



**Bioecologia e conservação da panjorca-do-esla
(*Achondrostoma asturicense*): Monitorização de
populações selvagens e de *stocks* em cativeiro**

Mário Daniel Barradas da Costa

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do
Grau de Mestre em Tecnologias da Ciência Animal*

Orientado por

Professor Doutor Amílcar António Teiga Teixeira

BRAGANÇA

2025

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos aqueles que, de uma forma ou outra, tiveram impacto na minha formação académica até à conclusão desta dissertação e que me apoiaram e ajudaram, em particular:

Ao Professor Doutor Amílcar Teixeira, do Centro de Investigação de Montanha e do Laboratório Associado para a Sustentabilidade e Tecnologia em Regiões de Montanha do Instituto Politécnico de Bragança, pela orientação e ensinamentos transmitidos. Agradeço ainda ao Dr. Fernando Miranda e ao Eng^o Fernando Teixeira, pelo apoio na colaboração em trabalhos de campo e de laboratório.

Ao ICNF - Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas, nomeadamente à Diretora Regional Norte, Arq^a Sandra Sarmento e à Eng^a Cristina Camilo, pela disponibilização de condições para o desenvolvimento do estudo, nomeadamente de infraestruturas no Posto Aquícola de Castrelos, para a criação de *stocks* de panjorca-do-esla. Um agradecimento especial aos técnicos José Veiga, Manuel Borges e Néilson Barreira pelo apoio na realização das experiências no Posto Aquícola.

À minha família, especialmente aos meus pais, aos meus irmãos e à minha namorada por sempre me apoiarem incondicionalmente, e por terem acreditado sempre no meu esforço e no meu empenho.

RESUMO

A panjorca-do-esla (*Achondrostoma asturicense*) é uma espécie recentemente descrita e ameaçada, i.e. com estatuto “Em Perigo” (EN). Em Portugal, a distribuição está limitada às bacias dos rios Minho e Douro, com maior abundância encontrada nos rios Angueira e Maçãs (Bacia do rio Sabor) e na ribeira de Carvalhais (Bacia do Rio Tua). Entre as principais ameaças constam a poluição da água, a fragmentação e degradação de habitats aquáticos (pequenos e grandes obstáculos) e ribeirinhos (corte e degradação da galeria ripícola), a introdução e dispersão de espécies invasoras e as alterações climáticas, nomeadamente os períodos extensos de seca, responsável pelo confinamento de muitas populações em pequenas áreas (e.g., charcas). Tal facto, configura a necessidade de proceder à conservação *in situ* e reprodução *ex situ* da espécie, de modo a salvaguardar a sua identidade genética. Neste sentido, o presente estudo teve como **objetivo** contribuir para a conservação e gestão de *stocks* de panjorca-do-esla em Portugal. A **metodologia** contemplou a monitorização de: **1) populações selvagens**, através da amostragem de 9 locais no rio Angueira, considerando 3 setores: 1) Angueira Superior (A1, A2, A3); 2), Angueira Médio (A4, A5, A6) e 3) e Angueira Inferior (A7, A8, A9), com avaliação dos *traits* reprodutivos da espécie e **2) stocks em cativeiro**, através da criação de condições para a aclimação e reprodução *ex situ* de populações selvagens, originárias dos rios Angueira e Maçãs. No sentido de perceber o impacto das pressões antrópicas e naturais nas populações piscícolas foi ainda avaliada a qualidade físico-química da água e dos habitats aquáticos e ribeirinhos, de acordo com as metodologias oficiais da Agência Portuguesa do Ambiente. Assim, na primavera de 2023 e 2024, procedeu-se à **monitorização da fauna piscícola selvagem**, através de pesca elétrica. Foram determinadas várias métricas como a composição, abundância, diversidade de Shannon-Wiener (H'), equitabilidade de Pielou (J') e determinado o crescimento e a condição corporal. Paralelamente, para a **monitorização dos stocks em cativeiro** foram capturados exemplares ($n > 100$) de 2 setores dos rios Angueira e Maçãs e avaliada a aclimação e performance no Posto Aquícola de Castrelos (Bragança), tendo em conta novas metodologias de criação em cativeiro, que contemplaram a

naturalização prévia dos tanques de estabulação (e.g., criação de refúgios, telas de ensombramento, adição de substrato natural e macrófitos, fornecimento de dieta artificial e natural). Uma fração dos animais estabulados foi marcada com PIT-tags para uma monitorização de dados individuais. A *performance* dos peixes capturados foi avaliada através de modelos de crescimento através da função de von Bertalanffy para além da relação peso-comprimento para as populações/*stocks* em avaliação.

Os **resultados obtidos** mostraram sinais de perturbação ambiental em diferentes locais do rio Angueira, com deteção de zonas com menor qualidade da água (*i.e.*, oxigénio dissolvido O.D. < 7 mg/L; oxidabilidade > 5 mg O₂/L; condutividade EC > 150 µS/cm) e dos habitats aquáticos e ribeirinhos (índices HQA e HMS), nomeadamente na proximidade de aglomerados rurais e urbanos e em zonas mais alteradas (e.g., açudes, inputs de nutrientes provenientes da agricultura, degradação das galerias ripícolas e presença de espécies invasoras). Na monitorização das populações selvagens do rio Angueira foram obtidas diferenças significativas (teste PERMANOVA, P<0,05) entre setores, mas não entre anos, correspondendo as maiores abundâncias da espécie-alvo, panjorca-do-esla (*A. asturicense*), aos setores do Angueira Superior e Angueira Médio. Por sua vez, no setor do Angueira Inferior a diversidade piscícola foi superior, embora deva ser assinada a baixa abundância de *A. asturicense* e a presença assinalável de espécies exóticas, caso da perca-sol (*Lepomis gibbosus*) e da gambúsia (*Gambusia holbrooki*).

Verificou-se uma boa adaptação dos peixes selvagens ao cativeiro, desde as fases iniciais de estabulação, sempre mais críticas, tendo o crescimento sido isométrico (*i.e.*, $b = 3$) para o *stock* do rio Angueira e alométrico negativo (*i.e.*, $b < 3$) para o *stock* do rio Maçãs. No que respeita à condição corporal, foram encontradas diferenças significativas apenas para os *stocks* do rio Maçãs, sendo que os *stocks* do rio Angueira apresentaram a melhor condição corporal. Não foi registada qualquer mortalidade em todo o processo de captura, transporte e aclimatação ao cativeiro. Nas características (*traits*) reprodutivas observou-se uma amplitude assinalável na fecundidade total e índice gonadosomático.

A reprodução *ex situ* de espécies nativas ameaçadas é uma das medidas que pode ser englobada na estratégia nacional e europeia de conservação da biodiversidade. Com efeito, as ameaças a que estão sujeitas espécies e populações justificam a manutenção de *pools* génicos em cativeiro que sirvam para repovoar/reforçar os *stocks* no meio selvagem, contribuindo para a preservação das espécies e dos valores naturais.

Palavras-chave: panjorca-do-esla, reprodução *ex situ*, monitorização, gestão

ABSTRACT

Achondrostoma asturicense is a recently described and threatened species, with “Endangered” (EN) status. In Portugal, its distribution is limited to the Minho and Douro River basins, with greater abundance found in the Angueira and Maçãs rivers (Sabor river basin) and in the Carvalhais stream (Tua river basin). Main threats are water pollution, fragmentation and degradation of aquatic habitats (e.g., small and large obstacles) and riparian habitats (e.g., clearcutting and degradation of the riparian gallery), the introduction and spread of invasive species and climate change, namely extended periods of drought, responsible for the confinement of many populations in small areas (e.g., deeper pools). For these reasons it is needed to carry out *in situ* conservation and *ex situ* reproduction of this species, to protect its genetic identity. In this sense, the present **study goal** was to contribute to the conservation and management of *A. asturicense* stocks in Portugal. The **methodology** included the monitoring of: **1) wild populations**, through sampling of 9 sites on the Angueira River, considering 3 sectors: 1) Superior Angueira (A1, A2, A3); 2), Median Angueira (A4, A5, A6) and 3) and Inferior Angueira (A7, A8, A9), with evaluation of the species' reproductive traits and **2) captive stocks**, through the creation of conditions for the acclimation and *ex situ* reproduction of wild populations, from the Angueira and Maçãs rivers. Thus, in the spring of 2023 and 2024, monitoring of wild fish fauna was carried out, through electrofishing, in accordance with the protocol of the Portuguese Environment Agency. Several metrics such as composition, abundance, Shannon-Wiener diversity (H'), Pielou evenness (J') and growth and physical condition were determined. At the same time, to monitor captive stocks, stocks of specimens ($n > 100$) were captured from two sectors of the Angueira and Maçãs rivers and their acclimation and performance evaluated at the Castrelos Fishfarms (Bragança), taking into account new captive breeding methodologies, which included the prior naturalization of the concrete tanks (e.g., creation of refuges, shading screens, addition of natural substrate and macrophytes, provision of artificial and natural diet). A fraction of the confined animals was marked with PIT-tags for monitoring of individual data.

The obtained **results** for the monitoring of wild populations of the Angueira River showed significant differences (PERMANOVA test, $P < 0.05$) between sectors, but not between years, with the highest abundances of the target species (*A. asturicense*), corresponding to the sectors of Superior Angueira and Median Angueira. In turn, in the Inferior Angueira the diversity of fish was greater, although the low abundance of *A. asturicense* and the notable presence of exotic species, such as the pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) and the mosquito fish (*Gambusia holbrooki*) must be noted.

It was verified a good adaptation of wild fish to captivity, from the initial stages in captivity, which are always more critical, with isometric growth (i.e., $b = 3$) for the Angueira River stock and negative allometric growth (i.e., $b < 3$) for the Maçãs River stock. Regarding physical condition, significant differences were found only for the stocks from the Maçãs River, with the stocks from the Angueira River showing the best corporal condition. No mortality was recorded throughout the process of capture, transport and acclimatization to captivity. In the reproductive traits, a notable amplitude in total fecundity and gonadosomatic index was observed.

Ex situ reproduction of threatened native species is one of the measures that can be included in the national and European biodiversity conservation strategy. In fact, the threats to which species and populations are subject justify the maintenance of gene pools in captivity that serve to repopulate/reinforce stocks in the wild, contributing to the preservation of natural values.

Keywords: *Achondrostoma asturicense*, *ex situ* reproduction, monitoring, management

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS.....	II
RESUMO	III
ABSTRACT	VI
Índice de Figuras	X
Índice de Tabelas	XIII
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Descrição da espécie.....	2
1.2. Distribuição geográfica.....	3
1.3. Bioecologia.....	3
1.4. Conservação e ameaças.....	4
1.5. Objetivos	4
2. METODOLOGIA.....	5
2.1. Monitorização de populações selvagens	5
2.1.1. Área de estudo	5
2.1.2. Avaliação da qualidade físico-química da água.....	5
2.1.3. Amostragem da qualidade hidromorfológica	7
2.1.4. Amostragem das populações piscícolas	9
2.2. Monitorização de populações em cativeiro	10
2.2.1. Caracterização das infraestruturas - Posto Aquícola do ICNF	10
2.2.2. Captura de <i>stocks</i> reprodutores de <i>A. asturicense</i>	11
2.2.3. Preparação dos tanques para aclimação dos <i>stocks</i> selvagens	13
2.2.4. Maneio das populações em cativeiro.....	15
2.3. <i>Traits</i> reprodutivos.....	16
2.4. Avaliação da <i>performance</i> de <i>A. asturicense</i>	17
2.4.1. Modelos de crescimento de Von Bertalanffy	17
2.4.2. Relação comprimento - peso	18
2.4.3. Condição corporal	18
2.5. Tratamento de dados	18
3. RESULTADOS.....	21
3.1. Qualidade físico-química da água	21
3.2. Qualidade dos habitats aquáticos e ribeirinhos	27

3.3. Abundância e diversidade das comunidades de peixes selvagens.....	29
3.4. Biotipologia das populações de <i>A. asturicense</i> no rio Angueira.....	33
3.5. Crescimento e parâmetros populacionais de <i>A. asturicense</i>	34
3.5.1. Modelo de crescimento de von Bertalanffy.....	34
3.5.2. Relação Peso-Comprimento	36
3.5.3. Condição corporal: Fator K de Fulton.....	38
3.5.4. Distribuição das frequências de comprimento.....	38
3.6. Monitorização dos <i>stocks</i> de <i>A. asturicense</i> em cativeiro	39
3.6.1. Evolução do crescimento dos peixes em cativeiro	40
3.6.2. Evolução da condição corporal dos peixes em cativeiro.....	41
3.6.3. <i>Traits</i> reprodutivos de <i>stocks</i> selvagens	43
4. DISCUSSÃO	43
5. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	48
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52
ANEXOS.....	56

Índice de Figuras

FIGURA 1. 1 CLASSIFICAÇÃO TAXONÓMICA DA PANJORCA-DO-ESLA <i>ACHONDROSTOMA ASTURICENSE</i> (DOADRIO, CASAL-LÓPEZ E PEREA, 2023).....	2
FIGURA 1. 2 DISTRIBUIÇÃO DA PANJORCA-DO-ESLA (<i>ACHONDROSTOMA ASTURICENSE</i>) EM PORTUGAL (ADAPTADO DE MAGALHÃES ET AL., 2023).	3
FIGURA 2. 1 MAPA DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM NO RIO ANGUEIRA (2024).	5
FIGURA 2. 2 MEDIÇÃO IN SITU DE PARÂMETROS DA QUALIDADE DA ÁGUA NO RIO ANGUEIRA (2025).	6
FIGURA 2. 3 REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DAS VARIÁVEIS HIDROMORFOLÓGICAS MEDIDAS NO RIVER HABITAT SURVEY (ADAPTADO DE ENVIRONMENT AGENCY, 2003).	7
FIGURA 2. 4 CAPTURA DE PEIXES ATRAVÉS DE PESCA ELÉTRICA (RIO ANGUEIRA, 2024).....	9
FIGURA 2. 5 CAPTURA DE PEIXES ATRAVÉS DE PESCA ELÉTRICA (RIO ANGUEIRA, 2024).....	9
FIGURA 2. 6 OBTENÇÃO DE DADOS BIOMÉTRICOS: COMPRIMENTO E BIOMASSA (ANGUEIRA, 2024)	10
FIGURA 2. 7 POSTO AQUÍCOLA DE CASTRELOS (BRAGANÇA): TANQUES DE CIMENTO, DISPONIBILIZADOS PELO ICNF PARA A REPRODUÇÃO EX SITU DE PANJORCA-DO-ESLA.	11
FIGURA 2. 8 POSTO AQUÍCOLA DE CASTRELOS (BRAGANÇA): TANQUES DE CIMENTO, DISPONIBILIZADOS PELO ICNF PARA A REPRODUÇÃO EX SITU DE PANJORCA-DO-ESLA.	11
FIGURA 2. 9 POSTO AQUÍCOLA DE CASTRELOS (BRAGANÇA): BIOMETRIA E MARCAÇÃO COM PIT TAGS (OREGON RFDI ©) DE <i>ACHONDROSTOMA ASTURICENSE</i> PROVENIENTES DE STOCKS SELVAGENS DO RIO ANGUEIRA.	12
FIGURA 2. 10 PREPARAÇÃO DOS TANQUES DE CIMENTO ALVO DE REABILITAÇÃO (P. A. CASTRELOS) PARA RECEÇÃO E ACLIMATAÇÃO DE STOCKS SELVAGENS DE <i>A. ASTURICENSE</i> PARA REPRODUÇÃO EX SITU.	14
FIGURA 2. 11 ACLIMATAÇÃO EM CATIVEIRO, COM ALIMENTAÇÃO BASEADA EM DIETA MISTA COMPOSTA POR 1) RAÇÃO ARTIFICIAL - ALIMENTADORES E 2) INVERTEBRADOS E PEIXES PEQUENOS - DIETA NATURAL.	15
FIGURA 2. 12 CARACTERIZAÇÃO REPRODUTIVA DOS STOCKS SELVAGENS DE <i>A. ASTURICENSE</i> : FENÓTIPO DE MACHO (FOTO ESQUERDA, EM CIMA) E FÊMEA (FOTO ESQUERDA, EM BAIXO) (MAIO 2025).....	16
FIGURA 2. 13 PREPARAÇÃO E MEDIÇÃO DE TRAITS REPRODUTIVOS DE PANJORCA-DO-ESLA (MAIO 2025).	16
FIGURA 2. 14 MEDIÇÃO DE OVOS DE PANJORCA-DO-ESLA, NO LAB DE AQUACULTURA (MAIO 2025).....	17
FIGURA 3. 1 ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA BASEADA EM DISTÂNCIA (DBRDA) TENDO EM CONTA OS 3 SETORES DEFINIDOS NO RIO ANGUEIRA (SETORES AS: ANGUEIRA SUPERIOR; AM: ANGUEIRA MÉDIO; AI: ANGUEIRA INFERIOR) (PRIMAVERA 2024).	22
FIGURA 3. 2 VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA (°C) NOS SETORES AS: ANGUEIRA SUPERIOR; AM: ANGUEIRA MÉDIO; AI: ANGUEIRA INFERIOR DO RIO ANGUEIRA (PRIMAVERA 2024). BOXPLOTS: VALORES DA MEDIANA (PONTO CENTRAL), PERCENTIL 25 – 75% (CAIXAS) E MÁXIMOS E MÍNIMOS (BIGODES).....	22
FIGURA 3. 3 VARIAÇÃO DO TEOR DE CONDUTIVIDADE ($\mu\text{S}/\text{CM}$) NOS SETORES AS: ANGUEIRA SUPERIOR; AM: ANGUEIRA MÉDIO; AI: ANGUEIRA INFERIOR DO RIO ANGUEIRA (PRIMAVERA 2024). BOXPLOTS: VALORES DA MEDIANA (PONTO CENTRAL), PERCENTIL 25 – 75% (CAIXAS) E MÁXIMOS E MÍNIMOS.....	23

FIGURA 3. 4 VARIAÇÃO DO TOTAL DE SÓLIDOS DISSOLVIDOS TDS (MG/L) NOS SETORES AS: ANGUEIRA SUPERIOR; AM: ANGUEIRA MÉDIO; AI: ANGUEIRA INFERIOR DO RIO ANGUEIRA (PRIMAVERA 2024). BOXPLOTS: VALORES DA MEDIANA (PONTO CENTRAL), PERCENTIL 25 – 75% (CAIXAS) E MÁXIMOS E MÍNIMOS.....	23
FIGURA 3. 5 VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÉNIO DISSOLVIDO (MG O ₂ /L) NOS SETORES AS: ANGUEIRA SUPERIOR; AM: ANGUEIRA MÉDIO; AI: ANGUEIRA INFERIOR DO RIO ANGUEIRA (PRIMAVERA 2024). BOXPLOTS: VALORES DA MEDIANA (PONTO CENTRAL), PERCENTIL 25 – 75% (CAIXAS) E MÁXIMOS.....	24
FIGURA 3. 6 VARIAÇÃO DA OXIDABILIDADE (MG O ₂ /L) NOS SETORES AS: ANGUEIRA SUPERIOR; AM: ANGUEIRA MÉDIO; AI: ANGUEIRA INFERIOR DO RIO ANGUEIRA (PRIMAVERA 2024). BOXPLOTS: VALORES DA MEDIANA (PONTO CENTRAL), PERCENTIL 25 – 75% (CAIXAS) E MÁXIMOS E MÍNIMOS (BIGODES).....	24
FIGURA 3. 7 VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE FOSFATOS (PO ₄₃₋) AS: ANGUEIRA SUPERIOR; AM: ANGUEIRA MÉDIO; AI: ANGUEIRA INFERIOR DO RIO ANGUEIRA (PRIMAVERA 2024). BOXPLOTS: VALORES DA MEDIANA (PONTO CENTRAL), PERCENTIL 25 – 75% (CAIXAS) E MÁXIMOS E MÍNIMOS (BIGODES).....	25
FIGURA 3. 8 VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE NITRATOS (NO ₃₋) AS: ANGUEIRA SUPERIOR; AM: ANGUEIRA MÉDIO; AI: ANGUEIRA INFERIOR DO RIO ANGUEIRA (PRIMAVERA 2024). BOXPLOTS: VALORES DA MEDIANA (PONTO CENTRAL), PERCENTIL 25 – 75% (CAIXAS) E MÁXIMOS E MÍNIMOS (BIGODES).....	25
FIGURA 3. 9 VARIAÇÃO DO PH NOS SETORES AS: ANGUEIRA SUPERIOR; AM: ANGUEIRA MÉDIO; AI: ANGUEIRA INFERIOR DO RIO ANGUEIRA (PRIMAVERA 2024). BOXPLOTS: VALORES DA MEDIANA (PONTO CENTRAL), PERCENTIL 25 – 75% (CAIXAS) E MÁXIMOS E MÍNIMOS (BIGODES).	26
FIGURA 3. 10 VARIAÇÃO DA ACIDEZ TOTAL (MG HCO ₃₋ /L) NOS SETORES AS: ANGUEIRA SUPERIOR; AM: ANGUEIRA MÉDIO; AI: ANGUEIRA INFERIOR DO RIO ANGUEIRA (PRIMAVERA 2024). BOXPLOTS: VALORES DA MEDIANA (PONTO CENTRAL), PERCENTIL 25 – 75% (CAIXAS) E MÁXIMOS E MÍNIMOS (BIGODES).....	26
FIGURA 3. 11 ABUNDÂNCIA RELATIVA DAS ESPÉCIES PISCÍCOLAS PRESENTES NOS 3 SETORES: ANGUEIRA SUPERIOR (A1 A A3); ANGUEIRA MÉDIO (A4 A A6); ANGUEIRA INFERIOR (A7 A A9) NOS DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO, PRIMAVERA DE 2023 E DE 2024.....	30
FIGURA 3. 12 ABUNDÂNCIA (N) EM TERMOS DE CPUE (Nº PEIXES/100 M ²) DISCRIMINADA PARA OS 3 SETORES CONSIDERADOS NO RIO ANGUEIRA, I.E. SUPERIOR (A1 A A3), MÉDIO (A4 A A6) E INFERIOR (A7 A A9) (PRIMAVERA DE 2023 E 2024). BOXPLOTS MOSTRAM OS VALORES MEDIANOS (LINHA CENTRAL).....	31
FIGURA 3. 13 RIQUEZA TAXONÓMICA (S) DISCRIMINADA PARA OS 3 SETORES CONSIDERADOS NO RIO ANGUEIRA, I.E. SUPERIOR (A1 A A3), MÉDIO (A4 A A6) E INFERIOR (A7 A A9) (PRIMAVERA DE 2023 E 2024). 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.	31
FIGURA 3. 14 DIVERSIDADE DE SHANNON-WIENNER (H') DISCRIMINADA PELOS 3 SETORES CONSIDERADOS NO RIO ANGUEIRA, I.E. SUPERIOR (A1 A A3), MÉDIO (A4 A A6) E INFERIOR (A7 A A9) (PRIMAVERA DE 2023 E 2024). 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.	32
FIGURA 3. 15 EQUITABILIDADE DE PIELOU (J') DISCRIMINADA PELOS 3 SETORES CONSIDERADOS NO RIO ANGUEIRA, I.E. SUPERIOR (A1 A A3), MÉDIO (A4 A A6) E INFERIOR (A7 A A9) (PRIMAVERA DE 2023 E 2024). 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.	32
FIGURA 3. 16 ESCALONAMENTO NÃO-MÉTRICO MULTIDIMENSIONAL (NMDS) DOS 9 LOCAIS DE AMOSTRAGEM E DOIS ANOS SUCESSIVOS, BASEADO NAS COMUNIDADES DE PEIXES, E OS SETORES TIPOLOGIA DEFINIDOS (PRIMAVERA 2023 E 2024). SIMBOLOGIA EXEMPLO 23A1: 23(ANO) A(ANGUEIRA) 1(LOCAL DE AMOSTRAGEM)	33
FIGURA 3. 17 CURVAS DE CRESCIMENTO DE VON BERTALANFFY PARA A. ASTURICENSE DO SETOR DO RIO ANGUEIRA SUPERIOR, RECORRENDO À ROTINA ELEFAN I: NÃO FIXANDO A CLASSE DE COMPRIMENTO INICIAL (CÁLCULO AUTOMÁTICO).....	35
FIGURA 3. 18 CURVAS DE CRESCIMENTO DE VON BERTALANFFY PARA A. ASTURICENSE DO SETOR DO RIO ANGUEIRA MÉDIO, RECORRENDO À ROTINA ELEFAN I: NÃO FIXANDO A CLASSE DE COMPRIMENTO INICIAL (CÁLCULO AUTOMÁTICO).....	35
FIGURA 3. 19 RELAÇÃO PESO-COMPRIMENTO DE A. ASTURICENSE CAPTURADOS NO SETOR ANGUEIRA SUPERIOR (A1 A A3), NA PRIMAVERA DE 2023 E DE 2024 (N= 175).....	36
FIGURA 3. 20 RELAÇÃO PESO-COMPRIMENTO DE A. ASTURICENSE CAPTURADOS NO SETOR ANGUEIRA MÉDIO (A4 A A6), NA PRIMAVERA DE 2023 E DE 2024 (N= 128).	37
FIGURA 3. 21 RELAÇÃO PESO-COMPRIMENTO DE A. ASTURICENSE CAPTURADOS NO SETOR ANGUEIRA INFERIOR (A7 A A9), NA PRIMAVERA DE 2023 E DE 2024 (N= 27).	37
FIGURA 3. 22 CONDIÇÃO K DE FULTON NOS 3 SETORES DO RIO ANGUEIRA (AS: SUPERIOR; AM: MÉDIO; AI: INFERIOR. 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).....	38
FIGURA 3. 23 DISTRIBUIÇÃO DAS FREQUÊNCIAS DE COMPRIMENTO/CLASSES DE IDADE DA PANJORCA-DO-ESLA NO RIO ANGUEIRA (SETOR ANGUEIRA SUPERIOR), ATRAVÉS DA ROTINA BHATTACHARYA INCLUÍDA NO SOFTWARE FISAT II (PRIMAVERA 2024).	38
FIGURA 3. 24 DISTRIBUIÇÃO DAS FREQUÊNCIAS DE COMPRIMENTO/CLASSES DE IDADE DA PANJORCA-DO-ESLA NO RIO ANGUEIRA (SETOR ANGUEIRA MÉDIO), ATRAVÉS DA ROTINA BHATTACHARYA INCLUÍDA NO SOFTWARE FISAT II (PRIMAVERA 2024).	39
FIGURA 3. 25 RELAÇÃO PESO-COMPRIMENTO DO STOCK DE PANJORCA-DO-ESLA, CAPTURADO NO RIO MAÇÃS, CONSIDERANDO OS MOMENTOS DA CAPTURA (ESQUERDA) E 6 MESES (DIREITA) APÓS CATIVEIRO.....	40
FIGURA 3. 26 RELAÇÃO PESO-COMPRIMENTO DO STOCK DE PANJORCA-DO-ESLA, CAPTURADO NO RIO ANGUEIRA, CONSIDERANDO OS MOMENTOS DA CAPTURA (ESQUERDA) E 4,5 MESES (DIREITA) APÓS CATIVEIRO.	40
FIGURA 3. 27 RELAÇÃO PESO-COMPRIMENTO DO STOCK ATUAL DE PANJORCA-DO-ESLA, CAPTURADO NO RIO ANGUEIRA, ORIGINÁRIO DO ANO DE 2014 E MANTIDO EM CATIVEIRO.	41
FIGURA 3. 28 CONDIÇÃO FÍSICA K DOS STOCKS DE PANJORCA-DO-ESLA DOS RIOS MAÇÃS (MA E MD) E ANGUEIRA (AA E AD), NO MOMENTO DA CAPTURA NO MEIO SELVAGEM E APÓS PERÍODO DE CATIVEIRO, RESPECTIVAMENTE. 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).....	42

Índice de Tabelas

TABELA 2. 1 LIMIARES MÁXIMOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS PARA O ESTADO ECOLÓGICO NOS RIOS DO NORTE DE PORTUGAL (ADAPTADO DE APA, 2021).	7
TABELA 2. 2 HQA: VALORES LIMITES DA CLASSE EXCELENTE PARA A TIPOLOGIA DO RIO ANGUEIRA	8
TABELA 2. 3 CATEGORIAS DE ARTIFICIALIZAÇÃO: PONTUAÇÃO DO ÍNDICE HMS (INAG, 2009)	9
TABELA 3. 1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA NO RIO ANGUEIRA (PRIMAVERA 2024) E SUA CLASSIFICAÇÃO DO ESTADO ECOLÓGICO (AZUL: EXCELENTE; VERDE: BOM; AMARELO: MENOR OU IGUAL AO ESTADO RAZOÁVEL) EM RIOS DO NORTE DE PORTUGAL (APA, 2021).	21
TABELA 3. 2 ÍNDICE HQA E RESPETIVOS SUB-ÍNDICES NO RIO ANGUEIRA (PRIMAVERA 2024).	27
TABELA 3. 3 ÍNDICE HMS E RESPETIVOS SUB-ÍNDICES NO RIO ANGUEIRA (PRIMAVERA 2024).	28
TABELA 3. 4 ABUNDÂNCIA CPUE (Nº IND./100 M2) NO RIO ANGUEIRA (ANOS DE 2023 E 2024).	29
TABELA 3. 5 RESULTADOS DA ANÁLISE PERMANOVA DAS COMUNIDADES DE PEIXES, TENDO EM CONTA AS TIPOLOGIAS DEFINIDAS E OS ANOS DE AMOSTRAGEM. OS ASTERISCOS INDICAM VALORES SIGNIFICATIVOS.	33
TABELA 3. 6 . PARÂMETROS DE VON BERTALANFFY CALCULADOS PARA ACHONDROSTOMA ASTURICENSE NOS 3 SETORES DO RIO ANGUEIRA: ANGUEIRA SUPERIOR (A1 A A3); ANGUEIRA MÉDIO (A4 A A6); ANGUEIRA INFERIOR (A7 A A9). K E L ∞ DETERMINADOS ATRAVÉS DA ROTINA ELEFAN I, T0 A PARTIR DA EQUAÇÃO EMPÍRICA DE PAULY (1979) E COMPRIMENTOS MÁXIMOS INVENTARIADOS (LMÁX) (PRIMAVERA DE 2023 E 2024).	34
TABELA 3. 7 NÚMERO DE EXEMPLARES SELVAGENS DE A. ASTURICENSE CAPTURADOS PARA REPRODUTORES EM CATIVEIRO, DISCRIMINADO POR RIO (PROVENIÊNCIA) E TANQUE NO POSTO AQUÍCOLA DO ICNF.	40
TABELA 3. 8 CONDIÇÃO CORPORAL (MÉDIA \pm SD) DAS POPULAÇÕES SELVAGENS DE ACHONDROSTOMA ASTURICENSE DOS RIOS MAÇÃS E ANGUEIRA, ACLIMATADAS AO CATIVEIRO (POSTO AQUÍCOLA DE CASTRELOS).	42
TABELA 3. 9 BIOMETRIA E TRAITS REPRODUTIVOS DE PANJORCA-O-ESLA (N=24) DO RIO ANGUEIRA (ABRIL 2024)	43

1. INTRODUÇÃO

A biodiversidade aquática tem um papel vital na manutenção do equilíbrio ecológico e na garantia de serviços ambientais essenciais à sobrevivência das espécies e à qualidade dos ecossistemas (Dudgeon et al., 2006; Lynch et al., 2023). Entre os serviços de ecossistema associados aos ecossistemas dulçaquícolas destacam-se a regulação do ciclo hidrológico, o suporte da biodiversidade, a purificação e regulação do ciclo da água, o lazer e recreação (Vári et al., 2022). No entanto, os ecossistemas aquáticos estão sob crescente pressão das atividades humanas, como a poluição e eutrofização da água, a fragmentação e degradação de habitats aquáticos e ribeirinhos, a introdução e dispersão de espécies invasoras, a sobrepesca e pesca ilegal, a abstração de água e as alterações climáticas, que afetam isolada ou sinergicamente a sobrevivência de muitas espécies nativas (Dudgeon, 2019; Barbarossa et al., 2020).

Neste enquadramento, existe legislação internacional e por consequência nacional, como a Diretiva-Quadro da Água (EU, 2000) onde as massas hídricas devem ser alvo de proteção e gestão de modo que atinjam pelo menos um “bom estado ecológico” até 2027 (Ferreira et al., 2019). Paralelamente foram elaboradas políticas de ação em matéria de biodiversidade como o Quadro Global para a Biodiversidade pós-2020 da Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB) e a Estratégia para a Biodiversidade da União Europeia (UE), sabendo-se que a biodiversidade dulciaquícola está ameaçada de forma desproporcionada e subestimada em relação à marinha e terrestre (van Rees et al., 2021). Com efeito, um quarto da fauna aquática está ameaçado de extinção (Sayer et al., 2025). Os peixes de água doce representam 40% de toda a diversidade de peixes e 25% de todos os vertebrados (Tedesco et al., 2013) e são um dos grupos de animais mais ameaçados à escala mundial (Clavero et al., 2010). Na Europa, os peixes de água doce são o grupo mais rico entre os vertebrados europeus e o segundo grupo animal mais ameaçado, apenas ultrapassado pelos moluscos de água doce (Costa et al., 2021). Mais recentemente, em Portugal, a revisão do Livro Vermelho dos Peixes Dulciaquícolas e Diádrimos de Portugal Continental identificou que 60% das espécies estão em situação preocupante (Magalhães et al., 2023).

A panjorca-do-esla *Achondrostoma asturicense* (Doadrio, Casal-López & Perea, 2023) é um pequeno peixe ameaçado, nativo da Península Ibérica, recentemente descrito. Com efeito, esta espécie foi, no passado, identificada como panjorca *Chondrostoma arcasii* (Steindachner, 1866) (Coelho et al. 1997) (anteriormente por *Rutilus arcasii* (Steindachner, 1866)), sabendo-se existirem, desde 2007, estudos genéticos que apontavam para uma nova espécie (Robalo et al. 2007) até ser feita a descrição atual (Doadrio et al., 2023). Contudo, continuam a persistir dúvidas sobre a identidade taxonómica das populações nacionais (Magalhães et al., 2023).

1.1. Descrição da espécie

A panjorca-do-esla possui uma cabeça proporcional ao seu corpo com uma boca pequena, terminal ou subterminal, voltada ligeiramente para baixo e com lábios finos. O corpo é fusiforme, alongado e ligeiramente comprimido lateralmente, adaptado para natação em águas correntes (**Figura 1.1**).

Filo: Chordata

Classe: Actinopterygii

Ordem: Cypriniformes

Família: Leuciscidae

Género: *Achondrostoma*

Espécie: *Achondrostoma asturicense*



Figura 1. 1 Classificação taxonómica da panjorca-do-esla *Achondrostoma asturicense* (Doadrio, Casal-López e Perea, 2023)

Possui olhos relativamente grandes e bem visíveis. As escamas são cicloides, com disposição regular. Nas regiões dorsais, as escamas têm tons mais escuros. A barbatana dorsal é única e está posicionada na região mediana superior, de tamanho moderado. A barbatana caudal é furcada e simétrica, o que permite uma movimentação rápida. As barbatanas pélvicas e peitorais são relativamente pequenas e localizam-se na parte inferior e anterior do corpo, usadas para equilíbrio e direção. Por sua vez, a barbatana anal é localizada próxima à região ventral posterior, e é ligeiramente menor que a dorsal. As barbatanas peitorais, pélvicas e anal apresentam uma forte coloração avermelhada ou alaranjada,

especialmente nas épocas de reprodução. A linha lateral é bem visível, responsável pela ajuda na percepção de vibrações e movimentos na água (Magalhães et al., 2023; Doadrio, Casal-López Perea, 2023).

1.2. Distribuição geográfica

Achondrostoma asturicense é uma espécie endémica da Península Ibérica, com uma distribuição geográfica bastante restrita.

Em Espanha, encontra-se na bacia hidrográfica do rio Esla (bacia do Douro) e também em rios na parte ocidental dos Montes Cantábrios. Relativamente a Portugal, a espécie pode ser encontrada nas bacias hidrográficas dos rios Minho e Douro, com principal destaque nas bacias dos rios Angueira e Maçãs (bacia do Sabor) e ribeira de Carvalhais (Bacia do Tua) (Magalhães et al., 2023) (**Figura 1.2**).



Figura 1. 2 Distribuição da panjorca-do-esla (*Achondrostoma asturicense*) em Portugal (adaptado de Magalhães et al., 2023).

1.3. Bioecologia

A panjorca-do-esla ocorre com maior abundância em afluentes de média dimensão, caso dos rios Angueira, Maçãs e ribeira de Carvalhais na bacia do rio Douro. Nos rios Angueira e Maçãs é comum em zonas de profundidade variável, embora na época da reprodução, normalmente entre abril e maio, procure zonas com menor profundidade, com substrato de dimensão grosseira e corrente moderada, beneficiando da presença de abrigos proporcionados por abundantes macrófitos aquáticos, caso de *Ranunculus peltatus*. Por outro lado, a presença de uma galeria ripícola com raízes expostas nas margens do canal também favorece a presença de panjorca-do-esla, pela capacidade de proporcionar refúgio e ensombramento pelo coberto aéreo das copas. Em Espanha ocorre em lagos oligotróficos. Pode também ocorrer em albufeiras (Flores, 2023; Zoubir, 2024).

1.4. Conservação e ameaças

É uma espécie classificada com estatuto "Em Perigo" (EN) pelo Livro Vermelho dos Peixes Dulciaquícolas e Diádrocos de Portugal Continental. As principais ameaças incluem a destruição e degradação de habitats devido à construção de barragens, a poluição da água, a introdução e dispersão de espécies exóticas e as alterações no regime hidrológico provocadas pelas alterações climáticas. A dependência por ambientes de elevada qualidade torna-a especialmente vulnerável a alterações ambientais e antrópicas (Magalhães et al., 2023).

Embora a panjorca-do-esla não tenha relevância económica significativa, a sua preservação é vital para a biodiversidade regional e para os serviços ecológicos prestados pelos ecossistemas aquáticos. Neste cenário, a reprodução *ex situ* surge como uma estratégia fundamental para garantir a manutenção da variabilidade genética e a recuperação populacional em declínio. Ao criar ambientes controlados que imitam o habitat natural, é possível aumentar as taxas de sobrevivência e apoiar os esforços para restaurar o ambiente selvagem.

1.5. Objetivos

A presente tese de dissertação teve como objetivo geral contribuir para o conhecimento da bioecologia e desenvolvimento de medidas de conservação orientadas para as populações de panjorca-do-esla *Achondrostoma asturicense* em rios do Nordeste de Portugal. Os objetivos específicos foram:

- 1) Monitorizar a abundância e diversidade da comunidade piscícola no rio Angueira e em particular as populações selvagens da panjorca-do-esla;
- 2) Determinar o crescimento e parâmetros populacionais da panjorca-do-esla e conhecer alguns *traits* reprodutivos nos rios Angueira e Maços;
- 3) Monitorizar a aclimação ao cativeiro e performance de *stocks* de panjorca-do-esla provenientes dos rios Maços e Angueira e contribuir para a reprodução *ex situ* no Posto Aquícola de Castrelos (Bragança);
- 4) Definir um conjunto de medidas orientadas para a conservação *in situ* de panjorca-do-esla e para a preservação dos valores naturais associados aos rios do Nordeste de Portugal.

2. METODOLOGIA

Na realização do presente estudo foram utilizadas metodologias diferenciadas orientadas para a avaliação de: 1) populações selvagens do rio Angueira e 2) *stocks* de reprodutores dos rios Maçãs e Angueira, mantidos em cativeiro.

2.1. Monitorização de populações selvagens

2.1.1. Área de estudo

Foram selecionados 9 locais de amostragem, distribuídos pelo eixo longitudinal do Rio Angueira (**Figura 2.1**), de acordo com o gradiente longitudinal e os potenciais impactes das atividades humanas, como a presença de açudes, poluição e eutrofização da água e a degradação da vegetação ripária. Os locais de amostragem foram agrupados em 3 tipologias: 1) **Angueira Superior**, que incluiu os locais A1, A2 e A3; 2) **Angueira Médio**, que compreendeu os locais A4, A5 e A6; e 3) **Angueira Inferior**, que abrangeu os locais A7, A8 e A9. No **Anexo I** está disponível um portfólio dos locais de amostragem.

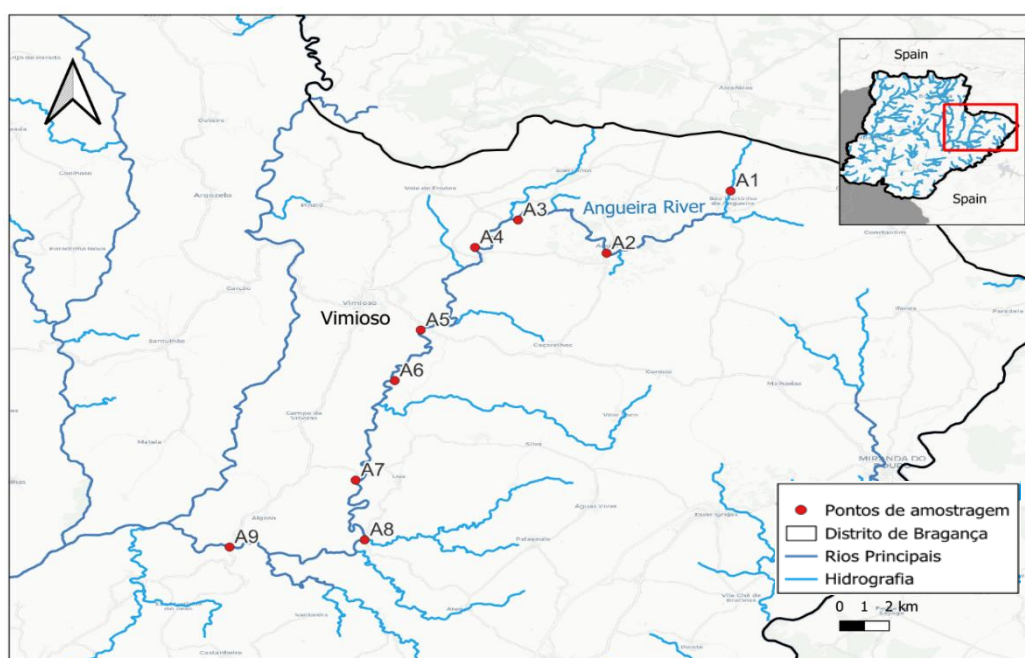


Figura 2. 1 Mapa dos locais de amostragem no rio Angueira (2024).

2.1.2. Avaliação da qualidade físico-química da água

Na avaliação da qualidade físico-química da água foram medidos diferentes variáveis, *in situ*, através de uma sonda multiparamétrica de campo (HACH

HQ2200, © USA) caso de: temperatura da água (°C); oxigénio dissolvido (mg O₂/L e % de saturação); condutividade elétrica (μS/cm), pH e Total de Sólidos Dissolvidos (TDS, mg/L) (**Figura 2.2**).



Figura 2. 2 Medição in situ de parâmetros da qualidade da água no Rio Angueira (2025).

Foram ainda determinadas outras variáveis no Laboratório de Química da Escola Superior Agrária de Bragança, segundo a norma NP EN ISO/IEC 17025, caso de: acidez total (mg HCO₃⁻/L) e 2) oxidabilidade (mg O₂/L). As amostras de água (1,5 L) foram recolhidas em zonas de corrente, tendo sido feito o transporte em arcas térmicas com temperatura de aproximadamente 4°C.

Os métodos analíticos de referência para as águas superficiais naturais obedeceram ao Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de agosto, ao Decreto-Lei n.º 83/2011 de 20 de junho e ao Decreto-Lei n.º 218/2015 de 7 de outubro. Foram considerados os limites de deteção, precisão e exatidão especificados nos referidos diplomas e exigidos pela normativa da DQA, para avaliar o estado ecológico do rio, seguindo os critérios oficiais da APA (2021) (**Tabela 2.1**).

Tabela 2. 2 Limiares máximos dos parâmetros físico-químicos para o Estado Ecológico nos rios do Norte de Portugal (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
Nitratos	5 mg NO ₃ ⁻ /L	10 mg NO ₃ ⁻ /L
Fosfatos	0,10 mg PO ₄ ³⁻ /L	0,20 mg PO ₄ ³⁻ /L

2.1.3. Amostragem da qualidade hidromorfológica

Na avaliação hidromorfológica do rio Angueira foi utilizada a metodologia do *River Habitat Survey* - RHS (Environment Agency, 2003). Através do uso desta metodologia foi possível avaliar a qualidade e o estado de conservação dos habitats fluviais e ribeirinhos (Raven et al., 1997) (Figura 2.3).

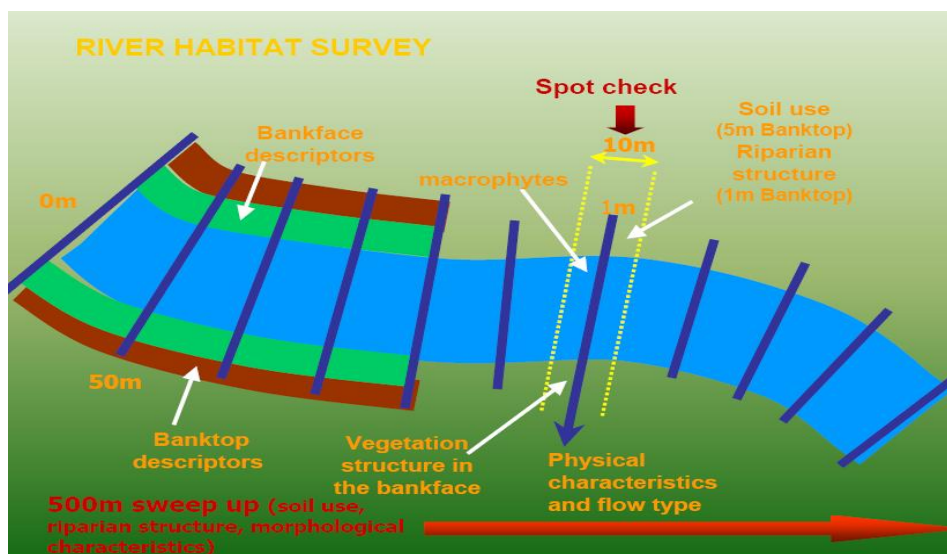


Figura 2. 3 Representação esquemática das variáveis hidromorfológicas medidas no River Habitat Survey (adaptado de Environment Agency, 2003).

Na metodologia RHS são inventariadas características hidromorfológicas do curso de água e do corredor ribeirinho ao longo de um setor de 500 m de extensão, e uma faixa de largura de 50 m para cada lado do curso de água. No inventário de

campo são recolhidos dados detalhados sobre o tipo de substrato, a frequência de ocorrências de processos erosivos e de sedimentação, a hidrodinâmica, a composição estrutural da vegetação, a configuração das margens e o uso da terra nas áreas próximas aos corredores ribeirinhos. Os dados são obtidos em duas etapas diferentes: 1) verificações pontuais - transectos espaçados por 50 metros, e 2) observação contínua – varrimento, ao longo do setor de 500 metros.

O RHS permite ainda calcular dois índices: 1) **HQA (Habitat Quality Assessment)** e 2) **HMS (Habitat Modification Score)**. Estes índices permitem obter uma medida da diversidade e naturalidade da estrutura física do setor e a classificação da qualidade dos habitats fluviais e o respetivo grau de degradação.

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. 1 HQA: Valores limites da classe excelente para a tipologia do rio Angueira.

Tipo do rio	Símbolo	Limite da Classe Excelente
Rios do Norte de Média-Grande Dimensão	N1 > 100	> 60
Rios do Norte de Pequena Dimensão	N1 ≤ 100	> 68
Rios do Alto Douro de Pequena Dimensão	N3	> 65
Rios do Alto Douro de Média-Grande Dimensão	N2	> 61

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**).

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

Tabela 2. 2 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	

2.1.4. Amostragem das populações piscícolas

Na amostragem da fauna piscícola recorreu-se ao “Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola” (INAG 2008). O método empregue para a captura dos peixes foi a pesca elétrica, através do uso de um aparelho portátil de corrente contínua (Hans Grassl™ ELT60II-GI; 300-600V, DC, 2200W) (Figura 2.4 e 2.5).



Figura 2. 4 Captura de peixes através de pesca elétrica (rio Angueira, 2024).



Figura 2. 5 Captura de peixes através de pesca elétrica (rio Angueira, 2024).

Foram selecionados habitats representativos dos locais de amostragem, com captura da fauna piscícola em troços não inferiores a 100 m, com um tempo constante de 30 minutos (CPUE), vadiando em *zig-zag*, no sentido ascendente. A pesca elétrica é uma técnica relativamente segura, muito eficaz para rios de pequena e média dimensão e baseia-se na geração de um campo elétrico que induz mudanças no comportamento dos peixes, como contrações musculares involuntárias, que facilitam sua captura. Neste processo, é essencial ajustar os

parâmetros elétricos, como a voltagem e amperagem, de acordo com as características da espécie-alvo e da água, de forma a evitar lesões e mortalidade nos peixes (Oliveira et al., 2007).

Todos os peixes capturados foram cuidadosamente manuseados e conservados em recipientes (baldões) com água abundante e promovida a aerificação (bombas portáteis), de modo a garantir o bem-estar animal. Os peixes foram identificados até ao nível de espécie, de acordo com bibliografia especializada (Collares-Pereira et al., 2021; Magalhães et al., 2023) e obtidos dados biométricos: 1) comprimento total, através do uso de um ictiómetro (precisão de 0,1 cm) e 2) biomassa, determinada com uma balança digital de precisão (precisão de 0,01 g) (**Figura 2.6**).



Figura 2. 6 Obtenção de dados biométricos: comprimento e biomassa (Angueira, 2024)

Por fim, os peixes nativos foram devolvidos ao rio e os exemplares exóticos foram descartados, de acordo com a legislação vigente e indicação do ICNF, i.e., Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

2.2. Monitorização de populações em cativeiro

2.2.1. Caracterização das infraestruturas - Posto Aquícola do ICNF

Na aclimação dos *stocks* selvagens de panjorca-do-esla ao cativeiro foram usadas infraestruturas do Posto Aquícola de Castrelos (Bragança), i.e.: a) 2 tanques de cimento (dimensões 18,0 * 5,5 * 1,5m) com *stocks* selvagens recentemente capturados (2024), provenientes dos rios Maçãs e Angueira, e b) 1 tanque de cimento (11,0 * 2,5 * 1,5m) com *stocks* aclimatados desde 2014 (**Figura 2.7 e 2.8**).



Figura 2. 7 Posto Aquícola de Castrelos (Bragança): Tanques disponibilizados pelo ICNF para reprodução de panjorca-do-esla.



Figura 2. 8 Posto Aquícola de Castrelos (Bragança): Tanques disponibilizados pelo ICNF para a reprodução de panjorca-do-esla.

2.2.2. Captura de stocks reprodutores de *A. asturicense*

A captura dos *stocks* selvagens de panjorca-do-esla foi efetuada através de pesca elétrica, de acordo com a metodologia anteriormente definida (ver secção 2.1.1) em 2 setores do rio Maçãs (Quintanilha e Paradinha) e do rio Angueira (Serapicos e S. Joanico). Os exemplares selecionados foram transportados para o Posto Aquícola de Castrelos em tanques com fornecimento de O₂.

No total, foram capturados 100 exemplares no rio Maçãs (densidade $d = 1,5$ peixes/ m²) e 300 indivíduos ($d = 3$ peixes/m²) no rio Angueira, colocados em dois tanques, de acordo com a origem de captura. Uma fração dos peixes selvagens capturados foi marcada com PIT-Tags (OREGON RFDI ©), permitindo a sua identificação e monitorização individual (**Figura 2.9**). A monitorização dos parâmetros populacionais e o crescimento dos exemplares de panjorca-do-esla selecionados para estabulação foi feita 6 meses após a captura do *stock* no meio selvagem, no caso do rio Maçãs e 4,5 meses para o *stock* do rio Angueira. Foi ainda considerado um *stock* da mesma espécie, mantido em cativeiro desde 2014, com densidade de 18 peixes/m², incluindo um recrutamento populacional assinalável.

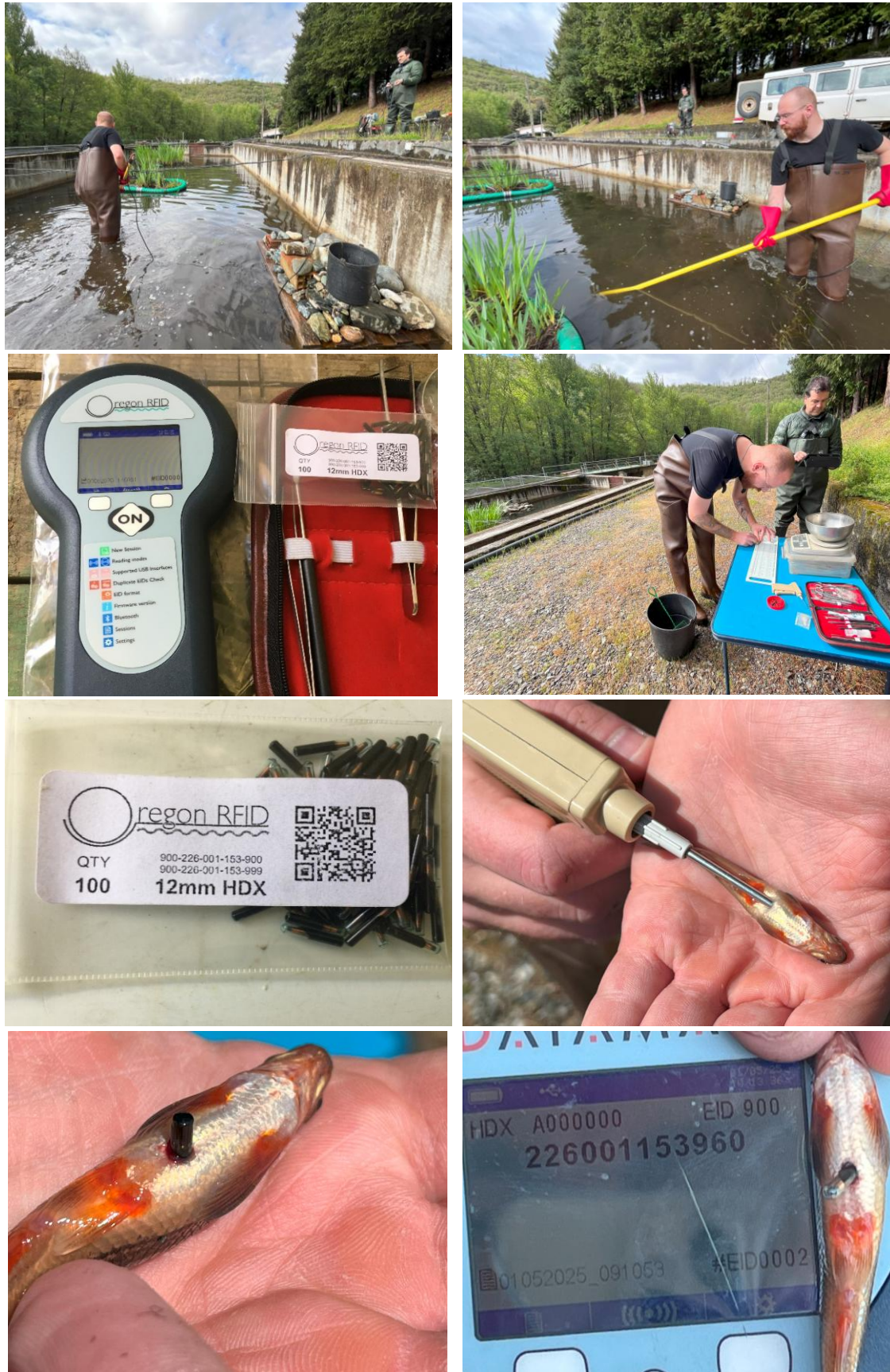


Figura 2. 9 Posto Aquícola de Castrelos (Bragança): Biometria e Marcação com PIT Tags (Oregon RFDI ©) de *Achondrostoma asturicense* provenientes de stocks selvagens do rio Angueira.

2.2.3. Preparação dos tanques para aclimação dos stocks selvagens

Na aclimação dos stocks selvagens de reprodutores, os tanques de cimento foram previamente “naturalizados” para mimetizar condições ambientais similares ao meio selvagem e garantir o bem-estar animal, em especial na fase inicial de adaptação ao cativeiro (**Figura 2.10**). Na preparação dos tanques de cimento foram tidos em conta diversas técnicas, anteriormente descritas por Almeida (2021) para estabulação de *stocks* selvagem de truta-de-rio, como:

- 1) Criar zonas de substrato diversificado do rio, e.g., zonas de areias e cascalhos alternando com pedras e blocos e ainda colocadas plantas aquáticas, para mais fácil colonização por macroinvertebrados, base da alimentação natural da panjorca-do-esla;
- 2) Colocar feixes de luzes LED, ativas no período crepuscular e noturno, de modo a atrair insetos adultos (alados) para a proximidade da superfície da água;
- 3) Incorporar vasos com vegetação ripícola típica dos rios da região (amieiro, salgueiro e freixo), para criação de habitat (raízes) tanques;
- 4) Colocar bandas de tela/rede de ensombramento para fomento do isolamento visual e áreas de menor temperatura;
- 5) Construir ilhas flutuantes “*wetlands*” de plantas, de modo a garantir refúgio, mas também para contribuir para a melhoria da qualidade da água;
- 6) Disponibilizar outros refúgios aquáticos, através da colocação de caixas/paletes de madeira (tipo *lunkers*) cobertas com pedras do rio;
- 7) Aplicar redes de malha de nylon (5 x 5 cm) para inviabilizar a predação natural (aves – garça, corvos-marinheiros e mamíferos – lontra, visão-americano);
- 8) Colocar armadilhas para captura de mamíferos, *i.e.*, lontra, visão-americano;
- 9) Colocar redes de proteção nas entradas da água nos tanques, de modo a evitar a fuga de peixes para tanques com outras proveniências;
- 10) Criar habitats privilegiados para o refúgio dos alevins, mediante a colocação de caixas revestidas com rede de 0,5 cm.

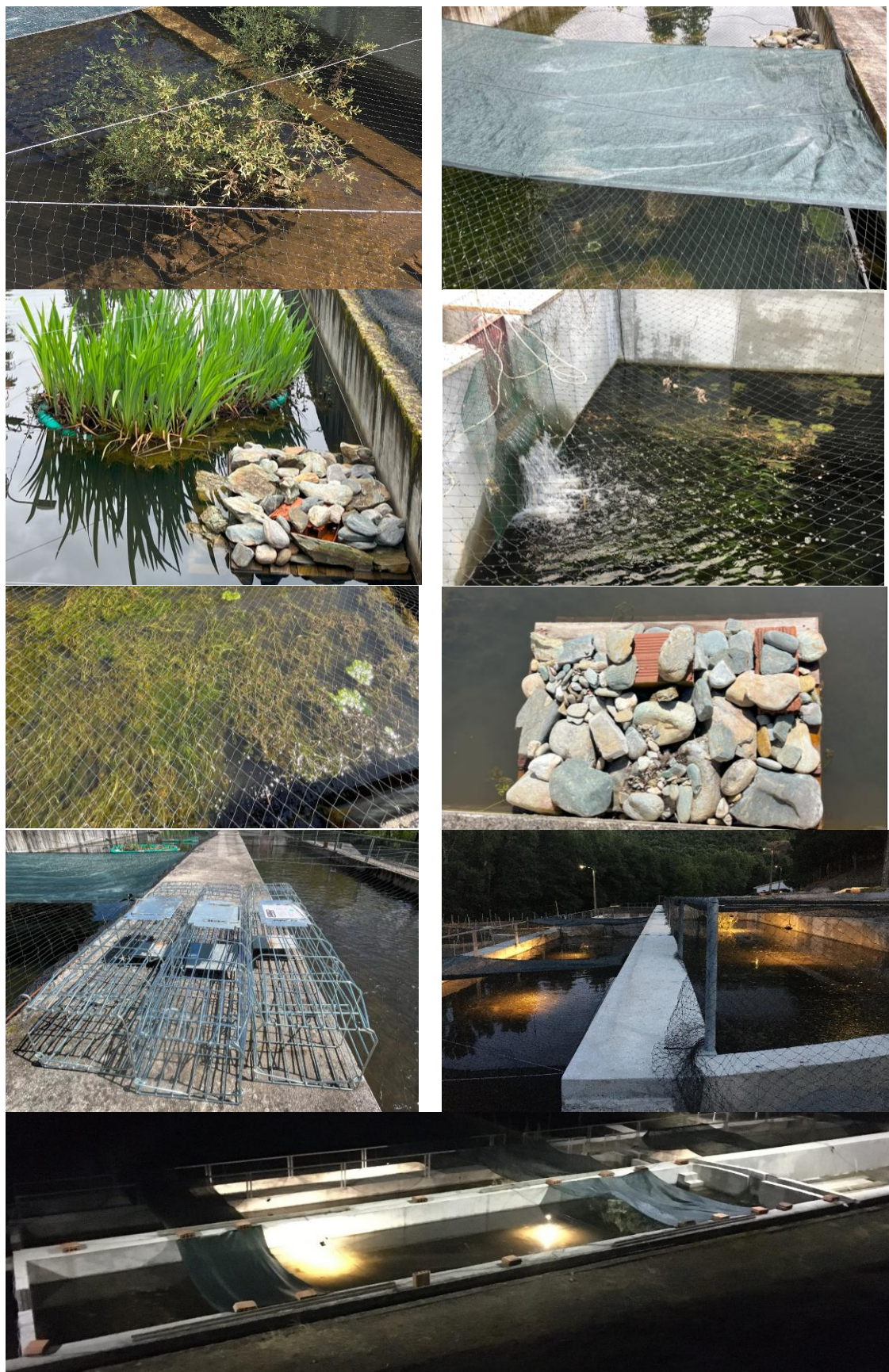


Figura 2. 10 Preparação dos tanques de cimento alvo de reabilitação (P. A. Castrelos) para receção e aclimação de stocks selvagens de *A. asturicense* para reprodução *ex situ*.

2.2.4. Maneio das populações em cativeiro

No processo de alimentação em cativeiro foram considerados os seguintes itens em termos da dieta disponibilizada:

- a. Artificial - composto por farinha de peixe (Aquasoja ©)
- b. Natural - composto por larvas de invertebrados e insetos adultos, atraídos com as luzes LED nos tanques de estabulação.

O **alimento artificial** foi disponibilizado através de alimentadores automáticos, colocados estrategicamente na proximidade de locais de refúgio dos peixes (1x/dia), complementado pelo lançamento manual de ração (1x/dia) pelo técnico do Posto Aquícola de Castrelos (**Figura 2.10**).

O **alimento natural**, composto por larvas de macroinvertebrados, algum já presentes no substrato dos tanques, foi reforçado, com periodicidade quinzenal, com capturadas nos rios da proximidade (e.g. Rios Baceiro e Tuela) e libertação nos tanques de estabulação (**Figura 2.11**).



Figura 2. 11 Aclimação em cativeiro, com alimentação baseada em dieta mista composta por 1) ração artificial - alimentadores e 2) invertebrados e peixes pequenos - dieta natural.

2.3. Traits reprodutivos

Para a caracterização reprodutiva da panjorca-do-esla, foram recolhidas amostras de 2 populações e sacrificados alguns exemplares das populações selvagens, no período de maturação sexual, *i.e.*, entre meados de abril e finais de maio 2025 (**Figura 2.12**).



Figura 2. 12 Caracterização reprodutiva dos stocks selvagens de *A. asturicense*: Fenótipo de macho (foto esquerda, em cima) e fêmea (foto esquerda, em baixo) (maio 2025)

Todos os reprodutores foram medidos e pesados antes e após a desova. No caso das fêmeas, foi medido o tamanho (diâmetro) de 10 ovos por cada uma de 24 fêmeas, com recurso a um microscópio estereoscópio OLYMPUS SMZ10, com zoom de 10 a 230x, e *software* de aquisição de imagem (**Figuras 2.13 e 2.14**).

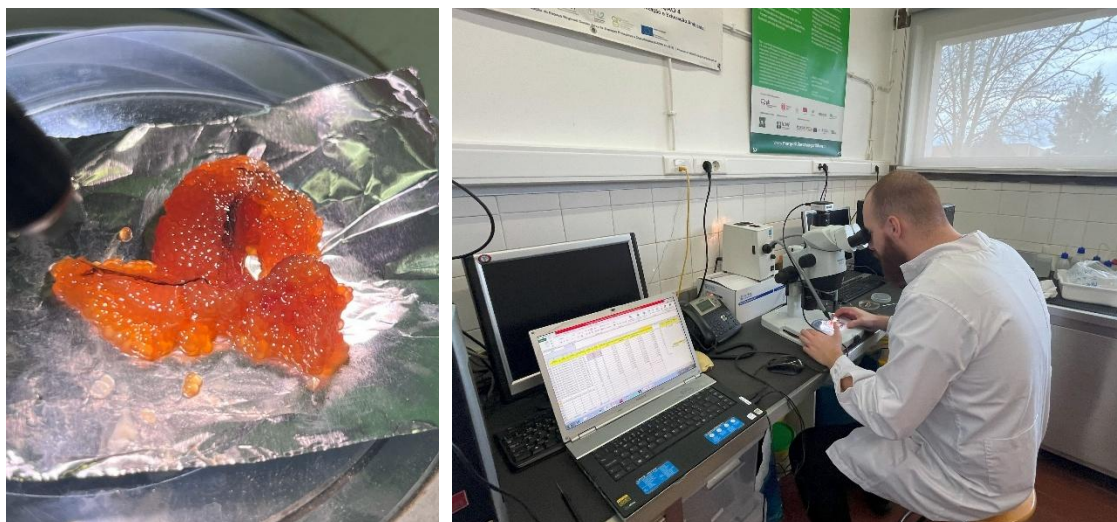


Figura 2. 13 Preparação e medição de *traits* reprodutivos de panjorca-do-esla (maio 2025).



Figura 2. 14 Medição de ovos de panjorca-do-esla, no Lab de Aquacultura (maio 2025).

A fecundidade foi calculada em termos de fecundidade total (número de ovos/fêmea). Foi ainda determinado o índice gonadosomático (GSI= 100 Gw/Wt, sendo Gw o peso das gónadas e Wt o peso total). Resumidamente foram determinados os seguintes *traits* reprodutivos: época de desova, comprimento e peso dos peixes antes e após desova, peso e diâmetro dos ovos fecundidade total e índice gonadosomático (Wootton, 1998).

2.4. Avaliação da performance de *A. asturicense*

Para avaliação da *performance* de *A. asturicense* foram consideradas populações selvagens e em cativeiro e determinada a evolução de parâmetros como o crescimento e a condição corporal dos stocks capturados.

2.4.1. Modelos 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:

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

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);

t₀ – Idade teórica (em anos) no comprimento zero, L(t) = 0.

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

2.4.2. Relação comprimento - peso

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

$$W = a * L^b$$

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 ≠ 3)

2.4.3. Condição corporal

A condição corporal dos peixes que pode ser determinada pelo 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)

2.5. Tratamento de dados

A determinação dos parâmetros de crescimento da equação de Von Bertalanffy (1938) foi realizada com recurso ao software FISAT II (FAO/ICLARM Stock Assessment Tools II) (Gayanilo et al., 2005). Os valores de k e L_∞ foram obtidos através da rotina ELEFAN I (Pauly e Morgan, 1987). Para a obtenção destes valores dentro da rotina ELEFAN I foram utilizadas as três sub-rotinas disponíveis, "K Scan"; "Response Surface" e "Automatic Search" de modo a obter, de uma forma complementar, a melhor solução. Após alcançar o melhor "Score" ou "Rn -

goodness of fit index" das várias simulações, o utilizador pode visualizar e identificar a "melhor" curva de crescimento e adotar os valores alcançados para k e L_{∞} . Adicionalmente, referir que as várias simulações nas diversas sub-rotinas do ELEFAN I também foram realizadas fixando e não fixando o comprimento inicial e a amostra ("Constant starting point" versus "Variable starting point") por forma a dar início ao processo iterativo da busca da melhor solução.

O valor de t_0 foi obtido a partir da equação empírica de PAULY (1979), fazendo uso dos valores de k e L_{∞} alcançados pelas simulações da rotina ELEFAN I do software FISAT II:

$$\text{Log}(-t_0) = -0,3922 - 0,2752 * \text{Log} L_{\infty} - 1,038 * \text{Log} k$$

onde:

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

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

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

Referir ainda que, no presente trabalho, se usou a rotina Bhattacharya (1967), incluída no software FISAT II (FAO/ICLARM Stock Assessment Tools II), para se fazer uma estimativa da idade por classes modais. Para se obterem os parâmetros de crescimento (k e L_{∞}), tendo como ponto de partida esta rotina, seria necessário terem-se mais dados, nomeadamente mais amostragens temporais para ser possível aplicar sucessivamente as rotinas "*Bhattacharya*" → "*Linking of Means*" → "*Gulland & Holt*".

Adicionalmente vincar a fundamental importância da escolha dos intervalos selecionados para a distribuição das frequências de comprimentos (um fator que à primeira vista parece ter pouca relevância, mas que mostra ter uma enorme importância aquando da análise dos dados obtidos). Intervalos de distribuição de frequências de comprimentos diferentes levam a análises e conclusões diferentes dos dados obtidos pelas rotinas Bhattacharya e ELEFAN I (o conhecimento do histórico dos dados da espécie no local específico tem uma importância fundamental, servindo os mesmos para ajudar a validar os resultados das

simulações obtidas). Outro fator fundamental, na tentativa de alcançar uma correta obtenção de dados, é a definição do valor de L_{∞} . Numa primeira análise, e para amostras pequenas, pode-se escolher para L_{∞} e um valor próximo do valor máximo das amostras. Para amostras grandes, convém escolher para L_{∞} um valor dado pela média dos dez maiores valores obtidos para o comprimento. (Sparre & Venema, 1997)

O software FISAT II e todos os seus programas e rotinas devem ser entendidos como um software de apoio à decisão, isto é, o tratamento dos dados, o seu input e posteriormente o seu output estão intimamente ligados à prática e conhecimentos do utilizador. É, em última análise, o utilizador a “última rotina” para a validação dos dados obtidos.

No tratamento estatístico, os dados obtidos foram avaliados quanto à normalidade e homocedasticidade usando os testes de Shapiro e Levene, respetivamente. Uma vez que a maioria dos dados não se ajustaram a uma distribuição normal, a análise estatística foi realizada com recurso a testes não-paramétricos dos dados, tendo sido aplicados os testes Mann-Whitney (U) e Kruskal-Wallis (H). Ambos são testes não-paramétricos usados 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). Os dados foram analisados usando o software STATISTICA 7 (StatSoft inc).

3. RESULTADOS

Os resultados obtidos para os elementos físico-químicos e hidromorfológicos de suporte aos elementos biológicos avaliados, caso das comunidades de peixes, permitiram fazer uma caracterização da qualidade ecológica do rio Angueira, tendo em conta as 3 tipologias definidas (*i.e.*, setores Superior, Médio e Inferior).

3.1. Qualidade físico-química da água

Na **Tabela 3.1** são apresentados os resultados das variáveis físico-químicas, para os 9 locais amostrados na primavera de 2024.

Tabela 3. 1 Parâmetros físico-químicos da água no rio Angueira (primavera 2024) e sua classificação do estado ecológico (Azul: Excelente; Verde: Bom; Amarelo: Menor ou igual ao estado razoável) em rios do Norte de Portugal (APA, 2021).

	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9
Temperatura (°C)	13,5	13,4	13,6	14,0	13,9	14,0	15,6	15,9	16,0
Condutividade (µS/cm)	117,6	96,5	92,2	79,6	75,5	73,8	83,9	86,5	95,8
O.D. (mg O ₂ /L)	8,9	9,5	9,6	9,6	8,7	8,7	8,8	8,5	8,2
% Saturação O ₂	85,7	107,5	107,2	80,5	76,3	80,3	84,4	81,5	91,1
pH	7,66	7,19	7,28	7,09	7,26	7,38	7,37	7,56	7,53
Nitratos (mg NO ₃ ⁻ /L)	1,705	1,022	0,965	2,311	2,128	1,694	1,075	2,012	2,273
Fosfatos (mg PO ₄ ³⁻ /L)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,031	0,035	0,036
Oxidabilidade (mg O ₂ /L)	8,7	6,4	12,8	17,7	18,1	19,0	17,7	18,3	16,5
Acidez total (mg HCO ₃ ⁻ /L)	7,40	7,99	8,40	9,10	9,59	9,91	10,49	10,80	11,12
TDS (mg/L)	58,2	37,4	40,0	42,3	39,8	40,2	50,1	52,3	60,4

Na análise de redundância dbRDA (78,4% da variância total explicada pelos 2 primeiros eixos, dbRDA1 e dbRDA2), baseada nos parâmetros físico-químicos dos 9 locais de amostragem, valores superiores de condutividade elétrica e oxigénio dissolvido permitiram separar o Angueira Superior, enquanto a concentração de

fosfatos e a temperatura da água contribuíram decisivamente para a discriminação registada nos locais situados no Angueira Inferior (**Figura 3.1**).

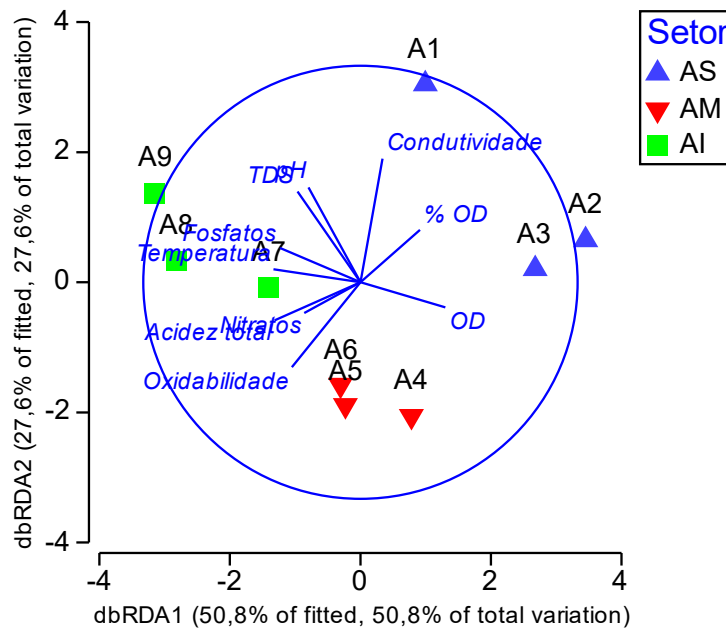


Figura 3. 1 Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) tendo em conta os 3 setores definidos no rio Angueira (setores AS: Angueira Superior; AM: Angueira Médio; AI: Angueira Inferior) (primavera 2024).

Na análise da variabilidade das variáveis físico-químicas em função das 3 tipologias (**Figuras 3.2 a 3.10**) foram identificadas diferenças significativas (testes K-W, $P < 0,05$) apenas para a temperatura, condutividade, fosfatos e acidez total.

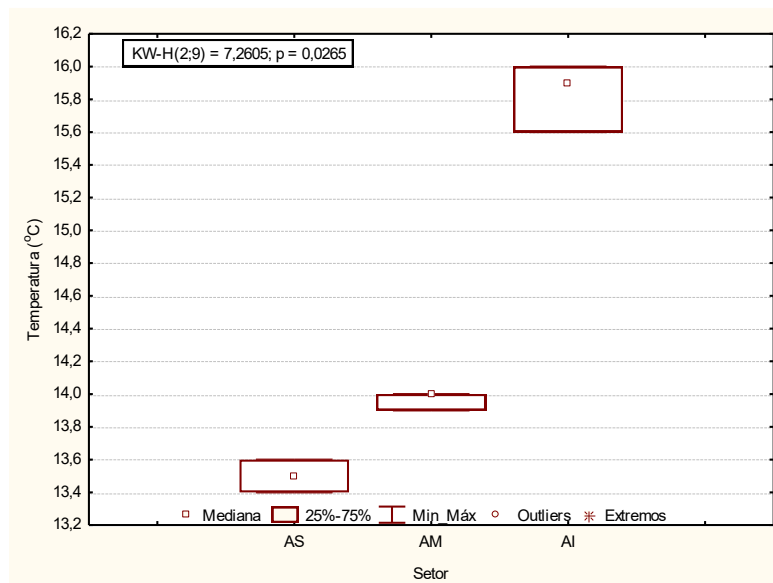


Figura 3. 2 Variação da temperatura da água (°C) nos setores AS: Angueira Superior; AM: Angueira Médio; AI: Angueira Inferior do rio Angueira (primavera 2024). Boxplots: valores da mediana (ponto central), percentil 25 – 75% (caixas) e máximos e mínimos (bigodes).

Registaram-se, tal como seria de esperar, valores superiores de temperatura da água (**Figura 3.2**) e condutividade (**Figura 3.3**) no setor de jusante devido às condições ambientais e hidromorfológicas beneficiarem o acréscimo detetado.

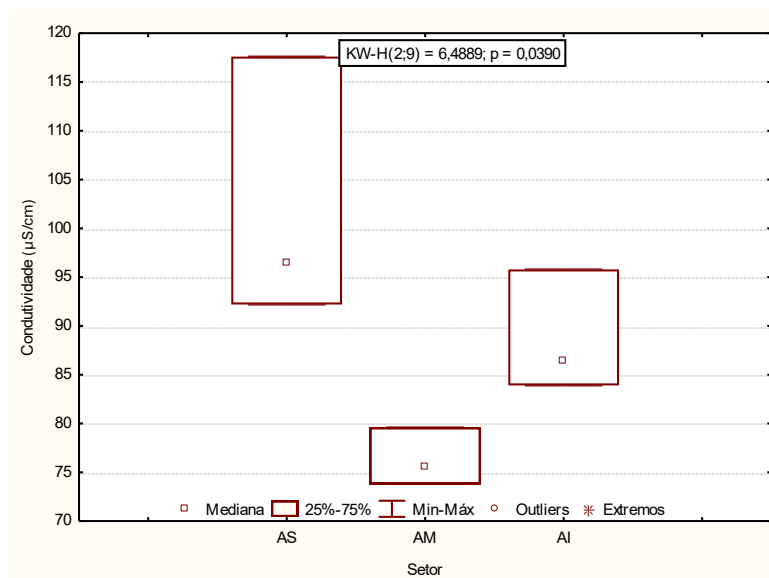


Figura 3. 3 Variação do teor de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) nos setores AS: Angueira Superior; AM: Angueira Médio; AI: Angueira Inferior do rio Angueira (primavera 2024). Boxplots: valores da mediana (ponto central), percentil 25 – 75% (caixas) e máximos e mínimos.

O padrão de variação do total de sólidos dissolvidos, TDS (mg/L) é, em parte, semelhante à variação observada para a condutividade elétrica, tendo sido detetada uma maior estabilidade na zona média do rio Angueira (**Figura 3.4**).

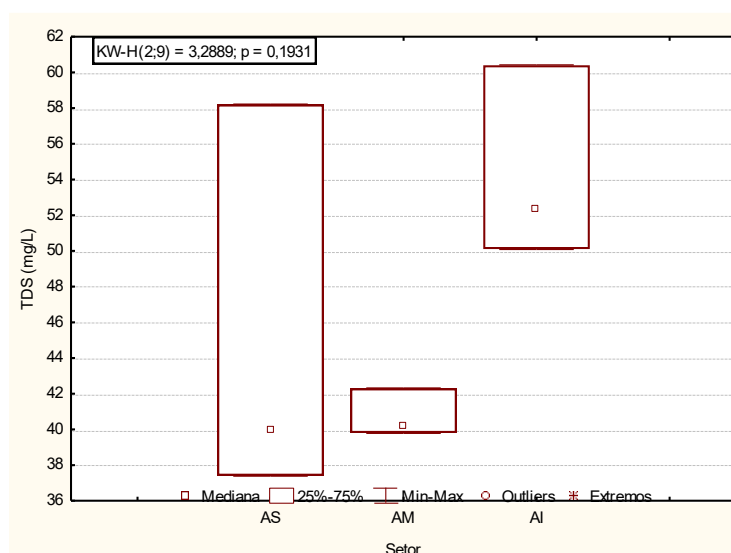


Figura 3. 4 Variação do total de sólidos dissolvidos TDS (mg/L) nos setores AS: Angueira Superior; AM: Angueira Médio; AI: Angueira Inferior do rio Angueira (primavera 2024). Boxplots: valores da mediana (ponto central), percentil 25 – 75% (caixas) e máximos e míni

Relativamente ao oxigénio dissolvido, não foram encontrados valores críticos para a fauna aquática, com concentrações sempre acima das 8 mg O₂/L (**Figura 3.5**). Contudo, esta variável pode ser limitante na época estival, especialmente em ambiente com elevada carga orgânica e fluxo diminuto ou ausente de corrente (**Figura 3.6**).

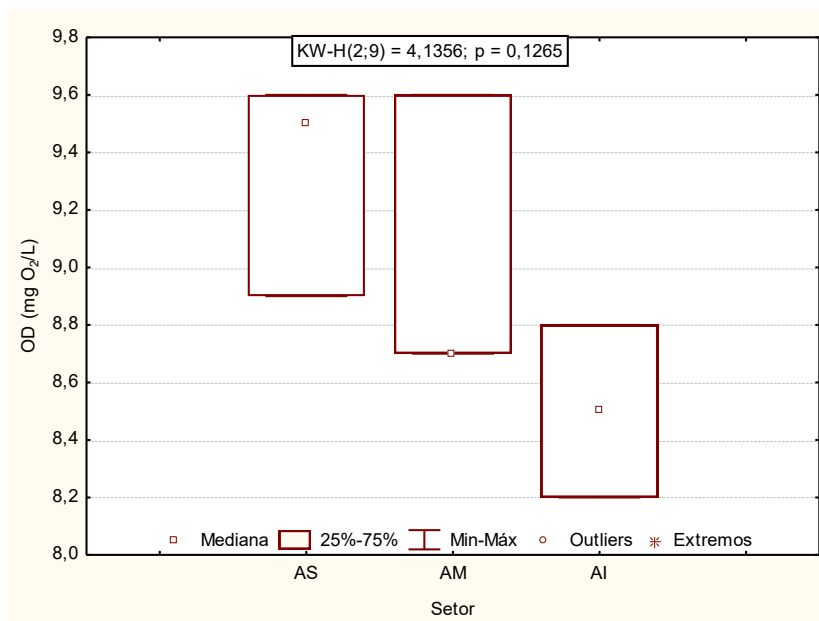


Figura 3. 5 Variação da concentração de oxigénio dissolvido (mg O₂/L) nos setores AS: Angueira Superior; AM: Angueira Médio; AI: Angueira Inferior do rio Angueira (primavera 2024). Boxplots: valores da mediana (ponto central), percentil 25 – 75% (caixas) e máximos

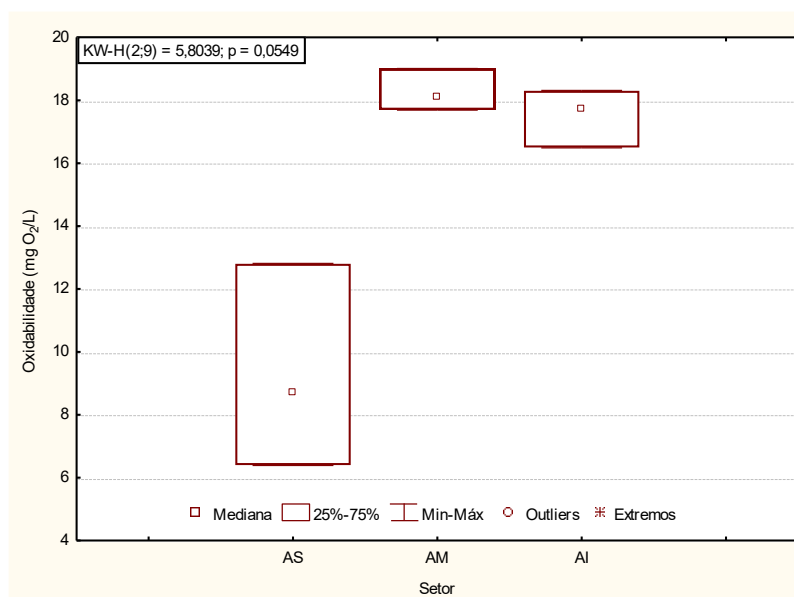


Figura 3. 6 Variação da oxidabilidade (mg O₂/L) nos setores AS: Angueira Superior; AM: Angueira Médio; AI: Angueira Inferior do rio Angueira (primavera 2024). Boxplots: valores da mediana (ponto central), percentil 25 – 75% (caixas) e máximos e mínimos (bigodes).

Por sua vez, foi detetada a influência antrópica, resultante da agricultura nas margens e aglomerados rurais e urbanos (e.g. Alcañices e Vimioso), expressa na concentração dos nutrientes mais usualmente limitantes no meio aquático, caso dos fosfatos (**Figura 3.7**) e dos nitratos (**Figura 3.8**).

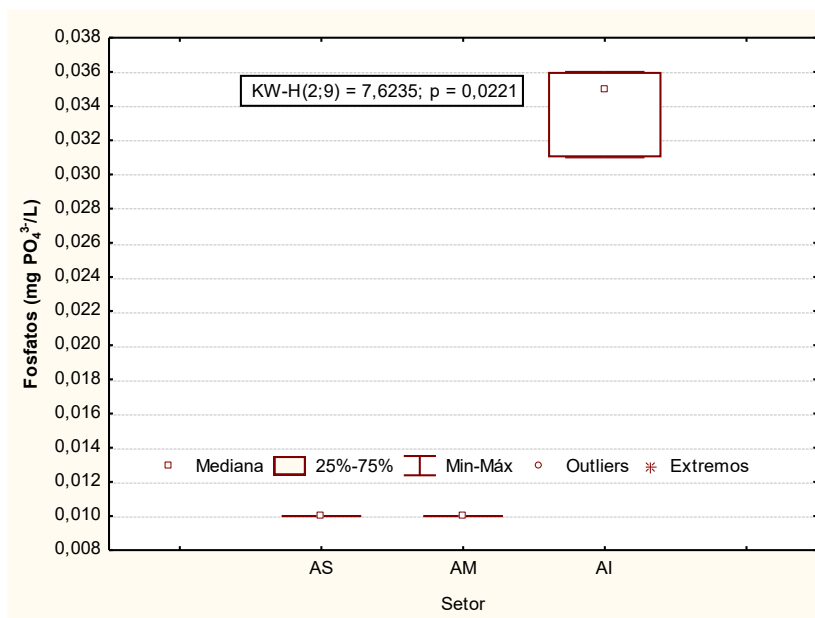


Figura 3. 7 Variação da concentração de fosfatos (PO_4^{3-}) AS: Angueira Superior; AM: Angueira Médio; AI: Angueira Inferior do rio Angueira (primavera 2024). Boxplots: valores da mediana (ponto central), percentil 25 – 75% (caixas) e máximos e mínimos (bigodes).

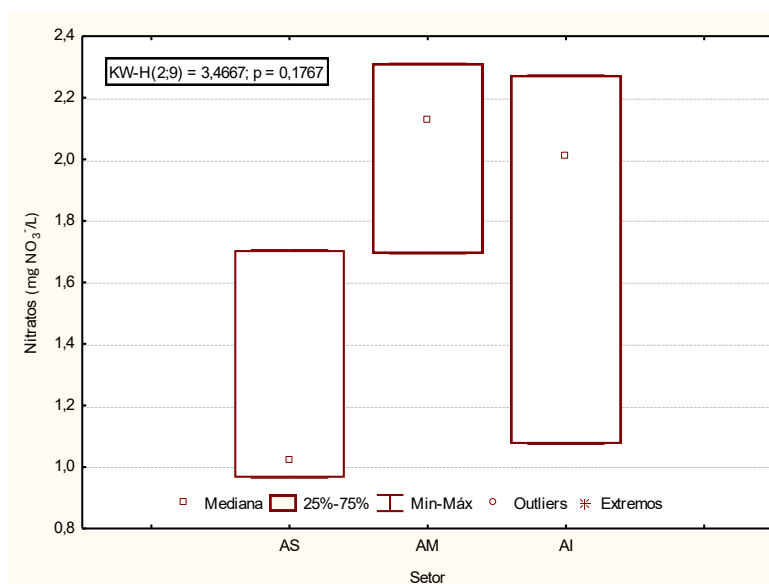


Figura 3. 8 Variação da concentração de nitratos (NO_3^-) AS: Angueira Superior; AM: Angueira Médio; AI: Angueira Inferior do rio Angueira (primavera 2024). Boxplots: valores da mediana (ponto central), percentil 25 – 75% (caixas) e máximos e mínimos (bigodes).

Não foram detetadas diferenças significativas entre os 3 setores do rio Angueira relativamente ao pH da água, sempre alcalino, (Figura 3.9), ao contrário da acidez total, superior no setor de jusante do curso de água (Figura 3.10).

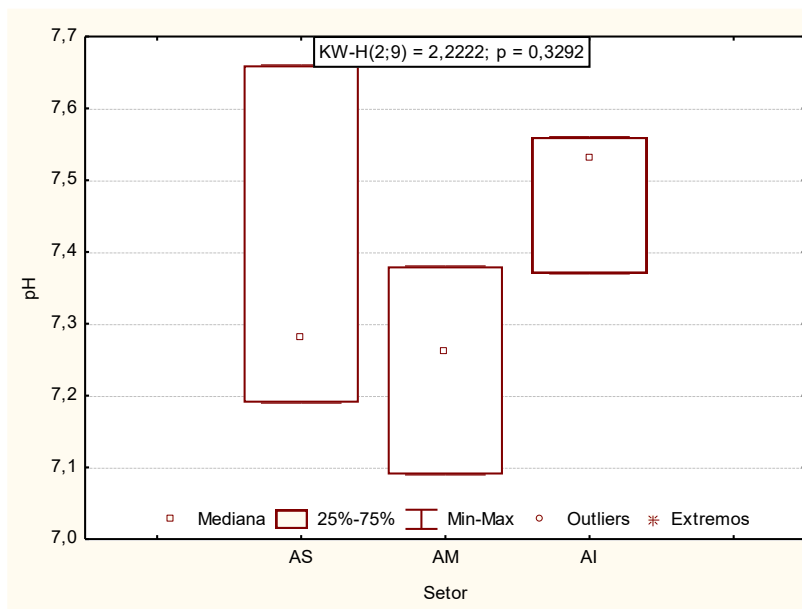


Figura 3. 9 Variação do pH nos setores AS: Angueira Superior; AM: Angueira Médio; AI: Angueira Inferior do rio Angueira (primavera 2024). Boxplots: valores da mediana (ponto central), percentil 25 – 75% (caixas) e máximos e mínimos (bigodes).

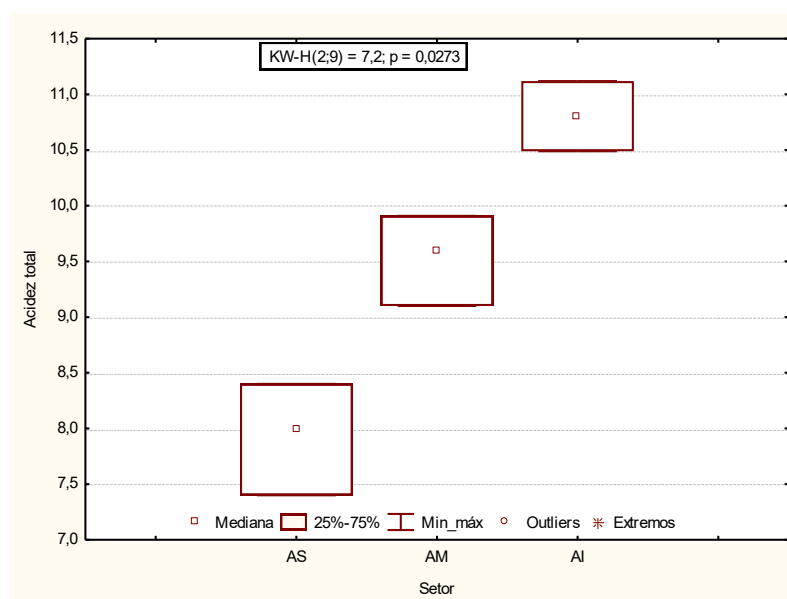


Figura 3. 10 Variação da acidez total (mg HCO_3^-/L) nos setores AS: Angueira Superior; AM: Angueira Médio; AI: Angueira Inferior do rio Angueira (primavera 2024). Boxplots: valores da mediana (ponto central), percentil 25 – 75% (caixas) e máximos e mínimos (bigodes).

3.2. Qualidade dos habitats aquáticos e ribeirinhos

O levantamento exaustivo das condições hidromorfológicas permitiram o cálculo de dois índices disponíveis no River Habitat Survey, o HQA e o HMS. Os resultados obtidos para os 9 locais de amostragem, no rio Angueira, na primavera de 2024, estão apresentados nas **Tabelas 3.2 e 3.3**.

Tabela 3. 2 Índice HQA e respetivos sub-índices no rio Angueira (primavera 2024).

HQA	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9
Corrente (escoamento)	11	10	9	8	5	9	12	9	10
Substrato do canal	13	9	8	10	8	9	11	8	8
Características do canal	5	2	2	7	2	4	6	5	5
Características das margens	4	5	3	6	0	7	2	6	6
Estrutura da vegetação das margens	6	7	10	12	5	11	12	12	12
Point bars	0	0	1	0	0	1	0	0	1
Vegetação do canal	9	5	7	9	0	7	5	4	6
Uso do solo	3	3	3	4	4	4	4	2	4
Características associadas às árvores	12	10	8	10	9	11	11	10	10
Características especiais	1	0	0	2	1	4	1	1	1
Pontuação	64	51	51	68	34	67	64	57	63
Classe de Qualidade	≤ 2	≤ 2	≤ 2	1	≤ 2	1	1	≤ 2	1

Foi encontrado um padrão distintivo na pontuação obtida pelo índice HQA entre os locais dos 3 setores, *i.e.*, Angueira Superior, Angueira Médio e Angueira Inferior. Assim, nos setores superior e médio do rio Angueira as atividades antrópicas na proximidade das margens estão mais presentes, refletindo-se na melhor qualidade

detetada no setor de jusante (**Tabela 3.2**). Essa tendência aparece também contrastada em termos do índice HMS, tendo sido registadas modificações no canal (açudes, pontes, *culverts*, passagens a vau) e nas margens (pisoteio e artificialização, construção de muros de pedra e por vezes, de cimento, que contribuem para a menor pontuação calculada (**Tabela 3.3**).

Tabela 3. 3 Índice HMS e respetivos sub-índices no rio Angueira (primavera 2024).

HMS	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9
<i>Culverts</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Artificialização margens e leito	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Reseccionamento de margens e leito	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Realinhamento do canal	220	540	0	0	280	80	0	0	90
Bermas artificiais margens elevadas	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Açudes e barragens	900	375	0	900	375	0	375	0	0
Pontes	200	0	0	0	0	200	0	0	100
Pisoteio das margens e leito	0	0	30	20	10	0	20	20	0
Passagens a vau	0	200	0	0	0	0	0	0	0
Descarga direta e defletores	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pontuação	1320	1115	30	920	665	280	395	20	190
Classe	4*	3*	2*	4*	4*	3*	3*	2*	2*
Categoria*	SgM	OM	PNM	SgM	SgM	OM	OM	PNM	PNM
Classe de Qualidade	Bom ou Inferior								

*Categorias: 1) PS – Pristino, seminatural; 2) PNM – Predominantemente não modificado; 3) OM - Obviamente modificado; 4) SgM – Significativamente modificado; 5) SvM – Severamente modificado.

3.3. Abundância e diversidade das comunidades de peixes selvagens

Foram capturadas 4 espécies nativas pertencentes a 2 famílias 1) **Leuciscidae**: panjorca-do-esla (*Achondrostoma asturicense* Doadrio, Casal-López e Perea, 2023), escalo-do-norte (*Squalius carolitertii* Doadrio, 1988), boga-do-norte (*Pseudochondrostoma duriense* Coelho, 1985); e 2) **Cyprinidae**: barbo-comum (*Luciobarbus bocagei* Linnaeus, 1758) e ainda 2 espécies exóticas que fazem parte de 2 famílias 1) **Centrarchidae**: perca-sol (*Lepomis gibbosus* Linnaeus, 1758), e 2) **Poeciliidae**: gambúsia (*Gambusia holbrooki* Girard, 1859). A abundância (CPUE nº indivíduos/100 m²) registada nos 9 troços amostrados, na primavera dos anos de 2023 e 2024, consta da **Tabela 3.4**.

Tabela 3. 4 Abundância CPUE (nº ind./100 m2) no rio Angueira (anos de 2023 e 2024).

Local	A. <i>asturicense</i>	S. <i>carolitertii</i>	P. <i>duriense</i>	L. <i>bocagei</i>	G. <i>holbrooki</i>	L. <i>gibbosus</i>
2023						
A1	4,9	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0
A2	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
A3	13,2	2,4	0,0	0,0	0,0	1,6
A4	4,9	0,1	0,0	0,0	0,0	8,8
A5	0,6	0,4	1,5	0,1	0,0	1,7
A6	2,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,6
A7	0,0	0,3	2,0	1,2	7,0	6,0
A8	0,4	1,5	1,5	0,8	1,6	0,5
A9	0,7	0,0	0,5	2,2	0,0	0,7
2024						
A1	42,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
A2	14,3	0,0	0,0	0,0	0,0	12,4
A3	15,3	0,7	0,0	0,0	0,0	7,0
A4	20,0	1,7	0,0	0,0	0,0	10,9
A5	2,6	0,2	1,0	0,0	0,0	0,5
A6	8,6	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0
A7	1,1	0,0	0,0	0,0	12,6	12,3
A8	2,0	1,8	3,8	0,0	0,0	0,3
A9	0,1	0,1	0,4	3,3	0,0	1,3

A abundância relativa das espécies por cada um dos 3 setores, *i.e.*, Angueira Superior (A1 a A3); Angueira Médio (A4 a A6); Angueira Inferior (A7 a A9) e para os dois anos de avaliação, *i.e.*, 2023 e 2024, pode ser apreciada na **Figura 3.11**.

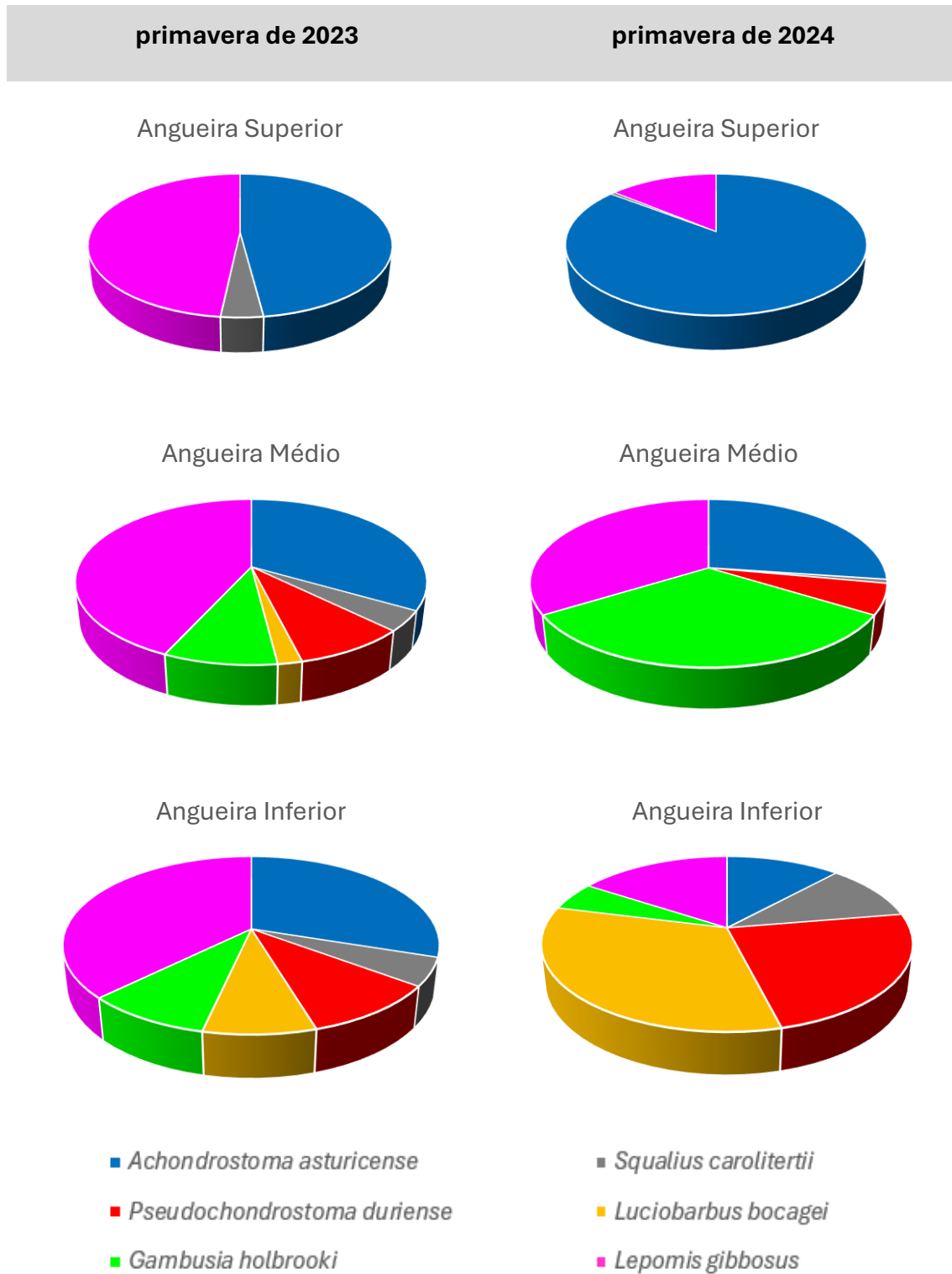


Figura 3. 11 Abundância relativa das espécies piscícolas presentes nos 3 setores: Angueira Superior (A1 a A3); Angueira Médio (A4 a A6); Angueira Inferior (A7 a A9) nos dois anos de avaliação, primavera de 2023 e de 2024.

Foram detetadas diferenças significativas (teste H de Kruskal-Wallis, $P < 0,05$) apenas para o nº de taxa (S), tendo em consideração as 3 tipologias definidas para o rio Angueira (**Figuras 3.12 e 3.13**).

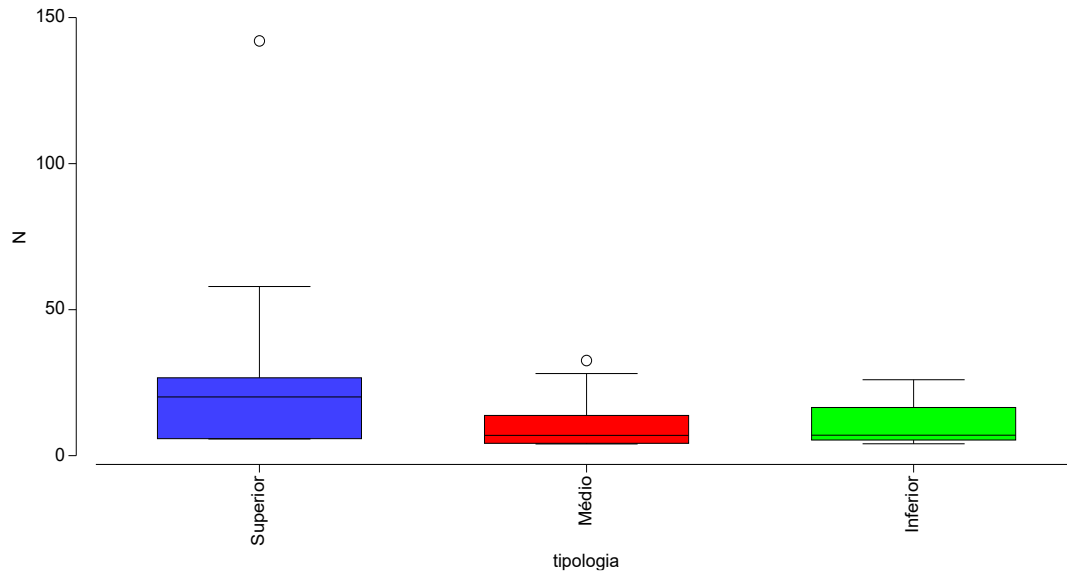


Figura 3. 12 Abundância (N) em termos de CPUE (nº peixes/100 m2) discriminada para os 3 setores considerados no rio Angueira, i.e. Superior (A1 a A3), Médio (A4 a A6) e Inferior (A7 a A9) (primavera de 2023 e 2024). Boxplots mostram os valores medianos (linha centra

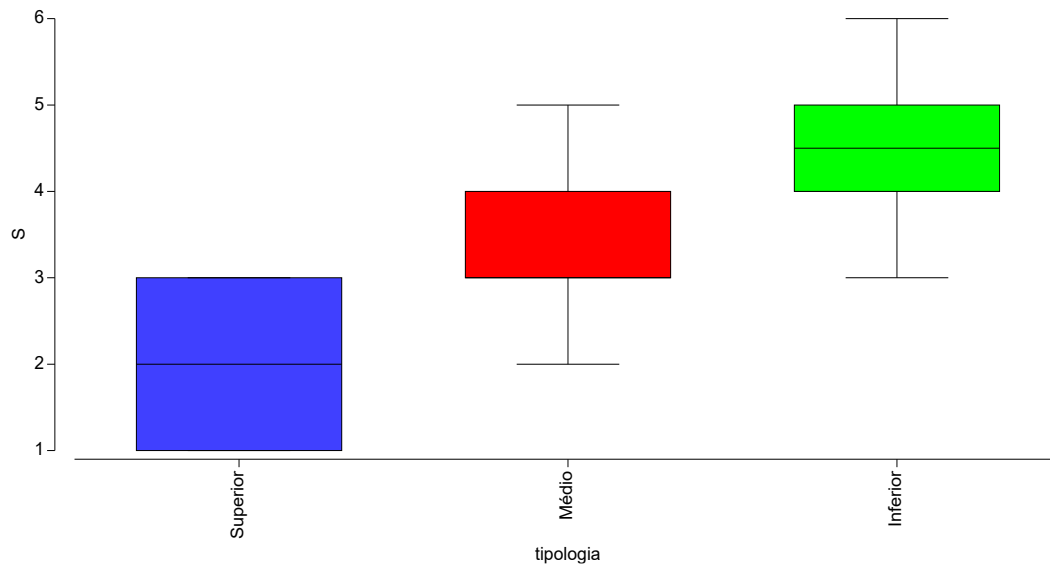


Figura 3. 13 Riqueza taxonómica (S) discriminada para os 3 setores considerados no rio Angueira, i.e. Superior (A1 a A3), Médio (A4 a A6) e inferior (A7 a A9) (primavera de 2023 e 2024). Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers). Os pontos representam os valores extremos.

Por sua vez, também foram detetadas diferenças significativas (teste H de Kruskal-Wallis, $P < 0,05$) apenas para a diversidade de Shannon-Wiener (H'), tendo em consideração as mesmas 3 tipologias definidas para o rio Angueira (**Figura 3.14 e 3.15**).

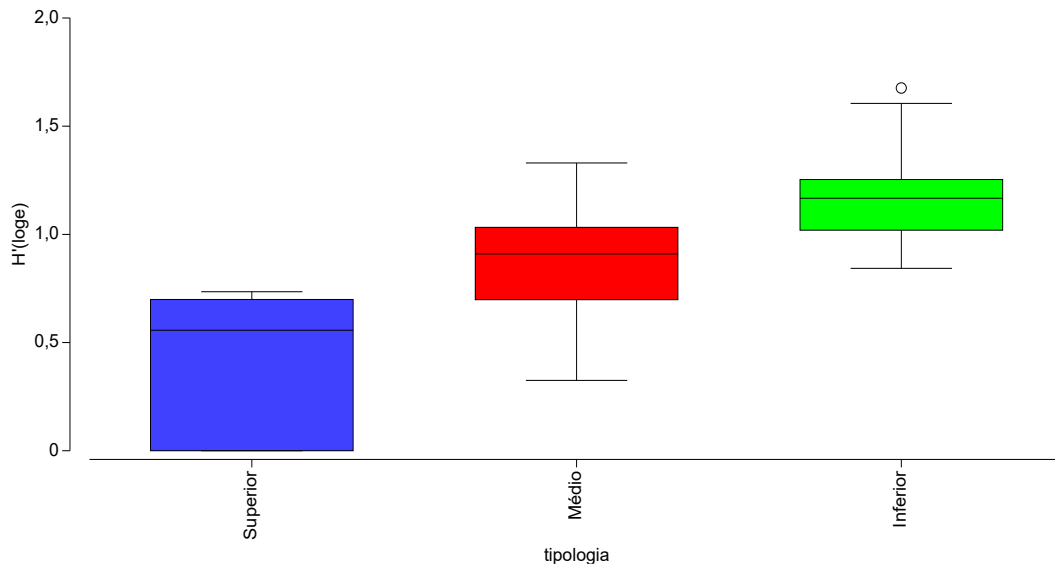


Figura 3. 14 Diversidade de Shannon-Wiener (H') discriminada pelos 3 setores considerados no rio Angueira, i.e. Superior (A1 a A3), Médio (A4 a A6) e inferior (A7 a A9) (primavera de 2023 e 2024). Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers). Os pontos representam os valores extremos.

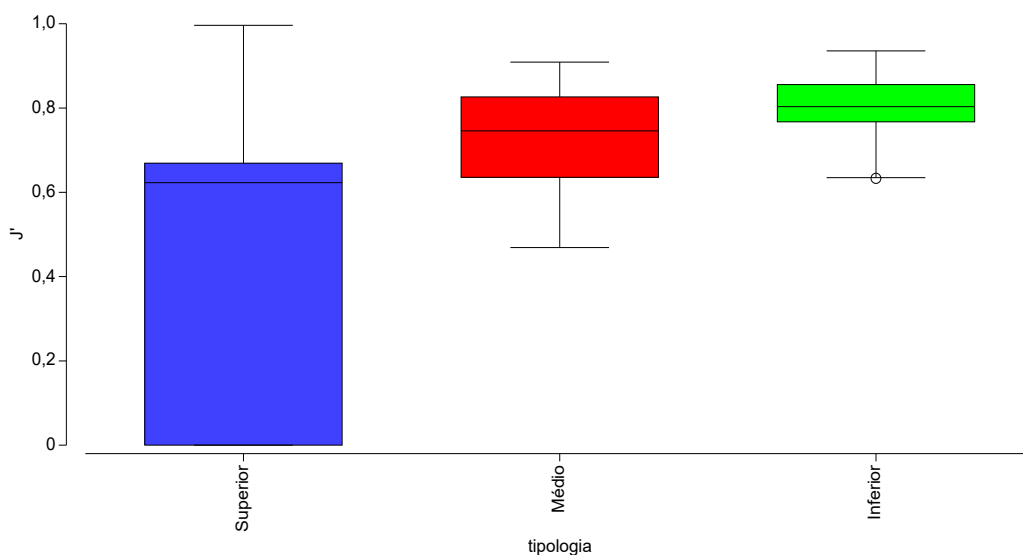


Figura 3. 15 Equitabilidade de Pielou (J') discriminada pelos 3 setores considerados no rio Angueira, i.e. Superior (A1 a A3), Médio (A4 a A6) e Inferior (A7 a A9) (primavera de 2023 e 2024). Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers). Os pontos representam os valores extremos.

3.4. Biotipologia das populações de *A. asturicense* no rio Angueira

Os resultados da análise PERMANOVA mostraram diferenças significativas (Pseudo-F = 4,574, $p = 0,002$) nas comunidades piscícolas apenas entre os setores definidos, não tendo sido detetada entre anos de avaliação (**Tabela 3.5**).

Tabela 3.5 Resultados da análise PERMANOVA das comunidades de peixes, tendo em conta as tipologias definidas e os anos de amostragem. Os asteriscos indicam valores significativos.

Origem	GL	SS	MS	Pseudo-F	P (perm)	Unique perms
Tipologia (setores)	2	12087	6043,4	4,5741	0,002**	998
Ano	1	1105,5	1105,5	0,8367	0,495	997
Tipologia* Ano	2	1698	849,0	0,6426	0,722	999
Resíduo	12	15854	1321,2			
Total	17	30745				

A análise nMDS (2D, stress = 0,11) permitiu evidenciar, em especial, a separação dos locais amostrados do setor Superior relativamente ao setor Inferior do Rio Angueira (**Figura 3.16**).

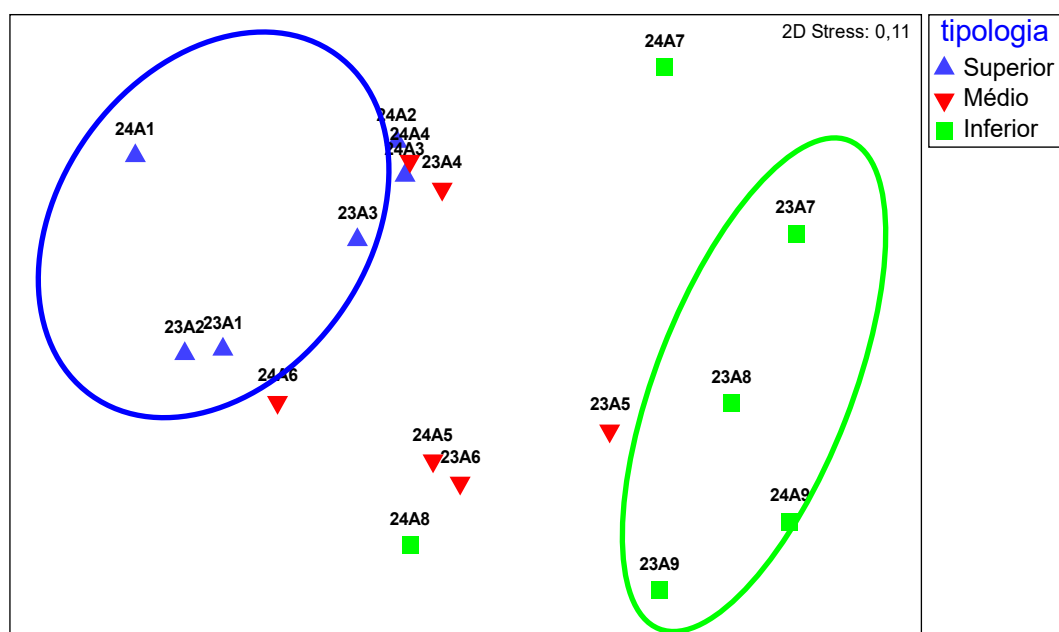


Figura 3.16 Escalonamento não-métrico multidimensional (nMDS) dos 9 locais de amostragem e dois anos sucessivos, baseado nas comunidades de peixes, e os setores tipologia definidos (primavera 2023 e 2024). Simbologia exemplo 23A1: 23(ano) A(Angueira) 1(local de amostragem)

Por sua vez, os testes emparelhados de similaridade **ANOSIM (one-way)** mostraram não existirem diferenças significativas ($P > 0,05$) entre anos (i.e. 2023 vs. 2024). Contudo, foram identificadas diferenças significativas ($P < 0,01$) entre os setores Angueira Superior vs. Angueira Inferior e entre Angueira Médio vs. Angueira Inferior. Finalmente a análise SIMPER identificou as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre **1) Angueira Superior vs. Angueira Médio** (dissimilaridade média = 47,44%) foram *A. asturicense* (38,98%) e *L. gibbosus* (30,97%), **2) Angueira Superior vs. Angueira Inferior** (dissimilaridade média = 74,97%) foram *A. asturicense* (37,07%) e *L. gibbosus* (17,70%), e **3) Angueira Médio vs. Angueira Inferior** (dissimilaridade média = 60,13%) foram *A. asturicense* (25,42%) e *L. gibbosus* (20,26%).

3.5. Crescimento e parâmetros populacionais de *A. asturicense*

3.5.1. Modelo de crescimento de von Bertalanffy

Os resultados obtidos para os modelos de crescimento de von Bertalanffy permitem destacar as populações do Angueira Superior e do Angueira Médio como tendo um crescimento teórico superior e similar, variando o valor de $L_{m\acute{a}x}$ entre os 13 cm e os 13,4 cm, respetivamente. Já a população do Angueira Inferior não superou um $L_{m\acute{a}x} = 10,7$ cm (devendo, no entanto, notar-se que neste caso só foram feitas unicamente duas monitorizações em dois anos distintos). Assim, para cada setor e parâmetro de crescimento (K e L_{∞}), foi feita a média de todos os valores. De referir ainda que os comprimentos máximos apresentados na tabela seguinte são os inventariados no presente estudo ($L_{m\acute{a}x}$) (**Tabela 3.3**).

Tabela 3.6 . Parâmetros de von Bertalanffy calculados para *Achondrostoma asturicense* nos 3 setores do rio Angueira: Angueira Superior (A1 a A3); Angueira Médio (A4 a A6); Angueira Inferior (A7 a A9). k e L_{∞} determinados através da rotina ELEFAN I, t_0 a partir da equação empírica de Pauly (1979) e comprimentos máximos inventariados ($L_{m\acute{a}x}$) (primavera de 2023 e 2024).

População	t_0 [ano]	K [ano ⁻¹]	L_{∞} [cm]	$L_{m\acute{a}x}$ [cm]
Angueira Superior	-0,3854	0,53	13,17	13,0
Angueira Médio	-0,4172	0,49	13,27	13,4
Angueira Inferior	-0,4006	0,54	10,66	10,7

De seguida apresentam-se as curvas de crescimento de von Bertalanffy para as populações dos 3 setores do rio de Angueira, i.e., Angueira Superior (A1 a A3), Angueira Médio (A4 a A6) e Angueira Inferior (A7 a A9) (**Figuras 3.17 a 3.19**).

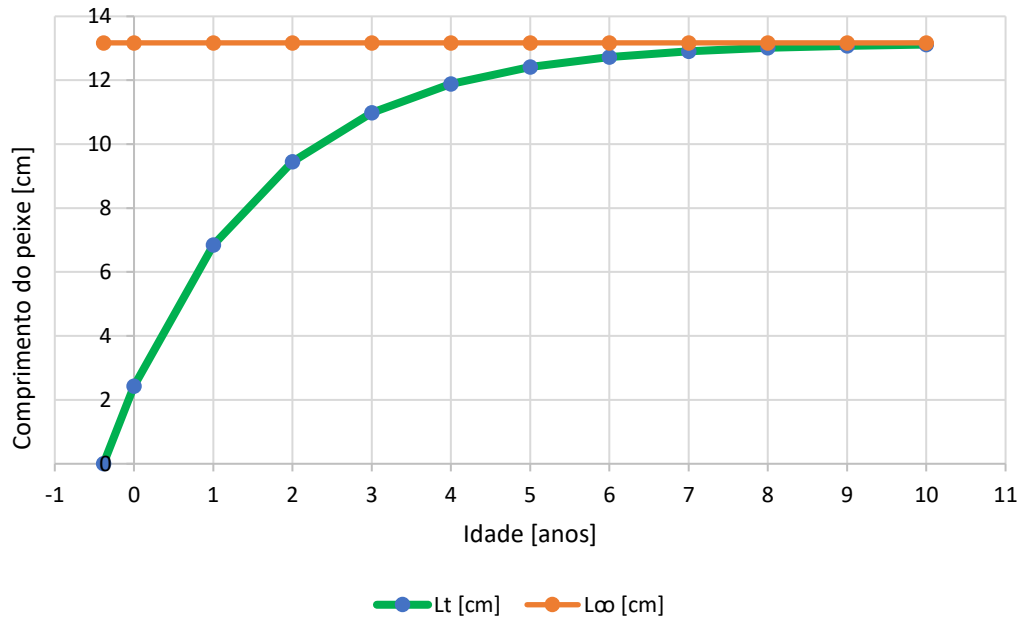


Figura 3. 17 Curvas de crescimento de Von Bertalanffy para *A. asturicense* do setor do rio Angueira Superior, recorrendo à rotina ELEFAN I: não fixando a classe de comprimento inicial (Cálculo automático).

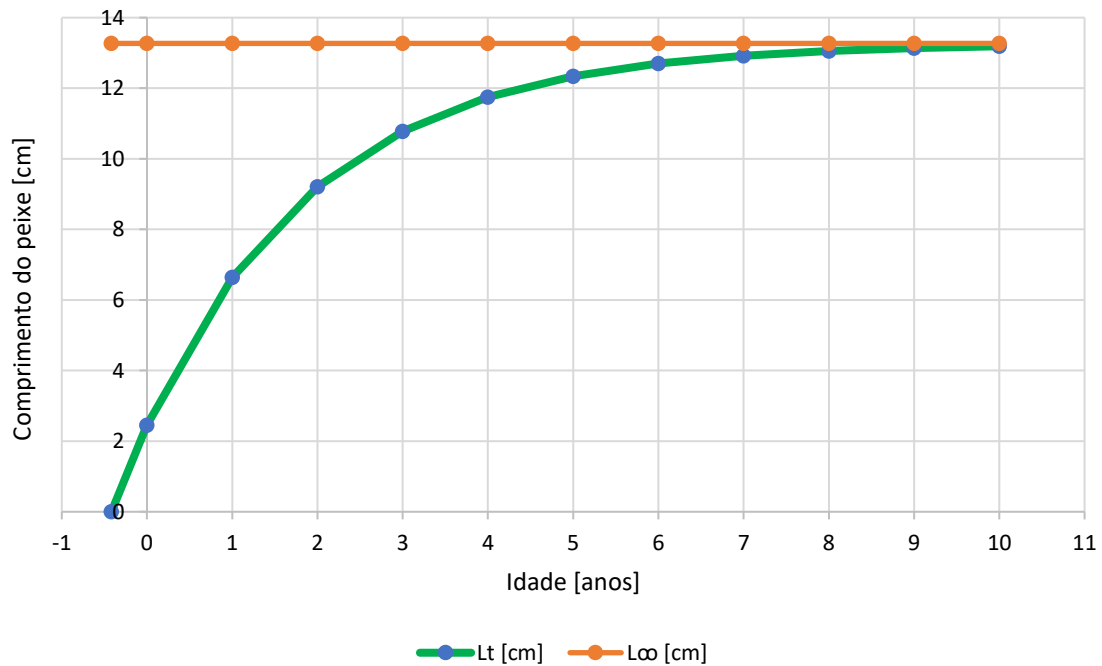


Figura 3. 18 Curvas de crescimento de Von Bertalanffy para *A. asturicense* do setor do rio Angueira Médio, recorrendo à rotina ELEFAN I: não fixando a classe de comprimento inicial (Cálculo automático).

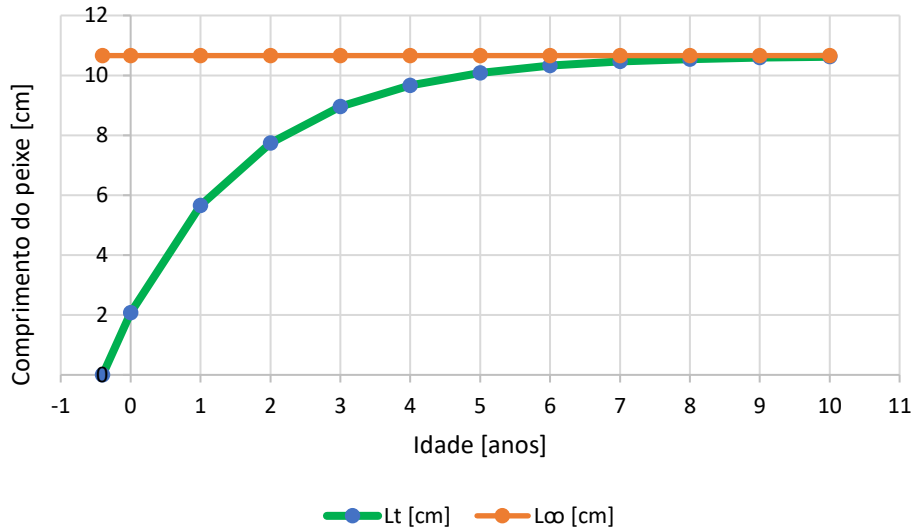


Figura 3. 19 Curvas de crescimento de Von Bertalanffy para *A. asturicense* do setor do rio Angueira Inferior, recorrendo à rotina ELEFAN I: não fixando a classe de comprimento inicial (Cálculo automático).

3.5.2. Relação Peso-Comprimento

Nas **Figura 3.20 a 3.22** são apresentadas as relações peso-comprimento das populações selvagens de *A. asturicense* dos 3 setores do rio Angueira, i.e. Angueira Superior (n = 175, **Figura 3.20**), Angueira Médio (n = 128, **Figura 3.21**) e Angueira Inferior (n = 27, **Figura 3.22**) considerando os dados dos anos de 2023 e 2024.

Foi obtido um coeficiente alométrico negativo, i.e., $b < 3$ para o setor Angueira Superior ($b = 2,68$), ou seja, o maior incremento ocorre no peso dos peixes.

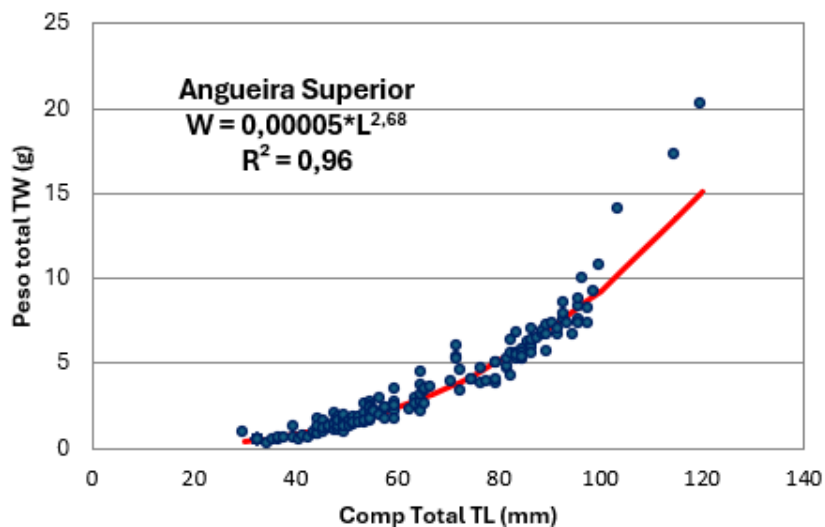


Figura 3. 20 Relação peso-comprimento de *A. asturicense* capturados no setor Angueira Superior (A1 a A3), na primavera de 2023 e de 2024 (n= 175).

Por sua vez, no setor Angueira Médio foi obtido um coeficiente isométrico, i.e., $b = 3,01$ indicando um crescimento proporcional em tamanho e peso dos peixes.

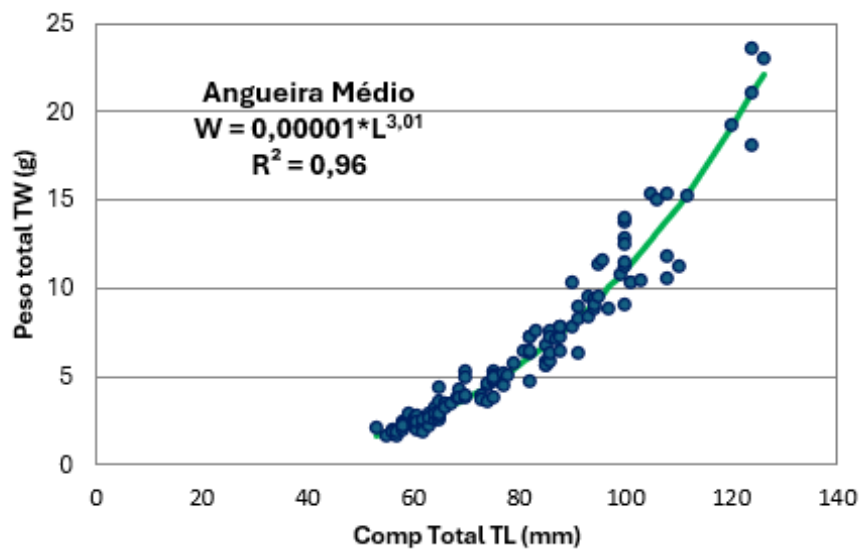


Figura 3. 21 Relação peso-comprimento de *A. asturicense* capturados no setor Angueira Médio (A4 a A6), na primavera de 2023 e de 2024 (n= 128).

Por fim, no setor Angueira Inferior foi obtido um coeficiente praticamente isométrico, i.e., $b = 2,96$, embora baseado num número menor de peixes (n=27).

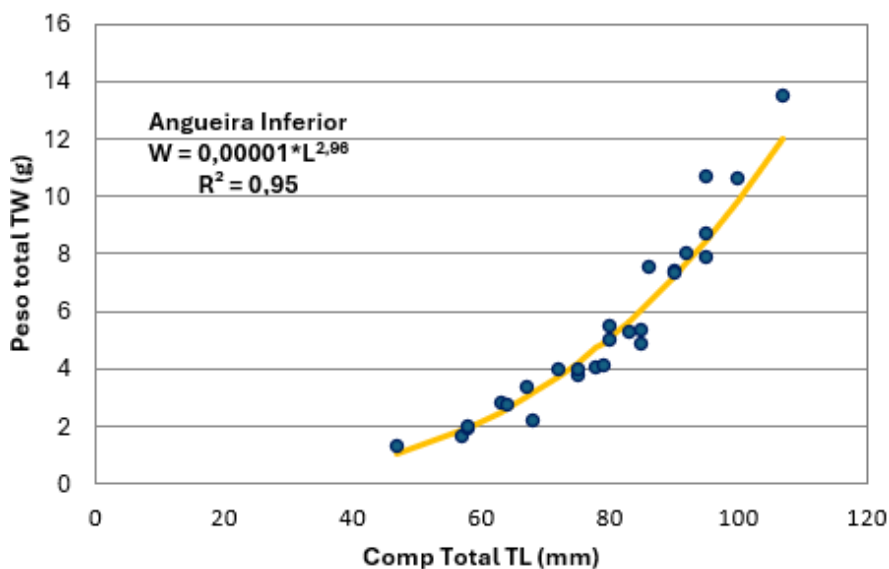


Figura 3. 22 Relação peso-comprimento de *A. asturicense* capturados no setor Angueira Inferior (A7 a A9), na primavera de 2023 e de 2024 (n= 27).

Não foram detetadas diferenças significativas (teste H de Kruskall-Wallis, $P > 0,05$) no crescimento das populações selvagens de *A. asturicense* do rio Angueira.

3.5.3. 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 ($K=1,14$) no Angueira Médio (**Figura 3.23**).

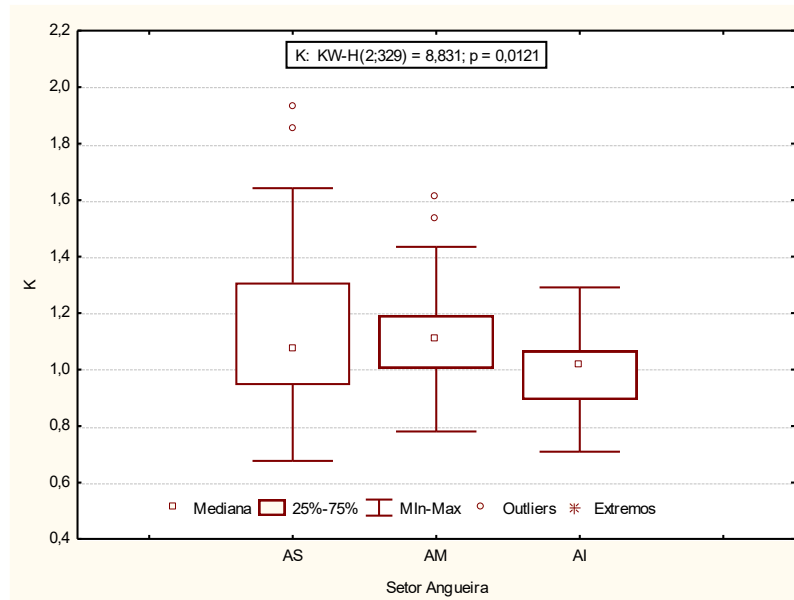


Figura 3. 23 Condição K de Fulton nos 3 setores do rio Angueira (AS: Superior; AM: Médio; AI: Inferior). As boxplot mostram os valores da média (linha central), o intervalo de 25%-75% (caixa), valores máximos e mínimos e ainda extremos (asteriscos) e outliers (pontos)

3.5.4. Distribuição das frequências de comprimento

A distribuição das frequências de comprimento de ambos os setores Superior, Médio e inferior (Figuras 3.24, 3.25 e 3.26) mostram uma 1ª abordagem às possíveis classes de idade que deverão ser validadas através da escalimetria.

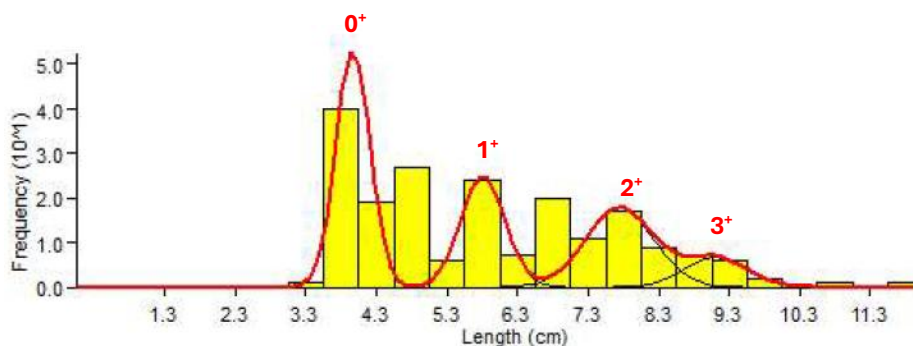


Figura 3. 19 Distribuição das frequências de comprimento/classes de idade da panjorca-do-esla no rio Angueira (setor Angueira Superior), através da rotina Bhattacharya incluída no software FISAT II (primavera 2024).

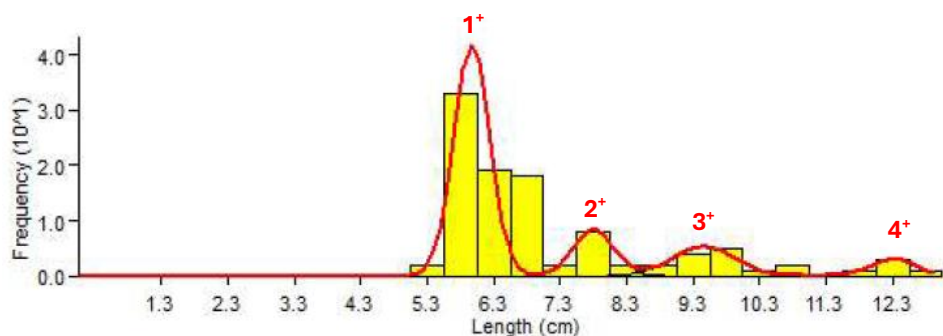


Figura 3. 20 Distribuição das frequências de comprimento/classes de idade da panjorca-do-esla no rio Angueira (Setor Angueira Médio), através da rotina Bhattacharya incluída no software FISAT II (primavera 2024).

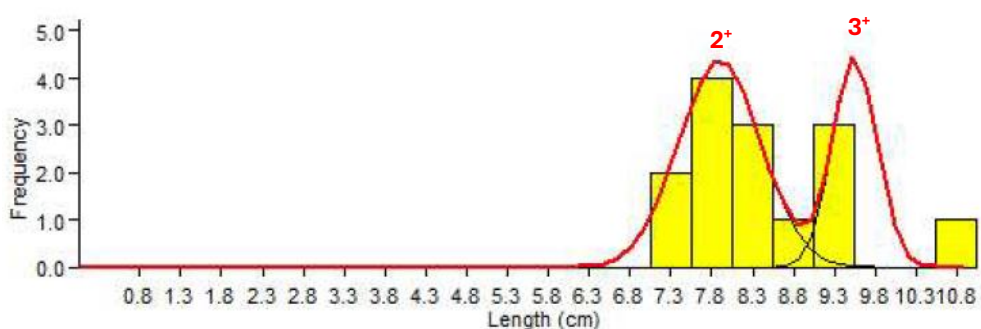


Figura 3. 25 Distribuição das frequências de comprimento/classes de idade da panjorca-do-esla no rio Angueira (Setor Angueira Inferior), através da rotina Bhattacharya incluída no software FISAT II (primavera 2024).

3.6. Monitorização dos stocks de *A. asturicense* em cativeiro

Para a monitorização dos stocks de reprodutores de panjorca-do-esla em cativeiro (Posto Aquícola de Castrelos) foi capturado em total de 450 exemplares, no ano de 2024, provenientes dos rios Maçãs (Quintanilha) e Angueira (Serapicos e S. Joanico). Para além destes exemplares, recentemente capturados no meio selvagem e em processo de aclimação, acresce um outro stock de 100 peixes do rio Angueira, originário de 2014, e mantido há 11 anos no PA Castrelos (**Tabela 3.7**).

Importa reforçar que no processo de transporte dos peixes dos rios Angueira e Maçãs para o Posto Aquícola não foi observada qualquer mortalidade.

Tabela 3. 7 Número de exemplares selvagens de *A. asturicense* capturados para reprodutores em cativeiro, discriminado por rio (proveniência) e tanque no Posto Aquícola do ICNF.

Posto Aquícola/ Origem	Identificação do Stock	Nº de exemplares
Posto Aquícola de Castrelos – Bragança		
Tanque 1 – Angueira 2014	Angueira 2014	100
Tanque 2 – Maçãs 2024	Maçãs 2024	150
Tanque 3 – Angueira 2024	Angueira 2024	300

3.6.1. Evolução do crescimento dos peixes em cativeiro

Os resultados obtidos para os stocks provenientes dos rios Maçãs e Angueira baseado na relação entre o peso (g) e comprimento total (cm) e na evolução da condição física ao longo do tempo de estabulação estão representados nas Figuras 3.26 a 3.28.

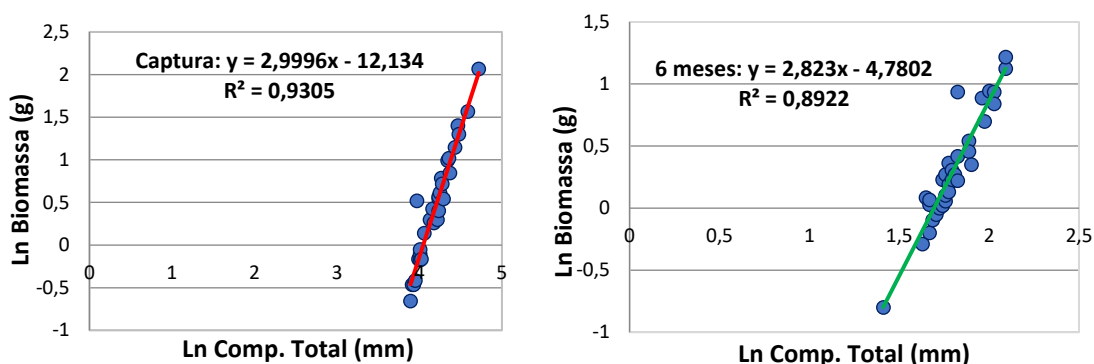


Figura 3. 21 Relação peso-comprimento do stock de panjorca-do-esla, capturado no rio Maçãs, considerando os momentos da captura (esquerda) e 6 meses (direita) após cativeiro.

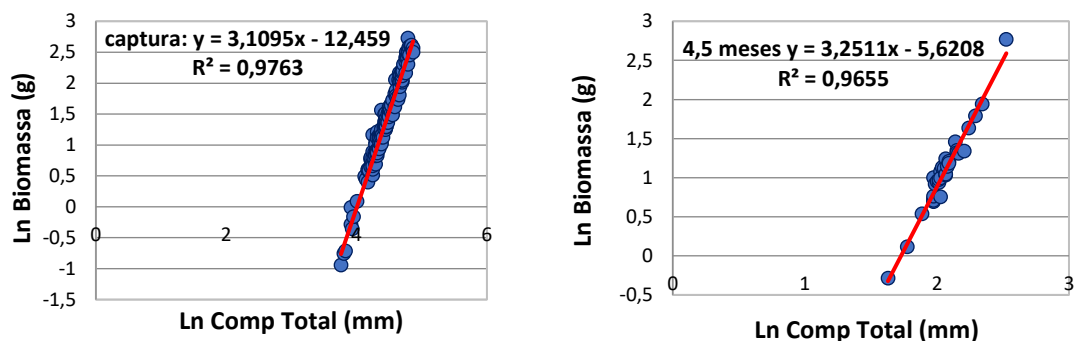


Figura 3. 27 Relação peso-comprimento do stock de panjorca-do-esla, capturado no rio Angueira, considerando os momentos da captura (esquerda) e 4,5 meses (direita) após cativeiro.

Relativamente ao crescimento dos stocks de panjorca-do-esla do rio Angueira (*i.e.*, capturados em 2024 e 2014) observou-se um crescimento muito próximo da isometria ($b = 3$), indicador da proporcionalidade existente entre o crescimento em tamanho e peso destes stocks. No caso do stock do rio Maçãs verificou-se se um crescimento alométrico negativo ($b = 2,82$, *i.e.*, $b < 3$), característico para taxas superiores de crescimento dos peixes em peso e menos em tamanho.

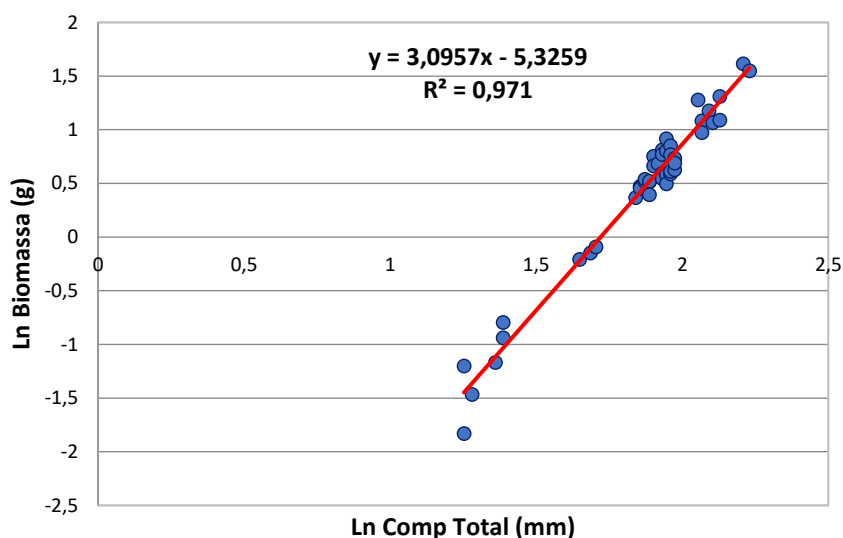


Figura 3. 28 Relação peso-comprimento do stock atual de panjorca-do-esla, capturado no rio Angueira, originário do ano de 2014 e mantido em cativeiro.

Não se registaram taxas de mortalidade e os peixes monitorizados mostraram aspeto saudável, sem sinais de doença, muitos deles com sinais visíveis de estarem no período reprodutivo, *i.e.*, base das barbatanas peitorais, ventrais e anal com coloração alaranjada/avermelhada forte e fêmeas com o ventre proeminente, resultante da presença de ovos, típico do período prévio à desova.

3.6.2. Evolução da condição corporal dos peixes em cativeiro

Os resultados obtidos para a condição corporal dos peixes podem ser consultados na tabela (**Tabela 3.8**) e figura (**Figura 3.29**) seguintes.

Tabela 3. 8 Condição corporal (média \pm SD) das populações selvagens de *A. asturicense* dos rios Maçãs e Angueira, aclimatadas ao cativeiro (Posto Aquícola de Castrelos).

Condição corporal (Fator de Fulton)	Captura	Cativeiro
Maçãs (<i>stock</i> 2024)	0,55 \pm 0,12	0,62 \pm 0,10
Angueira (<i>stock</i> 2024)	0,64 \pm 0,08	0,61 \pm 0,07
Angueira (<i>stock</i> 2014)	-	0,58 \pm 0,08

Observaram-se tendências distintas na condição corporal dos peixes, com acréscimo no *stock* do rio Maçãs e diminuição no *stock* do rio Angueira. Contudo, só foram detetadas diferenças significativas na condição física do *stock* do rio Maçãs (Teste U de Mann-Whitney, $P < 0,05$), 6 meses após estabelecimento, em oposição ao *stock* do rio Angueira, 4,5 meses após a estabelecimento.

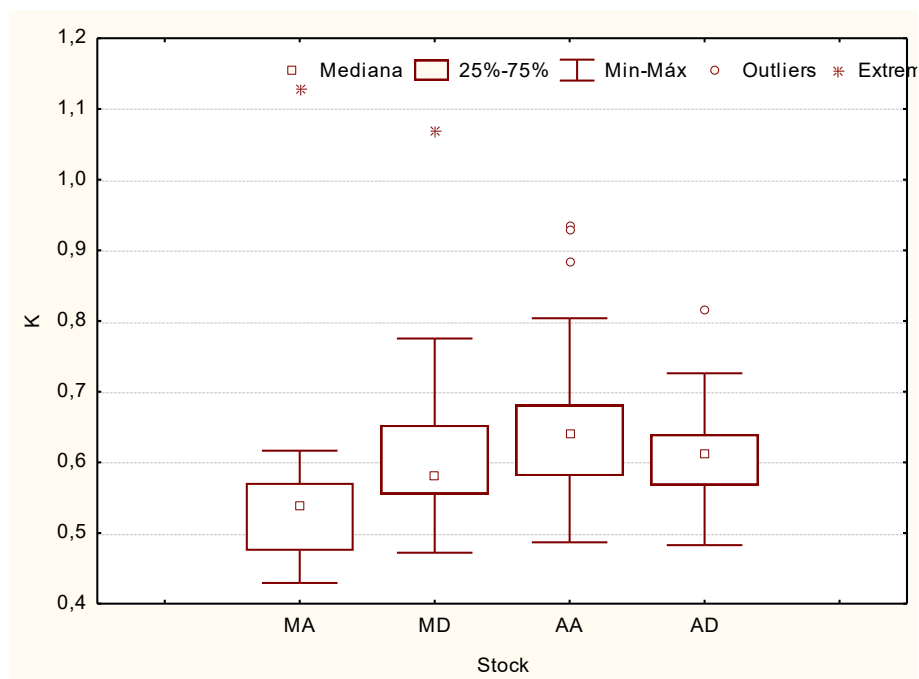


Figura 3. 22 Condição física K dos stocks de panjorca-do-esla dos rios Maçãs (MA e MD) e Angueira (AA e AD), no momento da captura no meio selvagem e após período de cativeiro, respetivamente. As boxplot mostram os valores da média (linha central), o intervalo de 25 - 75% (caixa), valores máximos e mínimos e ainda extremos (asteriscos) e outliers (pontos).

3.6.3. Traits reprodutivos de stocks selvagens

Os dados biométricos e os *traits* reprodutivos das populações selvagens de panjorca-do-esla obtidos a partir de 24 fêmeas pertencentes ao rio Angueira estão sumariados nas **Tabelas 3.9**.

Tabela 3. 9 Biometria e *traits* reprodutivos de panjorca-do-esla (n=24) do rio Angueira (abril 2024)

Biometria e Variáveis reprodutivas	Mínimo	Máximo	Média ± SD
Comprimento total peixe (mm)	60	112	78,4 ± 13,4
W _t antes desova (g)	1,89	13,2	5,27 ± 3,10
W _t total de ovos (g)	0,039	0,685	0,189 ± 0,16
W _t ovo individual (g)	0,0001	0,0007	0,0004 ± 0,0002
Diâmetro ovo (µm)	121,94	1673,18	825, 41 ± 478,24
Fecundidade Total (ovos/ind.)	103	1370	523 ± 362
Índice Gonadosomático (GSI)	0,4	14,8	4,4 ± 3,4

Os resultados obtidos mostram uma variabilidade assinalável na fecundidade total e no índice gonadosomático, em parte devido à idade e maturação sexual dos indivíduos analisados. Contudo, estes resultados devem ser corroborados por um estudo mais amplo envolvendo um número de observações superiores (n > 30), para ambos os rios Angueira e Maçãs e inclusive para cada um dos setores amostrados (*i.e.*, Angueira Superior, Angueira Médio e Angueira Inferior).

4. DISCUSSÃO

A panjorca-do-esla é uma espécie protegida em Portugal e a nível europeu, estando incluída no Anexo II da Diretiva Habitats, no Anexo III da Convenção de Berna e respetivas transposições para o Direito interno. Por tal motivo, é fundamental ampliar o conhecimento da bioecologia desta espécie e investigar as pressões e ameaças que a afetam, para proceder ao desenvolvimento de medidas adequadas de conservação, recuperação e gestão da espécie e respetivo habitat (Magalhães et al., 2023). A monitorização *in situ* e, face ao estatuto ameaçado, a

reprodução *ex situ* de stocks selvagens configuram-se como ferramentas essenciais para a conservação desta espécie. Neste sentido, o presente estudo de monitorização das populações selvagens dos rios Angueira e Maçãs pretendeu contribuir para a conservação da espécie, tendo em conta as pressões e ameaças a que está sujeita na região noutros estudos, nomeadamente a poluição e eutrofização da água, a fragmentação de habitats aquáticos, a degradação das galerias ripícolas, a introdução e dispersão de espécies exóticas e invasoras e ainda os impactes das alterações climáticas (Flores et al., 2023, Zidouh et al., 2024, Zoubir et al., 2024). Todas estas pressões e ameaças, entre outras, têm sido reportadas por inúmeros trabalhos que alertam para uma perda de biodiversidade nos ambientes dulciaquícolas, superior aos ambientes terrestres e marinhos (Rosenberg et al., 2019; Tickner et al., 2020; van Rees et al., 2021; Sayer et al., 2025). Com efeito, os ambientes aquáticos suportam uma ampla gama de espécies, incluindo peixes, mamíferos, répteis, aves, anfíbios, invertebrados, fungos e plantas, responsáveis pelo fornecimento de serviços de ecossistema essenciais, incluindo água para consumo, regulação climática, produção de alimentos e energia, turismo e lazer que beneficiam a sociedade (Hanna et al., 2018).

Os peixes são conhecidos por desempenhar um papel crucial na manutenção da saúde ecológica e da biodiversidade dos rios (Closs et al., 2015). São elos vitais na cadeia alimentar, responsáveis pela circulação de matéria e energia ao longo dos rios. Contudo, estes animais são altamente suscetíveis ao declínio populacional. Na Península Ibérica, o declínio de espécies endémicas de peixes deve-se a uma série de fatores que atuam sinergicamente, como a introdução de espécies invasoras, a poluição da água e a fragmentação de habitats (Hermoso & Clavero, 2011). Estas ameaças foram também identificadas no rio Angueira e poderão estar na base dos decréscimos de abundância e/ou ausência registada para a panjorca-do-esla em habitats do setor inferior do rio ($0,0 < \text{CPUE} < 2,0$ indivíduos/100 m²). Apesar da abundância ser maior no setor superior do rio Angueira ($4,9 < \text{CPUE} < 42,0$ ind./100 m²) é necessário perceber a dinâmica populacional e em particular a estrutura genética das populações, tendo em conta o elevado grau de fragmentação e falta de conectividade fluvial existente neste curso

de água. De facto, a sustentabilidade futura das populações de *A. asturicense* pode estar hipotecada, uma vez que as espécies endémicas distribuídas em áreas restritas colocam, por norma, um conjunto de problemas de difícil resolução na biologia da conservação, sendo a sua proteção complexa, dado que normalmente as ameaças afetam todos ou grande parte dos seus indivíduos (Frankham, 1995). Por outro lado, vários estudos alertam para as espécies com distribuição restrita e de pequeno tamanho populacional, com pequena diversidade genética e reduzida pela deriva genética (Frankham, 1996, 1998; Furlan et al., 2012). Paralelamente, tamanhos populacionais efetivos baixos, reduzem ainda o seu potencial evolutivo e aumentam o seu risco de extinção (Markert et al., 2010). É sabido que a diversidade genética reduzida torna as populações pequenas menos capazes de responder às alterações ambientais do que as populações maiores (Whitlock, 2000). Contudo, existem estudos que assinalam populações endémicas que expressam diversidade genética moderada a alta e não configuram um estatuto necessariamente ameaçado (Buj et al., 2022). Por tal motivo, importa, num futuro próximo, fazer a abordagem à diversidade genética das populações de panjorcadão-esla de Portugal, em complemento ao enquadramento bioecológico. Com efeito, apesar das ameaças detetadas, subsistem ainda núcleos populacionais relevantes em setores/habitats tipicamente reófilos dos rios Angueira, Maçãs e Ribeira de Carvalhais (Teixeira, com. pessoal) onde as espécies nativas conseguem competir com as espécies exóticas. No entanto, outros estudos que alertam para a urgência em definir e implementar ações de melhoria de habitats e da qualidade da água dos rios da bacia do Sabor, nomeadamente através da implementação da conectividade fluvial do fortalecimento das galerias ripícolas, o tratamento de águas residuais de aglomerados urbanos e rurais e o recurso a boas práticas agrícolas e florestais (Flores, 2023, Zidouh, 2024, Zoubir, 2024)

O restauro de rios e sustentabilidade de populações de peixes de água doce têm merecido esforços substanciais de conservação, impulsionados por metas internacionais englobada em legislação apropriada, como por exemplo Diretiva-Quadro da Água da UE (WFD), a Diretiva Habitats da UE, a Lei de Espécies Ameaçadas dos EUA, a Lei da Água Limpa dos EUA, a Estratégia Nacional e

Europeia de Conservação da Natureza e da Biodiversidade e a Década do Restauro ecológico promovido pelas Nações Unidas. Os esforços para conservar ambientes lóticos visam principalmente restaurar a qualidade e a conectividade do habitat dos cursos de água, mas também evitar o declínio das populações de peixes através da sustentável da pesca, incluindo ações de reprodução *ex situ* e posterior repovoamento (Baker & Eckerberg, 2013; Kondolf & Yang, 2008; Nagel et al., 2025). No presente estudo foi considerada a domesticação de *stocks* selvagens de panjorca-do-esla de modo a reforçar o *pool* génico da espécie em cativeiro e garantir futuros repovoamentos de setores do rio Angueira e Maçãs sempre que estejam garantidas condições de sobrevivência e reprodução em ambiente selvagem. Segundo Price (1999) a domesticação é definida como o processo pelo qual uma população de animais se adapta ao cativeiro ao longo de gerações. A **primeira etapa do processo de domesticação** começa com a transferência de peixes da natureza (F0) para o cativeiro onde são confrontados com um novo ambiente (Milla et al., 2020). A **segunda etapa da domesticação** corresponde ao período de aclimatação (Segner et al., 2012) dos peixes selvagens ao ambiente de cativeiro, sendo expostos a uma multiplicidade de condições ambientais controladas (Lorenzen et al., 2012). Por sua vez, a obtenção da primeira geração de peixes em cativeiro originários dos reprodutores selvagens consiste no **terceiro passo da domesticação**. Esta etapa permite a produção de alevins em cativeiro. Por vezes, os estágios da gametogénese em reprodutores selvagens aclimatados em cativeiro podem não ser totalmente concluídos dado que os peixes selvagens nem sempre respondem com sucesso aos estímulos hormonais usados para induzir a maturação das gónadas (Hassin et al., 1997; Krejszeff et al., 2009). Caso a primeira reprodução seja bem-sucedida, as próximas gerações em cativeiro fortalecem ainda mais a adaptação progressiva que leva a grandes mudanças fenotípicas impulsionadas pela seleção natural e/ou pela seleção artificial descontrolada. Essas mudanças podem ser consideradas como o **quarto passo da domesticação** e englobam aspetos relacionados com o crescimento, nutrição, reprodução das novas gerações, imunidade e resistência a patógenos e resposta ao stress, entre outros aspetos.

No presente estudo, foram trabalhadas 3 populações (tanques de estabulação): 1) *stock* de 2014: com o processo de aclimatação completo e sucesso reprodutivo garantido em cativeiro; 2) 2 *stocks* de 2024 (i.e., Maçãs e Angueira): o processo de domesticação ainda corresponde ao 2º passo, aguardando-se a produção da primeira geração de alevins (F1) em cativeiro para ser atingido o 3 passo. É sabido que os pequenos peixes do género *Achondrostoma* atingem, por norma, a maturidade sexual a partir da idade de 2 anos (Collares-Pereira et al., 2021). No presente estudo (ano de 2024), foram capturados exemplares de vários tamanhos/idade embora a maioria fosse de idade $> 2^+$, correspondendo, portanto, a animais sexualmente maduros. Foi ainda detetado que a desova natural das populações selvagens de panjorca-do-esla dos rios Maçãs e Angueira ocorre durante o período da primavera, i.e., entre abril e junho, à semelhança do *stock* doméstico mantidos em cativeiro desde 2014.

Relativamente às características reprodutivas determinadas em vários estudos, realçam-se valores médios para a fecundidade e tamanho do ovo, por exemplo, de 1285 ovos.fêmea⁻¹ e 4,64 mm de diâmetro (Brown & Kamp, 1941), 1848 ovos.fêmea⁻¹ e 3387 ovos kg.fêmea⁻¹ (Zeiss et al., 1973) e ainda 1176 ovos.fêmea⁻¹ e 4,67 mm de diâmetro (Toledo et al., 1993). Os valores médios obtidos no presente estudo, para os *stocks* selvagens, oscilaram entre 384 ovos.fêmea⁻¹ e 4,6 mm de diâmetro no Rio Baceiro/Sabor e 3264 ovos.fêmea⁻¹ e 5,3 mm no Rio Beça, enquanto nos *stocks* domésticos variaram entre 496 ovos.fêmea⁻¹ e 5,4 mm de diâmetro no Mix Dom2 e 4648 ovos.fêmea⁻¹ e 5,5 mm no Mix Dom1, cujos reprodutores possuíam dimensão/peso muito superior, i.e., Lt = 504,6 mm; Wt = 2046 g em contraste com Lt = 269,7 mm; Wt = 275 g.

Por fim, importa realçar que os peixes dulciaquícolas nativos têm sido usados como indicadores eficazes para identificar o grau, a direção e a escala das mudanças nos ecossistemas aquáticos e como indicadores da qualidade e saúde dos ecossistemas de água doce. Neste enquadramento sobressai ainda que espécies identificadas como afetadas negativamente pelas mudanças climáticas devam ser prioritárias em estudos de monitorização e objeto de programas de conservação (Yousefi et al., 2020).

5. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo permitiu aprofundar o conhecimento da bioecologia das populações selvagens de panjorca-do-esla da bacia do rio Douro (em particular dos rios Maçãs e Angueira) em Portugal, e ainda contribuir para a criação de *stocks* de reprodutores em cativeiro de modo a salvaguardar um *pool* génico desta espécie ameaçada. Entre as principais conclusões destacam-se os seguintes tópicos:

1) Monitorização das populações selvagens

- Foi encontrada uma distribuição restrita das populações selvagens de panjorca-do-esla nos rios do NE de Portugal, sendo preocupante a crescente ocorrência de zonas de baixa densidade e recrutamento populacional, inclusive de áreas onde as populações estão localmente extintas. Com efeito, no rio Angueira existem núcleos populacionais com maiores densidades de panjorca-do-esla no setor superior e uma presença residual no setor inferior do rio Angueira. Curiosamente a espécie parece estar ausente na cabeceira do rio, em território de Espanha;
- As populações amostradas nos setores Médio e Inferior mostraram um crescimento isométrico ($b = 3$), enquanto nas populações do setor Superior o crescimento foi alométrico negativo ($b < 3$), em parte justificado pela maior biomassa relacionada com o desenvolvimento das gónadas no período reprodutivo. Por outro lado, foram ainda detetadas diferenças significativas na condição corporal dos peixes, entre os 3 setores amostrados;
- Foi identificada na comunidade piscícola nativa do rio Angueira, para além da panjorca-do-esla, outros leuciscídeos, como a boga-do-norte e o escalo-do-norte e ainda um ciprinídeo, o barbo-comum, maioritariamente presentes nos setores Médio e Inferior;
- Foi ainda possível assinalar a presença de 2 espécies exóticas, caso da perca-sol e da gambúsia, presentes ao longo do curso de água e com maior expressividade em habitats modificados, como por exemplo as albufeiras dos açudes. Estas espécies competem por recursos, caso de habitat e alimento, contribuindo para modificações no comportamento das espécies nativas;

- Para além da presença de espécies exóticas, outras pressões atuam de forma sinérgica na redução e/ou extinções locais. Entre elas realce para a poluição e eutrofização da água originada pelo tratamento deficiente por parte das ETARs e compactas e pelos inputs da agricultura (uso de fertilizantes e pesticidas), fragmentação de habitats aquáticos (múltipla presença de açudes), degradação das galerias ripícolas (corte excessivo e morte árvores), e mais recentemente pelas alterações climáticas, responsáveis por períodos prolongados de seca e criação de situações críticas de stress ambiental;
- Os traits reprodutivos avaliados mostraram uma variabilidade assinalável na fecundidade e no índice gonadosomático (GSI), embora esta análise deva ser reforçada em estudo futuros, dada a importância do conhecimento destas características. A espécie apresenta uma maturidade sexual em idades precoces (2+) e uma produção assinalável de ovos, com elevado recrutamento populacional, potencialmente minimizado pelas condições ambientais estivais, que contribuem para a diminuição do habitat e alimento disponível e menor qualidade da água (défice de oxigénio dissolvido), e por consequência estar associadas a elevadas taxas de mortalidade piscícola.

2) Monitorização das populações em cativeiro

- **Seleção e captura de stocks selvagens:** Foram selecionados e capturados, pelo menos 150 e 300 exemplares pertencentes, respetivamente, às populações selvagens de panjorca-de-esla dos rios Maçãs e Angueira. Não foi registada qualquer mortalidade piscícola na captura no meio selvagem;
- **Manuseio e transporte de stocks selvagens para cativeiro:** Todos os exemplares selecionados para estabulação foram manuseados, com o intuito de evitar o stress animal, e transportados para o Posto Aquícola de Castrelos (Bragança), em tanque com a água do rio e fornecimento suplementar de oxigénio dissolvido;
- **Aclimação ao cativeiro – fase inicial:** Os tanques foram naturalizados para facilitar a aclimação dos animais selvagens com recurso a melhorias implementadas ao nível da alimentação, do habitat e do bem-estar animal.

Assim, ao nível do habitat foi promovida a diversidade de microhabitats (adição de plantas aquáticas e zonas de substrato natural), incorporação de vasos com vegetação ripícola dos rios da região (salgueiros e freixos), criação de refúgios aquáticos (lunkers), fomento de isolamento visual (colocação de tela de ensombramento), integração de ilhas flutuantes (“*wetlands*” de plantas), aplicação de redes de cobertura de nylon (para inviabilizar a predação natural da garça, corvo-marinho, lontra, visão-americano) e ainda redes nas entradas dos tanques (para evitar a fuga de peixes). **Ao nível da alimentação** foi fornecida uma dieta mista composta por alimento artificial (farinha de peixe) e natural, composto por larvas de invertebrados. Todos os tanques foram dotados de zonas com feixes de luz LED, ativas no período crepuscular e noturno, para atrair insetos adultos (alados) constituindo mais uma fonte de alimento para os peixes;

- **Avaliação do crescimento e evolução da condição corporal:** Relativamente à evolução do crescimento e condição corporal dos stocks estabulados não se registaram, para os dados disponíveis e período analisado, variações assinaláveis nos parâmetros determinados, sugerindo uma adaptação adequada ao cativeiro, positivamente correlacionada com as melhorias implementadas nas condições dos tanques.

Como considerações finais importa ainda assinalar que as ameaças detetadas na bacia do rio Angueira justificam a necessidade de definir e aplicar um conjunto de medidas prioritárias que contribuam para a preservação da espécie-alvo deste estudo, a panjorca-do-esla, enquadrada na sustentabilidade ecológica que garanta a preservação da biodiversidade e dos valores naturais associados aos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos da região. Neste sentido, são elencadas diversas medidas prioritárias, muitas delas já definidas para a mesma bacia (Zoubir, 2024) ou para bacias contíguas, caso do rio Maçãs (Flores, 2023) e do rio Sabor (Zidouh, 2024), caso de:

- **Restauro ecológico**, com recurso privilegiado a técnicas de bioengenharia natural, com o intuito de recuperar troços aquáticos e ribeirinhos onde a

qualidade ecológica diminuiu substancialmente, por comparação com troços de referência de rios da região;

- Fomento da **permeabilidade de barreiras intransponíveis** (e.g. açudes), de modo a restabelecer a conetividade fluvial e permitir a mobilidade e fluxo génico nas espécies nativas, em particular durante as migrações reprodutivas;
- **Controlo/erradicação de espécies exóticas e invasoras**, caso de lagostins (e.g. *Pacifastacus leniusculus*, *Procambarus clarkii*), bivalves (e.g. *Corbicula fluminea*), peixes (*Lepomis gibbosus*, *Gambusia holbrooki*) e mamíferos (*Neogale vison*), em particular nos habitats prioritários onde ocorram as espécies nativas mais ameaçadas;
- Identificação/atualização dos **habitats prioritários de espécies ameaçadas** (*Galemys pyrenaicus*, *Lutra lutra*, *Pseudochondrostoma duriense*, *Squalius alburnoides*, *Achondrostoma asturicense*, *Lacerta schreiberi*) com elaboração de planos de gestão específicos para cada massa hídrica;
- **Ordenamento das massas hídricas** baseado na gestão sustentável dos recursos, procurando o equilíbrio entre a conservação das espécies (prioridade) e a exploração (uso) dos recursos (em especial da pesca lúdica da região);
- **Boas práticas agrícolas e florestais**, que diminuam o input de nutrientes e poluentes nos rios e contribuam para a diminuição da ocorrência de incêndios rurais, com a conseqüente perda de solo e reflexos na sedimentação dos rios;
- **Monitorização contínua dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos, com** necessidade de recolha contínua de dados biológicos e ambientais para uma gestão sustentável dos ecossistemas;
- **Sensibilização e formação ambiental e participação pública** com o intuito partilhar conhecimento e contribuir para o desenvolvimento da região, através **dos serviços de ecossistema** associados ao rio Angueira com destaque para: **1) suporte**, caso da biodiversidade, habitats, solo, **2) provisão**, caso do fornecimento de água, peixe, madeira, **3) regulação**, como o sequestro de carbono, purificação da água, e **4) culturais**, atividades de lazer e educação, como a pesca, canoagem, mergulho, por exemplo, potenciados, por exemplo pela criação de Parques fluviais e Zonas de Pesca Lúdica no Rio Angueira.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida T.E.F. (2022). Reprodução ex situ de truta-de-rio (*Salmo trutta* L.) em Portugal: Monitorização de stocks de origem selvagem em cativeiro. Mestrado em Tecnologias da Ciência Animal. Instituto Politécnico de Bragança
- APA I.P. (2021). Critérios para a Classificação das Massas de Água. Acesso em: 21/01/2025. Disponível em https://apambiente.pt/sites/default/files/_Agua/DRH/ParticipacaoPublica/PGRH/2022-2027/3_Fase/PGRH_3_SistemasClassificacao.pdf
- Baker, S., & Eckerberg, K. (2013). A policy analysis perspective on ecological restoration. *Ecology and Society*, 18(2), 17.
- Barbarossa, V., Schmitt, R.J.P., Huijbregts, M.A.J., Zarfl, C., King, H., Schipper, A.M., 2020. Impacts of current and future large dams on the geographic range connectivity of freshwater fish worldwide. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 117, 3648–3655.
- Bhattacharya C.G. (1967). A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics* **23**: 115-135.
- Buj, I., Marčić, Z., Flauder, E., Šanda, R., & Vukić, J. (2022). Population Genetic Structure of Endemic Fish Species Facilitating Their Survival in Changing Environments—A Case Study on the Genus *Telestes* in Croatia. *Diversity*, 14(7), 529.
- Clavero, M., Hermoso, V., Levin, N., Kark, S., 2010. Geographical linkages between threats and imperilment in freshwater fish in the Mediterranean Basin. *Divers. Distrib.* 16, 744–754.
- Closs, G. P., Krkosek, M., & Olden, J. D. (Eds.). (2015). *Conservation of Freshwater Fishes* (1st ed.). Cambridge University Press.
- Collares-Pereira M.J. (coord.), Alves M.J., Ribeiro F., Domingos I., Almeida P.R., da Costa L., Gante H., Filipe A.F., Aboim M.A., Rodrigues P.M. e Magalhães M.F. (2021). *Guia dos Peixes de Água Doce e Migradores de Portugal Continental*. Edições Afrontamento. Porto, 292 pp
- Doadrio, I., Casal-López, M., & Perea, S. (2023). Description of three new species of the genus *Achondrostoma* Robalo, Almada, Levy & Doadrio, 2007 (Actinopterygii, Leuciscidae) in the Iberian Peninsula. *Graellsia*, 79(1): e191
- 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>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I. I., Knowler, D. J., Leveque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H. 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.

- 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. *Biol. Rev.* 81, 163–182.
- Environment Agency. (2003). River Habitat Survey in Britain and Ireland. Field Survey Guidance Manual: 2003. Bristol.
- European Parliament and Council (2000). Directive 2000/60/EC establishing a framework for community action in the field of water policy, Official Journal of the European Union L 327, 22.12.2000.
- Ferreira, T., Globevnik, L., Schinegger, R., 2019. Chapter 8 - water stressors in Europe: new threats in the old world. In: Sabater, S., Elosegi, A., Ludwig, R. (Eds.), *Multiple Stressors in River Ecosystems*. Elsevier, pp. 139–155.
- Flores, S. (2023). A biodiversidade do Rio Maçãs (NE Portugal): Implicações biológicas da introdução de espécies exóticas. Mestrado em Gestão de Recursos Florestais. Instituto Politécnico de Bragança.
- Frankham, R. (1995). Conservation genetics. *Annu. Rev. Genet.* 29, 305–327.
- Frankham, R. (1996). Relationships of genetic variation to population size in wildlife. *Conserv. Biol.* 10, 1500–1508.
- Frankham, R. (1998). Inbreeding and extinction: Island populations. *Conserv. Biol.*, 12, 665–675.
- Furlan, E.; Stoklosa, J.; Griffiths, J.; Gust, N.; Ellis, R.; Huggins, R.M.; Weeks, A.R. (2012). Small population size and extremely low levels of genetic diversity in island populations of the platypus, *Ornithorhynchus anatinus*. *Ecol. Evol.*, 2, 844–857.
- Gayanilo, F.C.Jr., Sparre P., Pauly D., (2005). FAO-ICLARM stock assessment tools II (FiSAT II) (Revised version). User's guide. FAO computerized information series (fisheries). Nº 8. Rome FAO. 168 pp.
- Hanna, D. E. L., Tomscha, S. A., Ouellet Dallaire, C., & Bennett, E. M. (2018). A review of riverine ecosystem service quantification: Research gaps and recommendations. *Journal of Applied Ecology*, 55 (3), 1299–1311.
- Hermoso, V., & Clavero, M. (2011). Threatening processes and conservation management of endemic freshwater fish in the Mediterranean basin: A review. *Marine and Freshwater Research*, 62(3), 244-254.
- INAGa, I. P. (2008). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segunda a Directiva Quadro da Água: Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola. Instituto da Água, I.P.
- Kondolf, G.M., & Yang, C.N. (2008). Planning river restoration projects: Social and cultural dimensions. In S. Darby & D. Sear (Eds.), *River restoration: Managing the uncertainty in restoring physical habitat* (pp. 43–60). Wiley.

- Lynch, A. J., Cooke, S. J., Arthington, A. H., Baigun, C., Bossenbroek, L., Dickens, C., ... & Jähnig, S. C. (2023). People need freshwater biodiversity. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 10(3), e1633.
- Magalhães, M. F., Amaral, S. D., Sousa, M., Alexandre, C. M., Almeida, P. R., Alves, M. J., Cortes, R., Farrobo, A., Filipe, A. F., Franco, A., Jesus, J., Oliveira, J. M., Pereira, J., Pires D., Reis, M., Ribeiro, F., Robalo, J. I., Sá, F., Santos, C. S., Teixeira A., Domingos, I. (2023). Livro Vermelho dos Peixes Dulciaquícolas e Diádomos de Portugal Continental. FCIências.ID & ICNF, I.P. Lisboa.
- Markert, J.A.; Champlin, D.M.; Gutjahr-Gobell, R.; Gear, J.S.; Kuhn, A.; McGreevy, T.J., Jr.; Roth, A.; Bagley, M.J.; Nacci, D.E. (2010). Population genetic diversity and fitness in multiple environments. *BMC Evol. Biol.*, 10, 205.
- Nagel, C., Pander, J., Droll, J., Loy, G., Grüner, B., Wesemann, J., & Geist, J. (2025). Fish and chips: Conservation of freshwater fish populations through an integrative multi-stakeholder approach. *Journal of Applied Ecology*, 62, 744–752.
- Naura, M. (2016). River Habitat Survey (RHS) Toolbox software. <http://www.riverhabitatsurvey.org/author/mnaura/>
- Pauly D. (1979). Theory and management of tropical multispecies stocks - A review, with emphasis on the southeast Asia demersal fisheries. *ICLARM Studies & Review 1*: 1-35.
- Pauly D., Morgan G.R. (eds.) (1987). Length-based methods in fisheries research. *ICLARM Conf. Proc.* **13**: 468.
- Raven, P. J., Fox, P. J. A., Everard, M., Holmes, N. T. H., Dawson, F. H. (1997). River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. In *Freshwater quality: defining the indefinable?* (eds. P. J. Boon & D. L. Howell), pp. 215–234., Edinburgh: Stationery Office.
- Ricker W.E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. 191 of the Depart. Of the Environment Fisheries and Marine Service, Ottawa, 382 pp.
- Robalo J., Almada V., Levy & Doadrio I. (2007). A new species of the genus *Achondrostoma* (Actynopterigii, Cyprinidae) from western Spain. *Graellsia* 63(2)
- Robalo, J.I., Doadrio, I., Almada, V.C. & Kottelat, M., 2005. *Chondrostoma oligolepis*, new replacement name for *Leuciscus macrolepidotus* Steindachner, 1866 (Teleostei: Cyprinidae). *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, 16: 47-48.
- Rosenberg, K. V., Dokter, A. M., Blancher, P. J., Sauer, J. R., Smith, A. C., Smith, P. A., Stanton, J. C., Panjabi, A., Helft, L., Parr, M., & Marra, P. P. (2019). Decline of the North American avifauna. *Science*, 366(6461), 120–124.
- Sayer, C.A., Fernando, E., Jimenez, R.R. et al. (2025). One-quarter of freshwater fauna threatened with extinction. *Nature* 638, 138–145. <https://doi.org/10.1038/s41586-024-08375-z>

- Schinegger, R., Palt, M., Segurado, P., Schmutz, S., 2016. Untangling the effects of multiple human stressors and their impacts on fish assemblages in european running waters. *Sci. Total Environ.* 573, 1079–1088
- Tedesco, P.A., Oberdorff, T., Cornu, J.-F., Beauchard, O., Brosse, S., Dürr, H.H., Grenouillet, G., Leprieur, F., Tisseuil, C., Zaiss, R., Hugueny, B., 2013. A scenario for impacts of water availability loss due to climate change on riverine fish extinction rates. *J. Appl. Ecol.* 50, 1105–1115.
- Tickner, D., Opperman, J. J., Abell, R., Acreman, M., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Cooke, S. J., Dalton, J., Darwall, W., Edwards, G., Harrison, I., Hughes, K., Jones, T., Leclère, D., Lynch, A. J., Leonard, P., McClain, M. E., Muruven, D., Olden, J. D., ... Young, L. (2020). Bending the Curve of Global Freshwater Biodiversity Loss: An Emergency Recovery Plan. *BioScience*, 70(4), 330–342.
- van Rees CB, Waylen KA, Schmidt-Kloiber A, et al. (2021). Safeguarding freshwater life beyond 2020: Recommendations for the new global biodiversity framework from the European experience. *Conservation Letters*;14: e12771.
- Vári, Á., Podschun, S. A., Erős, T., Hein, T., Pataki, B., Iojă, I. C., ... & Báldi, A. (2022). Freshwater systems and ecosystem services: Challenges and chances for cross-fertilization of disciplines. *Ambio*, 51(1), 135-151.
- Von Bertalanffy L. (1938). A quantitative theory of organic growth. *Human Biology* 10: 181-213.
- Whitlock, M.C. (2000). Fixation of new alleles and the extinction of small populations: Drift load, beneficial alleles, and sexual selection. *Evolution*, 54, 1855–1861.
- Wootton, R.J. (1998). *Ecology of Teleost Fishes*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Yousefi, M., Arash Jouladeh-Roudbar, A., Kafash, A. (2020). Using endemic freshwater fishes as proxies of their ecosystems to identify high priority rivers for conservation under climate change. *Ecological Indicators*, 112, 106137
- Zidouh, A. (2024) Ecological assessment of Sabor River (Douro Basin, NE Portugal): Main threats and implications for the conservation of macroinvertebrate and fish communities. Master Thesis on Biology and Water Quality Management. University of Oporto.
- Zoubir, Z. (2024). Biodiversity and ecological quality of Angueira River (NE Portugal): effects of natural and anthropogenic impacts. Master Thesis in Management of Forest Resources. Polytechnic University of Bragança.

ANEXOS

Anexo I. Portfolio de fotos dos 9 locais de amostragem no rio Angueira (A1 to A9)



Figura A1: Local de amostragem A1 no Rio Angueira (São Martinho de Angueira).



Figura A2: Local de amostragem A2 no Rio Angueira (Angueira).



Figura A3: Local de amostragem A3 no Rio Angueira (Serapicos).



Figura A4: Local de amostragem A4 no Rio Angueira (São Joanico).

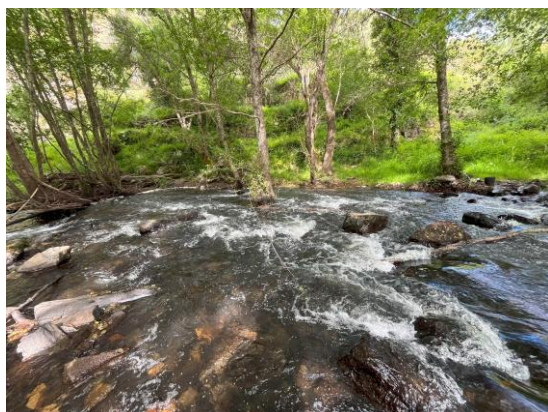


Figura A5: Local de amostragem A5 no Rio Angueira (Vimioso, Termas da Terronha).

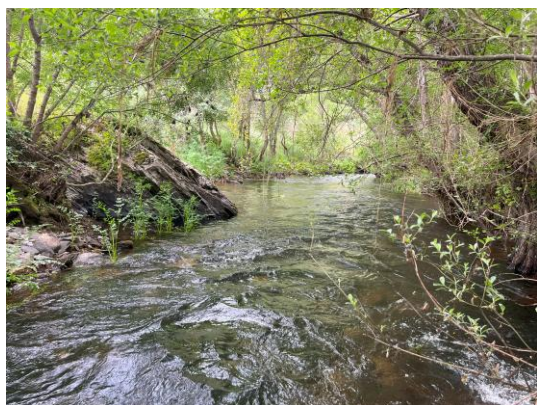


Figura A6: Local de amostragem A6 no Rio Angueira (Vila Chã).



Figura A7: Local de amostragem A7 no Rio Angueira (Uva).



Figura A8: Local de amostragem A8 no Rio Angueira (Mora).



Figura A9: Local de amostragem A9 no Rio Angueira (Algoso).