualidade	Razoável	Razoável	Mau	Razoável	Razoável	Razoável	Mau	Razoável	Razoável	Razoável	Mau	Razoável
Primavera	0,667	0,667	0,049	0,667	0,631	0,389	0,011	0,667	0,248	0,644	0,011	0,667
Qualidade	Razoável	Razoável	Mau	Razoável	Razoável	Medíocre	Mau	Razoável	Medíocre	Razoável	Mau	Razoável

3.3.4. Performance das populações de *A. asturicense*

3.3.4.1. Modelo de crescimento de von Bertalanffy

Os resultados obtidos para o modelo de crescimento de von Bertalanffy permitem observar que as populações do rio Angueira nas Zonas 1 (Angueira), 2 (Serapicos) e 3 (S. Joanico) têm valores de $L_{m\acute{a}x}$ e L_{∞} similares, variando $L_{m\acute{a}x}$ entre 13 e 13,4 cm e L_{∞} entre 12,77 e 12,97cm. O valor de L_{∞} , para amostragens com pequeno número de peixes (por norma, cada amostragem deveria ter mais de 200-300 exemplares, com todas as *cohorts* da espécie devidamente representadas), pode ser igualado ao valor do comprimento do maior peixe da amostra, ao comprimento médio dos 10 maiores peixes da amostra ou a partir dos valores obtidos para uma variação de 5% (para cima ou para baixo) do comprimento do maior peixe amostrado. Pequenas variações nestes valores de referência podem ser realizadas por forma que as curvas de von Bertalanffy, das diversas *cohorts* de cada uma das amostras, se ajustem o mais corretamente possível aos dados amostrados. Verifica-se ainda que os valores de k para zonas Z1 e Z3 são aproximados, divergindo um pouco o valor de k encontrado para a zona Z2. Tal facto, está relacionado com o baixo nº de monitorizações (i.e., duas), enquanto na zona Z1 foram realizadas cinco monitorizações e na zona Z3 dez monitorizações (o que obviamente favorece a obtenção de valores mais precisos). Destacar ainda que para cada zona e parâmetros de crescimento (K e L_{∞}), foi feita a média de todos os valores, sendo que os comprimentos máximos apresentados na tabela seguinte são os inventariados em monitorização efetuadas nos anos de 2023 e 2024 ($L_{m\acute{a}x}$) (Tabela 3.7).

Tabela 3. 7 - Parâmetros de von Bertalanffy calculados para *Achondrostoma asturicense* nas 3 zonas amostradas no rio Angueira: Z1; Z2 e Z3. k e L_{∞} determinados através da rotina ELEFAN I do software FISAT II, (primavera de 2023 e 2024).

População	t_0 [ano]	K [ano ⁻¹]	L_{∞} [cm]	$L_{m\acute{a}x}$ [cm]	ϕ' [adimensional]	ϕ [adimensional]
Z1	0,3854	0,404	12,77	13,0	1,819	0,446
Z2	0,4172	0,64	12,97	13,0	2,030	0,527
Z3	0,4006	0,49	12,82	13,4	1,906	0,500

De seguida apresentam-se as curvas de crescimento de von Bertalanffy para o comprimento e peso para as populações das 3 zonas: Zona 1 (Angueira); Zona 2 (Serapicos) e Zona 3 (S. Joanico) (Figuras 3.13 a 3.15).

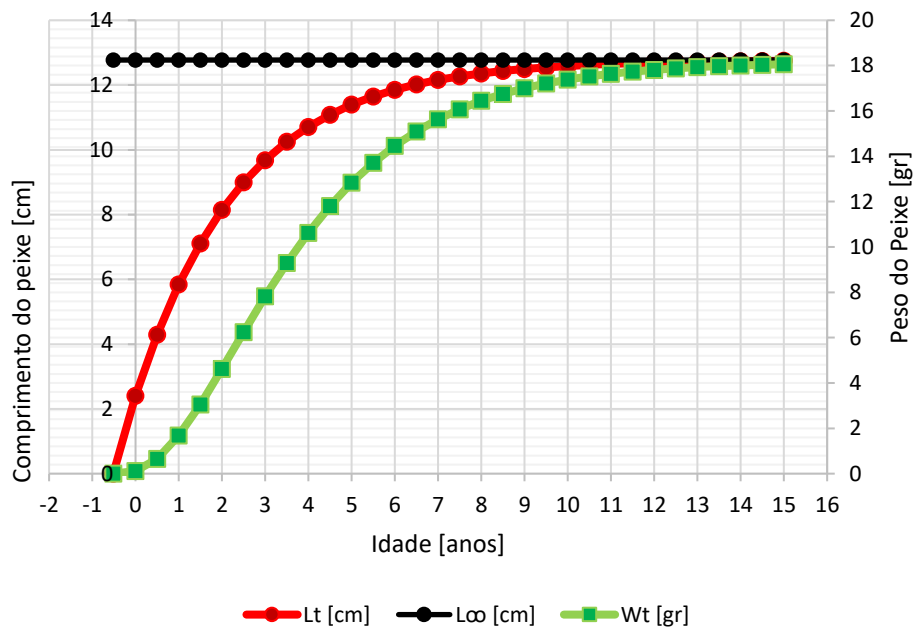


Figura 3. 13 – Curvas de crescimento de Von Bertalanffy para *A. asturicense* na Zona 1 do rio Angueira (Angueira), recorrendo à rotina ELEFAN I do software FISAT II.

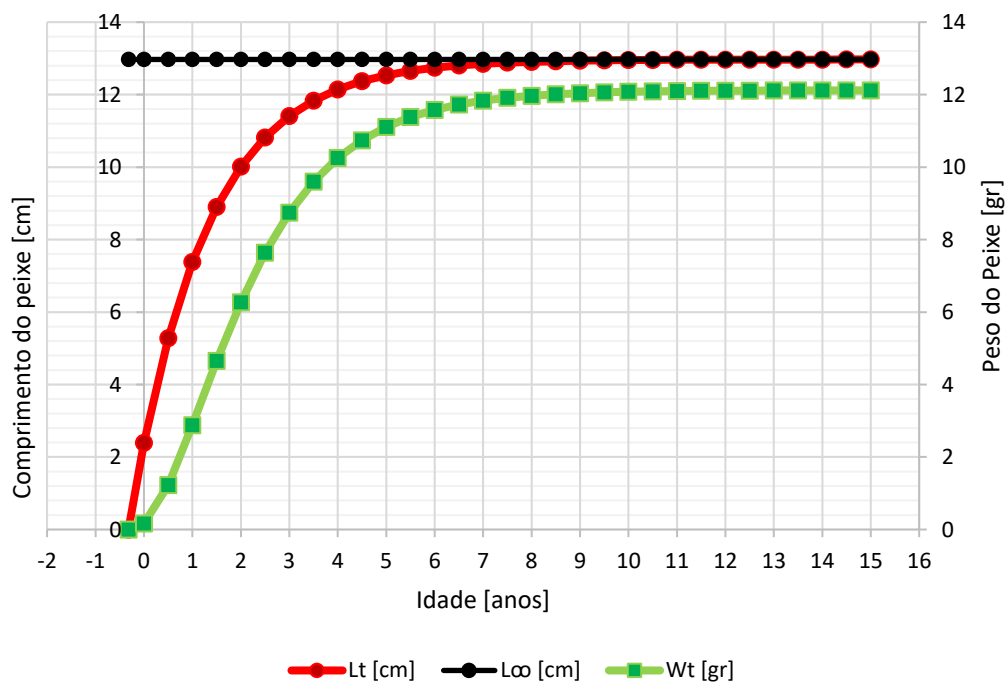


Figura 3. 14 – Curvas de crescimento de Von Bertalanffy para *A. asturicense* na Zona 2 do rio Angueira (Serapicos), recorrendo à rotina ELEFAN I do software FISAT II.

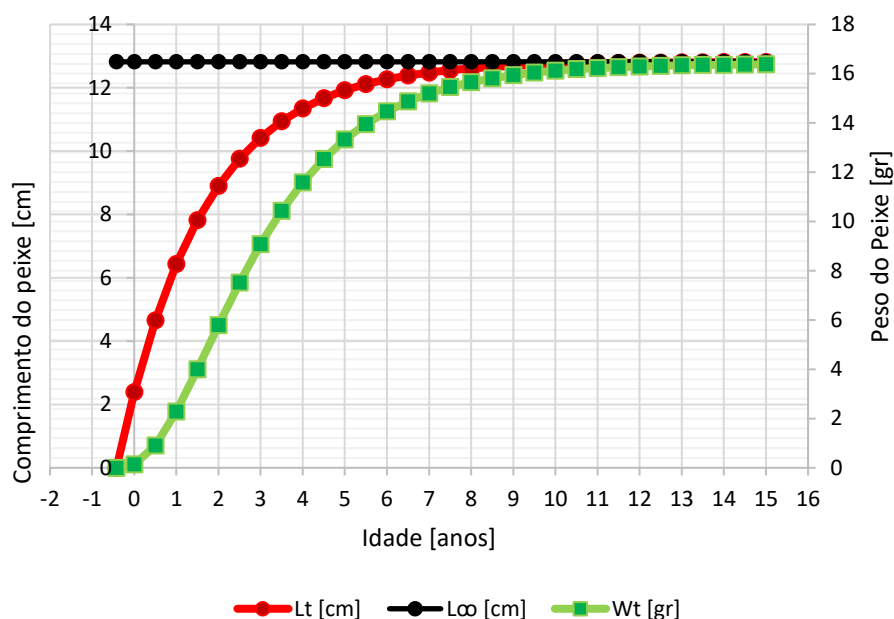


Figura 3. 15 – Curvas de crescimento de Von Bertalanffy para *A. asturicense* na Zona 3 do rio Angueira (S. Joanico), recorrendo à rotina ELEFAN I do software FISAT II.

3.3.4.2. Relação Peso-Comprimento

Nas Figuras 3.16 a 3.18 são apresentadas as relações peso-comprimento das populações de *Achondrostoma asturicense* nas 3 zonas amostradas no rio Angueira, i.e., Z1 (n=208, Figura 3.16), Z2 (n=146, Figura 3.17) e Z3 (n=596, Figura 3.18), considerando os dados disponíveis dos anos de 2023 e 2024.

Na Zona 1 (Angueira) foi obtido um coeficiente isométrico (i.e., $b=3,04$), indicando um crescimento proporcional em tamanho e peso dos peixes.

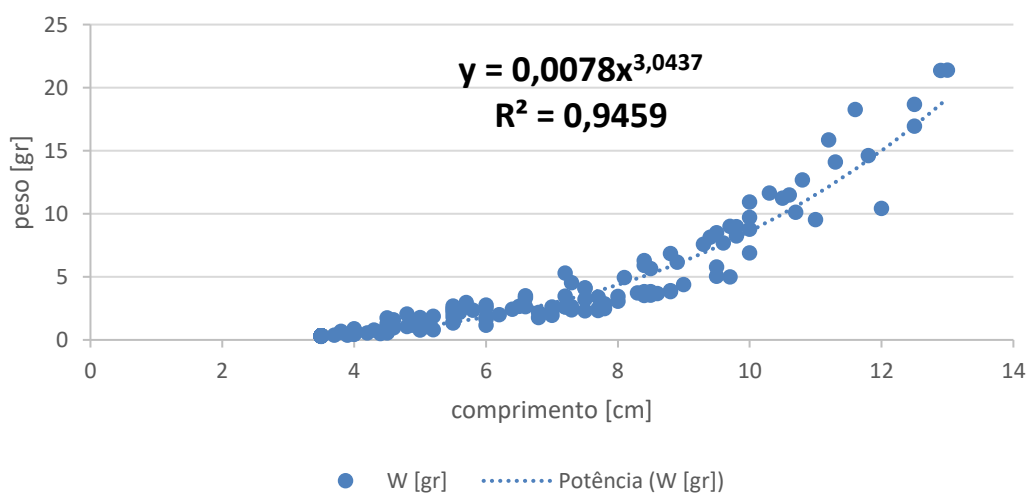


Figura 3. 16 – Relação peso-comprimento de *A. asturicense* capturados na Zona 1 (Angueira), na primavera de 2023 e de 2024 (n= 208).

Por sua vez, foi obtido um coeficiente alométrico negativo (i.e., $b < 3$) para a Zona 2 (Serapicos) ($b=2,548$), ou seja, o maior incremento ocorre no comprimento dos peixes (quanto menor for o **b**, mais magro é o peixe e pior é a condição).

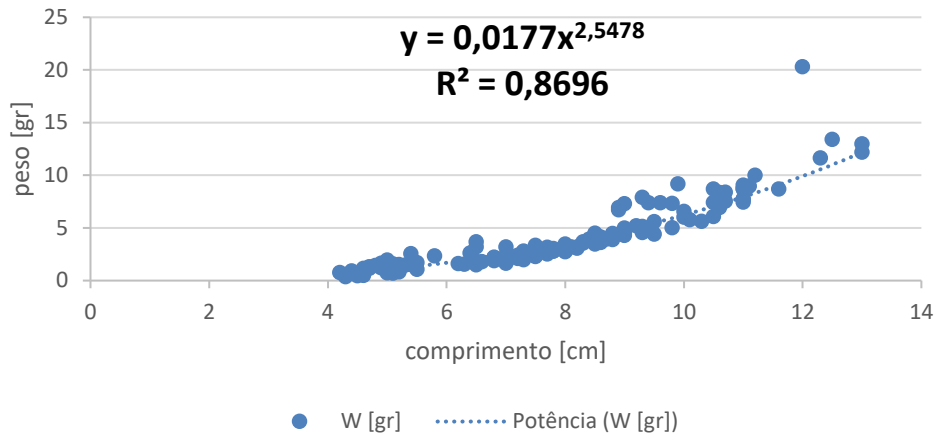


Figura 3. 17 – Relação peso-comprimento de *A. asturicense* capturados na Zona 2 (Serapicos), na primavera de 2023 e de 2024 (n= 146).

Também foi obtido um coeficiente alométrico negativo (i.e., $b < 3$) para o a Zona 3 (S. Joanico) ($b=2,857$), ou seja, o maior incremento ocorre no comprimento dos peixes.

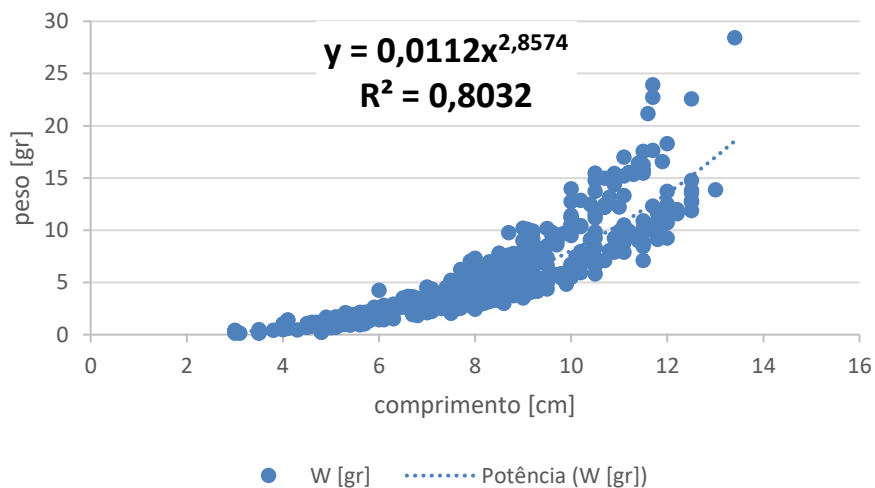


Figura 3. 18 – Relação peso-comprimento de *A. asturicense* capturados na Zona 3 (S. Joanico), na primavera de 2023 e de 2024 (n= 596).

Finalmente, realce para as diferenças significativas (teste H de Kruskall-Wallis, $P < 0,05$) detetadas no crescimento das populações selvagens de *A. asturicense* do rio Angueira, nomeadamente entre as populações da zona superior (Zona 1, Angueira) relativamente às zonas de jusante (Zona 2, Serapicos, e Zona 3, S. Joanico).

3.3.4.3. Condição corporal: Fator K de Fulton

Relativamente ao fator K de Fulton foram observadas diferenças significativas entre as 3 populações do rio Angueira (teste H de Kruskal-Wallis, $P < 0,05$), tendo sido detetada a condição superior ($K=0,84$) na Zona 3 (S. Joanico) (Figura 3.19).

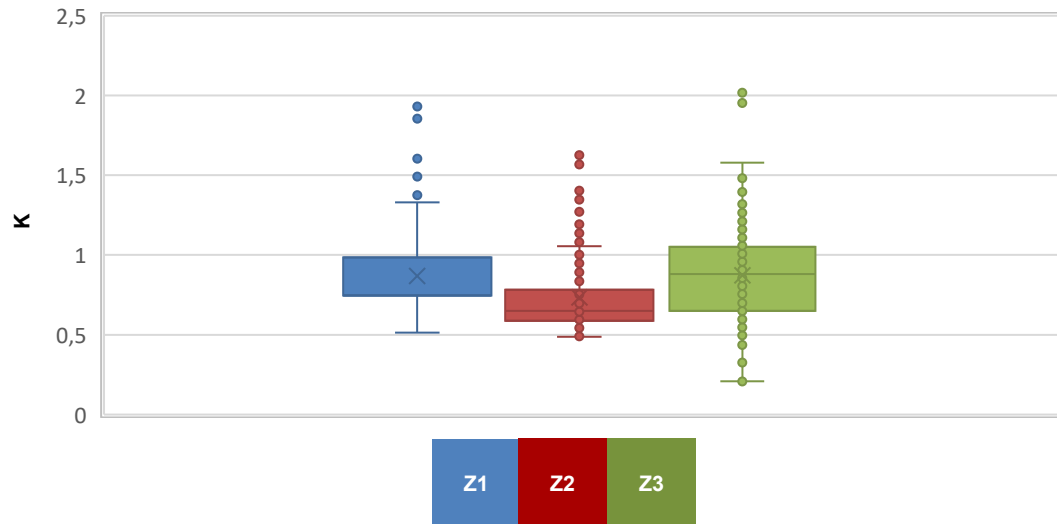


Figura 3. 19 – Condição K de Fulton das populações de *Achondrostoma asturicense* nas 3 zonas definidas no rio Angueira (Zona 1 Angueira; Zona 2: Serapicos; Zona 3: S. Joanico). As boxplot mostram os valores da média (linha central), o intervalo de 25-75% (caixa), valores máximos e mínimos e ainda extremos (asteriscos) e outliers (pontos).

3.3.4.4. Distribuição das frequências de comprimento

A distribuição das frequências de comprimento nas 3 zonas definidas no rio Angueira (Figuras 3.20, 3.21 e 3.22) mostram uma 1ª abordagem às possíveis classes de idade que, no entanto, deverão ser validadas, por exemplo, através da escalimetria.

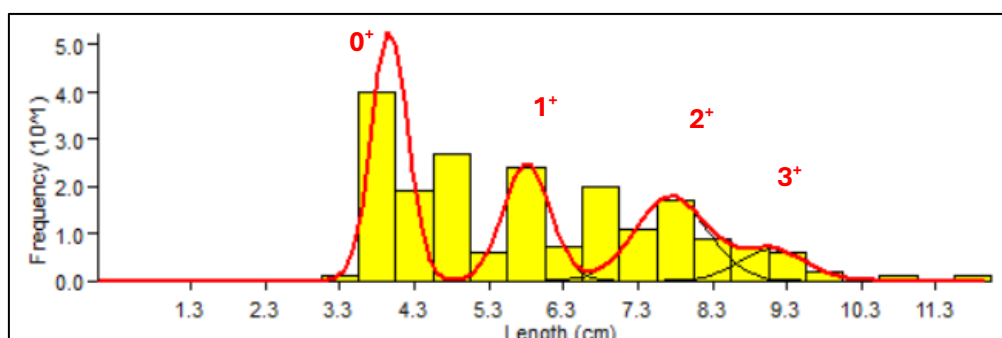


Figura 3. 20 – Distribuição das frequências de comprimento/classes de idade da panjorca-do-esla no rio Angueira (Zona 1, Angueira), através da rotina Bhattacharya incluída no FISAT II.

Foram detetadas diferenças assinaláveis na estrutura etária/classes de dimensão das populações de *Achondrostoma asturicense* das 3 zonas de estudo. Com efeito, nas Zona 1 e 3 ocorrem todas as classes de tamanho, embora o recrutamento anual pareça ser mais evidente na Zona 1. Por outro lado, Zona 3, a representatividade das classes de maior dimensão aparece mais bem definida.

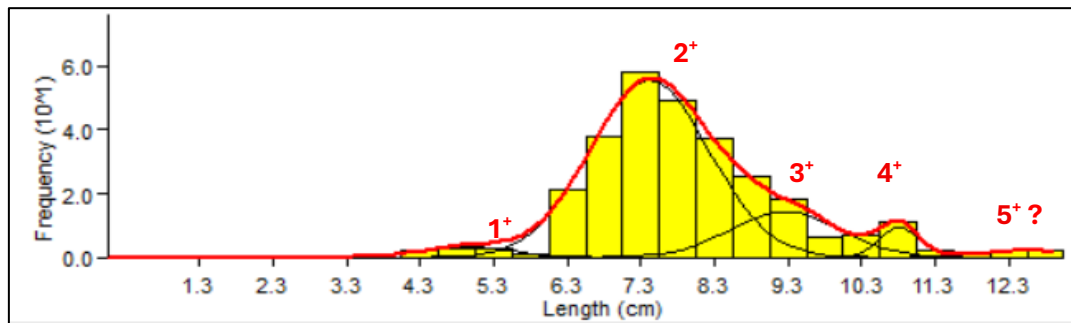


Figura 3. 21 – Distribuição das frequências de comprimento/classes de idade da panjorca-do-esla no rio Angueira (Zona 2, Serapicos), através da rotina Bhattacharya incluída no software FISAT II.

Por fim, na Zona 2, a estrutura etária não está tão bem definida, contribuindo para tal o baixo nº de monitorizações efetuadas.

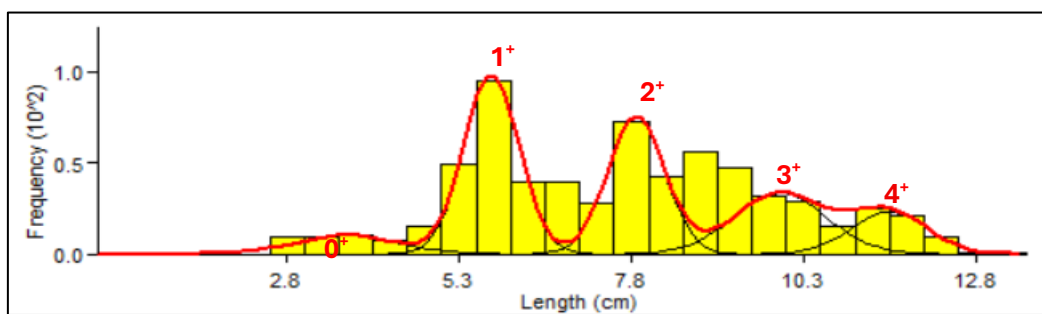


Figura 3. 22 – Distribuição das frequências de comprimento/classes de idade da panjorca-do-esla no rio Angueira (Zona 3, S. Joanico), através da rotina Bhattacharya incluída no software FISAT II.

3.3.4.5. Uso e preferência pelo habitat

Relativamente ao uso do habitat são apresentadas as distribuições de frequências de disponibilidade e uso e as curvas de preferência para a panjorca-do-esla relativamente às variáveis da profundidade total, substrato dominante, velocidade da corrente na coluna de água e cobertura (Figuras 3.23 a 3.30). São de destacar os seguintes aspetos para cada das variáveis mensuradas:

a) Profundidade Total:

- A frequência de uso mais elevada correspondeu às profundidades entre 21 e 60 cm (Figura 3.23), maioritariamente as zonas de *riffle*, para as 3 zonas de estudo.

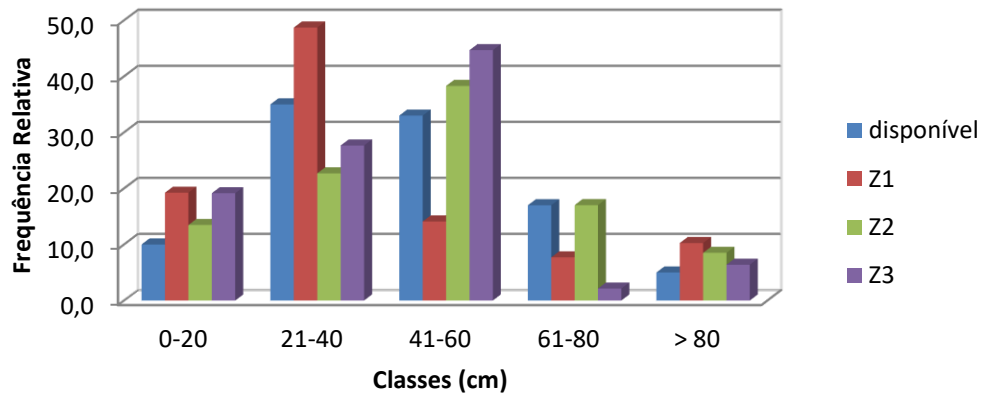


Figura 3. 23 – Uso do Habitat (Profundidade Total): Frequência relativa (%) para a panjorca-do-esla (Rio Angueira, inverno de 2024).

- Através da análise das curvas de preferência (Figura 3.24) é possível constatar um comportamento distinto entre populações, que preferem profundidades inferiores no troço de cabeceira, i.e., Zona 1 (Angueira), ao contrário das populações das Zonas 2 (Serapicos) e Zona 3 (S. Joanico) entre 41 e 60 cm.

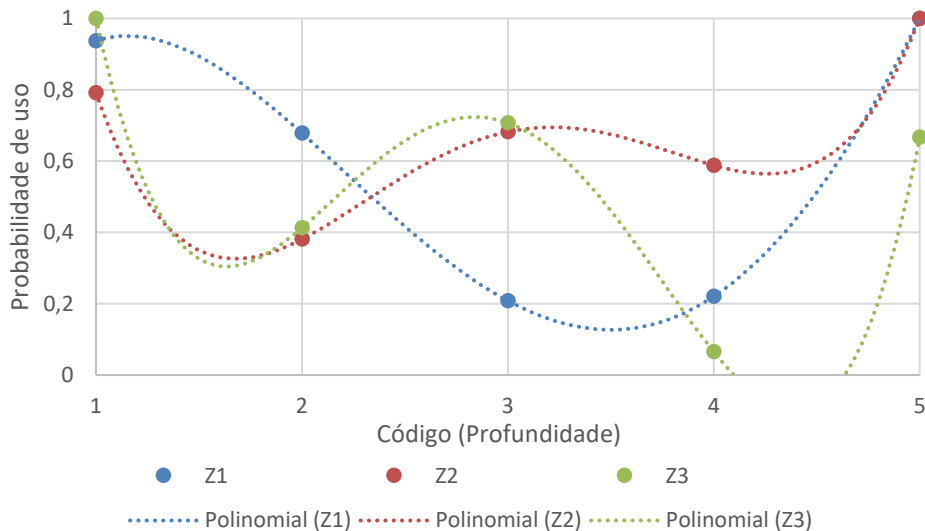


Figura 3. 24 – Uso do Habitat (Profundidade Total): Curvas de preferência para a panjorca-do-esla (inverno de 2024) (Códigos - 1: < 21; 2: 21-40; 3: 41-60; 4) 61-80; 5 > 80 cm).

b) Substrato Dominante:

- Aparentemente existe uma tendência para a panjorca-do-esla ser encontrada em

zonas de gravilha e pedras, substrato mais comum no rio Angueira (Figura 3.25), onde encontram facilmente refúgio, contando ainda com a cobertura de macrófitos.

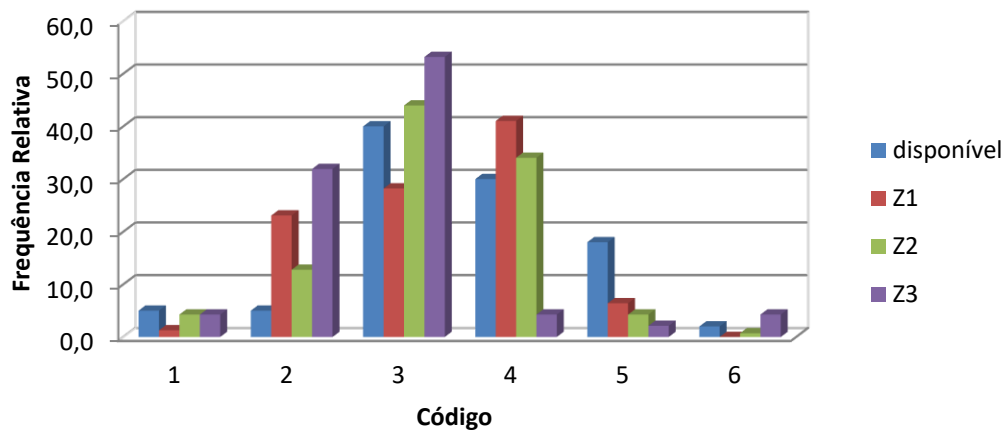


Figura 3. 25 – Uso do Habitat (Substrato dominante): Frequência relativa (%) para a panjorca-do-esla (Rio Angueira, inverno de 2024). (Código 1: detritos plantas; 2: areia; 3: gravilha; 4: pedras; 5: blocos; 6: rocha-mãe).

- Através da análise das curvas de preferência (Figura 3.26) observou-se uma preferência por substratos de gravilha, típicos das zonas de riffle onde podem encontrar alimento mais abundante e suficiente refúgio.

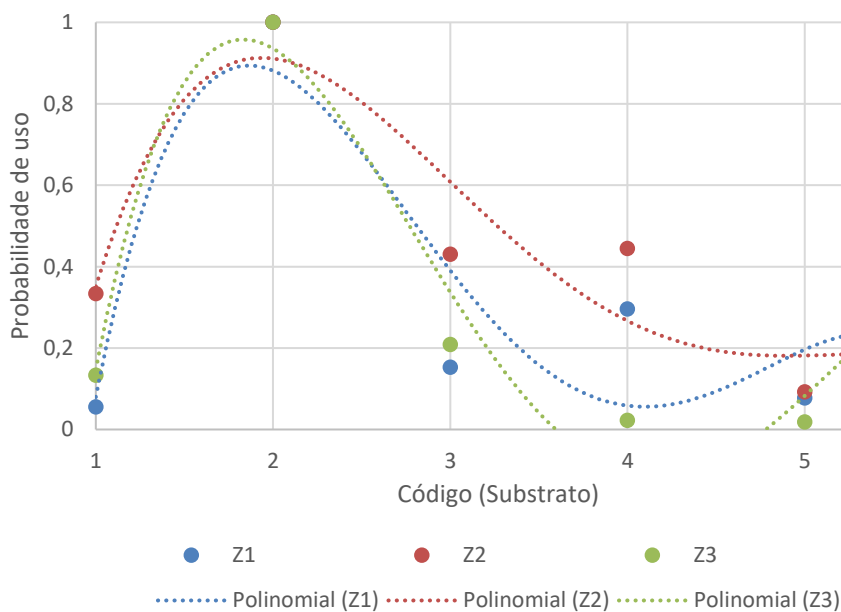


Figura 3. 26 – Uso do Habitat (Substrato dominante): Curvas de preferência para a panjorca-do-esla (inverno de 2024) (Código 1: detritos plantas; 2: areia; 3: gravilha; 4: pedras; 5: blocos; 6: rocha-mãe).

c) Velocidade da corrente na coluna de água:

- Para a variável da velocidade na coluna de água (Figuras 3.27 e 3.28), observou-se que a panjorca-do-esla se encontra, no inverno, maioritariamente em locais onde a velocidade na coluna de água é inferior. De facto, os requisitos alimentares são baixos (poiquilotermia), pelo que a espécie tende a evitar o maior dispêndio energético.

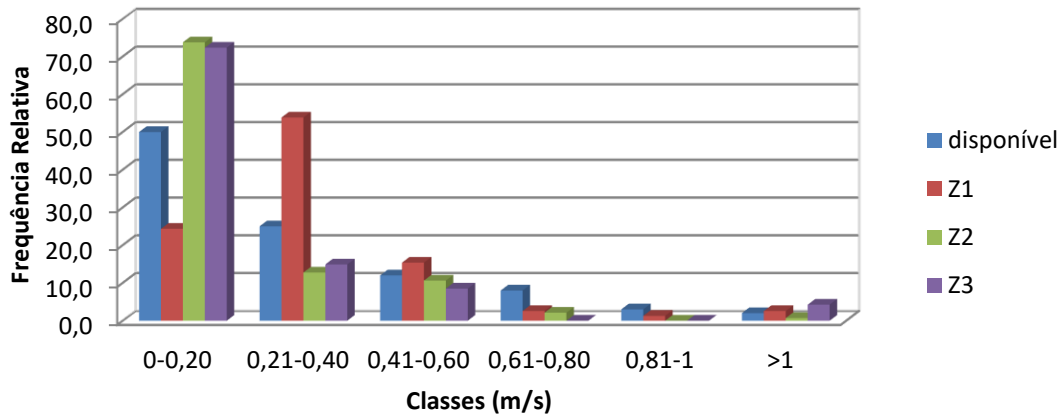


Figura 3. 27 – Uso do Habitat (Velocidade da corrente na coluna de água): Frequência relativa (%) para a panjorca-do-esla (Rio Angueira, inverno de 2024).

No entanto, as curvas de preferência (Figura 3.28) mostram preferência por zonas onde a velocidade da corrente na coluna de água não ultrapassa 0,30 m/s.

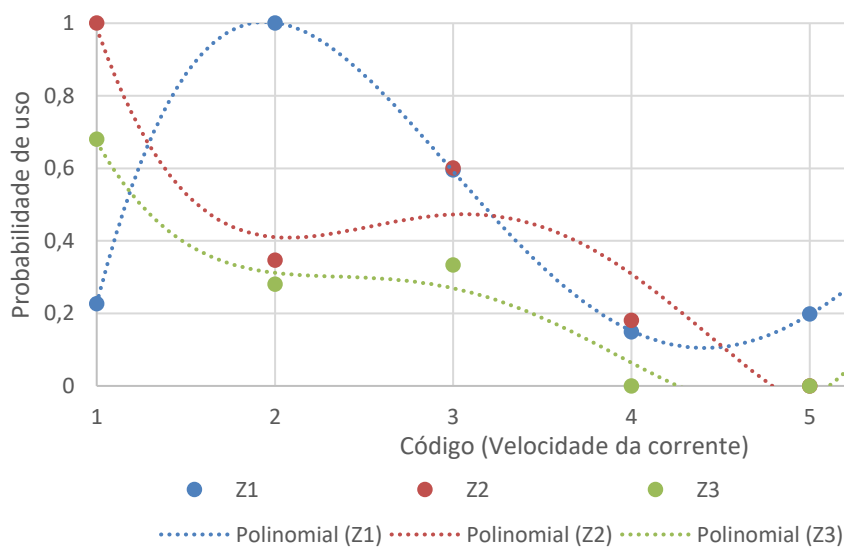


Figura 3. 28 – Uso do Habitat (Velocidade da corrente na coluna de água): Curvas de preferência para a panjorca-do-esla (Rio Angueira, inverno de 2024). (Código 1: 0-0,2m/s; 2: 0,21-0,4m/s; 3: 0,41-0,6m/s; 4: 0,61-0,8m/s; 5: 0,81-1m/s; 6: >1m/s).

c) Cobertura:

Relativamente à cobertura verificou-se que o uso superior (Figura 3.29) corresponde ao substrato presente no leito do rio, i.e. gravilha, pedras e blocos, mas também aos extensos leitos de macrófitos aquáticos (e.g. *Ranunculus* sp.)

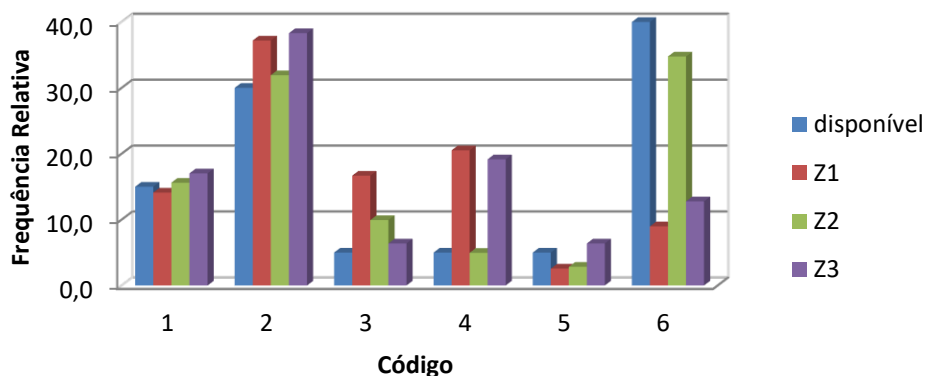


Figura 3. 29 – Uso do Habitat (Cobertura): Frequência relativa (%) para a panjorca-do-esla (Rio Angueira, inverno de 2024). (Código 1: sem cobertura; 2: gravilha, pedras e blocos; 3: vegetação ripícola saliente; 4: raízes e margens escavadas; 5: folhada e algas filamentosas; 6: macrófitos aquáticos).

Os padrões de uso do habitat mencionados aparecem confirmados com a elaboração das curvas de preferência (Figura 3.30).

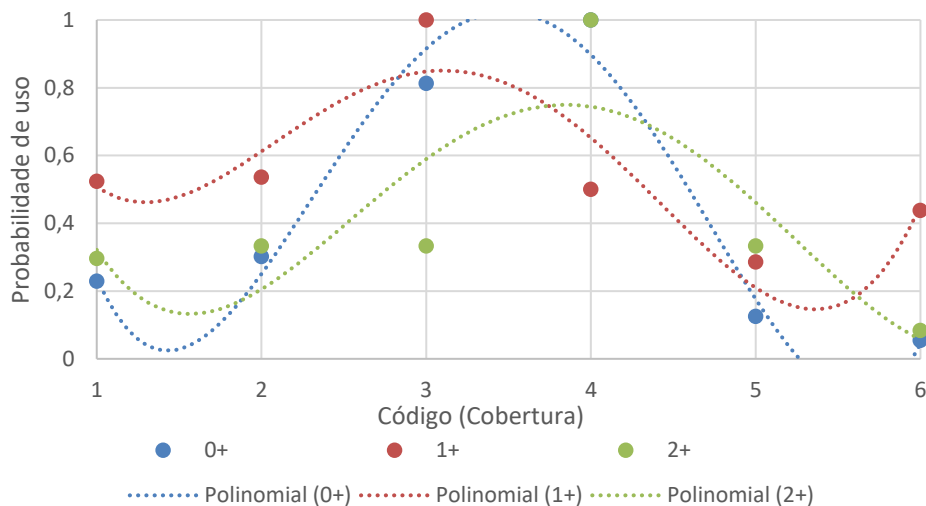


Figura 3. 30 – Uso do Habitat (Cobertura): Curvas de preferência (%) para a panjorca-do-esla (Rio Angueira, inverno de 2024). (Código 1: sem cobertura; 2: gravilha, pedras e blocos; 3: vegetação ripícola saliente; 4: raízes e margens escavadas; 5: folhada e algas filamentosas; 6: macrófitos aquáticos).

3.4. Transponibilidade dos açudes pela fauna piscícola

Na avaliação da transponibilidade dos açudes das 3 zonas de estudo, seguiram-se os procedimentos sequenciais de identificação e classificação da fauna piscícola nativa do Rio Angueira (Tabela 3.8) e da classificação do obstáculo com a medição das correspondentes características usadas na aplicação dos moduladores desenvolvidos por Solà et al. (2011) para obtenção do Índice de Continuidade Fluvial – ICF (Tabela 3.9).

Tabela 3. 8– Identificação e classificação da fauna piscícola nativa do Rio Angueira, com a adaptação do agrupamento de espécies piscícolas, segundo Solà et al. (2011) às espécies piscícolas autóctones portuguesas, de acordo com Bochechas (2014).

GRUPO	DEFINIÇÃO	ESPÉCIES PRESENTES
Grupo 3 (G3)	Espécies migradoras potamódromas com moderada ou baixa capacidade de transpor obstáculos	<i>Luciobarbus bocagei</i>
Grupo 3a (G3a)	Espécies de médio e grande porte, com moderada capacidade de transpor obstáculos	<i>Squalius carolitertii</i> <i>Pseudochondrostoma duriense</i>
Grupo 3b (G3b)	Espécies de pequeno porte, com baixa capacidade de transpor obstáculos	<i>Achondrostoma asturicense</i>

A avaliação foi feita apenas para a primavera, no período de reprodução das espécies nativas (e.g., leuciscídeos e ciprinídeos), que por norma encetam pulsos migratórios na procura de habitats adequados. Os resultados obtidos para o ICF (Tabela 3.9) sugerem uma incapacidade dos peixes para ultrapassarem os 3 obstáculos (açudes).

Tabela 3. 9 - Valores dos parâmetros para aplicação do ICF nos açudes no rio Angueira (maio 2025).

Açude	h (m)	z (m)	Tz (m)	Tw (m)	ICF
Zona 1 (Angueira)	0,80	1,0	0,05	6,0	0 (Mau)
Zona 2 (Serapicos)	1,6	0,5	0,05	1,0	0 (Mau)
Zona 3 (S. Joanico)	2,0	0,5	0,20	2,2	0 (Mau)

Segundo o ICF a condição intransponibilidade é uma realidade para os 3 açudes, tendo em conta o grupo de peixes nativos presentes, *i.e.*, grupo de peixes de médio e grande porte (G3a- *P. duriense*, *S. carolitertii*, e *L. bocagei*) e grupo de peixes de pequeno porte (G3b- *Achondrostoma asturicense*) a altura da queda de água *h* supera sempre os valores máximos estipulado para estas espécies (G3a < 0,30 m e G3b < 0,20 m), inviabilizando a possibilidade de passarem sobre os obstáculos.

3.5. Propagação seminal

3.5.1. Taxas de Germinação

No total, foram semeadas 1760 sementes, as quais 960 são do amieiro-ibérico, 360 são do freixo, 160 do abrunheiro-bravo, 160 do pilriteiro e 120 do jasmineiro-do-monte (Tabela 3.10). A identificação das amostras está relacionada com a região do Rio Angueira onde foram coletadas, com exceção das amostras A-IPB1 e A-IPB2.

Tabela 3. 10 – Dados de identificação e coleta das sementes.

Amostra	Espécie	Local de Coleta	Data de Coleta	Qt. Sementes	Data de Sementeira
F1-a	Freixo	Rio Angueira	dez/24	120	Semana 1
F2	Freixo	Rio Angueira	dez/24	120	Semana 1
Ps-a	Abrunheiro	Rio Angueira	out/24	120	Semana 1
A1-a	Amieiro	Rio Angueira	dez/24	120	Semana 2
A2-a	Amieiro	Rio Angueira	dez/24	120	Semana 2
A3-a	Amieiro	Rio Angueira	dez/24	120	Semana 2
A-IPB1	Amieiro	IPB	jan/25	120	Semana 2
A-IPB2	Amieiro	IPB	jan/25	120	Semana 2
Ce-a	Crataegus	Rio Angueira	out/24	120	Semana 3
Jf	Jasmineiro	Rio Angueira	out/24	120	Semana 3
F1-b	Freixo	Rio Angueira	dez/24	120	Semana 3
A2-b	Amieiro	Rio Angueira	dez/24	120	Semana 5
A3-b	Amieiro	Rio Angueira	dez/24	120	Semana 5
Ce-b	Crataegus	Rio Angueira	out/24	40	Semana 5
Ps-b	Abrunheiro	Rio Angueira	out/24	40	Semana 5
A1-b	Amieiro	Rio Angueira	dez/24	120	Semana 5

As sementes do amieiro-ibérico semeadas na semana 2, iniciaram a sua germinação entre a semana 3 e a semana 5, atingindo um nível de estabilidade a partir da semana 6 (Figura 3.31). As sementes semeadas na semana 5, iniciaram a germinação entre a semana 6 e 7, atingindo um nível de estabilização a partir da semana 7. As sementes plantadas posteriormente provêm das mesmas amostras coletadas no Rio Angueira (com distinção na identificação entre “a” e “b”, enfatizando a ordem de semeadura). Durante a sementeira da 1ª porção das sementes, a 2ª se manteve humidificada nos recipientes com água até a sua sementeira, na semana 5.

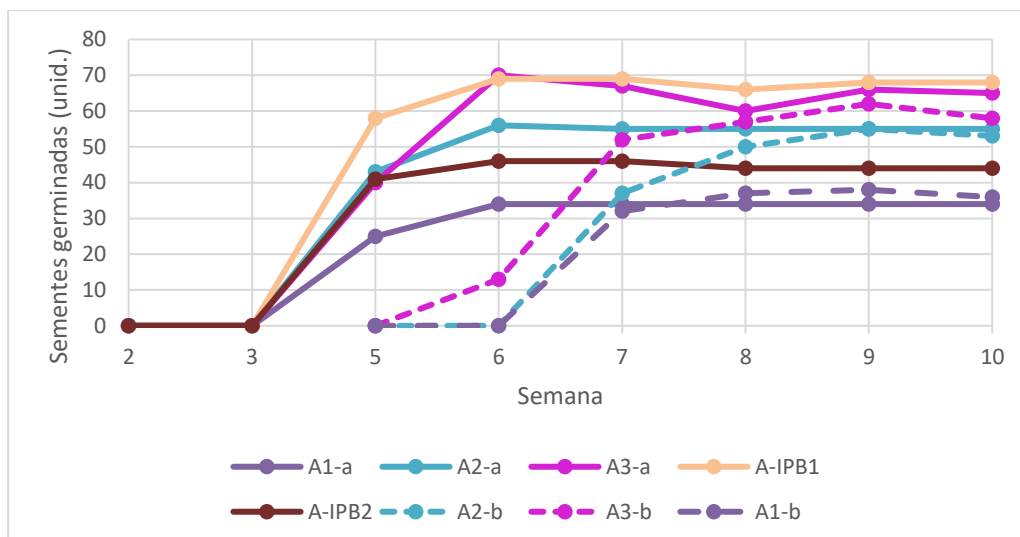


Figura 3. 31 – Evolução de germinação do amieiro-ibérico (*Alnus lusitanica*).

As sementes de amieiro apresentaram uma taxa de germinação média de 44,8%, englobando todas as amostras semeadas, com desvio padrão de 10,5%. Quando analisadas separadamente, a taxa variou por volta dos 28% (A1-a) e 58% (A3-a), com pouca diferença entre as sementes da mesma amostra semeadas em períodos diferentes (Figura 3.32).

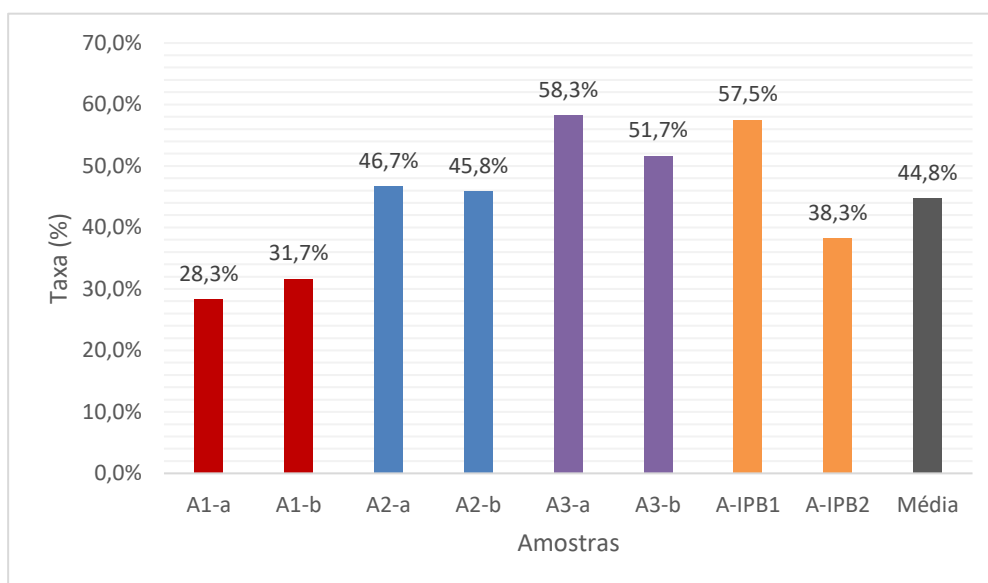


Figura 3. 32 – Taxas de germinação do amieiro-ibérico (*Alnus lusitanica*).

A taxa de germinação de $44,8 \pm 10,5\%$ se deu pela utilização de sementes conservadas em refrigeradores a $1 \sim 4^\circ\text{C}$ por 2 a 3 meses e submersas em água por 1 e 3 semanas (amostras “a” e “b”, respetivamente), além de uma lavagem com água oxigenada (H_2O_2) por 24h a uma solução de 10% (solução comercial). As amostras

coletadas no Rio Angueira não apresentaram resultados efetivamente distantes dos obtidos com as amostras do IPB, o que superficialmente, pode revelar que a localização dos indivíduos em meio urbano não necessariamente afeta a sua efetividade de reprodução, levando em conta os dados sobre germinação. Entretanto, para a afirmação de tal relação, estudos abrangendo outros fatores que podem influenciar no resultado devem ser realizados.

As sementes dos freixos também foram semeadas em períodos distintos. As amostras F1-a e F2 foram semeadas na semana 1, enquanto a amostra F1-b foi semeada na semana 3, porém todas iniciaram a sua germinação no mesmo período, entre a terceira e a quinta semana do estudo (Figura 3.33). A amostra F1-b é composta pelas mesmas sementes de F1, o que explica o comportamento da taxa de germinação bem próximo das duas. Até a semeadura de F1-b, as sementes se mantiveram umidificadas e em processo de germinação.

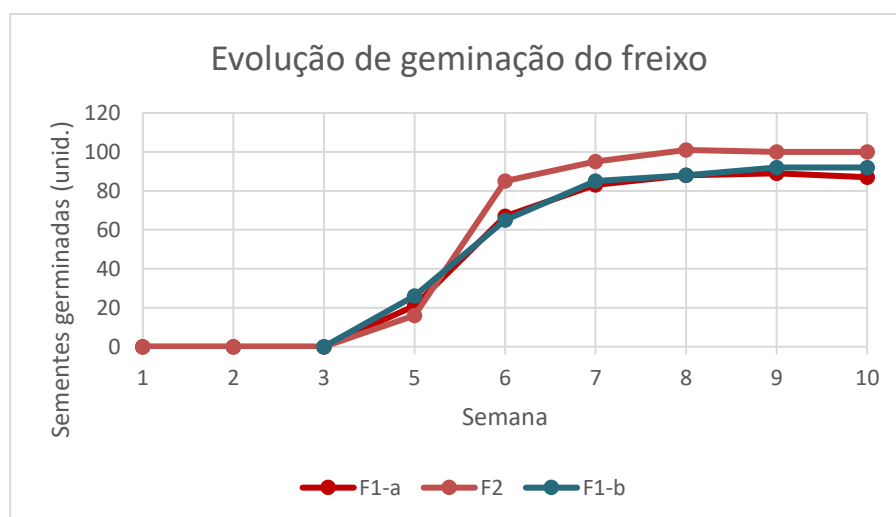


Figura 3. 33 – Evolução de germinação do freixo (*Fraxinus angustifolia*).

As sementes de freixo apresentaram uma taxa de germinação média de 78,3% envolvendo todas as amostras, com desvio padrão de 5,2%. Quando analisadas separadamente, as sementes de F2 apresentaram melhor taxa que F1-a e F1-b, que por sua vez, tiveram taxas de germinação muito próximas, apesar da diferença no tempo de semeadura (Figura 3.34). A diferença entre a germinação de F2 e de F1 (“a” e “b”), ocorre por uma baixa variação entre indivíduos, mas não possui relação com a área em que ocorrem, já que ambas as amostras são da mesma região, 3 km a montante de Vila Chã da Ribeira (Vimioso).

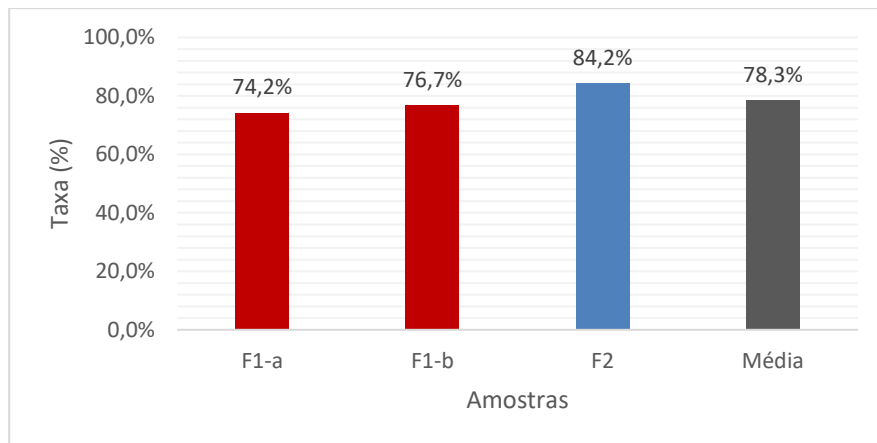


Figura 3. 34 – Taxas de germinação do freixo (*Fraxinus angustifolia*).

As sementes de abrunheiro-bravo foram semeadas na semana 1, com aumento efetivo na germinação entre a terceira e a quinta semana (Figura 3.35), se estabilizando a partir da semana 6, com um pico de germinação de 52 sementes, o que representa uma taxa de germinação de 43,3% para a espécie. As sementes plantadas na semana 5 (Ps-b), provieram de sementes que sobraram das analisadas desde a semana 1, e não obtiveram resultados de germinação.

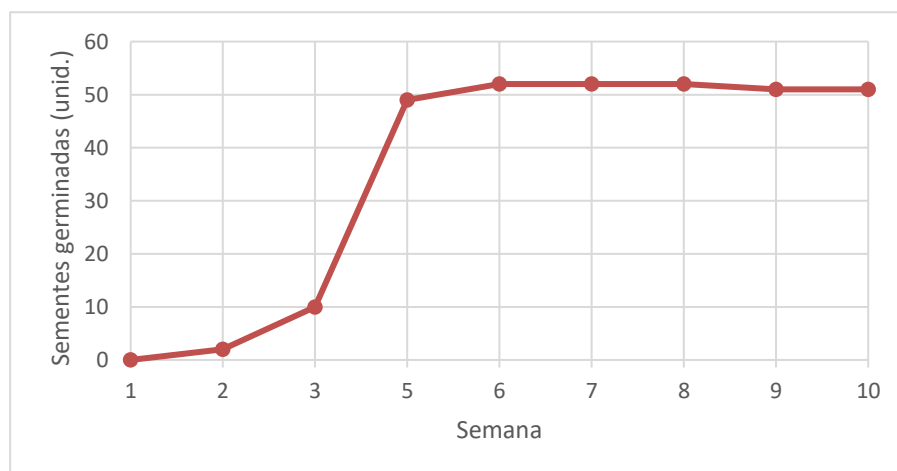


Figura 3. 35 – Evolução de germinação do abrunheiro-bravo (*Prunus spinosa*).

As sementes do jasmineiro-do-monte foram semeadas na semana 3, com um comportamento de germinação lento e gradual a partir das primeiras semanas após semeadas (Figura 3.36). A estabilidade no número de germinação só aconteceu entre a nona e a décima semana do estudo, com uma quantia de 18 mudas germinadas, representando uma taxa de germinação de 15%.

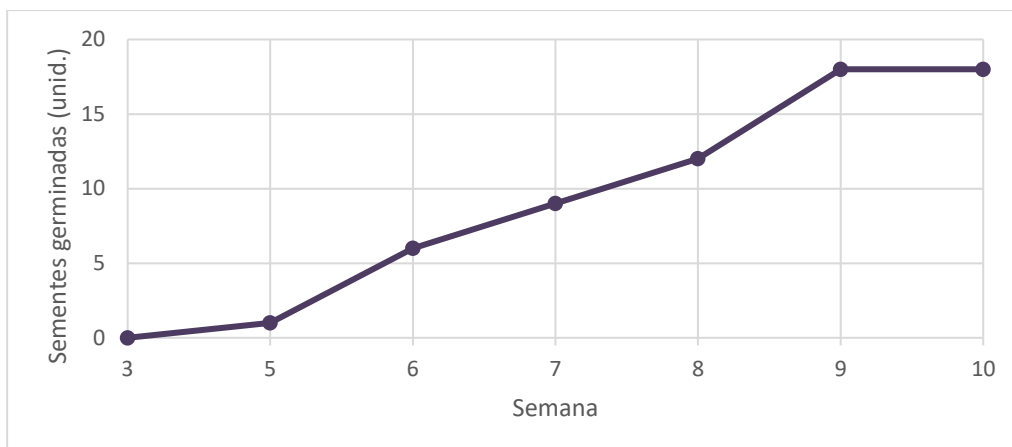


Figura 3. 36 – Evolução de germinação do jasmineiro-do-monte (*Jasminum fruticans*).

As sementes de pilriteiro (*Crataegus monogyna*), semeadas tanto na semana 3 quanto na semana 5, não germinaram, assumindo uma taxa de germinação igual a 0% para a metodologia utilizada. Assim, o método não se mostrou eficaz para vencer o estado de dormência da espécie. Em novos estudos de germinação, sugere-se o uso de outros tratamentos para a quebra de dormência do *Crataegus monogyna*, como a sua escarificação e permanência em câmaras de germinação a frio (4°C) ou em condições naturais (por volta de 6,5°C) por 4 meses antes da semeadura, metodologias que atingiram 76±1,63% e 67,5±3,41%, respetivamente, segundo Kheloufi *et al.* (2019).

3.5.2. Teste de viabilidade e pesagem do amieiro-ibérico (*Alnus lusitanica*)

O teste de viabilidade do amieiro-ibérico foi realizado com 30 sementes, onde 23 das sementes continham material genético em seu interior, resultando em uma taxa de 76,7% de sementes viáveis. Fazendo uma relação com os resultados da taxa de germinação de A3 (média de 55% entre A3-a e A3-b), o resultado de viabilidade revela que, em média, 72% das sementes viáveis germinaram a partir da metodologia de germinação utilizada (Tabela 3.11).

Tabela 3. 11 – Resultados do teste de viabilidade do amieiro-ibérico (amostra A3).

Teste de Viabilidade do amieiro-ibérico (amostra A3)		
Taxa de Viabilidade	Taxa de Germinação	Germinação das Viáveis
76,7%	55%	71,7%

A pesagem das sementes do amieiro-ibérico foi realizada com 100 sementes e resultou em um peso médio de 1 mg (ou 0,001g) por cada semente.

3.6. Avaliação e Propostas de Restauro Ecológico das Áreas de Intervenção

3.6.1. Restauro Ecológico de Aldeia de Angueira

A Zona 1, localizada na aldeia de Angueira, refere-se ao troço do Rio Angueira onde ocorre uma barreira física. O local é conhecido como “Parque de Merendas e Praia Fluvial de Angueira”, contando com uma estrutura de lazer para a realização de atividades ao ar livre e de apoio aos visitantes. A região também conta com áreas privadas e de cultivo agrícola em todo o seu redor, além de uma estrada de acesso (Figura 3.37).



Figura 3. 37 – Mapa de caracterização do troço Aldeia de Angueira.

A vegetação ripícola existente apresenta-se de forma mais densa no início da margem esquerda do local (locais de amostragem A4 e A3), a montante da barreira, com algumas pequenas oportunidades de melhoria na diversidade das espécies vegetais e melhor disposição de ensombramento nas margens deste troço (Figura 3.38).



Figura 3. 38 – Vegetação Ripícola já existente no troço da “Aldeia de Angueira”.

Na margem direita, encontra-se a área de apoio da praia fluvial, com a vegetação dividida por gramíneas e alguns indivíduos plantados de choupo-híbrido (*Populus deltoides*) (Figura 3.39).



Figura 3. 39 – Margem direita do Rio Angueira, a montante da barreira da Aldeia de Angueira.

Este troço da margem conta com uma estabilização do solo com blocos e betão, para manter a integridade da margem da área balneável da praia fluvial. Em ambas as margens, a jusante da barreira, a vegetação resume-se a gramíneas e a poucos indivíduos não contínuos, com grande influência de zonas de cultivo agrícola no entorno, como é perceptível na Figura 3.37. Durante as visitas realizadas ao local para a coleta de dados, também foi constatada a presença de gado na área, alimentando-se das gramíneas presentes nas margens e de vegetação aquática (Figura 3.40).



Figura 3.40 – Presença de gado às margens do Rio Angueira (Angueira).

A barreira no local justifica pela presença da praia fluvial e regadio associado, tendo-se constatado o crescimento massivo de macrófitos nas águas da albufeira (Figura 3.41), condicionando o uso balnear da zona no período estival.



Figura 3.41 – Processo de eutrofização à montante da barreira (Angueira).

Este processo ocorre devido à baixa corrente, gerada pela presença da barreira, à falta de sombreamento da água e consequente exposição à luz solar em grande parte do dia, e à existência de atividades agrícolas na área de drenagem do rio. A barreira também é utilizada como ponte de acesso a automóveis, apesar da existência de outras alternativas (Figura 3.37).

Para o restauro ecológico do trecho, é proposto que a barreira passe por modificações que melhorem a harmonia do ecossistema local (Figura 3.42). Como constatado através do ICF, a barreira da Aldeia de Angueira não oferece a possibilidade de transponibilidade de peixes, apresentando-se como um fator de ameaça a essas espécies. Assim, deve ser construída uma escada para peixes para possibilitar a passagens dos animais (ver exemplo da Figura 3.43). O tráfego de automóveis no local também deve, se possível, ser encerrado.



Figura 3. 42 – Proposta de restauro ecológico do trecho Aldeia de Angueira.

As escadas para peixes consistem sucessão de pequenas bacias conectados por paredes transversais com fendas ou orifícios que dividem a altura total da barreira em quedas menores (Figura 3.43), para garantir que as condições hidráulicas no interior

estejam dentro da capacidade física da fauna piscícola, e assim permitir sua transposição (Sanz-Ronda *et al.*, 2019). Esta estrutura pode ser usada em obstáculos de pequeno a médio porte, como o caso da Aldeia de Angueira.

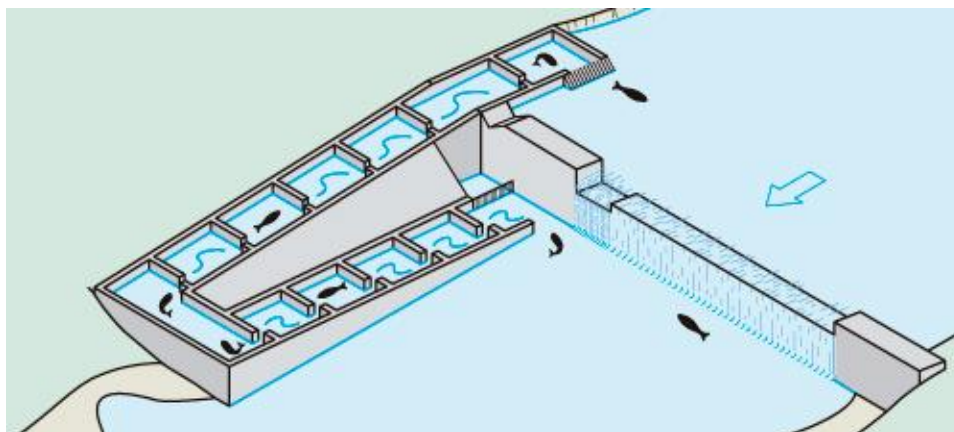


Figura 3. 43 – Esquematização de uma escada de peixes (Fonte: MDT & CERM, 2025).

No reflorestamento do local, é proposto que haja a adição de espécies arbustivas e frutíferas indígenas na margem esquerda, a montante da barreira, para aumentar a diversidade biológica, como exemplo o pilriteiro, o abrunheiro-bravo, o jasmineiro-do-monte, e outras espécies importantes ao local, como o sabugueiro (*Sambucus nigra*), a cerejeira-brava (*Prunus avium*), os salgueiros (*Salix sp.*) e o freixo (*Fraxinus angustifolia*).

Na proximidade da escada de peixes e a jusante da barreira, também é proposto que haja a adição de vegetação em ambas as margens, com principal destaque às arbóreas (incluindo o amieiro-ibérico), que irão oferecer ensombramento para as espécies menores (garantindo a sucessão ecológica) e para o curso fluvial, o que dificulta a floração de algas e retarda processos de eutrofização. O sombreamento da estrutura hidráulica também é essencial para evitar o aumento da temperatura da água, que pode afastar os animais em épocas de altas temperaturas, durante o verão.

No troço que compreende a área de apoio à praia fluvial, é proposto que os choupos plantados sejam substituídos gradualmente por amieiros-ibéricos, a medida que as espécies morram. A sugestão justifica-se pela incomodidade que os choupos causam às pessoas, i.e., pelo excesso residual causado pelas sementes na época de reprodução da espécie. Como evidenciado na figura 3.39, os exemplares sofreram recentemente uma poda drástica, o que facilita o surgimento de pragas e doenças que diminuem o ciclo de vida das árvores (Martins *et al.*, 2010). É importante ressaltar que,

de acordo com a Sociedade Portuguesa de Alergologia e Imunologia Clínica (2015), apesar do incómodo causado, as sementes de choupo não devem ser associadas a quadros de alergia ao pólen, como costuma acontecer pelo senso comum.

3.6.2. Restauro Ecológico de Serapicos

A Zona 2 corresponde ao troço situado na proximidade Aldeia de Serapicos, na denominada Praia Fluvial de Serapicos, quer contempla uma albufeira de armazenamento de água, sustentada por uma barreira física no curso do Rio Angueira. A área conta com estradas em seu entorno e algumas áreas privadas, bem próximas à área rural. O local também conta com uma área de apoio para a praia fluvial, com estrutura para o lazer dos seus visitantes (Figura 3.44).



Figura 3. 44 – Mapa de caracterização do troço Serapicos (Zona 2).

A vegetação ripícola existente em Serapicos encontra-se de forma bem consolidada a jusante da barreira, com algumas oportunidades de diversificação das espécies vegetais. A montante da barreira, é possível notar uma descontinuidade da vegetação, com zonas da margem do rio cobertas por gramíneas e outras com fragmentos de vegetação em crescimento (Figuras 3.44 e 3.45).



Figura 3. 45 – Vegetação Ripícola já existente no troço de Serapicos.

A zona que compreende a praia fluvial também conta com algumas espécies autóctones, como a cerejeira-brava (*Prunus avium*), o falso-plátano (*Acer pseudoplatanus*) e indivíduos do gênero *Tília sp.*, que auxiliam na manutenção da biodiversidade local (Figura 45).



Figura 3. 46 – Zona da praia fluvial de Serapicos.

A proposta de restauro do local contempla o reflorestamento de todo o troço das margens que não possui uma vegetação ripícola contínua e consistente, incluindo as áreas que necessitam de maior diversificação de espécies. A área mais necessitada de intervenção na galeria ripícola se encontra a montante da barreira (Figura 3.47).

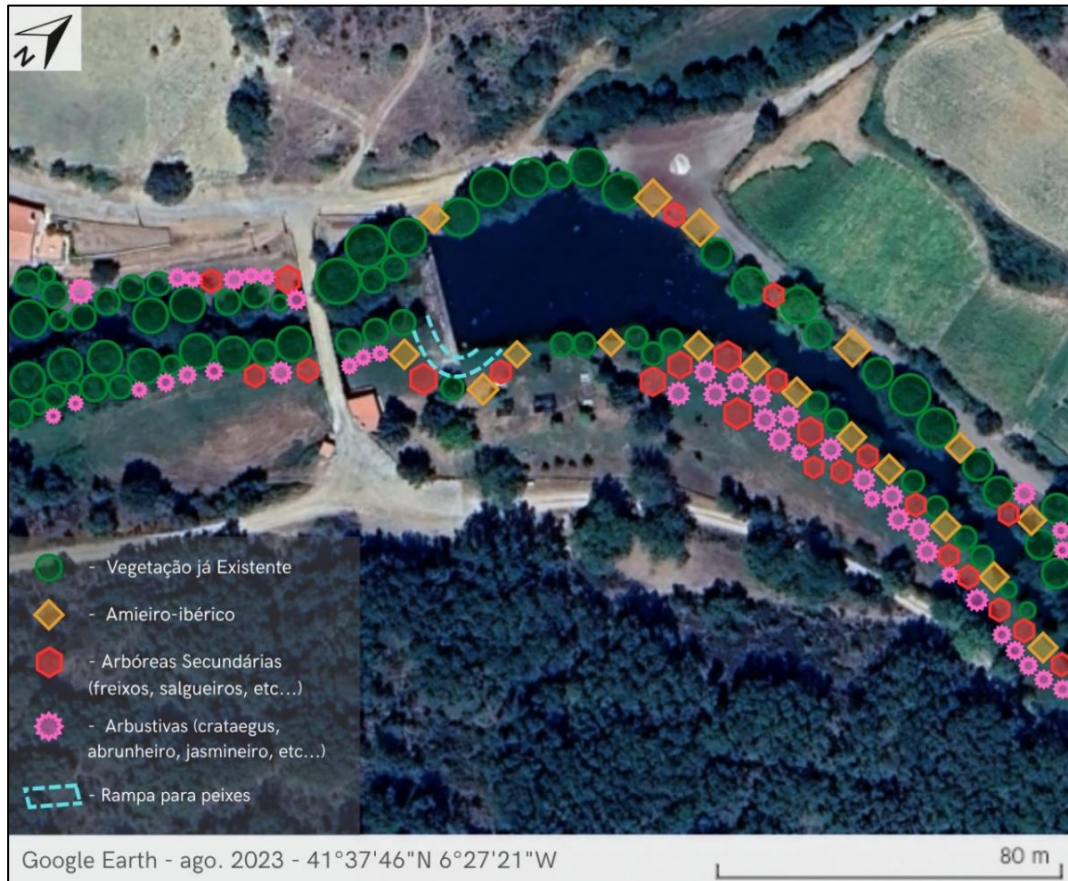


Figura 3. 47 – Proposta de restauro ecológico do trecho São Joanico.

O restauro também conta com a adaptação da barreira com a implantação de uma rampa lateral naturalizada que permitirá facilitar a conectividade fluvial e a migração das espécies piscícolas e outras, nos 2 sentidos, i.e. ascendente e descendente. A escolha do dispositivo de transponibilidade justifica-se pelos benefícios proporcionados no ecossistema, além da possibilidade de reaproveitamento do desenho que se formou na ponta esquerda da barragem e das rochas que já se encontram naturalmente no local (Figura 3.38). A plantação de espécies arbóreas de porte grande, como o amieiro-ibérico, os freixos e salgueiros, terão a função de oferecer sombra à passagem de peixes e proporcionar o isolamento visual, sem interferir no acesso dos banhistas à praia fluvial.



Figura 3. 48 – Ponta esquerda da barreira de Serapicos.

3.6.3. Restauro Ecológico de São Joanico

A Zona 3, i.e., o troço situado na proximidade de São Joanico compreende uma área localizada a montante da aldeia, cuja conectividade fluvial está limitada pela presença de uma barreira física, embora exista ainda um canal de irrigação (levada), utilizados para desviar água para cultivos agrícolas próximos. A área também possui uma estrada que acompanha o curso fluvial do Rio Angueira e áreas privadas em seu entorno (Figura 3.49). A área florestada à direita da estrada é uma região de alto relevo.

A vegetação ripícola apresenta-se de forma moderadamente regular, cobrindo quase toda a margem direita do rio, com poucas áreas descobertas ou com espécies vegetais em estágio de crescimento. A margem esquerda possui áreas com necessidade de reflorestamento, sobretudo a jusante da barreira e no troço que compreende o canal, pois estão dominadas maioritariamente por gramíneas e zonas fragmentadas de árvores ripárias (Figura 3.50).

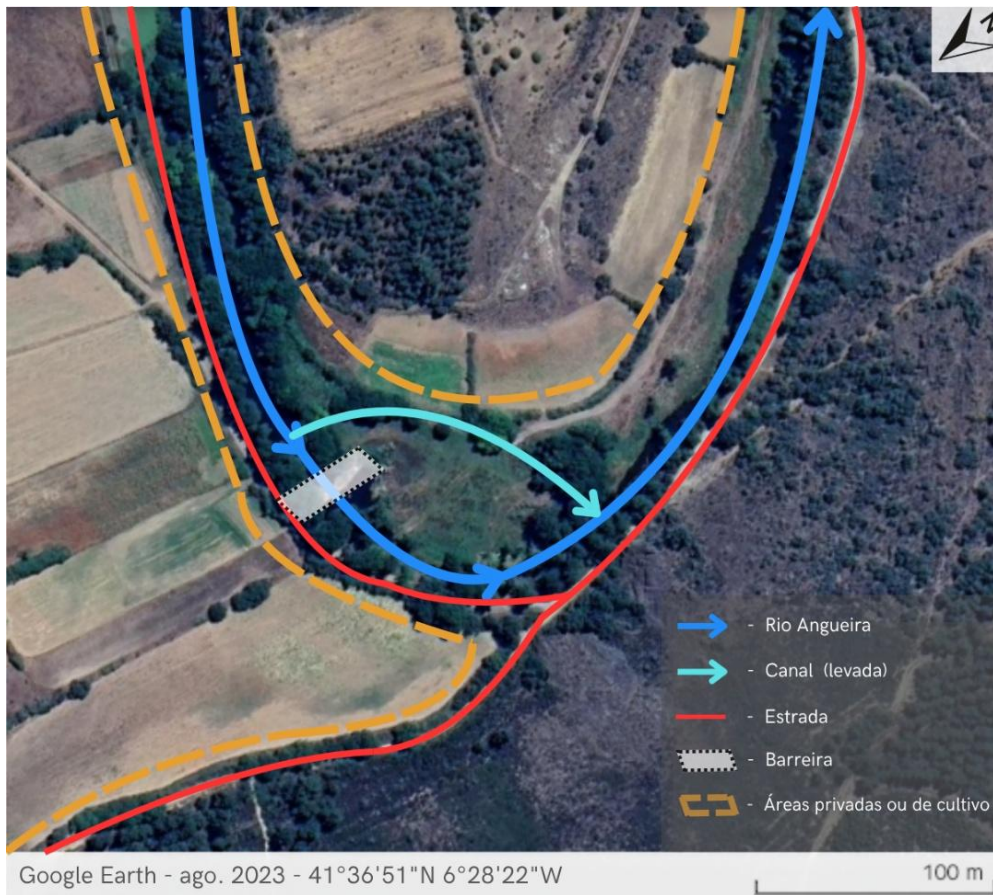


Figura 3. 49 – Mapa de caracterização do trecho (Zona 3).



Figura 3. 50 – Vegetação Ripícola já existente no trecho de São Joanico.

A área que compreende o espaço entre o curso fluvial e o canal do Rio Angueira, caracteriza-se como uma zona de lameiro, importante local de inundação do rio em períodos de cheia (Figura 3.51). Estas formações de zonas húmidas possuem uma grande relevância ecológica, pois desempenham um papel fundamental como áreas de abrigo, de alimentação e de reprodução de muitas espécies de fauna autóctone e migratória (Palombar, 2025). As espécies ripárias também fazem parte deste cenário, contribuindo com a preservação do solo, do curso fluvial e das demais espécies vegetais e animais. Portanto, o reflorestamento das margens com vegetação ripícola torna-se essencial para a estabilidade do ecossistema e para a recuperação de todas as suas funções naturais.



Figura 3. 51 – Zona de lameiro presente no trecho de São Joanico.

A proposta de restauro da área de São Joanico envolve o reflorestamento de toda a margem do curso fluvial sem vegetação ripícola, incluindo a área do canal, que necessita de reforço de espécies arbóreas grandes como o amieiro-ibérico, o freixo e salgueiros para disponibilizar ensombramento (Figura 3.52). O canal já existente funciona como um desvio do rio (*river bypass*), que permite a passagem de peixes através da barreira física sem prejudicar a sua migração. Portanto, fornecer ensombramento no percurso dos animais torna-se essencial.



Figura 3. 52 – Proposta de restauro ecológico do trecho São Joanico.

O desvio de rios é uma técnica hidráulica de engenharia natural que consiste na criação de um canal artificial naturalizado com estruturas para conduzir a água (Figura 3.53), dissipando energia através de defletores e permitindo a passagem segura de peixes (Makrakis *et al.*, 2019).

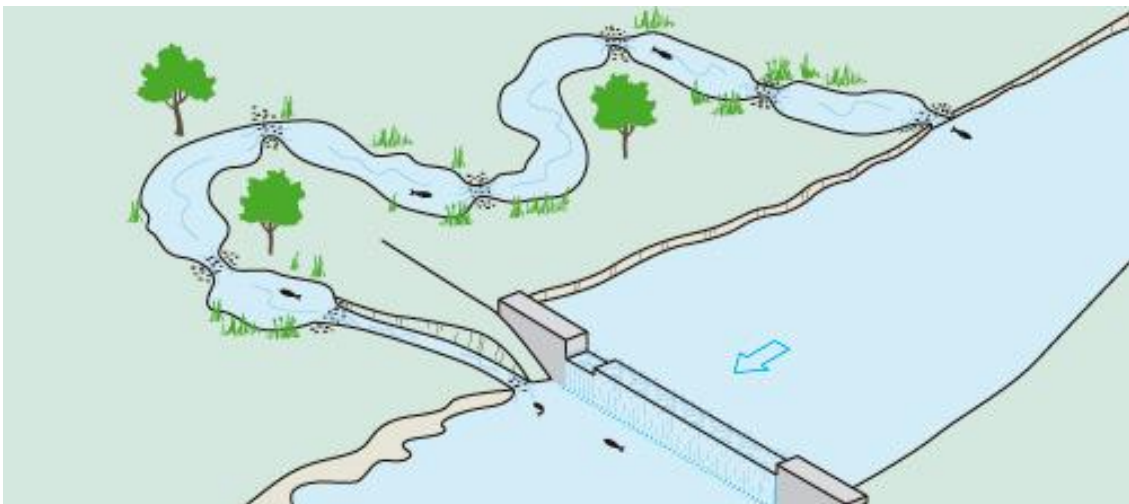


Figura 3. 53 – Esquemática de um desvio de rios (*river bypass*) (Fonte: MDT & CERM, 2025).

Na caracterização biológica do Rio Angueira na Zona 3, São Joanico, foi constatada a possibilidade de passagem dos peixes através do canal (levada), dado que foram capturados indivíduos da panjorca-do-esla (*Achondrostoma asturicense*) no seu curso. Entretanto, há possibilidades de melhoria no canal através da adição de elementos “naturais” como rochas e blocos, que funcionam como defletores e auxiliam na heterogeneidade do *habitat*, contribuindo também para a biodiversidade local.

É ainda proposta a construção de uma rampa para peixes no curso principal do rio, na margem direita da barreira física, de modo a facilitar a migração dos peixes. Nestas estruturas é possível recorrer a blocos de dimensão apreciável que servem para criar uma “rampa” (Figura 3.54) que permite os peixes circularem para montante e jusante do dispositivo (NSWG, 2025). A estrutura forma uma série de poças que facilitam o movimento dos peixes e garantem a transponibilidade de pequenas barreiras, como no caso de São Joanico.

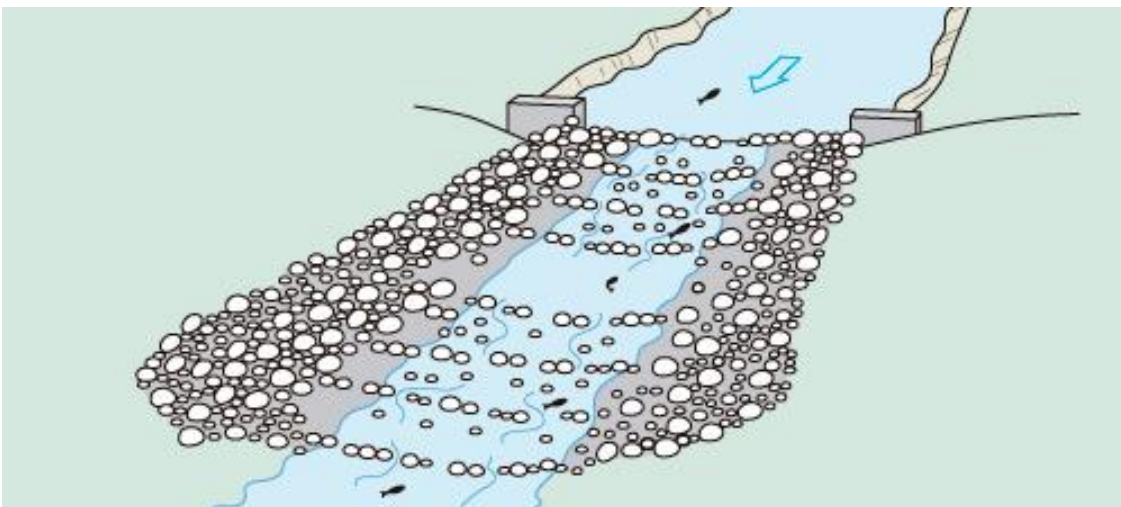


Figura 3. 54 – Esquematização de uma rampa de peixes (Fonte: MDT & CERM, 2025).

4. DISCUSSÃO

Os resultados obtidos demonstram um alto grau de modificação dos habitats naturais do Rio Angueira, (i.e., baseadas em diferentes métricas, caso de HMS, F-IBIP, ICF) tendo em conta as avaliações realizadas nas 3 zonas de amostragem. Todos os parâmetros de qualidade físico-química da água analisados estiveram de acordo com os limiares máximos estabelecidos pela APA, para obtenção da classificação de Excelente ou Bom estado, durante o inverno e a primavera. Contudo, é necessária a reavaliação, nomeadamente durante o verão, quando ocorre a diminuição de precipitação e o fluxo de água e aumento da temperatura da água, características que corroboram para a deterioração da qualidade. Também a avaliação de parâmetros físico-químicos relativos a nutrientes (azoto e fósforo) e matéria orgânica (CBO5, CQO, oxidabilidade) na água, auxilia na deteção de focos de poluição no rio (APA, 2021) e ajuda a entender a origem dos processos de eutrofização que, por norma, ocorrem no Rio Angueira.

A avaliação hidromorfológica apontou a qualidade excelente de habitat (HQA) para Z1 (Local de Angueira) e boa ou inferior para Z2 (Serapicos) e Z3 (S. Joanico), resultados impulsionados pela variedade de características abióticas do canal, como o tipo de substrato e corrente variadas, estruturas e características diversas das margens e vegetação ripícola, especialmente nas zonas lóticicas (A1, A2, A4). Outros estudos, assinalam que diversidade de habitats proporciona a maior qualidade do ecossistema e impulsiona a diversidade biológica (Stein *et al.*, 2014; Carmignotto *et al.*, 2022). Contudo, como reportado pelo índice de modificação do habitat (HMS), todas as zonas de amostragem foram categorizadas como Significativamente Modificadas (SgM), como resultado da influência direta de estruturas de artificialização como pontes, passagens a vau e, principalmente, barreiras físicas como açudes. Estas infraestruturas fragmentam o curso hídrico, impedem ou dificultam a passagem de espécies aquáticas e criam ambientes artificiais, que favorecem a abundância da espécie exótica invasora perca-sol (*Lepomis gibbosus*) no Rio Angueira, a qual possui maiores populações nos troços lânticos criados artificialmente nos açudes (albufeiras a montante das barreiras – A3), em todas as 3 Zonas do presente estudo. Foi verificado que a espécie nativa e endémica panjorca-do-esla (*Achondrostoma asturicense*) possui maior ocorrência nas zonas lóticicas, mais a montante e jusante das barreiras (subáreas A1 e A4), áreas com maior

diversidade de correntes, presença de substrato mais grosseiro (gravilhas e pedras pequenas) e presença de plantas aquáticas (e.g. *Ranunculus sp.*), o que evidencia a preferência da espécie a esta tipologia de habitats. Mas, a qualidade biológica foi classificada como abaixo dos objetivos mínimos da DQA em todas as subáreas das 3 Zonas de amostragem, ou seja, com a classificação Mau para A3 (áreas de albufeira) em todas as Zonas e razoável ou medíocre nos demais locais. A presença de populações mais abundantes de perca-sol nestas áreas impulsionaram o resultado negativo. Apesar da preferência por estas áreas lânticas de maior modificação do habitat, indivíduos desta espécie também foram capturados em áreas de maior ocorrência da panjorca-do-esla (A1 e A2 de Z2 e Z3), demonstrando a necessidade de desenvolver ações de controle de espécies invasoras (Strayer, 2010; Ribeiro *et al.*, 2023; Marchante *et al.*, 2018).

No que respeita à performance da panjorca-do-esla (*Achondrostoma Asturicense*), foram observadas diferenças entre populações amostradas. Os indivíduos amostrados em Z1 apresentaram crescimento proporcional em tamanho e peso (i.e., isométrico), enquanto em Z2 e Z3, demonstraram um crescimento distinto (i.e., alométrico), indicando a necessidade de melhoria no habitat para garantir a sua sobrevivência, a longo prazo. Apesar disso, as análises de distribuição de frequências de comprimento indicaram a presença de indivíduos de idades variadas em Z1 e Z3, com exceção de Z2, que pode ter tido seus resultados enviesados pela menor quantidade de amostras realizadas, sendo necessária uma reavaliação. Os resultados também apontaram para uma maior concentração de indivíduos alevins (< 1+) em Z1 (zona de cabeceira do Rio Angueira), o que indica a possibilidade de preferência da espécie por este local como zona de reprodução. Em relação ao uso do habitat, as populações de panjorca-do-esla mostraram uma preferência por profundidades entre 41-60 cm em Z2 e Z3, e entre 21-40 cm em Z1 (zona de cabeceira do rio) e substratos de gravilha e pedras pequenas, comuns nessas áreas, utilizando também estes elementos como refúgio, juntamente com macrófitos aquáticos. Quanto à velocidade da água, as populações encontraram-se maioritariamente em zonas de velocidade reduzida (abaixo de 0,3m/s), em parte devido à estação do ano, i.e., inverno, onde há menor atividade alimentar. Apesar da tendência observada, a espécie também utiliza outros habitats, embora com menor frequência, como substratos de areias e blocos, e coberturas de vegetação ripícola saliente, raízes,

margens escavadas, folhas, algas filamentosas e até mesmo locais descobertos, além de locais sem correntes. Este comportamento corrobora a necessidade de garantir uma diversidade de habitats e conservação de ecossistemas naturais, favorecendo não só a panjorca-do-esla, como todas as espécies nativas que habitam o Rio Angueira, evitando maior pressão pelas espécies invasoras. É o caso de 2 decápodes, originários da América do Norte, caso dos lagostim-sinal (*P. leniusculus*) e lagostim-vermelho-da-luisiana (*P. clarkii*) que existem em elevadas densidades na bacia do rio Sabor e provocam impactos negativos muito importantes na estrutura das populações nativas e no funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Estas espécies são vetores de uma doença (peste do lagostim) que tem dizimado as populações europeias de lagostim-de-patas-brancas (*Austropotamobius pallipes*), outrora presente na bacia do rio Angueira, embora atualmente se saiba não se tratar de uma espécie nativa (Ascensão, 2011).

A avaliação dos açudes identificou uma transponibilidade nula para todos os grupos de espécies piscícolas nativas presentes no Rio Angueira, dado impossibilitarem a passagem de peixes, como a falta de profundidade de água a jusante do obstáculo (em alguns casos) e a altura do obstáculo muito elevada para a deslocação no sentido ascendente e descendente noutros casos. A passagem ascendente torna-se difícil, muitas vezes, por conta da grande espessura da soleira. Estes obstáculos possuem funções diversas para o bem-estar humano, servindo apoio às praias fluviais e irrigação às atividades agrícolas no entorno do Rio Angueira, mas causam diversos impactos negativos nos ecossistemas, como sejam a interrupção do fluxo natural de sedimentos, a aceleração de processos de eutrofização, a modificação do habitat natural, a fragmentação do ecossistema e impacto na mobilidade de espécies que possuem migrações no seu ciclo de vida, maioritariamente associadas à reprodução (Balletti *et al.*, 2020; Naia & Brito, 2020).

Dado os impactos causados pela antropização do ecossistema e a classificação das Zonas de Estudo do Rio Angueira (Significativamente Modificadas), foram propostos projetos de requalificação com o objetivo de renaturalizar e mitigar os impactos existentes sobre a vegetação ripícola, a fauna piscícola e demais fatores ecológicos, incluindo ainda experiências de propagação vegetal da galeria ripícola do Rio Angueira. Assim, foram realizados ensaios de germinação com espécies nativas, com sementes

coletadas maioritariamente na própria galeria ripícola do curso de água. O amieiro-ibérico (*Alnus lusitanica*), espécie de grande relevância ecológica, i.e., vegetação pioneira e ameaçada por conta do “Declínio do Amieiro” (Ferreira, 2024; Marques *et al.*, 2024; Rodríguez-González, 2025) foi adotado como espécie-chave. O ensaio realizado com a espécie apontou uma taxa de germinação interessante ($44,8\% \pm 10,5\%$), utilizando sementes conservadas em refrigeradores a $1-4^{\circ}\text{C}$ por 2 a 3 meses (antes do pré-tratamento) e submersas em água por 1 e 3 semanas (amostras “a” e “b”, respetivamente). Após o pré-tratamento, foi feita a submersão das sementes com água oxigenada (H_2O_2) comercial por 24h a uma solução de 10%. Estudos externos encontraram uma taxa variando entre: $31 \pm 3,4\%$, com sementes conservadas por 11 meses a $3-4^{\circ}\text{C}$ em caixa hermética fechada; $52,2 \pm 3,4\%$, com sementes submersas em água por 3 dias, numa solução de KNO_3 a 0,2%; e 67,5%, utilizando sementes frescas e submersas em água por 3 dias (Faria *et al.*, 2008). Os autores também destacaram a necessidade de exposição da semente à luz para obtenção dos melhores resultados, o que também foi realizada na atual pesquisa. Assim, para projetos de reprodução de amieiro-ibérico através da germinação (e de fins científicos), recomenda-se o uso de métodos que se assemelhem ao utilizado por Faria *et al.* (2008) com resultados de maior taxa de germinação. Para a espécie, as sementes também foram pesadas (1mg por semente) e avaliadas quanto a sua viabilidade, resultando numa taxa de viabilidade de 76,7% das sementes (provenientes da amostra A3). Fazendo uma relação com a taxa de germinação da amostra (55%), em média, 72% das sementes viáveis germinaram. A taxa de germinação do freixo (*Fraxinus angustifolia*) encontrada foi de $78,3 \pm 5,2\%$, bem próximo do resultado encontrado por Carneiro *et al.* (2007), com taxa de germinação de $74,3 \pm 4,7\%$ para metodologia de germinação semelhante. Já o abrunheiro-bravo (*Prunus spinosa*) apresentou 43,3% (PS-a) de taxa de germinação, descartando a amostra Ps-b, que foi semeada posteriormente e não germinou, provavelmente por ação fúngica durante o período em que ficou humedecida (4 semanas a mais). As sementes de pilriteiro (*Crataegus monogyna*) também não germinaram, mas por ineficácia do método utilizado para superar a dormência da espécie. Estudos de germinação com a espécie com resultados de $76 \pm 1,63\%$ e $67,5 \pm 3,41\%$, realizaram um tratamento de escarificação dos frutos e permanência das sementes em câmaras de germinação a frio (4°C) e em condições naturais (por volta de 6,5%), respetivamente, por 4 meses

(Kheloufi *et al.*, 2019). As sementes do jasmineiro-do-monte (*Jasminum fruticans*) tiveram taxa de 15% de germinação até o fim do período de avaliação deste estudo, porém pelo comportamento de germinação, é notório que a espécie necessite de um tempo de estratificação maior para a quebra da dormência. Estudos com taxas de germinação mais elevadas (67,5%~86%) utilizaram estratificação fria (2-4°C) por 1 a 3 meses antes da sementeira (Pipinis *et al.*, 2009). Desse modo, é encorajada a realização de propagação vegetal por sementes nessas espécies ripícolas, utilizando dos melhores métodos elencados, sejam os usados nesta ou em outras pesquisas.

Na requalificação das zonas degradadas, foi proposto o reflorestamento das margens com vegetação ripícola nativa, envolvendo as espécies estudadas nos ensaios de germinação (amieiro-ibérico, freixo, abrunheiro-bravo, pilriteiro e jasmineiro-do-monte) e outras espécies presentes naturalmente na região, como o sabugueiro (*Sambucus nigra*), a cerejeira-brava (*Prunus avium*) e os salgueiros (*Salix* sp.). Foi priorizada a presença de espécies arbóreas (e.g. amieiro-ibéricos, freixos e salgueiros) mais próximas do curso de água e dos dispositivos de passagem de peixes, para facilitar a mobilidade da fauna aquática e para fornecer sombra e consequente regulação da temperatura nessas zonas. As demais espécies foram propostas com o objetivo de fortalecer a diversidade biológica e favorecer a diversidade local. Os dispositivos de passagem de peixe propostos (rampa naturalizada, escada de peixes e melhoria do canal de passagem) fundamentam-se no sucesso das soluções baseadas em engenharia natural na melhoria do ecossistema (Makrakis *et al.*, 2019; Sanz-Ronda *et al.*, 2019; NSWG, 2025). Estas propostas, caso sejam implementadas no futuro, irão beneficiar a panjorca-do-esla e demais espécies, ao facilitar o acesso a outros locais de reprodução e conectar núcleos populacionais geneticamente distintos.

5. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho avaliou os impactos da modificação antrópica no Rio Angueira, com enfoque na análise da qualidade físico-química da água, hidromorfológica e biológica - fauna piscícola, com apresentação de uma proposta de requalificação ecológica em 3 zonas degradadas do setor superior do curso de água, situadas na proximidade de Angueira (Zona 1), Serapicos (Zona 2) e S. Joanico (Zona 3). Dentre as principais conclusões obtidas, destacam-se os seguintes pontos:

- **Qualidade físico-química da água:** os resultados indicaram uma classificação Excelente ou Boa para ambos os períodos de amostragem, i.e., o inverno e a primavera, conforme limiares estabelecidos pela APA (2021). No entanto, recomenda-se a reavaliação no período de verão, quando o aumento da temperatura e a maior concentração de matéria orgânica, entre outros fatores, podem deteriorar a qualidade da água. Sugere-se ainda a inclusão de análises de azoto e fósforo para a melhor compreensão dos processos de eutrofização que potencialmente ocorrem no rio.

- **Qualidade hidromorfológica:** o River Habitat Survey (RHS), índice oficial de avaliação da qualidade hidromorfológica de Portugal, foi suficientemente sensível para detetar as pressões ao nível dos habitats aquáticos e ribeirinhos no Rio Angueira. Assim, o Índice de Modificação do Habitat (HMS) classificou todas as zonas de estudo como Significativamente Modificadas (SgM), devido a presença de açudes e outras estruturas antrópicas. Essas barreiras fragmentam o ecossistema, impedem a migração de espécies e favorecem a proliferação de espécies invasoras em ambientes modificados, como a perca-sol (*Lepomis gibbosus*). Contudo, o Índice de Qualidade do Habitat (HQA) permitiu ainda assim identificar zonas com uma boa qualidade hidromorfológica, particularmente associadas aos troços lóticos do rio.

- **Qualidade biológica - fauna piscícola:** O rio Angueira apresenta, no setor de cabeceira (i.e., onde estão localizadas as 3 zonas de estudo), uma baixa diversidade ao nível da ictiofauna, composta por 2 espécies nativas (panjorca-do-esla, *Achondrostoma asturicense* e escalo-do-norte *Squalius carolitertii*) e uma espécie exótica (perca-sol *Lepomis gibbosus*). Relativamente à qualidade biológica nas 3 zonas de estudo (i.e., avaliada através do índice oficial F-IBIP) foi obtida uma classificação de Mau em todas

as áreas de albufeira dos açudes (A3) e Razoável/Medíocre nos demais troços lóticos situados quer a jusante (A1, A2) quer a montante (A4) dos açudes, tendo ficado abaixo dos requisitos da DQA (i.e., classificação de Excelente ou Bom), devido, em grande parte, à presença de espécies exóticas. Por sua vez o Índice de Continuidade Fluvial (ICF) indicou uma transponibilidade nula para todas as espécies nativas do Rio Angueira, evidenciando os impactos negativos associados à existência de barreiras físicas intransponíveis, que afetam diretamente a migração e a conectividade ecológica do corpo hídrico.

- **Performance da espécie-alvo *Achondrostoma asturicense*:** A panjorca-do-esla é uma espécie endémica, com distribuição muito restrita na Península Ibérica (Bacias do Douro e Minho), com estatuto de ameaça (i.e., “Em Perigo”), ocorrendo uma das populações mais importantes no Rio Angueira, em Portugal. Nas populações amostradas no setor superior do curso de água, i.e, entre Angueira e S. Joanico, foi encontrado um comprimento máximo ($L_{m\acute{a}x}$) de cerca de 13,5 cm, um crescimento isométrico, na zona de montante (Z1, $b=3,01$) e alométrico negativo nas 2 restantes zonas (Z2, Z3; $b < 3$) tendo ainda sido detetadas diferenças significativas na condição corporal ($0,75 < K < 0,84$) e na estrutura populacional (detetadas todas as classes de tamanho/idade), baseada na distribuição de frequências de comprimento. Foi ainda determinada a preferência da panjorca-do-esla por habitats reófilos, em zonas com sucessão de *riffles* e pequenos *pools* naturais, substratos mais grosseiros, diversidade de velocidades da corrente e cobertura variada, mas dominada por macrófitos aquáticos submersos, margens e raízes salientes e ainda pequenas e grandes pedras. Se as populações de espécies nativas, i.e. panjorca-do-esla e escalo-do-norte, ocorrem em densidades superiores em habitats lóticos (áreas com correntes e substrato grosseiro), as espécies exóticas, caso da perca-sol, domina ambientes modificados e lênticos (albufeiras de açudes), justificando intervenções no curso de água, de modo a renaturalizar áreas degradadas.

- **Propostas de requalificação:** Tendo em conta a modificação dos habitats naturais no Rio Angueira, em particular com a presença de açudes e a degradação da galeria ripícola, as propostas de requalificação das 3 zonas de estudo assinalam a necessidade de adoção de soluções baseadas na natureza (SbN), diversificando e renaturalizando o ambiente, como por exemplo implementar dispositivos de passagem

para peixes (e.g., rampas naturalizadas, escadas de peixe), essenciais para reestabelecer a conectividade fluvial, e proceder ao restabelecimento da vegetação ribeirinha com espécies nativas (i.e. amieiro-ibérico, freixo, salgueiros, pilriteiro, abrunheiro-bravo, entre outras). Neste enquadramento, foram realizados ensaios de germinação com espécies nativas, como o amieiro-ibérico (*Alnus lusitanica*) e o freixo (*Fraxinus angustifolia*), que demonstraram grande viabilidade para propagação vegetal em projetos de reflorestamento. Para as demais espécies testadas, sugere-se adaptações para a replicação através de métodos com sementes. Por fim, deve ainda ser destacada a necessidade de desenvolver ações de controlo de espécies exóticas, caso da perca-sol, mas também de lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*) e lagostim-vermelho-da-luisiana (*Procambarus clarkii*) também presentes, para reduzir a sua dominância em habitats particulares e favorecer a recuperação de espécies nativas.

Em síntese, os resultados revelam um cenário onde as ações antrópicas modificaram e comprometeram significativamente a integridade ecológica do Rio Angueira, mas também identificam oportunidades claras para ações de restauro, reabilitação ou remediação. Apesar das pressões existentes, o ecossistema demonstra resiliência e capacidade de resposta, sendo necessária uma abordagem que combine:

- Monitorização contínua, especialmente em períodos críticos como o verão, para entender os processos ecológicos com maiores detalhes;
- Intervenções físicas imediatas, particularmente na adaptação de medidas que permitam a eliminação de barreiras ou, pelo menos, a sua permeabilização, no sentido de manter uma heterogeneidade de habitats e microhabitats naturais;
- Programas de controle de invasoras e proteção das populações nativas;
- Restauro ecológico abrangente, envolvendo desde a vegetação ripícola até a qualidade dos habitats disponíveis à biodiversidade, com gestão Integrada, envolvendo autoridades ambientais (APA, ICNF, etc), instituições científicas, usuários do rio (agricultores, pescadores, etc), municípios e comunidades locais.

Por fim, destaca-se que os benefícios do restauro ecológico devem também ser vistos no âmbito económico e social, funcionando como um investimento a médio-longo prazo na valorização do território e na criação de ambientes resilientes, fundamentais para a qualidade de vida e bem-estar das gerações futuras.

REFERÊNCIAS

- Afonso, J. J. G. (2016). Efeitos nefastos das descargas residuais nos mares e oceanos: Ecótono do Rio Tejo com o Oceano Atlântico [Trabalho de conclusão de curso]. Atlântica University.
- Agência Europeia do Ambiente. (2019). O ambiente na Europa: Estado e perspetivas 2020 – SOER 2020 (6ª ed.). <https://www.eea.europa.eu>
- Agência Portuguesa do Ambiente. (2021). Critérios para a classificação das massas de água (Ficha Técnica DRH/DEQA). <https://www.apambiente.pt>
- Agência Portuguesa do Ambiente. (2022). Plano de Gestão de Região Hidrográfica do Rio Douro (2022-2027). <https://www.apambiente.pt>
- Agência Portuguesa do Ambiente. (2024). Estado das massas de água superficiais e subterrâneas. <https://www.apambiente.pt>
- Albert, J. S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S. M., Magurran, A. E., Oberdorff, T., Reis, R. E., ... & Ripple, W. J. (2021). Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, 50(1), 85–94. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>
- Aliseda, J. M. (2016). La importancia de los recursos hídricos en los usos del suelo en la Península Ibérica. *Jurismat*, 9, 103-118.
- Almeida, C. M. (2023, maio). Há um milhão de espécies em risco de extinção: “As nossas atividades são devastadoras em todos os cantos do planeta”, alerta ONU. *Jornal Expresso*. <https://expresso.pt>
- Anastácio, P. (2022). Lagostim-vermelho-da-luisiana: Este invasor já anda por Portugal há mais de 40 anos. *Wilder Naturalis*. <https://www.wilder.pt>
- Ascensão, T. E. C. F. (2011). Dispersão de lagostins exóticos (*Procambarus clarkii* e *Pacifastacus leniusculus*) na bacia hidrográfica do Rio Sabor (NE de Portugal): Avaliação do impacto ecológico [Dissertação de mestrado]. Instituto Politécnico de Bragança.
- Attanasio, C. M., et al. (2012). A importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias hidrográficas. *Revista Bragantia*, 71(4), 493-501. <https://doi.org/10.1590/S0006-87052012000400001>
- Barata, C. (2024). As perdas da biodiversidade custam-nos todos os anos um valor igual ao PIB dos EUA. *Jornal Público*. <https://www.publico.pt>
- Belletti, B., Garcia de Leaniz, C., Jones, J., Bizzi, S., Börger, L., Segura, G., ... & Zalewski, M. (2020). More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature*, 588, 436–441. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-3004-3>
- Bernhardt, R. (2016). Abrunheiro-bravo (*Prunus spinosa*). *Pixabay*. <https://pixabay.com>
- Bhattacharya, C. G. (1967). A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics*, 23, 115-135.
- Bochechas, J. (2014). Avaliação da continuidade fluvial em Portugal: Criação de bases para a inventariação e caracterização de obstáculos em linhas de água (Relatório 25155/2014/DRNCN/DCB). Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas.

- Canuto, J. C. (2017). *Sistemas Agroflorestais: Experiências e reflexões* (Vol. 1). Embrapa.
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2015). *PRIMER v7: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E.
- Clewell, A., Aronson, J., Winterhalder, K., Higgs, E., Martinez, D., Hobbs, R., ... & Rieger, J. (2004). *Fundamentos de restauração ecológica*. Sociedade Internacional para Restauração Ecológica.
- Collares-Pereira, M. J., Alves, M. J., Ribeiro, F., Domingos, I., Almeida, P. R., da Costa, P., & Magalhães, M. F. (2021). *Guia dos peixes de água doce e migradores de Portugal Continental*. Edições Afrontamento.
- Comte, L., Buisson, L., Daufresne, M., & Grenouillet, G. (2012). Climate-induced changes in the distribution of freshwater fish: Observed and predicted trends. *Freshwater Biology*, 58(4), 625–639. <https://doi.org/10.1111/fwb.12081>
- Comunidade Intermunicipal Terras de Trás-Os-Montes. (2020). *Nove passos nas terras de Trás-os-Montes*. <https://www.cim-ttm.pt>
- Comunidade Intermunicipal Terras de Trás-Os-Montes. (2023). *Estratégia Terras de Trás-os-Montes 2030*. <https://www.cim-ttm.pt>
- Conselho Europeu. (2024). *Convenção das Nações Unidas sobre Diversidade Biológica: UE reafirma compromisso mundial de proteger um terço do planeta até 2030*. <https://www.consilium.europa.eu/pt/>
- Conselho Europeu. (2024). *Regulamento Restauro da Natureza: Conselho dá luz verde final*. <https://www.consilium.europa.eu/pt/>
- Cunha, I. R. (2019). *Avaliação da qualidade biológica de rios da bacia do Douro (Portugal) com base nas comunidades piscícolas [Dissertação de mestrado]*. Instituto Politécnico de Bragança.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Dudgeon, D. (2019). Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Current Biology*, 29(19), R960–R967. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.002>
- Environment Agency. (2003). *River Habitat Survey in Britain and Ireland: Field Survey Guidance Manual*.
- Feio, M. J., & Ferreira, V. (2019). *Rios de Portugal: Comunidades, processos e alterações*. Imprensa da Universidade de Coimbra. <https://doi.org/10.14195/978-989-26-1624-7>
- Fernandes, J. P., & Freitas, A. R. M. (2011). *Introdução à engenharia natural* (Vol. 2). Empresa Portuguesa das Águas Livres.
- Ferreira, J., & Pádua, J. (2009). *Relatório de actividades relacionadas com o River Habitat Survey (RHS)-2009: Hidromorfologia fluvial no âmbito da directiva-quadro da água (DQA)*. Instituto da Água I.P.
- Ferreira, V. (2024). *Amieiro Ibérico: uma espécie-chave das florestas ripárias*. *Revista*

- Ciência Elementar, 12(4). <http://doi.org/10.24927/rce2024.039>
- Flores, S. T. M. (2023). A biodiversidade do Rio Maçãs (NE Portugal): Implicações biológicas da introdução de espécies exóticas invasoras [Dissertação de mestrado]. Instituto Politécnico de Bragança.
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., ... & Dixon, K. W. (2019). Princípios e padrões internacionais para a prática da restauração ecológica (2ª ed.). Sociedade Internacional para Restauração Ecológica.
- Geraldes, H. (2024). Portugal tem 540 espécies ameaçadas na Lista Vermelha da UICN. Wilder. <https://www.wilder.pt>
- Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., ... & Zarfl, C. (2019). Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature*, 569(7755), 215–221. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1111-9>
- Gutiérrez-Yurrita, P. J., Martínez, J. M., Bravo-Utrera, M. Á., Montes, C., Ilhéu, M., & Bernardo, J. (2017). The status of crayfish populations in Spain and Portugal (1ª ed.). Routledge.
- Hans. (2015). *Crataegus (Crataegus monogyna)*. Pixabay. <https://pixabay.com>
- Instituto da Água I.P. (2009). Critérios para a classificação do estado das massas de água superficiais – Rios e albufeiras. Ministério do Ambiente.
- Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. (2025). Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal: Peixes dulciaquícolas e migradores, anfíbios, répteis, aves e mamíferos. <https://www.icnf.pt>
- Instituto Português do Mar e da Atmosfera. (2025). Clima de Portugal Continental. <https://www.ipma.pt>
- Intergovernmental Panel on Climate Change. (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Cambridge University Press. <https://www.ipcc.ch>
- International Union for Conservation of Nature. (2025). IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org>
- Isaak, D. J., Young, M. K., Luce, C. H., Hostetler, S. W., Wenger, S. J., Peterson, E. E., ... & Nagel, D. E. (2016). Slow climate velocities of mountain streams portend their role as refugia for cold-water biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(16), 4374-4379. <https://doi.org/10.1073/pnas.1522429113>
- Kheloufi, A., Mansouri, L. M., & Vanbellinghen, C. (2019). Seed germination of *Crataegus monogyna*: A species with a stony endocarp. *Reforesta*, 7, 73-80.
- Legendre, P., & Anderson, M. J. (1999). Distance-based redundancy analysis: Testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs*, 69(1), 1-24. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1999\)069\[0001:DBRATM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1999)069[0001:DBRATM]2.0.CO;2)
- Lencastre, A., & Franco, F. M. (1984). Lições de hidrologia. Universidade Nova de Lisboa.
- Maia, H. J. S. (2024). Água e civilizações: história ambiental, desafios contemporâneos e perspectivas diplomáticas. *Revista Brasileira de História da Ciência*, 17(2), 710-725. <https://doi.org/10.53727/rbhc.v17i2.985>

- Maffra, M. A., & Souza, D. C. (2019). Barragens para irrigação: aspectos jurídicos e ambientais da sua construção, operação e remoção. *Revista do Conselho Nacional do Ministério Público*, 7(1), 146-166. <https://doi.org/10.36662/revistadocnmp.i7.107>
- Magalhães, M. F., Amaral, S. D., Sousa, M., Alexandre, C. M., Almeida, P. R., Alves, M. J., ... & Domingos, I. (2023). Livro Vermelho dos Peixes Dulciaquícolas e Diádrocos de Portugal Continental. FCIências.ID & ICNF.
- Makrakis, S., Bertão, A. P. S., Silva, J. F. M., Makraris, M. C., Sanz-Ronda, F. J., & Celestino, L. F. (2019). Hydropower development and fishways: A need for connectivity in rivers of the Upper Paraná Basin. *Sustainability*, 11(3), 3749. <https://doi.org/10.3390/su11133749>
- Marchante, H., Pinto-Gomes, C., Galhador, C., Duarte, L., & Marchante, E. (2018). Erradicação, contenção e controlo de espécies invasoras. Universidade do Porto.
- Marques, I. G., Vieites-Blanco, C., Rodríguez-González, P. M., Segurado, P., Marques, M., Barrento, M. J., ... & Jung, T. (2024). The ADnet Bayesian belief network for alder decline: Integrating empirical data and expert knowledge. *Science of The Total Environment*, 947, 173619. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173619>
- Martins, L. F. V., Andrade, H. H. B., & Angelis, B. L. D. (2010). Relação entre podas e aspectos fitossanitários em árvores urbanas na cidade de Luiziana, Paraná. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, 5(4), 141-155. <https://doi.org/10.5380/revsbau.v5i4.66324>
- Meireles, C. A. P. (2011). Litoestratigrafia do Paleozóico do Sector a Nordeste de Bragança (Trás-os-Montes) [Tese de doutorado]. Universidade do Porto.
- Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. (2013). Estratégia de Adaptação da Agricultura e das Florestas às Alterações Climáticas. <https://www.mamaot.pt>
- Ministério do Meio Ambiente do Brasil. (2025). Conservação in situ, ex situ e on farm. <https://antigo.mma.gov.br>
- Naia, M., & Brito, J. C. (2020). Dinâmica de metapopulações em regiões áridas. *Revista Ciência Elementar*, 8(4). <https://doi.org/10.24927/rce2020.059>
- Naura, M. (2016). River Habitat Survey (RHS) Toolbox software. <http://www.riverhabitatsurvey.org>
- New South Wales Government. (2025). Fishway: Rock ramp. <https://www.nsw.gov.au>
- Oliveira, F. F., Cruz, R. F., & Figueiredo, D. M. (2024). Qualidade da água e do sedimento de lagoas marginais no sul da Amazônia: influências da conectividade fluvial e dos usos da terra. *Revista Presença Geográfica*, 11(2), 1-14.
- Oliveira, J. M., Santos, J. M., Teixeira, A., Ferreira, M. T., Pinheiro, P. J., Geraldés, A., & Bochechas, J. (2007). Projecto AQUARIPORT: Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios. Direcção-Geral dos Recursos Florestais. <http://www.afn.min-agricultura.pt>
- Organização das Nações Unidas. (2019). 1 milhão de espécies estão em risco de extinção, revela relatório da ONU. <https://news.un.org/pt>

- Organização das Nações Unidas. (2021). Dia Mundial do Meio Ambiente impulsiona movimento global crescente para restaurar. <https://www.unep.org/pt>
- Organização das Nações Unidas. (2025). Sobre a Década da ONU. <https://www.decadeonrestoration.org>
- Orgad, Y. (2023). Jasmineiro-do-monte (*Jasminum fruticans*). Biodiversity for All. <https://biodiversityforall.org>
- PALOMBAR. (2025). Dia Mundial das Zonas Húmidas: Vamos desbravar os lameiros na expedição da biodiversidade. <https://palombar.pt>
- Pauly, D., & Morgan, G. R. (1987). Length-based methods in fisheries research. ICLARM.
- Pereira, B. E. T. (2025). Impacte das barreiras nos ecossistemas aquáticos do Parque Natural de Montesinho [Dissertação de mestrado]. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.
- Pereira, D. M. I., Pereira, P. J. S., Santos, L. J. C., & Silva, J. M. F. (2014). Unidades geomorfológicas de Portugal Continental. Revista Brasileira de Geomorfologia, 15(4), 567-584.
- Pereira, H. M., Martins, I. S., Rosa, I. M. D., Kim, H., Leadley, P., Popp, A., ... & Alkemade, R. (2024). Global trends and scenarios for terrestrial biodiversity and ecosystem services from 1900 to 2050. Science, 384(6694), 458-465. <https://doi.org/10.1126/science.adn3441>
- Pinheiro, P., Santos, J. M., & Ferreira, M. T. (2005). Utilização de diferentes métodos de avaliação da funcionalidade de passagens para peixes em Portugal. 5º Congresso Florestal Nacional: A floresta e as gentes. Universidade de Lisboa.
- Portela, A. C. S. (2014). Contribuição para a avaliação da integridade ecológica do Rio Sabor (Bacia do Douro, NE Portugal) [Dissertação de mestrado]. Instituto Politécnico de Bragança.
- Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. (2025). Efeito dominó: Porque a perda de biodiversidade é importante. <https://www.unep.org/pt>
- Prada, M. A., & Arizpe, D. (2009). Guia de propagação de árvores e arbustos ribeirinhos: Um contributo para o restauro de rios na Região Mediterrânica. ISAPress.
- QGIS Development Team – QGIS DT. (2025). QGIS Geographic Information System (Version 3.44) [Software]. Open Source Geospatial Foundation. <https://www.qgis.org>
- República Portuguesa. (2022). Distrito de Bragança. Gabinete de Estratégia e Estudos. <https://www.gee.gov.pt>
- Reich, D., & Hofbauer, M. (2014). Fraxinus angustifolia. Flora Ionica. <https://floraionica.com>
- Ribeiro, F., Sequeira, I., Geraldés, H., & Anastácio, P. M. (2023). 25 espécies aquáticas que estão a invadir Portugal. Projeto LIFE-INVASAQUA.
- Ricker, W. E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Fisheries Research Board of Canada.

- Rios, B., Batista, P. F., & Crystello, D. C. B. (2024). Impactos da poluição e alteração de habitat em ecossistemas de água doce: uma revisão bibliográfica. *Revista Caderno Pedagógico*, 21(8), 1-15.
- Rocha, S. A., Lougon, M. S., & Garcia, G. de O. (2009). Influência de diferentes fontes de poluição no processo de eutrofização. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, 4(3), 61-69.
- Rodriguez-González, P. M. (2025). Amieiro-ibérico: Uma “nova” velha espécie das florestas ribeirinhas. *Florestas PT*. <https://florestas.pt>
- Sanz-Ronda, F. J., Bravo-Córdoba, F. J., Sánchez-Pérez, A., García-Vega, A., Valbuena-Castro, J., Fernandes-Celestino, L., ... & Oliva-Paterna, F. J. (2019). Passage performance of technical pool-type fishways for potamodromous cyprinids: Novel experiences in semiarid environments. *Water*, 11(11), 2362. <https://doi.org/10.3390/w11112362>
- Silva, L. A. R. (2010). Avaliação da Qualidade Ecológica de Sistemas Lóticos da Bacia Hidrográfica do Rio Sabor (Bacia do Douro) [Dissertação de mestrado]. Instituto Politécnico de Bragança.
- Sociedade Portuguesa de Alergologia e Imunologia Clínica. (2015). Parecer relativamente a “Alergia a Choupos e Plátanos”. <https://www.spaic.pt>
- Solá, C., Ordeix, M., Pou-Rovira, Q., Sellarès, N., Queralt, A., Bardina, M., ... & Munné, A. (2011). Longitudinal connectivity in hydromorphological quality assessments of rivers. The ICF index: A river connectivity index and its application to Catalan rivers. *Limnetica*, 30(2), 273-292. <https://doi.org/10.23818/limn.30.21>
- Strayer, D. L. (2010). Alien species in fresh waters: Ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology*, 55(1), 152-174. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02380.x>
- Syvitski, J. P. M., Kettner, A. J., Overeem, I., Hutton, E. W. H., Hannon, M. T., Brakenridge, G. R., ... & Nicholls, R. J. (2009). Sinking deltas due to human activities. *Nature Geoscience*, 2, 681-686. <https://doi.org/10.1038/ngeo629>
- Tribuna, M. (2024). Planeta já perdeu 200 mil espécies no último século. *Jornal Expresso*. <https://expresso.pt>
- van Puijenbroek, P., Buijse, A. D., Kraak, M. H. S., & Verdonschot, P. F. M. (2018). Species and river specific effects of river fragmentation on European anadromous fish species. *River Research and Applications*, 35(3), 1-10. <https://doi.org/10.1002/rra.3386>
- von Bertalanffy, L. (1938). A quantitative theory of organic growth. *Human Biology*, 10(2), 181-213.
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., ... & Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467(7315), 555-561. <https://doi.org/10.1038/nature09440>
- Zidouh, A. (2024). Ecological assessment of Sabor River (Douro Basin, NE Portugal): Typology, threats, and implications for the aquatic fauna conservation [Dissertação de Mestrado]. Universidade do Porto.

Zoubir, Z. (2024). Biodiversity and ecological quality of Angueira River (NE Portugal): Effects of natural and anthropogenic impacts [Dissertação de Mestrado] Instituto Politécnico de Bragança.

ANEXOS

Anexo 1 – Moduladores desenvolvidos por Solà *et al.* (2011) para obter o valor do ICF.

ICF - Índice de Continuidade Fluvial

BLOCO 3 -MODULADORES E PONTUAÇÃO FINAL

Registrar os grupos de peixes potencialmente presentes:	G1a G3a	G1b G3b	G2	G4
Grupos que podem transpor o obstáculo (bloco 1)				
Grupos que podem utilizar a passagem para peixes (bloco 2)				

PONTUAÇÃO PROVISÓRIA (seleccionar uma opção com base no total de grupos de peixes presentes que potencialmente podem transpor o obstáculo e/ou a passagem para peixes:

Obstáculo e passagem para peixes	Todos os grupos de peixes potencialmente presentes podem transpor o obstáculo	75
	Alguns grupos de peixes potencialmente presentes podem transpor o obstáculo	50
	Apenas um grupo de peixes potencialmente presentes pode transpor o obstáculo	25
	Nenhum grupo de peixes potencialmente presentes pode transpor o obstáculo	0

MODULADORES DE PONTUAÇÃO - escolher em cada caso apenas a opção mais adequada

Complementos do obstáculo	A morfologia do obstáculo em avaliação permite, em situações de caudais elevados ou temporariamente, que a água por um ou pelos dois lados, permitindo a transposição pelos peixes	+ 5
	Apenas em obstáculo do tipo C "low slope" (<45%) com superfície rugosa e irregular	+ 5
	Presença de qualquer estrutura que perturbe o escoamento em qualquer ponto do obstáculo	- 5
Complementos da passagem para peixes	Presença de substrato natural, com características semelhantes ao do leito do rio, no interior da passagem para peixes	+ 10
	Localização correcta da entrada da passagem para peixes (de jusante para montante)	+ 5
	Localização incorrecta da entrada da passagem para peixes (de jusante para montante)	- 5
	Largura do canal da passagem para peixes inferior a 1/20 da largura média do rio no local do obstáculo	- 5
	Passagem para peixes com comportas ou outros equipamentos mecânicos que necessitem uma manutenção constante para garantir a sua funcionalidade	- 5
	Passagem para peixes em más condições de conservação ou de manutenção	- 10
Migração para jusante	Os peixes conseguem migrar para jusante em segurança directamente através do obstáculo (obstáculos <10m, com profundidade de água adequada a jusante ou com passagem para peixes naturalizada)	+ 5
	Quando existem canais de derivação, estes possuem mecanismos de protecção para evitar ou minimizar a entrada dos peixes nos canais, ou não existe qualquer canal de derivação	+ 5
	Existe um canal de derivação sem qualquer mecanismo para evitar ou minimizar a entrada dos peixes no canal de derivação	- 5
	A migração para jusante directamente através do obstáculo é possível mas com risco de ferimento ou morte dos peixes (por exemplo queda superior a 10m)	- 5

PONTUAÇÃO FINAL: