

Gestão de populações de truta-de-rio (*Salmo trutta*, L.) em rios do Nordeste de Portugal: Será possível compatibilizar a conservação com a exploração de recursos piscícolas?

Luiz Henrique Ferraz Tavares

Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do Grau de Mestre em Gestão de Recursos Florestais no âmbito da dupla diplomação com a Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR, Brasil)

Orientado por

Professor Doutor Amílcar António Teiga Teixeira (CIMO - IPB)

Professor Doutor André Pellegrini (UTFPR - Brasil)

BRAGANÇA

2021

Agradecimentos

Agradeço a todos que participaram na minha formação acadêmica até chegar à conclusão desta dissertação e que de alguma forma me ajudaram, muito em particular:

Ao Professor Doutor Amílcar Teixeira, do Centro de Investigação de Montanha do Instituto Politécnico de Bragança pela orientação e ensinamentos transmitidos. Agradeço ainda ao Dr. Fernando Miranda e ao Eng^o Fernando Teixeira, que sempre estiveram disponíveis para colaborar nos trabalhos de campo e laboratoriais.

Ao Professor André Pellegrini da UTFPR, coorientador desta dissertação, por todo o auxílio e suporte durante a realização desta tese de mestrado.

Ao ICNF - Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas, nomeadamente à Diretora Regional Norte, Arq^a Sandra Sarmento, assim como ao Eng^o Rogério Rodrigues pelas condições criadas para o desenvolvimento do estudo, nomeadamente nas infraestruturas do Posto Aquícola de Castrelos e disponibilidade de stocks de truta-de-rio. Um agradecimento especial à Eng^a Cristina Camilo, Dra Eliane Fonseca, Eng^o Carlos Pedro Santos, Eng^o António Martinho, Eng^o Henrique Pereira e aos técnicos José Veiga e Manuel Borges pelo apoio na realização das experiências no Posto Aquícola.

À Quercus – Associação Nacional de Conservação da Natureza, na pessoa da Presidente da Direção, Eng^a Paula Nunes da Silva pela colaboração e apoio prestados para a realização desta dissertação.

À Associação Ambientalista e Recreativa de Caça e Pesca de Alfaião e à Associação de Caça e Pesca de Rabal, enquanto gestores de Zonas de Pesca Lúdica/Concessões de Pesca Desportiva nos troços de estudo nos rios Baceiro e Sabor.

À minha família, em especial a minha mãe Andriara que sempre foi uma guerreira e lutou muito para que eu pudesse estar onde estou hoje. Fica aqui minha gratidão também ao meu padrasto Leandro que não mediu esforços para me ajudar nos estudos, sem falar nos meus tios, avós e irmãos que sempre estiveram comigo me aconselhando de alguma forma. Sem eles nada disso se teria tornado realidade e devo todas minhas conquistas unicamente a eles. E espero que eu possa continuar orgulhando toda a minha família que sempre depositou enorme confiança em mim.

A todos meus amigos do Brasil, que sempre mandaram energias positivas e estiveram ao meu lado sempre que precisei. Em especial minha amiga Gabrielle que

sempre esteve comigo conversando e me motivando para que eu continuasse e conseguisse alcançar os meus objetivos.

Ao Projeto de Dupla Diplomação IPB-UTFPR, em particular ao Professor Luís Pais, Vice-Presidente do IPB, e ao Gabinete de Relações Internacionais (IRO), na pessoa da Doutora Joana Aguiar pela competência e apoio demonstrados, e por esta oportunidade de fazer o meu mestrado em Portugal.

Por fim, à Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus de Dois Vizinhos, por ter aberto às portas para a vinda e realização do mestrado, e ao Instituto Politécnico de Bragança, por ter me recebido e oferecido oportunidades magníficas na minha formação.

Esta tese foi suportada pelo Projeto POSEUR-03-2215-FC-000096 “Conservação e Gestão orientadas para o Mexilhão-do-Rio (Margaritifera margaritifera”. Coordenação Geral: QUERCUS - Associação Nacional para a conservação da Natureza (Concurso público Internacional n.º 01/2018, Ref.ª CP01-MARG-QUERCUS/2018). Coordenação técnico-científica: Centro de Investigação de Montanha- IPB. Outras Entidades participantes (consórcio externo): FCIências, Ciências da Universidade de Lisboa; ICETA/ CIBIO-InBio; U. Minho, Freshwater Lda, BIOTA Lda, U. Aveiro.

Resumo

A truta-de-rio (*Salmo trutta*, L.) é uma espécie bioindicadora da qualidade ecológica dos rios de montanha do norte e centro de Portugal, cujos exigentes requisitos ecológicos, a elevada sensibilidade a perturbações e o interesse para a pesca lúdica e desportiva justificam uma gestão sustentável na procura do equilíbrio entre a conservação e a exploração destas populações piscícolas. Neste enquadramento, os objetivos do presente estudo consistiram na avaliação do status e na gestão de populações de truta-de-rio no Parque Natural de Montesinho (PNM) e zonas limítrofes, suportada por uma prévia caracterização bioecológica. Assim, na primavera/verão de 2020 foi avaliada a qualidade da água, a hidromorfologia e as comunidades de invertebrados e peixes de 41 locais de amostragem (rios Mente, Rabaçal, Tuela, Baceiro, Sabor, Igrejas, Onor, Maçãs e ribeira da Aveleda). Foram determinados o crescimento e os parâmetros populacionais da *S. trutta* nos rios Sabor e Baceiro e monitorizado o sucesso e a dispersão de exemplares criados em cativeiro, após a realização de repovoamentos em 4 troços de diferente aptidão piscícola. Os resultados obtidos evidenciaram a excelente integridade ecológica dos locais amostrados nos troços de aptidão salmonícola. Por sua vez, nos troços de aptidão ciprinícola registaram-se sinais de perturbação, caso da poluição da água, fragmentação de habitats aquáticos e ribeirinhos, introdução de espécies não-nativas e sobrepesca. Estas pressões negativas podem ter contribuído para a menor abundância piscícola e para registos distintos no crescimento e condição física das populações naturais de truta-de-rio. Tal facto está na base do recurso a repovoamentos, a técnica de gestão de pescas mais usada pelos gestores das Zonas de Pesca Lúdica do NE de Portugal. Contudo, na monitorização efetuada a taxa de sucesso nunca ultrapassou 30% e a mobilidade dos exemplares libertados foi, predominantemente, estacionária ou no sentido de jusante. Tendo em conta o estatuto da área de estudo (e.g. área protegida PNM, Zona Especial de Conservação Montesinho/Nogueira, Reserva da Biosfera Transfronteiriça da Meseta Ibérica) e as pressões antrópicas e naturais, são essenciais medidas específicas orientadas para a mitigação de impactes e a preservação dos valores naturais que permitam compatibilizar, num quadro de sustentabilidade, a conservação e exploração dos recursos dos rios da região transmontana.

Palavras-chave: conservação de rios, integridade ecológica, gestão de pescas

Abstract

Brown trout (*Salmo trutta*, L.) is a bioindicator species of the ecological quality of mountain rivers in the north and center of Portugal. The ecological requirements, high sensitivity to disturbances and their interest for recreational fishing, justify the sustainable management, balancing adequately the conservation and exploitation of these fish populations. In this context, the objectives of the present study were to assess the status and management of wild brown trout populations in the Montesinho Natural Park (MNP) and neighboring areas, supported by a previous bioecological characterization. Thus, in the spring / summer of 2020, water quality, hydromorphology and macroinvertebrate and fish communities were characterized in 41 sampling sites (rivers Mente, Rabaçal, Tuela, Baceiro, Sabor, Igrejas, Onor, Maçãs and ribeira da Aveleda). The growth and population parameters of *S. trutta* for the Sabor and Baceiro rivers were determined and the success and dispersion of stocked brown trout, after their release, was monitored in four distinct river reaches. The results obtained showed the excellent ecological integrity of the sites sampled in the sampling sites of headwater streams. On the other hand, in the downstream zones were detected signs of disturbance, such as water pollution, fragmentation of aquatic and riparian habitats, the introduction of non-native species and overfishing. These negative pressures contribute to low fish abundance and differences in growth and physical condition of wild brown trout populations. For these reasons, the use of stocking with brown trout reared in captivity is the main fishing management technique commonly used by the fish managers in the NE of Portugal. However, the success rate has never exceeded 30% and the mobility of the released stocked fish is predominantly stationary or in downstream way. Taking into consideration the status of the study area (e.g., the protected area of Montesinho Natural Park, Montesinho / Nogueira Special Conservation Area and the Meseta Ibérica Biosphere Reserve) and human and natural pressures, specific conservation measures oriented towards the mitigation of impacts and the preservation of natural values will allow, within a framework of sustainability, the conservation and exploitation of river resources in the mountainous rivers of northeastern Portugal.

Keywords: river conservation, ecological integrity, fishery management.

Índice

Agradecimentos	II
Resumo	IV
Abstract	V
Índice de Figuras	VIII
Índice de Tabelas.....	XI
CAPÍTULO 1. Introdução Geral	1
1.1. Descrição, distribuição e sistemática da truta-de-rio.....	1
1.2. Bioecologia, produção e dinâmica das populações.....	3
1.3. Interações bióticas: o binómio truta-de-rio vs. mexilhão-de-água-doce.....	6
1.4. Status de conservação e ameaças	7
1.5. Pesca em águas salmonícolas.....	8
1.6. Medidas de conservação	11
1.7. Rios de montanha, serviços ecossistémicos e monitorização	12
1.8. Objetivos e Estrutura da tese de dissertação	14
1.9. Referências bibliográficas.....	15
CAPÍTULO 2. Bioecologia de rios do Parque Natural de Montesinho (Nordeste de Portugal): Que pressões ameaçam a integridade ecológica?	21
Resumo	21
2.1. Introdução	22
2.1.1. Objetivos	24
2.2. Material e Métodos	24
2.2.1. Área de Estudo	24
2.2.2. Estratégia de amostragem	27
2.2.2.1. Elementos físico-químicos da água	27
2.2.2.2. Elementos hidromorfológicos	28
2.2.2.3. Elemento biológico: Macroinvertebrados Bentónicos.....	31
2.2.2.4. Elemento biológico: Fauna piscícola	33
2.2.3. Tratamento estatístico	35
2.3. Resultados	37
2.3.1. Qualidade físico-química da água	37
2.3.2. Qualidade hidromorfológica	40

2.3.3. Qualidade biológica: Comunidades de macroinvertebrados	42
2.3.4. Qualidade biológica: Comunidades de peixes.....	48
2.4. Discussão.....	55
2.5. Referências Bibliográficas	60
Capítulo 3. Gestão de populações de truta-de-rio (<i>Salmo trutta</i> , L.) em cursos de água do Nordeste de Portugal: Status das populações nativas e análise do movimento e sucesso de repovoamentos.....	65
Resumo	65
3.1. Introdução	66
3.1.1. Objetivos	69
3.2. Metodologia	69
3.2.1. Área de Estudo	69
3.2.2. Avaliação do status das populações piscícolas selvagens	70
3.2.2.1. Modelos de crescimento	70
3.2.2.1.1. Modelos de crescimento de Von Bertalanffy	70
3.2.2.1.2. Relação comprimento - peso	70
3.2.2.1.3. Fator K de condição física.....	71
3.2.2.2.1. Escalimetria	71
3.2.2.2.2. Distribuição de frequências de comprimento	71
3.2.3. Avaliação do sucesso dos repovoamentos e padrões de movimento	72
3.2.3. Tratamento de dados	75
3.3. Resultados	77
3.3.1. Status das populações piscícolas.....	77
3.3.2. Crescimento e parâmetros populacionais da truta-de-rio	80
3.3.2.1. Modelo de Crescimento de von Bertalanffy	80
3.3.2.2. Relação comprimento – peso	81
3.3.2.3. Condição física: Fator K de Fulton.....	82
3.3.2.4. Distribuição das frequências de comprimento/ classes de idade	83
3.4. Discussão.....	88
3.5. Referências Bibliográficas	91
Capítulo 4. Conclusões e Considerações Finais	94

Índice de Figuras

FIGURA 1.1. A TRUTA-DE-RIO (SALMO TRUTTA FARIO) (ADAPTADO DE COLLARES PEREIRA ET AL., 2021).	1
FIGURA 1.2. A TRUTA-MARISCA (SALMO TRUTTA TRUTTA) (ADAPTADO DE COLLARES PEREIRA ET AL., 2021).....	2
FIGURA 1.3. DISTRIBUIÇÃO GLOBAL DA TRUTA-DE-RIO (SALMO TRUTTA, L.), TENDO EM CONTA OS LIMITES NATIVOS E NÃO NATIVOS (ESPÉCIE INTRODUZIDA) (ADAPTADO DE MUHLFELD ET AL., 2019).	2
FIGURA 1.4. FUNCIONAMENTO DE UM RIO DE MONTANHA (ADAPTADO DE TEIXEIRA, 2015).	3
FIGURA 1.5. ALIMENTAÇÃO DA TRUTA-DE-RIO (SALMO TRUTTA, L.), E RELAÇÃO COM O INPUT DE MATERIAIS ORGÂNICOS ALÓCTONES PROVENIENTES DA GALERIA RIPÍCOLA.....	4
FIGURA 1.6. CICLO DE VIDA DOS MEXILHÕES-DE-ÁGUA DOCE (ADAPTADO DE TEIXEIRA ET AL., 2015).	6
FIGURA 1.7. ÁREA DE DISTRIBUIÇÃO DA MARGARITIFERA MARGARITIFERA E DO HOSPEDEIRO SALMO TRUTTA (ADAPTADO DE TEIXEIRA ET AL., 2019).....	7
FIGURA 1.8. PLANO ESTRATÉGICO, BASEADO NO TRINÓMIO DE CONHECIMENTOS (ELEMENTOS, TÉCNICAS E INSTRUMENTOS), PARA A GESTÃO DAS PESCAS CONTINENTAIS (ADAPTADO DE FERREIRA ET AL., 1998).	9
FIGURA 2.1. LOCALIZAÇÃO DO PARQUE NATURAL DE MONTESINHO (ADAPTADO DE WWW.ICNF.PT).	24
FIGURA 2.2. MAPA DOS LOCAIS AMOSTRADOS NOS RIOS MENTE, RABAÇAL, TUELA, BACEIRO, SABOR, IGREJAS, ONOR, MAÇÃS E RIBEIRA DA AVELEDA.....	27
FIGURA 2.3. DETERMINAÇÃO IN SITU DE VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA (PRIMAVERA DE 2020).	28
FIGURA 2.4. REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL PARA RECOLHA DE DADOS EM CADA SECÇÃO DE AMOSTRAGEM DO RHS (ADAPTADO DE ENVIRONMENT AGENCY, 2003).....	29
FIGURA 2.5. PROCESSO DE AMOSTRAGEM DOS MACROINVERTEBRADOS BÉNTICOS (PRIMAVERA 2020).	31
FIGURA 2.6. TRIAGEM E IDENTIFICAÇÃO DOS MACROINVERTEBRADOS BÉNTICOS (PRIMAVERA 2020).	32
FIGURA 2.7. PESCA ELÉTRICA: AMOSTRAGEM DA FAUNA PISCÍCOLA (PRIMAVERA 2020).....	34
FIGURA 2.8. OBTENÇÃO DE DADOS BIOMÉTRICOS (PRIMAVERA 2020).....	34
FIGURA 2.9. VARIAÇÃO DA TEMPERATURA (°C) NAS 3 ZONAS DEFINIDAS: SALMONÍCOLA, TRANSIÇÃO SALMONÍCOLA/CIPRINÍCOLA E CIPRINÍCOLA (VERÃO 2020).	37
FIGURA 2.10. VARIAÇÃO DO TEOR DE OXIGÉNIO DISSOLVIDO (MG O ₂ .L ⁻¹) NAS 3 ZONAS DEFINIDAS: SALMONÍCOLA, TRANSIÇÃO SALMONÍCOLA/CIPRINÍCOLA E CIPRINÍCOLA (VERÃO 2020).	38
FIGURA 2.11. VARIAÇÃO DO PH NAS 3 ZONAS DEFINIDAS: SALMONÍCOLA, TRANSIÇÃO SALMONÍCOLA/CIPRINÍCOLA E CIPRINÍCOLA (VERÃO 2020).....	38
FIGURA 2.12. VARIAÇÃO DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA NAS 3 ZONAS DEFINIDAS: SALMONÍCOLA, TRANSIÇÃO SALMONÍCOLA/CIPRINÍCOLA E CIPRINÍCOLA (VERÃO 2020).	39
FIGURA 2.13. ANÁLISE DBRDA REFERENTE ÀS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E AS 3 ZONAS DEFINIDAS: SALMONÍCOLA, TRANSIÇÃO SALMONÍCOLA/CIPRINÍCOLA E CIPRINÍCOLA (VERÃO 2020).	40
FIGURA 2.14. PONTUAÇÃO DO ÍNDICE HQA (RIVER HABITAT SURVEY) NAS 3 ZONAS DEFINIDAS: SALMONÍCOLA, TRANSIÇÃO SALMONÍCOLA/CIPRINÍCOLA E CIPRINÍCOLA. A BARRA AMARELA CORRESPONDE AO LIMITE DA CLASSE EXCELENTE (VERÃO 2020).	41
FIGURA 2.15. PONTUAÇÃO DO ÍNDICE HMS (RIVER HABITAT SURVEY) NAS 3 ZONAS DEFINIDAS: SALMONÍCOLA, TRANSIÇÃO SALMONÍCOLA/CIPRINÍCOLA E CIPRINÍCOLA. AS BARRAS AMARELAS CORRESPONDEM AOS LIMITES DAS CLASSES DE QUALIDADE (VERÃO 2020).	41
FIGURA 2.16. (A) RIQUEZA TAXONÓMICA (S), (B) ABUNDÂNCIA (CPUE), (C), ÍNDICE H' DE DIVERSIDADE DE SHANNON-WIENER, (D) ÍNDICE J' DE EQUITABILIDADE (EVENNESS) DETERMINADA PARA AS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS PARA A ZONAÇÃO PISCÍCOLA CONSIDERADA: SALMONÍCOLA, TRANSIÇÃO SALMONÍCOLA/CIPRINÍCOLA E CIPRINÍCOLA (VERÃO 2020). 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.....	42
FIGURA 2.17. COMPOSIÇÃO FAUNÍSTICA DAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS NOS TROÇOS DE APTIDÃO SALMONÍCOLA DO PNM E ÁREAS LÍMITROFES (VERÃO 2020).	43
FIGURA 2.18. COMPOSIÇÃO FAUNÍSTICA DAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS NOS TROÇOS DE TRANSIÇÃO SALMONÍCOLA/CIPRINÍCOLA DO PNM E ÁREAS LÍMITROFES (VERÃO 2020).	43
FIGURA 2.19. COMPOSIÇÃO FAUNÍSTICA DAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS NOS TROÇOS DE APTIDÃO CIPRINÍCOLA DO PNM E ÁREAS LÍMITROFES (VERÃO 2020).	44
FIGURA 2.20. ORDENAÇÃO NMDS DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM, BASEADA NA ABUNDÂNCIA DE MACROINVERTEBRADOS E CONSIDERANDO A ZONAÇÃO PISCÍCOLA DEFINIDA: SALMONÍCOLA, TRANSIÇÃO SALMONÍCOLA/CIPRINÍCOLA E CIPRINÍCOLA (VERÃO 2020).	45
FIGURA 2.21. ORDENAÇÃO NMDS DAS COMUNIDADES DE INVERTEBRADOS, CONSIDERANDO A ZONAÇÃO DEFINIDA: SALMONÍCOLA, TRANSIÇÃO SALMONÍCOLA/CIPRINÍCOLA E CIPRINÍCOLA (VERÃO 2020).	45
FIGURA 2.22. (A) RIQUEZA TAXONÓMICA (S), (B) ABUNDÂNCIA (CPUE), (C), ÍNDICE H' DE DIVERSIDADE DE SHANNON-WIENER, (D) ÍNDICE J' DE EQUITABILIDADE (EVENNESS) DETERMINADA PARA AS COMUNIDADES DE PEIXES PARA A ZONAÇÃO PISCÍCOLA CONSIDERADA SALMONÍCOLA, TRANSIÇÃO SALMONÍCOLA/CIPRINÍCOLA E CIPRINÍCOLA (VERÃO 2020). BOXPLOTS MOSTRAM OS VALORES MEDIANOS (LINHA CENTRAL), A VARIAÇÃO PARA O PERCENTIL 25 - 75 (BOXES) E OS VALORES MÁXIMOS E MÍNIMOS (WHISKERS). OS PONTOS REPRESENTAM OS VALORES EXTREMOS	48
FIGURA 2.23. COMPOSIÇÃO FAUNÍSTICA DAS ESPÉCIES PISCÍCOLAS NOS TROÇOS DE APTIDÃO SALMONÍCOLA DO PNM E ÁREAS LÍMITROFES (VERÃO 2020).	49
FIGURA 2.24. COMPOSIÇÃO FAUNÍSTICA DAS ESPÉCIES PISCÍCOLAS NOS TROÇOS DE TRANSIÇÃO SALMONÍCOLA/CIPRINÍCOLA DO PNM E ÁREAS LÍMITROFES (VERÃO 2020).	49
FIGURA 2.25. COMPOSIÇÃO FAUNÍSTICA DAS ESPÉCIES PISCÍCOLAS NOS TROÇOS DE APTIDÃO CIPRINÍCOLA DO PNM E ÁREAS LÍMITROFES (VERÃO 2020).	50
FIGURA 2.26. ORDENAÇÃO NMDS DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM, BASEADA NA COMUNIDADE PISCÍCOLA E CONSIDERANDO A ZONAÇÃO PISCÍCOLA DEFINIDA: SALMONÍCOLA, TRANSIÇÃO SALMONÍCOLA/CIPRINÍCOLA E CIPRINÍCOLA (VERÃO 2020).	50
FIGURA 2.27. ORDENAÇÃO NMDS DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM, BASEADA NA COMUNIDADE PISCÍCOLA E CONSIDERANDO A ZONAÇÃO PISCÍCOLA DEFINIDA: SALMONÍCOLA, TRANSIÇÃO SALMONÍCOLA/CIPRINÍCOLA E CIPRINÍCOLA (VERÃO 2020).	51
FIGURA 3.1. LOCALIZAÇÃO DOS TROÇOS SELECIONADOS NO PNM E ÁREAS LÍMITROFES (VERÃO 2020).	69
FIGURA 3.2. MARCAÇÃO COM RECURSO A ELASTOMER (© NORTHWEST MARINE TECHNOLOGY, INC.) (AGOSTO 2020).	73
FIGURA 3.3. MARCAÇÃO COM RECURSO A PIT-TAGS (© OREGON RFDI) (AGOSTO 2020).	74
FIGURA 3.4. MONITORIZAÇÃO DOS REPOVOAMENTOS DE STOCKS DE TRUTA-FÁRIO DE ORIGEM DOMÉSTICA (0+ E 1+) COM RECURSO À PIT-TELEMETRIA (OUTUBRO 2020).	75
FIGURA 3.5. CURVAS DE CRESCIMENTO DE VON BERTALANFFY PARA A SALMO TRUTTA DO RIO SABOR, RECORRENDO À ROTINA ELEFAN I: NÃO FIXANDO A CLASSE DE COMPRIMENTO INICIAL (CÁLCULO AUTOMÁTICO).	80
FIGURA 3.6. CURVAS DE CRESCIMENTO DE VON BERTALANFFY PARA A SALMO TRUTTA DO RIO BACEIRO, RECORRENDO À ROTINA ELEFAN I: NÃO FIXANDO A CLASSE DE COMPRIMENTO INICIAL (CÁLCULO AUTOMÁTICO).	81
FIGURA 3.7. RELAÇÃO COMPRIMENTO-PESO DOS EXEMPLARES DE TRUTA CAPTURADOS NO RIO SABOR, BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO SABOR (VERÃO 2020).	81

FIGURA 3.8. RELAÇÃO COMPRIMENTO-PESO DOS EXEMPLARES DE TRUTA CAPTURADOS NO RIO BACEIRO, BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TUA (VERÃO 2020).	82
FIGURA 3.9. COEFICIENTE DE CONDIÇÃO FÍSICA K NOS RIOS BACEIRO E SABOR. 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).....	83
FIGURA 3.10. DISTRIBUIÇÃO DAS FREQUÊNCIAS DE COMPRIMENTO/CLASSES DE IDADE DA TRUTA-DE-RIO NO RIO SABOR, UTILIZANDO A ROTINA BHATTACHARYA INCLUÍDA NO SOFTWARE FISAT II (VERÃO 2020).	84
FIGURA 3.11. DISTRIBUIÇÃO DAS FREQUÊNCIAS DE COMPRIMENTO/CLASSES DE IDADE DA TRUTA-DE-RIO NO RIO BACEIRO, UTILIZANDO A ROTINA BHATTACHARYA INCLUÍDA NO SOFTWARE FISAT II (VERÃO 2020).	84
FIGURA 3.12. DISPERSÃO DAS TRUTAS DE REPOVOAMENTO, MONITORIZADAS ATRAVÉS E PIT-TELEMETRIA DURANTE 2 MESES (I.E., 4 PERÍODOS) APÓS LIBERTAÇÃO NO RIO SABOR – SABOR MONTANTE SR1 (ZONA DE PROTEÇÃO). DADOS APRESENTADOS EM TERMOS DE DISTÂNCIA PERCORRIDA (M).	85
FIGURA 3.13. DISPERSÃO DAS TRUTAS DE REPOVOAMENTO, MONITORIZADAS ATRAVÉS E PIT-TELEMETRIA DURANTE 2 MESES (I.E., 4 PERÍODOS) APÓS LIBERTAÇÃO NO RIO SABOR – SABOR JUSANTE SR2 (ZONA DE PESCA LÚDICA). DADOS APRESENTADOS EM TERMOS DE DISTÂNCIA PERCORRIDA (M).	86
FIGURA 3.14. DISPERSÃO DAS TRUTAS DE REPOVOAMENTO, MONITORIZADAS ATRAVÉS E PIT-TELEMETRIA DURANTE 2 MESES (I.E., 4 PERÍODOS) APÓS LIBERTAÇÃO NO RIO BACEIRO – BACEIRO MONTANTE BR1 (ZONA DE PROTEÇÃO). DADOS APRESENTADOS EM TERMOS DE DISTÂNCIA (M).	87
FIGURA 3.15. DISPERSÃO DAS TRUTAS DE REPOVOAMENTO, MONITORIZADAS ATRAVÉS E PIT-TELEMETRIA DURANTE 2 MESES (I.E., 4 PERÍODOS) APÓS LIBERTAÇÃO NO RIO BACEIRO – BACEIRO JUSANTE BR2 (ZONA DE PESCA LÚDICA). DADOS APRESENTADOS EM TERMOS DE DISTÂNCIA (M).	87

Índice de Tabelas

TABELA 2.1. LIMITES MÁXIMOS DE PARÂMETROS QUÍMICOS E FÍSICO-QUÍMICOS GERAIS PARA O ESTABELECIMENTO DO BOM ESTADO ECOLÓGICO EM RIOS DOS TIPOS NORTE (APA, 2014).....	28
TABELA 2.2. VALORES DE REFERÊNCIA E FRONTEIRAS DAS CLASSES DO ÍNDICE HMS (INAG, 2009).....	30
TABELA 2.3. VALORES, AMPLITUDES E CLASSIFICAÇÃO DO ÍNDICE HQA (INAG, 2009).....	30
TABELA 2.4. MEDIANA DOS VALORES DE REFERÊNCIA E FRONTEIRAS DOS RIOS DO NORTE DE PEQUENA (N1 < 100 KM2) E MÉDIA-GRANDE (N1 > 100 KM2) DIMENSÃO DE ACORDO COM A TIPOLOGIA IPTIN.	33
TABELA 2.5. VALORES DE REFERÊNCIA E FRONTEIRAS DAS CLASSES DO F-IBIP (INAG E AFN, 2012).....	35
TABELA 2.6. VALORES E CLASSIFICAÇÃO DOS ÍNDICES IBMWP E IPTIN NOS LOCAIS AMOSTRADOS NA ZONA DE APTIDÃO SALMONÍCOLA (VERÃO 2020).	46
TABELA 2.7. VALORES E CLASSIFICAÇÃO DOS ÍNDICES IBMWP E IPTIN NOS LOCAIS AMOSTRADOS NA ZONA DE TRANSIÇÃO SALMONÍCOLA/CIPRINÍCOLA (VERÃO 2020).....	47
TABELA 2.8. VALORES E CLASSIFICAÇÃO DOS ÍNDICES IBMWP E IPTIN NOS LOCAIS AMOSTRADOS NA ZONA DE APTIDÃO CIPRINÍCOLA (VERÃO 2020).....	47
TABELA 2.9. CLASSIFICAÇÃO DO F-IBIP NOS LOCAIS DE APTIDÃO SALMONÍCOLA (VERÃO 2020).	52
TABELA 2.10. CLASSIFICAÇÃO DO F-IBIP NOS LOCAIS DE APTIDÃO MISTA (VERÃO 2020).....	53
TABELA 2.11. CLASSIFICAÇÃO DO F-IBIP NOS LOCAIS DE APTIDÃO CIPRINÍCOLA (VERÃO 2020).	54
TABELA 3.1. CONDIÇÃO FÍSICA K DOS SALMONÍDEOS (ADAPTADO DE BARNHAM & BAXTER, 1998).	71
TABELA 3.2. MARCAS E DISTRIBUIÇÃO DOS STOCKS DE TRUTAS 0+ E 1+ USADOS NO REPOVOAMENTO DOS RIOS SABOR E BACEIRO (SETEMBRO 2020).....	74
TABELA 3.3. ABUNDÂNCIA CPUE (Nº INDIVÍDUOS/100 M2) NOS TROÇOS DE APTIDÃO SALMONÍCOLA. ACRÓNIMOS/RIO: S- SABOR; B- BACEIRO; T- TUELA; R- RABAÇAL; M-MENTE; I- IGREJAS; O-ONOR; A- AVELEDA (VERÃO 2020).	77
TABELA 3.4. ABUNDÂNCIA CPUE (Nº INDIVÍDUOS/100 M2) NOS TROÇOS DE APTIDÃO MISTA. ACRÓNIMOS/RIO: S- SABOR; B- BACEIRO; T- TUELA; R- RABAÇAL; M-MENTE; I- IGREJAS; O-ONOR; A- AVELEDA (VERÃO 2020).	78
TABELA 3.5. ABUNDÂNCIA DAS ESPÉCIES NATIVAS CPUE (Nº INDIVÍDUOS/100 M2) NOS TROÇOS DE APTIDÃO CIPRINÍCOLA. ACRÓNIMOS/RIO: S- SABOR; B- BACEIRO; T- TUELA; R- RABAÇAL; M-MENTE; I- IGREJAS; O-ONOR; A- AVELEDA (VERÃO 2020).	79
TABELA 3.6. ABUNDÂNCIA DAS ESPÉCIES NÃO-NATIVAS CPUE (Nº INDIVÍDUOS/100 M2) NOS TROÇOS DE APTIDÃO CIPRINÍCOLA. ACRÓNIMOS/RIO: S- SABOR; B- BACEIRO; T- TUELA; R- RABAÇAL; M-MENTE; I- IGREJAS; O-ONOR; A- AVELEDA (VERÃO 2020).	79
TABELA 3.7. PARÂMETROS DE VON BERTALANFFY CALCULADOS PARA A SALMO TRUTTA DOS RIOS SABOR E BACEIRO (VERÃO DE 2020). K E L [∞] DETERMINADOS ATRAVÉS DA ROTINA ELEFAN I E DE T ₀ (IDADE, QUANDO O COMPRIMENTO, EM MILÍMETROS, É ZERO) E COMPRIMENTOS MÁXIMOS INVENTARIADOS (LMÁX).....	80
TABELA 3.8. ESCALIMETRIA DA TRUTA-DE-RIO (SALMO TRUTTA) DISCRIMINADA POR CLASSES DE IDADE, NÚMERO DE EXEMPLARES E TAMANHOS MÍNIMOS E MÁXIMOS NAS ESTAÇÕES AMOSTRADAS NOS RIOS SABOR E BACEIRO (VERÃO 2020).	83
TABELA 3.9. RECAPTURAS (%) DOS STOCKS DE TRUTA-FÁRIO DE CATIVEIRO (VALORES MÉDIOS DAS IDADES 0+ E 1+) LIBERTADOS EM 2 TROÇOS DOS RIOS SABOR E BACEIRO (VERÃO 2020).....	85

CAPÍTULO 1. Introdução Geral

1.1. Descrição, distribuição e sistemática da truta-de-rio

A truta-de-rio (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) possui cabeça e olhos grandes, vómer com dentes, um corpo fusiforme, ligeiramente comprimido lateralmente, dotado de um pedúnculo caudal forte. Apresenta escamas cicloides muito pequenas e uma barbatana adiposa, situada entre as barbatanas dorsal e caudal, característica partilhada com todas as espécies pertencentes à família Salmonidae. A coloração é variável, mas predominam dorsos mais escuros em tons castanho-esverdeados, em contraste com o ventre mais claro, desde esbranquiçado a amarelado. São características as pontuações negras e vermelho ou alaranjadas, rodeadas por ocelos brancos, mais comuns acima da linha lateral (**Figura 1.1**) (Alonso et al., 2017; Collares Pereira et al., 2021).



Figura 1.1. A truta-de-rio (*Salmo trutta fario*) (adaptado de Collares Pereira et al., 2021).

Os salmonídeos apresentam dimorfismo sexual apenas na época da reprodução, quando os machos apresentam uma transformação dos maxilares, mais visível nos salmões, com a formação de curvatura em forma de gancho (Alonso et al., 2017; Collares Pereira et al., 2021).

No final do século XX, foi assumida a classificação de espécie politípica para a *S. trutta* (Elliot, 1994), tendo Kottelat & Freyhof (2007) proposto três ecótipos, definidos em função da estratégia de vida: 1) *Salmo trutta* forma *fariorum*, a truta-de-rio ou truta-fário, de hábitos tipicamente sedentários, residente maioritariamente em rios e riachos, não sendo usual capturar exemplares superiores a 60 cm; 2) *Salmo trutta* forma *lacustris*, residente apenas em lagos; e 3) *Salmo trutta* forma *trutta*, a truta-marisca, de hábitos anádromos, ou seja, vive a maior parte do ciclo de vida no mar subindo os rios para a reprodução, podendo atingir 1 m de

comprimento. Os exemplares migradores quando regressam do mar possuem coloração prateada com tons azulados e pontuações negras no dorso (**Figura 1.2**) (Alonso et al., 2017; Collares Pereira et al., 2021)



Figura 1.2. A truta-marisca (*Salmo trutta trutta*) (adaptado de Collares Pereira et al., 2021).

A distribuição natural da espécie corresponde às bacias hidrográficas europeias e asiáticas que drenam para o Atlântico, mar Branco e mar Báltico e desde Marrocos ao golfo de Chosha (Rússia), tendo sido amplamente introduzida noutras regiões (**Figura 1.3**).



Figura 1.3. Distribuição global da truta-de-rio (*Salmo trutta*, L.), tendo em conta os limites nativos e não nativos (espécie introduzida) (adaptado de Muhlfeld et al., 2019).

Na Península Ibérica não existe a forma lacustre, presente na Europa Central. Por sua vez, as populações migradoras estão confinadas aos rios da Galiza, Cantábria e Norte de Portugal, podendo residualmente ocorrer até ao trecho final do rio Mondego na zona Centro de Portugal. As trutas migradoras podem ocorrer em simpatria com ecótipos sedentários e inclusive reproduzir-se entre si (Caballero, 2006). As trutas sedentárias são mais comuns e distribuem-se pela parte superior das bacias da Galiza, Cantábria e Catalunha e nos rios Minho, Lima, Cávado, Ave, Douro, Vouga, Mondego, Tejo, Guadalquivir, Segura, Júcar e Ebro (Alonso et al., 2017; Collares Pereira et al., 2021).

1.2. Bioecologia, produção e dinâmica das populações

A truta-de-rio habita nos leitos fluviais de troços de cabeceira de rios e riachos com águas limpas, frias e bem oxigenadas, com granulometria do substrato grosseira (maioritariamente blocos, pedras e calhaus rolados) que conferem refúgio conjuntamente com as raízes e ramos pendentes da vegetação ribeirinha (dominada por amieiros, mas ocorrendo também salgueiros, freixos e choupos) que promove elevado ensombramento e fornece matéria orgânica (folhada, sementes, ramos), base do funcionamento energético de cursos de água de montanha (Teixeira, 2006; Teixeira & Cortes, 2006a). Com efeito, a produtividade primária em rios de montanha é, por norma, muito baixa e estes rios assumem um carácter heterotrófico, muito dependente do input de materiais alóctones. A matéria incorporada no rio sofre a colonização por microrganismos (bactérias e fungos hifomicetas) e os invertebrados assumem um papel fulcral na transferência da energia ao longo da cadeia alimentar, iniciada pela atividade dos detritívoros, especializados no consumo dos materiais orgânicos grosseiros. Estes dão origem a materiais particulados finos que alimentam os coletores, de depósito ou filtradores. Ocorrem ainda predadores e parasitas e, com expressão residual, alguns herbívoros. Estes invertebrados estão na base da alimentação dos peixes, caso da truta-de-rio (Covich et al., 1999; Teixeira, 2015) (**Figura 1.4**).



Figura 1.4. Funcionamento de um rio de montanha (adaptado de Teixeira, 2015).

A alimentação da truta-de-rio é majoritariamente pelágica e microcarnívora, composta por macroinvertebrados aquáticos arrastados pela corrente ou aéreos circulando na proximidade da superfície de água. O comportamento alimentar oportunista e generalista leva ao consumo de uma gama alargada de presas, caso de larvas e adultos de insetos, crustáceos, moluscos, anelídeos e por pequenos peixes e anfíbios quando se trata de adultos de superior dimensão (Teixeira & Cortes, 2006b; Sanchez, 2009; Sanchez-Hernandez & Cobo, 2013) (**Figura 1.5**).



Figura 1.5. Alimentação da truta-de-rio (*Salmo trutta*, L.), e relação com o input de materiais orgânicos alóctones provenientes da galeria ripícola.

Apesar de serem animais sedentários, com vincada hierarquia social e defesa agressiva de territórios de alimentação ou refúgio, o domínio vital (*home range*) da espécie pode ser bem mais extenso e contemplar vários quilómetros de rio, caso não existam obstáculos intransponíveis, até encontrar os habitats de desova (Baglinière & Maisse, 1999; Milner et al., 2003). A reprodução ocorre de novembro a fevereiro, tipicamente em leitos de cascalhos com fluxo contínuo de água nos interstícios. A fêmea faz a postura em sulcos previamente abertos no leito do rio e após a fecundação dos oócitos pelos machos, cobre os ovos com movimentos da barbatana caudal. A maturação sexual ocorre aos 2-3 anos de idade e as fêmeas apresentam uma elevada fecundidade (1600-4800 oócitos/Kg) estratégica para a sobrevivência da espécie. A eclosão ocorre em março (normalmente 3 meses) e os alevins permanecem nos interstícios até absorverem o saco vitelino e emergirem para a coluna de água. Nesta fase

evidenciam um forte comportamento territorial (Héland, 1999; Lahti et al., 2001), com defesa de áreas de alimentação, preferencialmente em *riffles*, i.e., zonas de corrente moderada ($0,2-0,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) e pouca profundidade ($< 30 \text{ cm}$) (Roussel & Bardonnnet, 1999). No entanto, o uso e preferência pelos recursos disponíveis, seja alimento e/ou habitat, experimentam variações ontogénicas, motivando uma estruturação etária. Por exemplo, a preferência dos alevins, exemplares 0+, por microhabitats situados em *riffles* não varia entre rios com muita ou pouca corrente, assim como os indivíduos dominantes que normalmente ocupam os melhores refúgios em *pools*, i.e., zonas de remansos mais profundas e com menor corrente, junto de territórios de alimentação. No entanto, as preferências dos juvenis (1+) e subadultos (2+) podem modificar-se, por exemplo, pela interação de fatores ambientais (e.g., profundidade da água, velocidade da corrente, cobertura, substrato dominante) (Ayllon et al., 2009), pela regulação por fatores dependentes da densidade, ou inclusive estar limitadas pelos impactes diretos e indiretos provocados por várias atividades humanas.

A densidade média observada nas populações da Ibéria varia de 0,001 (Rio Tuela) a 0,1 (Rio Sabor) $\text{indiv}\cdot\text{m}^{-2}$ em Trás-os-Montes (Teixeira, com. pessoal), 0,14 $\text{indiv}\cdot\text{m}^{-2}$ e 0,24 $\text{indiv}\cdot\text{m}^{-2}$ na Galiza e 0,09 $\text{indiv}\cdot\text{m}^{-2}$ no Sistema Ibérico e sudeste da Península, respetivamente (Alonso et al., 2017). Segundo os mesmos autores, a produção, entendida como a biomassa produzida por uma população por unidade de tempo, é um parâmetro que sintetiza a densidade, crescimento dos indivíduos e taxa de mortalidade dos cohorts. Klemetsen et al. (2003) citam uma variação entre 0,14 e 54,7 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ (Elliott, 1994). Na Península Ibérica registaram-se produções de 46,1 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ num troço do rio Ucero (Província de Soria) próximo da nascente e 1,3 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ num troço de jusante (Lobón-Cerviá et al., 1986). A abundância de salmonídeos está relacionada com processos endógenos dependentes da densidade, tais como a competição territorial ou a limitada disponibilidade de alimento ou com processos exógenos independentes da densidade (como o clima), que atuam de forma imprescindível com potenciais efeitos na sobrevivência. O estudo da dinâmica das populações está orientado para procurar distinguir entre estes dois tipos de processos, entender os seus efeitos e avaliar a sua contribuição relativa para a variação da população (Milner et al., 2003).

1.3. Interações bióticas: o binómio truta-de-rio vs. mexilhão-de-água-doce

Entre várias interações bióticas existentes nos ecossistemas dulçaquícolas merece destaque a relação estabelecida entre os peixes e o grupo faunístico dos Mollusca, e em particular dos mexilhões de água-doce (Bivalvia, Unionoida). Com efeito, estes bivalves têm um ciclo de vida particularmente complexo e necessitam realizar um processo de simbiose, obrigatoriamente, nos peixes durante a fase larvar do seu ciclo de vida (**Figura 1.6**). Nalguns casos, como para o mexilhão-de-água-doce *Margaritifera margaritifera* (Linnaeus, 1758) a relação é específica com os salmonídeos (e.g. *Salmo trutta*, *Salmo salar*), que são os únicos hospedeiros funcionais desta espécie (Young e Williams, 1983, 1984; Bauer, 1987; Hastie e Young, 2003).

Nas últimas décadas os moluscos de água doce têm sofrido taxas de extinção ou declínio acentuadas (Strayer et al., 2004) e em particular a espécie *Margaritifera margaritifera* uma das mais ameaçadas em toda a Europa, cujo estatuto de conservação está classificado como Criticamente em Perigo (CR) (IUCN, 2021). Esta espécie habita em simpatria com a truta-de-rio nos rios de montanha de carácter oligotrófico, atingindo uma longevidade significativa (cerca de 60 anos). É descrita como sendo uma espécie indicadora de rios de elevada integridade ecológica, onde desempenha funções vitais para o ecossistema, como sejam a capacidade de filtração e depuração da água e a reciclagem de nutrientes (Reis, 2006; Geist, 2010; Lopes-Lima, Sousa, Geist et al., 2017).



Figura 1.6. Ciclo de vida dos mexilhões-de-água doce (adaptado de Teixeira et al., 2015).

Atualmente, em Portugal, as populações de *M. margaritifera* estão confinadas apenas a oito rios pertencentes às bacias hidrográficas do Douro (rios Tuela, Rabaçal, Mente, Paiva, Beça e Terva) e do Noroeste (rios Cávado e Neiva), embora os levantamentos recentes (2020) nos rios Terva e Cávado não tenham detetado qualquer exemplar (Teixeira com. pessoal). Importa realçar que apenas as populações dos rios Tuela e Rabaçal possuem densidades apreciáveis e um sucesso reprodutor assinalável (Sousa et al., 2015) (**Figura 1.7**).

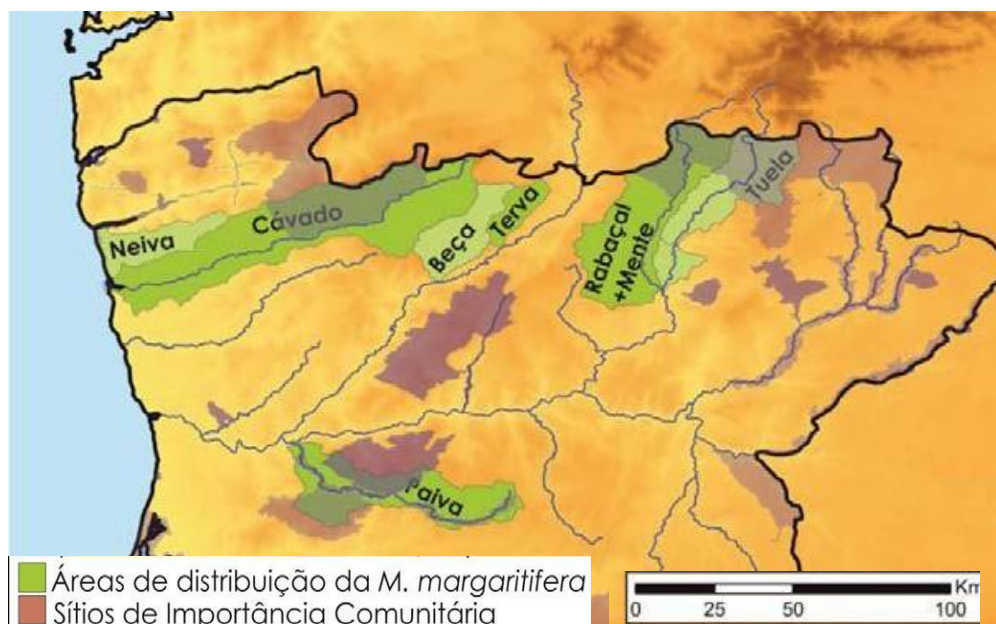


Figura 1.7. Área de distribuição da *Margaritifera margaritifera* e do hospedeiro *Salmo trutta* (adaptado de Teixeira et al., 2019).

1.4. Status de conservação e ameaças

Apesar do estatuto de conservação Pouco Preocupante (LC) conferido, à escala global, pela IUCN (2021) e, a nível local, pelo Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral et al., 2005), muitas das populações de *S. trutta* da Península Ibérica estão ameaçadas (Franco Ruíz & Rodríguez de los Santos, 2001). Com efeito, as populações do sul da Europa exibem características locais muito peculiares, caso de: 1) elevada diversidade genética, com a descoberta recente de novos haplótipos (Almodóvar et al., 2010); 2) elevado grau de isolamento de populações entre bacias hidrográficas e inclusive entre rios da mesma bacia (Larios-López et al., 2015); 3) período de reprodução mais alargado descrito para a espécie (desde outubro a abril/maio) (Larios-López et al., 2015). Estes atributos surgiram em função do isolamento das populações de truta-de-rio da PI desde o último período glacial, tendo uma coevolução com o

clima mediterrâneo e enquadram-se nas características das populações que habitam nos limites de distribuição natural (Hampe & Petit, 2005).

Entre os principais fatores de ameaça que motivaram um declínio acentuado das populações truta-de-rio nas últimas décadas destacam-se: 1) introgressão genética, nomeadamente com stocks de trutas criadas em cativeiro (Machordom et al., 1999; Almodóvar et al., 2001), tendo atingido em alguns rios de Espanha 22% (Vera et al., 2013); 2) introdução de espécies exóticas (e.g. Hesthagen et al., 2015), algumas delas com caráter invasor, distribuídas por diferentes grupos faunísticos, caso de peixes perca-sol (*Lepomis gibbosus*), lúcio (*Esox lucius*), macroinvertebrados lagostim-sinal e lagostim-vermelho (*Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii*), e mamíferos (visão-americano, *Neovison vison*); 3) fragmentação e modificação de habitats e alterações hidrológicas resultantes de obras hidráulicas (e.g. construção de pequenas e grandes barragens) (Almodóvar & Nicola, 1999; Benejam et al., 2016); 4) atividade mineira, com contaminação química e poluição física decorrente da intensificação dos processos de sedimentação e perda de habitat (Linde et al., 1996, 1999); 5) eutrofização e poluição orgânica da água (Rodríguez-Cea et al., 2004); 6) ocorrência de grandes incêndios nas bacias das regiões montanhosas (Monaghan et al., 2016), 7) sobrepesca (Fernández-Parajes y Riesco-Muñoz, 2016), gestão e ordenamento das massas hídricas deficiente e, por último, 8) alterações climáticas, sendo muito provável que populações da PI possam sofrer um risco elevado de extinção como resultado do aumento da temperatura da água (Almodóvar et al., 2012).

1.5. Pesca em águas salmonícolas

A sobre-exploração dos recursos naturais tem levado a um acentuado declínio de espécies selvagens e habitats singulares com evidente decréscimo do capital natural e por consequência do bem-estar humano (Cooke e Cowx, 2004; Humphries e Winemiller, 2009). A pesca em águas interiores, quando praticada de modo sustentável, é uma atividade de elevado potencial desportivo e turístico, associada à valorização e conservação dos recursos endógenos e à promoção das microeconomias regionais (Martinho, 2020).

O estudo do crescimento das populações de peixes tem sido considerado como uma ferramenta importante para a gestão pesca (Arslan et al., 2004; Oscoz et al., 2005; Nowak et al., 2009). No entanto, a gestão das populações de truta-de-rio e o ordenamento das massas hídricas podem afetar os padrões de crescimento (Braña et al., 1992). O declínio relatado de muitas populações de *S. trutta* na Península Ibérica justifica o interesse em desenvolver a conservação e planos de gestão. Esses planos exigem um profundo conhecimento dos requisitos específicos do habitat, distribuição e parâmetros populacionais da espécie, dado que a gestão pode incluir restauro de habitats ou mesmo repovoamento (Almodóvar & Nicola, 1998; Sanchez-Hernandez et al., 2012).

Na gestão das pescas continentais é fundamental planificar, regulamentar e fomentar a atividade piscatória lúdica, desportiva e profissional, num quadro de equilíbrio ecológico e sustentabilidade das populações piscícolas (Jalon et al., 1993) (**Figura 1.8**). Cada massa hídrica e bacia hidrográfica apresentam características específicas e uma individualidade ecológica, sendo necessária uma gestão dirigida, numa base local ou regional, tendo em conta as diretrizes gerais e estratégicas do setor (Templeton, 1995).

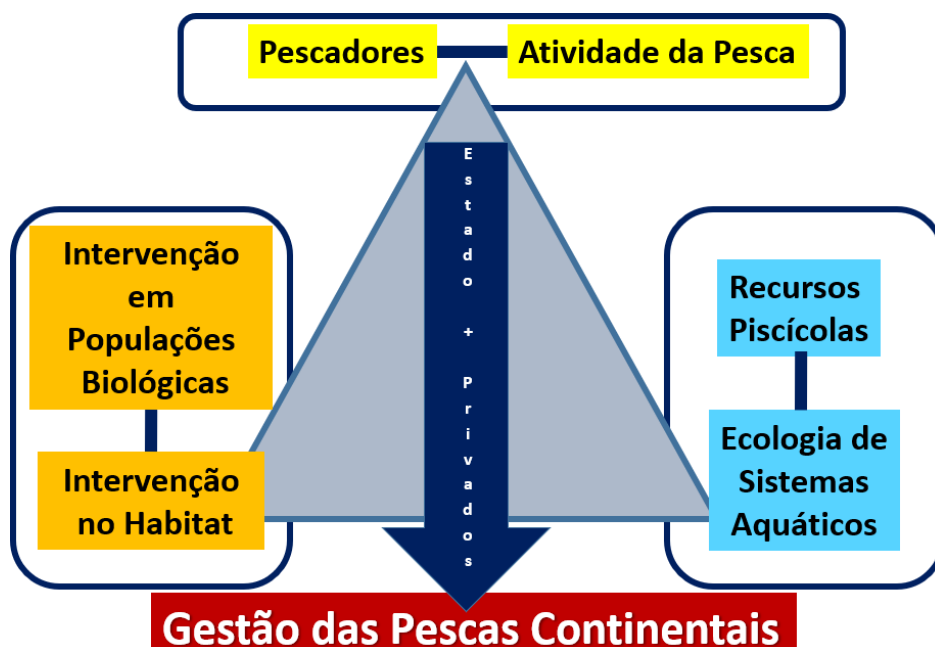


Figura 1.8. Plano estratégico, baseado no trinómio de conhecimentos (elementos, técnicas e instrumentos), para a gestão das pescas continentais (adaptado de Ferreira et al., 1998).

Compete ao Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, um instituto público integrado na administração indireta do Estado de Portugal,

propor, acompanhar e assegurar a execução das políticas de conservação da natureza e das florestas, visando a conservação, a utilização sustentável, a valorização, a fruição e o reconhecimento público do património natural, promovendo o desenvolvimento sustentável dos espaços florestais e dos recursos associados. Entre eles destacam-se as atribuições ligadas aos recursos dulçaquícolas, a regulação e licenciamento do exercício da pesca em águas interiores, assim como a promoção a elaboração dos planos de gestão em áreas do Estado ou sob sua jurisdição (D.L. 135/2012).

Segundo Martinho (2020), a gestão da pesca lúdico-desportiva, deverá com a necessária urgência passar a ser implementada tendo em conta a promoção da:

- a. biodiversidade, através de medidas de proteção e conservação dos ecossistemas ribeirinhos e da erradicação/controlo de espécies não-nativas;
- b. elaboração de modelos de gestão alicerçados na utilização sustentável dos recursos, sendo a pesca sem morte é um exemplo paradigmático;
- c. participação da sociedade civil, através da sensibilização e formação no âmbito das melhores práticas de pesca e da educação ambiental.

Neste enquadramento, e no âmbito das competências da Direção Regional de Conservação da Natureza e Florestas do Norte, foram recentemente criadas, para um período de cinco anos, as Zonas de Pesca Lúdica dos rios Mente, Rabaçal e Tuela (Despachos nº VCD-NS/072,103,104/2020), no Parque Natural de Montesinho e áreas limítrofes e elaborados planos de gestão e exploração de regulação do exercício da pesca, procurando compatibilizar a exploração e conservação dos recursos piscícolas. Estes Planos de Gestão e Exploração foram elaborados de acordo com o conjunto de normas instituídas na atual legislação da pesca em águas interiores, com o Plano de Ordenamento do PNM (RCM Nº 62/2008, de 7 de abril), com os objetivos do projeto “Conservação e Gestão orientadas para o Mexilhão-de-rio (*Margaritifera margaritifera*)” (POSEUR-03-2215-FC-000096) e ainda a experiência adquirida com o modelo de gestão implementado noutro rio de aptidão salmonícola, o Rio Olo, situado no Parque Natural do Alvão (Martinho, 2008).

1.6. Medidas de conservação

A efetiva proteção e recuperação das populações de *Salmo trutta* em Portugal depende da definição de medidas de conservação específicas e também orientadas para o ecossistema, realizadas 1) *in situ*: (i) avaliação contínua da extensão, distribuição detalhada e estado de conservação da espécie-alvo; (ii) determinação da qualidade biológica e ecológica dos cursos de água de aptidão salmonícola; (iii) análise da vulnerabilidade às alterações climáticas, controlo de exóticas e outros fatores de regressão; (iv) implementação de melhoria de habitats aquáticos e ribeirinhos; (v) elaboração de medidas adequadas de gestão de populações e ordenamento das massas hídricas e (vi) monitorização de repovoamentos de *S. trutta*; 2) *ex situ*: (i) reprodução em cativeiro de stocks geneticamente diferenciados de *S. trutta* baseados em populações selvagens; (ii) definição de protocolos de criação de truta-de-rio de cativeiro orientada para a sustentação da pesca lúdica e/ou sustentabilidade das populações ameaçadas (Teixeira et al., 2019).

A baixa produtividade dos rios de aptidão salmonícola de Portugal tem estado na origem do recurso sistemático aos repovoamentos de truta-fário, criadas em cativeiro, como praticamente a única técnica de gestão de pesca usada pelos gestores de Concessões de Pesca Desportiva e mais recentemente de Zonas de Pesca Lúdica (ZPL) (Miranda, 2012; Teixeira et al., 2013; Santos, 2014; Halkoums, 2017). Com efeito, a recentes pressões a que estão sujeitos os rios truteiros, nomeadamente com a fragmentação de habitats (Sousa et al., 2020), introdução de espécies invasoras (Sousa et al., 2015), e a recente mortalidade detetada nos amiais (González et al., 2014), vegetação dominante das galerias ripícolas, associado às flutuações hidrológicas extremas, decorrentes de períodos prolongados de seca alternando com precipitações intensas de curto termo (Meira et al., 2018) têm contribuído para o declínio das populações selvagens de truta-de rio na Ibéria (Lopes-Larios et al., 2015) e o recurso repetido de injeções de peixes que permitam incrementar a atividade da pesca lúdica e desportiva desta espécie emblemática dos rios da Ibéria. Apesar de longa experiência em Portugal, são poucos os estudos da eficácia e contribuição para a sustentabilidade das populações selvagens, nomeadamente ao nível da monitorização contínua dos movimentos e dispersão dos exemplares

introduzidos, assim como dos impactes ecológicos sobre as populações selvagens (Teixeira, 2019). Contudo, a gestão orientada para a reabilitação e incremento dos stocks piscícolas naturais deve contemplar um conjunto de medidas distintas, desenvolvidas à escala da bacia hidrográfica. Hendry et al. (2003) definem três áreas de intervenção que abrangem a: 1) manutenção ou melhoria da qualidade da água de acordo com os requisitos da espécie, com eliminação de fenómenos de perturbação (e.g., más práticas agroflorestais com input sedimentos finos e colmatagem dos interstícios do leito do rio, poluição difusa, efluentes domésticos e industriais, atividade mineira); 2) garantia de regimes hidrológicos naturais, minimamente afetados pela presença pequenos e médios aproveitamentos hidroelétricos; e 3) melhoria do habitat piscícola, com a definição de programas de restauro/melhoria de rios (e.g. FISRWG, 1998; González del Tanago & Garcia de Jalón, 2001; Cortes, 2004) e em especial do habitat dos salmonídeos (Hendry & Cragg-Hine, 1997; Flosi et al., 1998; Schemetterling et al., 2001). A gestão integrada de bacias hidrográficas contempla, ainda, o desenvolvimento de medidas mitigadoras, como por exemplo, o estabelecimento de faixas ripárias “buffer strips” capazes de evitar fenómenos de erosão, atuar como filtro de nutrientes e fomentar a heterogeneidade de habitats. Com efeito, na atualidade, a degradação do ecótono ripário assume um carácter prioritário para a manutenção do excelente estado de integridade ecológica da maioria dos rios de montanha.

1.7. Rios de montanha, serviços ecossistémicos e monitorização

Os ecossistemas de água doce fornecem diversos serviços ecossistémicos, distribuídos por serviços de: 1) provisão (e.g., abastecimento de água, fonte renovável de energia), 2) regulação (e.g., ciclo e purificação da água), 3) culturais (e.g., recreação e ecoturismo) e 4) suporte (e.g., biodiversidade e nutrientes) (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Entre eles, os ecossistemas situados nas zonas mediterrânicas são reconhecidos como hotspots de biodiversidade (Mittermeier et al., 1998; Myers et al., 2000), com um número significativo de plantas e animais endémicos ameaçados, em particular na Península Ibérica (Cuttelod et al., 2008).

Apesar dos rios de montanha apresentarem, por norma, menor biodiversidade e complexidade funcional devido às condições ambientais adversas são altamente vulneráveis a eventos climáticos, extremos hidrológicos e, em particular, a aumentos de temperatura e à disseminação de espécies não-nativas. Por tais motivos, os rios de cabeceira de montanha podem funcionar como sentinelas das alterações climáticas, assumindo papel crucial na gestão de bacias hidrográficas (Schmeller et al., 2018).

A saúde dos ecossistemas pode ser avaliada através duma miríade de métricas e indicadores. De acordo com a Diretiva Quadro da Água da União Europeia (DQA), o estado ecológico das águas doces é definido pela qualidade de elementos: 1) biológicos, e 2) físico-químicos e 3) hidromorfológicos de suporte (Comissão Europeia, 2000). São vários os indicadores biológicos que incluem diatomáceas, macrófitas, invertebrados bentónicos e peixes. Os macroinvertebrados são responsivos a múltiplas pressões (Teixeira et al., 2008; Pardo et al., 2014) e desempenham um papel ecológico importante em ecossistemas de água doce, ligando diferentes níveis tróficos e participando nos processos de reciclagem e decomposição (Covich et al., 1999). Os peixes também são excelentes bioindicadores, sendo sensíveis a perturbações locais e à escala da bacia, incluindo poluição orgânica e modificações hidromorfológicas e do uso do solo. Informações sobre a composição e estrutura das comunidades de invertebrados e peixes são críticas para a avaliação do estado ecológico dos rios (Birk et al., 2012).

Apesar do espaço de montanha merecer na atualidade um interesse crescente, os impactes das recentes pressões sobre as comunidades permanecem pouco estudados, em particular nos rios de montanha (Callisto et al., 2019). Em Portugal, estes espaços coincidem com o território onde a truta-de-rio é dominante e apresenta requisitos bioecológicos exigentes, podendo a sua presença ser vista como uma espécie bioindicadora da boa integridade ecológica dos rios de montanha.

1.8. Objetivos e Estrutura da tese de dissertação

A presente tese de dissertação teve como objetivo geral contribuir para a conservação de rios e gestão de populações piscícolas, em particular de truta-de-rio no Parque Natural de Montesinho e áreas limítrofes. Os objetivos específicos consistiram em:

- 1) Efetuar a caracterização do status ecológico atual dos principais cursos de água das bacias hidrográficas do Alto Tua (Rios Mente, Rabaçal, Tuela e Baceiro) e Alto Sabor (Rios Sabor, Maçãs, Onor, Igrejas e ribeira da Aveleda), com base em métricas associadas aos elementos físico-químicos (e.g., qualidade da água), hidromorfológicos (e.g., qualidade dos habitats aquáticos e ribeirinhos) e biológicos (e.g., macroinvertebrados e peixes).
- 2) Caracterizar o status das populações selvagens de *S. trutta* e avaliar o sucesso dos repovoamentos com trutas criadas em cativeiro e monitorizar, nos 2 primeiros meses, os movimentos e dispersão com recurso a métodos distintos (marcação-recaptura e pesca elétrica, marcação e seguimento com PIT telemetria portátil);

A presente tese de dissertação está organizada em 4 capítulos:

Capítulo 1. Introdução Geral, onde é apresentada o estado da arte da espécie-alvo do estudo e da tipologia dos ecossistemas aquáticos de montanha;

Os dois capítulos seguintes são apresentados sob a forma de artigos científicos, assim intitulados:

Capítulo 2. Bioecologia de rios do Parque Natural de Montesinho (Nordeste de Portugal): Que pressões ameaçam a integridade ecológica?

Capítulo 3. Gestão de populações de truta-de-rio (*Salmo trutta*, L.) em cursos de água do Nordeste de Portugal: Status das populações nativas e análise do movimento e sucesso de repovoamentos.

Capítulo 4. Conclusão e considerações finais, onde é feita a súpula dos resultados obtidos e apresentadas as considerações relevantes para a conservação e gestão e ordenamento das massas hídricas.

1.9. Referências bibliográficas

- Almodóvar, A., Nicola, G. G., Ayllón, D., Elvira, B. (2012). Global warming threatens the persistence of Mediterranean brown trout. *Global Change Biology*, 18 (5): 1549-1560.
- Almodóvar, A., Nicola, G. G., Leal, S., & Elvira, B. (2010). *Análisis genético de las poblaciones de Trucha Común Salmo trutta en la Comunidad Autónoma de Andalucía*. Sevilla, Spain: Universidad Complutense de Madrid y Junta de Andalucía.
- Almodóvar, A., Suárez, J., Nicola, G. G., Nuevo, M. (2001). Genetic introgression between wild and stocked brown trout in the Douro River basin, Spain. *Journal of Fish Biology*, 59 (Supplement A): 68-74.
- Almodóvar, A., Nicola, G. (1999). Effects of a small hydropower station upon brown trout *Salmo trutta* L. in the River Hoz Seca (Tagus basin, Spain) one year after regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, 15 (5): 477-484.
- Almodóvar, A., Nicola, G. G. (1998). Assessment of a brown trout *Salmo trutta* population in the River Gallo (central Spain): angling effects and management implications. *Italian Journal of Zoology*, 65 (Suppl.): 539-543.
- Alonso, C., Gortázar, J., García de Jalón, D. (2017). Trucha común – *Salmo trutta*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Sanz, J. J., Elvira, B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Arslan, M., A. Yildirim & S. Bekta. (2004). Length-Weight Relationship of Brown Trout, *Salmo trutta* L., Inhabiting Kan Stream, Çoruh Basin, North-Eastern Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 4: 45–48.
- Ayllón, D., Almodóvar, A., Nicola, G. G., Elvira, B. (2009). Interactive effects of cover and hydraulics on brown trout habitat selection patterns. *River Research and Applications*, 25 (8):1051-1065.
- Baglinière, J. L., Maisse, G. (Eds.). (1999). *Biology and ecology of the brown and sea trout*. Springer-Praxis Series in Aquaculture and Fisheries.
- Bauer G., Vogel C. (1987). The parasitic stage of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.). I. Host response to glochidiosis. *Hydrobiologia* 76: 393-402.
- Benejam, L., Saura-Mas, S., Bardina, M., Sola, C., Munne, A., García-Berthou, E. (2016). Ecological impacts of small hydropower plants on headwater stream fish: from individual to community effects. *Ecology of Freshwater Fish*, 25 (2): 295-306.
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., Van De Bund, W., Zampoukas, N., Hering, D., (2012). Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecol. Indic.* 18, 31–41.
- Braña, F., A. G. Nicieza & M. M. Toledo. (1992). Effects of angling on population structure of brown trout, *Salmo trutta* L., in mountain streams of Northern Spain. *Hydrobiologia*, 237: 61–66.
- Cabral, M. J., Almeida, J., Almeida, P. R., Delliger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. E., Palmeirim, M., Queirós, A. I., Rogado, L., Santos-Reis, M. (Eds.) (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal - Peixes dulcícolas e migradores, anfíbios, répteis, aves e mamíferos*. Assirio & Alvim, Lisboa. 659 pp.
- Callisto M, Solar R, Silveira FAO, Saito VS, Hughes RM, Fernandes GW, Gonçalves-Júnior JF, Leitão RP, Massara RL, Macedo DR, Neves FS and Alves CBM (2019). A Humboldtian Approach to Mountain Conservation and Freshwater Ecosystem Services. *Front. Environ. Sci.* 7:195.

- 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
- Cooke S.J., Cowx I.G. (2004). The role of recreational fishing in global fish crises. *BioScience* 54: 857-859.
- Cortes, R.M.V. (2004). Requalificação de cursos de água. Instituto da água. Lisboa.
- Covich, A.P., Palmer, M.A., Crowl, T.A., (1999). The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: Zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *Bioscience* 49, 119–127.
- Cuttelod, A., García, N., Malak, D.A., Temple, H.J., Katariya, V., (2008). The Mediterranean: a biodiversity hotspot under threat. *Wildl. a Chang. World--an Anal. 2008 IUCN Red List Threat. Species* 89.
- Elliott, J. M. (1994). *Quantitative Ecology and the Brown Trout*. Oxford University Press, Oxford.
- Fernández-Parajes, J., Riesco-Muñoz, G. (2016). Fish Community in the Masma River Basin (Spain). Management Proposals. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7 (3): 37-52.
- Ferreira M.T., Bochechas J. et al. (1998). Estudo estratégico para a gestão das pescas continentais Relatório Final. Projeto PAMAF Medida 4 – Acção 4.4: Estudos Estratégicos. Lisboa
- FISRWG (Federal Interagency Stream Restoration Working Group) (1998). Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices. 15 Federal Agencies of the U.S. Government. GPO Item No. A 57.6/2: EN3/PT.653.
- Flosi, G., Downie, S., Hopelain, J., Bird, M., Coey, R. & Collins, B. (1998). California salmonid stream habitat restoration manual. California Department of Fish and Game, California.
- Franco Ruíz, A., & Rodríguez de los Santos, M. (2001). *Libro rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*. Sevilla, Spain: Consejería de Medio Ambiente Junta de Andalucía.
- García de Jalón, D., Mayo, M., Hervella, F., Barceló, E. & Fernández, T. (1993). Principios y técnicas de gestión de la pesca en aguas continentales. Mundi- Prensa. Madrid.
- Geist J. (2010). Strategies for the conservation of endangered freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.): a synthesis of Conservation Genetics and Ecology. *Hydrobiologia* 644: 69-88.
- González del Tanago, M. & García de Jalón, D. (2001). Restauración de ríos y riberas. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Madrid.
- Halkhoums W. (2017). Management of brown trout populations (*Salmo trutta* L.) in northeastern Portugal (Douro basin): Analysis of habitat use and feeding strategies. Master Thesis on Management of Forest Resources. School of Agriculture. Polytechnic Institute of Bragança
- Hampe, A., & Petit, R. J. (2005). Conserving biodiversity under climate change: The rear edge matters. *Ecology Letters*, 8, 461–467.
- Hastie L, Cosgrove PJ. (2001). The decline of migratory salmonid stocks: a new threat to pearl mussels in Scotland. *Freshwater Forum* 15: 85-96.

- Heland, M. (1999). Social organisation and territoriality in brown trout juveniles during ontogeny. In: Baglinière, J. L., Maisse, G. (Eds.). *Biology and Ecology of the Brown and Sea Trout*. Springer, Heidelberg, and Praxis Publishing Ltd., Chichester.
- Hendry, K., Cragg-Hine, D., O'Grady, M., Sambrook, H. & Stephen, A. (2003). Management of habitat for rehabilitation and enhancement of salmonids stocks. *Fisheries Research* 62: 171-192.
- Hendry, K. & Cragg-Hine, D. (1997). Restoration of riverine salmon habitats. Fisheries Technical Manual 4. Environment Agency, Bristol.
- Hesthagen T., Sandlund O.T., Finstad A.G., Johnsen B.J. (2015). The impact of introduced pike (*Esox lucius* L.) on allopatric brown trout (*Salmo trutta* L.) in a small stream. *Hydrobiologia* 744:223–233
- Humphries P., Winemiller K.O. (2009). Historical Impacts on River Fauna, Shifting Baselines, and Challenges for Restoration. *BioScience* 59: 673–684.
- IUCN (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version (2021). <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 05 January 2021.
- Klemetsen, A., Amundsen, P. A., Dempson, J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M. F., Mortensen, E. (2003). Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish*, 12: 1-59.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007). *Handbook of European Freshwater Fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany. Publications Kottelat.
- Lahti, K., Laurila, A., Enberg, K., Piironen, J. (2001). Variation in aggressive behaviour and growth rate between populations and migratory forms in the brown trout, *Salmo trutta*. *Animal Behaviour*, 62: 935-944.
- Larios-López, J. E., Tierno De Figueroa, J. M., Galiana-García, M., Gortázar, J., Alonso, C. (2015). Extended spawning in brown trout (*Salmo trutta*) populations from the Southern Iberian Peninsula: the role of climate variability. *Journal of Limnology*, 74 (2): 394-402.
- Linde, A. R., Sánchez-Galán, S., Klein, D., García-Vázquez, E., Summer, K. H. (1999). Metallothionein and heavy metals in brown trout (*Salmo trutta*) and European eel (*Anguilla anguilla*): a comparative study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 44 (2): 168-173.
- Linde, A. R., Arribas, P., Sánchez-Galán, S., García-Vázquez, E. (1996). Eel (*Anguilla anguilla*) and brown trout (*Salmo trutta*) target species to assess the biological impact of trace metal pollution in freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 31 (3): 297-302.
- Lobón-Cerviá, J., de Sostoa, A., Montañés, C. (1986). Fish production and its relation with the community structure in an aquifer-fed stream of Old Castile (Spain). *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 33: 333-343.
- Lopes-Lima M., Sousa R., Geist J., Aldridge D.C., Araujo R., Bergengren J., Bernal Y., Bódis E., Burlakova L., Van Damme D., Douda K., Froufe E., Georgiev D., Gumpinger C., Karatayev A., Kebapci U., Killeen I., Lajtner J., Larsen B., Lauceri R., Legakis A., Lois S., Lundberg S., Moorkens E., Motte G., Nagel K.-O., Ondina P., Outeiro A., Paunovic M., Prié V., von Proschwitz T., Riccardi N., Rudzite M., Rudzitis M., Scheder C., Seddon M., Şereflişan H., Simic V., Sokolova S., Stoeckl K., Taskinen J., Teixeira A., Thielen F., Trichkova T., Varandas S., Vicentini H., Zajac K., Zajac T. & Zogaris S. (2017). Conservation status of freshwater mussels in Europe: state of the art and future challenges. *Biological Reviews* 92, 572-607.

- Machordom, A., García-Marín, J. L., Sanz, N., Almodovar, A., Pla, C. (1999). Allozyme diversity in brown trout (*Salmo trutta*) from central Spain: genetic consequences of restocking. *Freshwater Biology*, 41 (4): 707-717.
- Martinho A. (2020). Plano de Gestão e Exploração da Zona de Pesca Lúdica do Rio Mente. Divisão de Extensão e Competitividade Florestal. Departamento Regional de Gestão e Valorização da Floresta. Direção Regional de Conservação da Natureza e Florestas do Norte. Vila Real, 76 pp
- Martinho A.M.V. (2008). Gestão sustentável de populações de Truta (*Salmo trutta*): O Caso do Rio Olo. Dissertação de Mestrado em Engenharia de Produção Florestal. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real. 153 pp.
- Meira A., Lopes-Lima M., Varandas S., Teixeira A., Arenas F. & Sousa R. (2019). Invasive crayfishes as a threat to freshwater bivalves: interspecific differences and conservation implications. *Science of the Total Environment* 649, 938 - 948.
- Millenium Ecosystem Assessment, (2005). Ecosystems and human well-being: wetlands and water. World Resources Institute, Washington, DC.
- Milner, N. J., Elliott, J. M., Armstrong, J. D., Gardiner, R., Welton, J. S., Ladle, M. (2003). The natural control of salmon and trout populations in streams. *Fisheries Research*, 62: 111-125.
- Miranda F.J.V. (2012). A Pesca Lúdica e Desportiva no Nordeste Transmontano (Bacia do Douro, Portugal). Mestrado em Gestão de Recursos Florestais. Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança.
- Mittermeier, R. a, Myers, N., Thomsen, J.B., Gustavo, a B., Olivieri, S., (1998). Biodiversity Areas: Hotspots to and Setting Major Tropical Conservation Wilderness Priorities Approaches. *Conserv. Biol.* 12, 526–520.
- Monaghan, K. A., Machado, A. L., Wrona, F. J., Soares, A. M. V. M. (2016). The impact of wildfire on stream fishes in an Atlantic-Mediterranean climate: evidence from an 18-year chronosequence. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 417: 1-11.
- Morais, M., Pinto, P., Guilherme, P., Rosado, J., Antunes, I., (2004). Assessment of temporary streams: the robustness of metric and multimetric indices under different hydrological conditions. *Hydrobiologia* 516, 229–249.
- Muhlfeld C.C., Dauwalter D.C., D'Angelo V.S., Ferguson A., Giersch J., Impson D., Koizumi I., Kovach R., McGinnity Ph., Schoffmann J., Vollestad L.A., Epifaqnio J. (2019). Global Status of Trout and Char: Conservation Challenges in the Twenty-First Century. In *Trout and Char of the World*. Kershner J.L., Williams J.E., Gresswell R.E., and Lobón Cerviá J. (eds). American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 831pp.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A.B., Kent, J., (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858. <https://doi.org/10.1038/468895a>
- Nowak, M., W. Popek, W. Jagusiak, S. Deptuła, J. Popek, K. Tatoj, K. Kleczar & P. Epler. (2009). Weight-length relationships for three fishes (*Leuciscus leuciscus*, *Phoxinus phoxinus*, *Salmo trutta*) from the Strwi łaż River (Dniester River drainage). *Archives of Polish Fisheries*, 17: 313–316.
- Oscoz, J., F. Campos & M. C. Escala. (2005). Weight-length relationships of some fish species of the Iberian Peninsula. *Journal of Applied Ichthyology*, 21: 73–74.
- Pardo, I., Gómez-Rodríguez, C., Abraín, R., García-Roselló, E., Reynoldson, T.B., (2014). An invertebrate predictive model (NORTI) for streams and rivers: Sensitivity of the model in detecting stress gradients. *Ecol. Indic.* 45, 51–62.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.03.019>.

- Reis J. (2006). Atlas dos bivalves de água doce em Portugal continental. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.
- Rodríguez-Cea A., Fernandez de la Campa M.R. & Sanz-Medel A. (2004). Brown trout as a sentinel organism for organic pollution in the field using catalytic and immunochemical assays of cytochrome P-450 1 A. *J. Env. Monitoring*, 6, 368-373.
- Rodríguez-González P.M., Campelo F., Albuquerque A., Rivães R., Ferreira T., Santos Pereira J. (2014). Sensitivity of black alder (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.) growth to hydrological changes in wetland forests at the rear edge of the species distribution. *Plant Ecol.* 215:233–245
- Roussel, J. M., Bardonnnet, A. (1999). Ontogeny of diel pattern of stream-margin habitat use by emerging brown trout, *Salmo trutta*, in experimental channels: influence of food and predator presence. *Environmental Biology of Fishes*, 56: 253-262.
- Sánchez-Hernández J., Cobo F. (2013). Ontogenetic dietary shifts in the summer feeding intensity of brown trout in relation to fish condition. *Folia Zoologica*, 62 (2): 110-114.
- Sánchez-Hernández J., Servia M.J., Vieira R., Barca-Bravo S. e Cobo F. (2012). References data on the growth and population parameters of Brown trout in siliceous rivers of Galicia (NW Spain). *Limnetica* 31: 273-288.
- Sánchez, J. (2009). Biología de la alimentación de la trucha común (*Salmo trutta* Linné, 1758) en los ríos de Galicia. Tesis doctoral. Universidade de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.
- Santos M. (2014). Bioecologia e Conservação das Populações de *Salmo trutta* (L.) na Bacia Hidrográfica do Rio Tua (NE Portugal). Tese de Mestrado em Gestão de Recursos Florestais. Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança.
- Schmeller, D.S., Loyau, A., Bao, K., Brack, W., Chatzinotas, A., De Vleeschouwer, F., Friesen, J., Gandois, L., Hansson, S. V., Haver, M., Le Roux, G., Shen, J., Teisserenc, R., Vredenburg, V.T., (2018). People, pollution and pathogens – Global change impacts in mountain freshwater ecosystems. *Sci. Total Environ.* 622–623, 756–763.
- Schmetterling, D., Clancy, C. & Brandt, T. (2001). Effects of riprap bank reinforcement on stream salmonids in the Western United States. *Fisheries* 26: 6-13.
- Sousa R., Ferreira A., Carvalho F., Lopes-Lima M., Varandas S., Teixeira A., Gallardo B. (2020). Small hydropower plants as a threat to the endangered pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. *STOTEN*, 719
- Sousa R., Ferreira A., Carvalho F., Varandas S., Lopes-Lima M. & Teixeira A., (2018). Die-offs of the endangered pearl mussel *Margaritifera margaritifera* during an extreme drought. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 2018, 1-5.
- Sousa R., Amorim A., Froufe E., Varandas S., Teixeira A., & Lopes-Lima M. (2015). Conservation status of the Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera* in Portugal. *Limnologia* 50: 4-10.
- Strayer DL, Downing JA, Haag WR, King TL, Layzer JB, Newton TJ, Nichols SJ. (2004). Changing perspectives on pearly mussels, North America's most imperiled animals. *BioScience* 54: 429-439.
- Teixeira A. et al. (2019). Conservação e Gestão orientadas para o Mexilhão-do-Rio (*Margaritifera margaritifera*). Operação POSEUR-03-2215-FC-000096). Relatório Inicial

- Teixeira A. (2015). SOS (*Save Our Species*) Peixes e Bivalves Ameaçados do Nordeste de Portugal. Programa Operacional Regional do Norte ON2. Eixo Prioritário III. Gestão Ativa de Espaços Protegidos e Classificados (GAEPC 1/1/2014). Processo nº NORTE-09-0230-FEDER-00127. Relatório Final. Bragança
- Teixeira A., Fonseca T. e Oliveira J. (2013). Habitat improvement and restocking of salmonid streams in Northeastern Portugal. *Silva Lusitana* **21**: 1-8.
- Teixeira A., Geraudes A., Oliveira J.M., Bochechas J. & Ferreira M.T. (2008). Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios Portugueses (Projecto AQUARIPORT): Síntese dos resultados referentes à análise das comunidades de macroinvertebrados bentónicos. *In Atas do 9º Congresso da Água, APRH*.
- Teixeira A. & Cortes R.M.V. (2007). Pit Telemetry as a Method to Study the Habitat Requirements of Fish Populations. Application to Native and Stocked Trout Movements. *Hydrobiologia* **582**:171-185.
- Teixeira A. & Cortes R.M.V. (2006b). Diet of Stocked and Native Trout, *Salmo trutta*: Is There Competition for Resources? *Folia Zoologica* **55** (1): 61-73.
- Teixeira A., Cortes R.M.V. & Oliveira D. (2006a). Habitat Use by Native and Stocked Trout (*Salmo trutta* L.) In Two Northeast Streams, Portugal. *Bulletin Française de la Pêche et la Pisciculture* **382**: 1-18.
- Teixeira, A. (2006). Repovoamento de rios de salmonídeos (*Salmo trutta* L.): Estratégias diferenciais de utilização de recursos entre trutas nativas e estabuladas. Efeitos na dinâmica destas populações e incidências na gestão da espécie. Tese de Doutoramento. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real.
- Templeton, R. (1995) *Freshwater Fisheries Management*. Fishing News Book. London.
- Vera, M., García-Marín, J. L., Martínez, P., Araguas, R. M., Bouza, C. (2013). Identification and conservation of remnant genetic resources of brown trout in relict populations from Western Mediterranean streams. *Hydrobiologia*, **707** (1): 29-45.
- Young MR, Williams JC. (1984). The reproductive biology of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (Linn.) in Scotland. I. Field studies. *Hydrobiologia* **99**: 405-422.
- Young M.R, Williams JC. (1983). The status and conservation of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* Linn. in Great Britain. *Biological Conservation* **25**: 35-52.

CAPÍTULO 2. Bioecologia de rios do Parque Natural de Montesinho (Nordeste de Portugal): Que pressões ameaçam a integridade ecológica?

Resumo

Os rios de montanha assumem uma importância elevada pelos serviços ecossistémicos providenciados e pela sensibilidade demonstrada perante recentes pressões, caso das alterações climáticas. Em Portugal, a conservação da biodiversidade e integridade ecológica faz parte duma estratégia integrada de conservação da biodiversidade da natureza. Neste enquadramento, o principal objetivo do presente estudo consistiu na avaliação bioecológica de rios na área protegida do Parque Natural de Montesinho (PNM) e zonas limítrofes. Na primavera/verão de 2020 foram amostrados 41 locais, distribuídos pelos rios Mente, Rabaçal, Tuela, Baceiro, Sabor, Igrejas, Onor, Maçãs e ribeira da Aveleda e realizada a caracterização da qualidade da água, da hidromorfologia e das comunidades de macroinvertebrados e peixes, através do recurso a metodologias definidas pela Agência Portuguesa do Ambiente. Os resultados obtidos mostraram que os troços de aptidão salmonícola usufruem, por norma, duma excelente integridade ecológica baseado nas métricas calculadas (e.g. RHS: HQA < 44; IPTiN – 90% excelente; EPT > 50%; F-IBIP > 0,99). Nos troços de aptidão ciprinícola, apesar da maioria ainda usufruir de boa qualidade, foram detetados sinais de perturbação associados à presença de focos de poluição (rib. Aveleda, Rio Sabor), fragmentação de habitats (presença de mini-hídricas e outros obstáculos intransponíveis - açudes), degradação da zona ripária (mortalidade dos amiais), introdução de espécies não-nativas (*Procambarus clarkii*, *Pacifastacus leniusculus*, *Corbicula fluminea*, *Lepomis gibbosus*, *Alburnus alburnus*, *Neovison vison*) e sobrepesca (redução da densidade de peixes nativos). Tendo em consideração o estatuto usufruído pela área de estudo (e.g. área protegida PNM, Zona Especial de Conservação Montesinho/Nogueira, Reserva da Biosfera Transfronteiriça da Meseta Ibérica) e as pressões antrópicas e naturais (alterações climáticas) são necessárias medidas de conservação orientadas para a mitigação de impactes negativos e a preservação dos valores naturais e ecossistemas aquáticos da região.

Palavras-chave: invertebrados, peixes, água, hidromorfologia, poluição, exóticas.

2.1. Introdução

Os sistemas aquáticos são de extrema importância para o desenvolvimento sustentável do planeta Terra, pelos serviços ecossistémicos providenciados nos três pilares ambiental, social e económico (Millenium Assessment, 2005; Dudgeon et al., 2006; Grill et al., 2019). A qualidade de um recurso natural, neste caso a água doce, é de vital relevância, pois o abastecimento de água está entre as preocupações mais urgentes para a sobrevivência dos humanos (WEF, 2019). Por outro lado, os ecossistemas dulçaquícolas possuem uma elevada biodiversidade que está extremamente ameaçada por pressões de origem natural e antrópica (Carpenter et al., 2011; Reid et al., 2019). São várias as perturbações que alteram qualidade/quantidade da água e dos habitats, caso da fragmentação de habitats, poluição tóxica e difusa, a eutrofização, a degradação da mata ripícola, a extração de inertes, a sobrepesca e a introdução de espécies exóticas (Allan et al., 2005; Poff et al., 2007; Vörösmarty et al., 2010; Simberloff et al., 2013). Mais recentemente, diversos estudos alertam para preocupações com as alterações climáticas e os seus impactes nos ecossistemas aquáticos (Woodward et al., 2010). Por exemplo, em Portugal, assiste-se na atualidade a uma progressiva redução da precipitação anual, com maior redução no Sul do país e uma maior concentração da precipitação nos meses de Inverno (Santos et al., 2002). Tendo em conta todas as pressões mencionadas, Fadigas (2007) refere que a manutenção de espécies ameaçadas ou no limiar da extinção, só é possível com a conservação dos seus habitats. Neste enquadramento, são várias as medidas para a gestão dos ecossistemas aquáticos orientadas para o combate ao declínio da biodiversidade, desde o restauro de rios até à criação de áreas protegidas (Gray et al., 2016; Pimm et al., 2018). São vários os exemplos de Áreas de Conservação Especial na Europa, Sítios Ramsar e Key Biodiversity Areas desenvolvidas para a proteção de espécies raras ou vulneráveis de ecossistemas aquáticos, que assumem papel vital na preservação dos valores naturais e a gestão sustentável proporciona valores económicos, culturais, sociais, estéticos, recreativos e científicos, essenciais para a vida humana (Saunders et al., 2002; Butchard et al., 2015). Em Portugal existe um conjunto de espécies da flora e fauna, raras e diversificadas associadas a uma grande variedade de ecossistemas, habitats e paisagens. O Sistema Nacional de Áreas

Classificadas, que abrange a Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP), Áreas Classificadas que integram a Rede Natura 2000 e demais Áreas Classificadas ao abrigo de compromissos internacionais (e.g. Reservas da Biosfera, Sítios RAMSAR), foi estabelecido com o intuito de salvaguardar os recursos e valores naturais, de modo a assegurar a conservação da natureza e da biodiversidade, a manutenção e valorização da paisagem, o aproveitamento racional dos recursos naturais, a melhoria da qualidade de vida dos cidadãos e a conciliação com o desenvolvimento social e económico das populações residente, essenciais para uma utilização sustentável do território e para garantir a sua disponibilidade para as gerações futuras (ENCNB, 2030).

O Parque Natural de Montesinho (PNM) faz parte da RNAP e localiza-se no Nordeste de Portugal. É uma das áreas mais importantes para a conservação do lobo ibérico, sendo um sítio relevante para a conservação da fauna aquática e ribeirinha (cabeceira das bacias hidrográficas dos rios Sabor e Tua) importante para a toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*), a lontra (*Lutra lutra*), o lagarto-de-água (*Lacerta schreiberi*), a boga-do-Douro (*Pseudochondrostoma duriense*), a verdemã-do-norte (*Cobitis calderoni*). Integra também as melhores populações portuguesas de mexilhão-de-rio (*Margaritifera margaritifera*) e do hospedeiro único, a truta-de-rio (*Salmo trutta*), espécie emblemática de elevado valor socio-económico para a pesca lúdica e desportiva (ICNF, 2021).

É muito importante o conhecimento das comunidades, processos e alterações ocorridas nos rios de Portugal (Feio & Ferreira, 2019), faltando ainda a consciencialização dos cidadãos relativamente aos impactos das perturbações existentes. Neste contexto, desde 2000, nos países da Comunidade Europeia foi desenvolvida a Directiva-Quadro da Água (DQA) (2000/60/CE; WFD) que visou, entre outros aspetos, preservar os valores naturais associados aos ecossistemas aquáticos, numa perspetiva mais ecocêntrica. Segundo a DQA todas as massas de água dos países que fazem parte da Comunidade Europeia deverão atingir não só um bom estado químico como também ecológico. Para tal, é necessário proceder à monitorização dos ecossistemas aquáticos e, em particular, fazer a caracterização de elementos físico-químicos da água e hidromorfológicos de suporte à caracterização dos elementos biológicos do meio aquático.

2.1.1. Objetivos

Neste enquadramento, os objetivos do presente estudo foram proceder à avaliação, em três zonas do PNM e áreas limítrofes classificadas de acordo com a aptidão piscícola: 1) salmonícola, 2) transição salmonícola/ciprinícola e 3) ciprinícola, da qualidade bioecológica baseada em diferentes métricas relacionadas com os elementos:

- a) físico-químicos da água e hidromorfológicos de suporte;
- b) biológicos, especificamente das comunidades de macroinvertebrados e de peixes.

2.2. Material e Métodos

2.2.1. Área de Estudo

O Parque Natural de Montesinho situa-se na região de Trás-os-Montes, nordeste de Portugal. Foi criado em 1979, tendo uma área de cerca de 75 000 hectares, distribuída pelos concelhos de Bragança e Vinhais, fazendo fronteira a nascente, norte e oeste com Espanha (**Figura 2.1**).

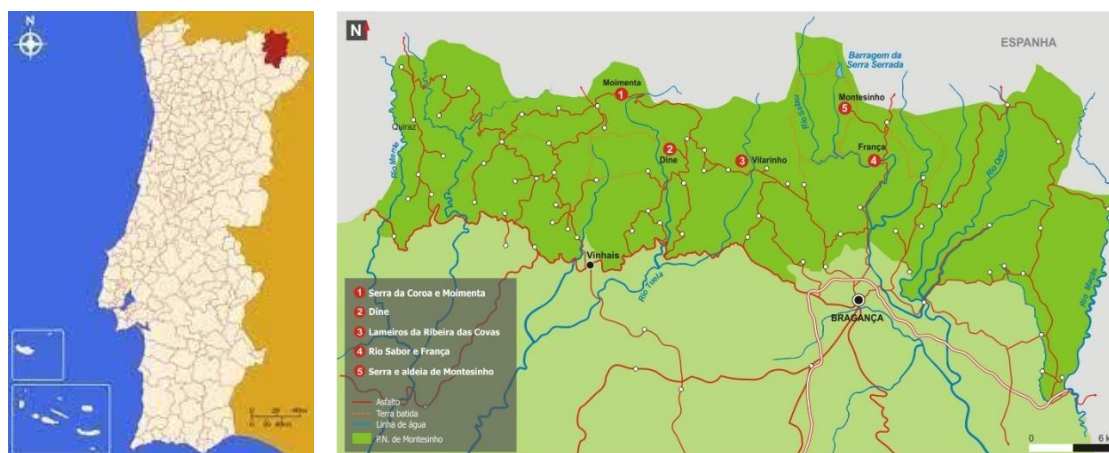


Figura 2.1. Localização do Parque Natural de Montesinho (adaptado de www.icnf.pt).

O clima é tipicamente mediterrâneo com influência atlântica, com temperatura média anual entre 8,5 e 12,8 °C e precipitação média anual entre 1000 e 1600 mm (Oliveira et al., 2012). A litologia é dominada por xistos, granitos e manchas de rochas básicas e ultrabásicas (sobretudo serpentinitos), com variação de altitude entre 438 e 1481 m. A rede hidrográfica pertence à bacia do rio Douro, englobada em 2 afluentes principais da margem direita, os rios Sabor e Tua. Os

cursos de água mais importantes são, de ocidente para oriente, os rios Mente, Rabaçal, Tuela, Baceiro, Sabor, Igrejas, Onor e Mações.

Relativamente ao uso do solo predominam florestas e atividades agrícolas (Corine Land Cover, 2021). A vegetação arbórea está dominada por bosques de quercíneas, caso do carvalho-negral (*Quercus pyrenaica*) e da azinheira (*Quercus rotundifolia*) e por plantações de pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*), pinheiro-silvestre (*Pinus sylvestris*) e pinheiro-negro (*Pinus nigra*) e crescentemente de soutos (*Castanea sativa*). Os matos estão compostos por vegetação arbustiva dominada por urzais (*Erica* spp.), estevais (*Cistus ladanifer*) e giestais de flor branca (*Cytisus multiflorus*) e amarela (*Cytisus scoparius*). Ocorre ainda vegetação ultrabásica como a arméria (*Armeria eriophylla*), a vulnerária (*Anthyllis sampaiana*) e a gramínea (*Avenula pratensis* ssp. *lusitanica*), plantas-relíquia exclusivas das rochas ultrabásicas transmontanas. Na proximidade das linhas de água ocorrem ecossistemas de origem antrópica de elevado valor, caso de prados naturais ou pastagens de montanha, também denominados de lameiros, que beneficiam do gradiente de humidade e servem para produção de feno e para apascentar o gado bovino. Estão ainda presentes rebanhos de ovelhas e de cabras que ocupam um território onde existe uma elevada diversidade de fauna selvagem terrestre onde sobressaem mamíferos como lobo ibérico (*Canis lupus signatus*), cuja preservação está dependente da presença de presas como o veado (*Cervus elaphus*) e o corço (*Capreolus capreolus*). Ocorrem ainda outros mamíferos ameaçados como gato-bravo (*Felis silvestris*), o morcego-de-ferradura-grande (*Rhinolophus ferrumequinum*) e o rato-dos-lameiros (*Arvicola terrestres*). Estão também referenciadas cerca de 160 espécies de aves, grande parte nidificantes, incluindo espécies raras como a águia-real (*Aquila chysaetos*), a cegonha-preta (*Ciconia nigra*) e o tartaranhão-azulado (*Circus cyaneus*). Aos nível dos répteis e anfíbios sobressaem a víbora-cornuda (*Vipera latastei*), o lagarto-de-água (*Lacerta schreiberi*) e o tritão-marmorado (*Triturus marmoratus*) (ICNF, 2021).

Os troços de cabeceira dos rios do PNM, correm em vales encaixados, com declives relativamente acentuados e uma hidromorfologia tipicamente dominada por uma sequência pronunciada de *riffles* e *pools*, fortemente ensombrados por uma galeria ripícola composta por amieiros (*Alnus lusitanica*), que domina a

paisagem ribeirinha e por salgueiros (*Salix atrocinerea*, *Salix salvifolia*) e freixos (*Fraxinus angustifolia*) responsáveis pela cedência de matéria orgânica (e.g. folhada, sementes, ramos) essencial para o funcionamento rios de montanha. Com efeito a produtividade primária é diminuta em sistemas tipicamente oligotróficos, dominados por insetos das ordens Ephemeroptera Plecoptera, Trichoptera, indicadores da integridade ecológica destes rios. A fauna piscícola dos troços de cabeceira está dominada quase exclusivamente por truta-de-rio (*Salmo trutta*) que nos troços situados mais a jusante coabita com ciprinídeos endémicos da Península Ibérica, caso do escalo-do-norte (*Squalius carolitertii*), da boga-do-Douro (*Pseudochondrostoma duriense*) do bordalo (*Squalius alburnoides*), e residualmente do barbo-comum (*Luciobarbus bocagei*) e ainda um cobitídeo, a verdemã-do-norte (*Cobitis calderoni*), embora esta espécie só ocorra na bacia do Tua (Teixeira, 2006). Estão também referenciados 2 mamíferos ameaçados, caso da lontra (*Lutra lutra*) e da toupeira-de-água, (*Galemys pyrenaicus*), que usufruem de condições muito favoráveis nos rios do PNM (Quaglietta et al., 2018).

A população humana residente no PNM é muito baixa, não ultrapassando os 10 000 habitantes e está dedicada maioritariamente a uma agricultura de subsistência. Tal facto, contribui para a manutenção de uma boa integridade ecológica dos ecossistemas e em particular dos cursos de água e zonas ribeirinhas. No entanto, mais recentemente têm sido detetadas pressões decorrentes de focos de poluição na água (troços mais a jusante do rio Tuela) (Sousa et al., 2021), de degradação da galeria ripícola com morte extensa dos amiais, provocada pelo fungo *Phytophthora xalni* (Rodriguez Gonzalez et al., 2021), a fragmentação de habitats causada pela construção de pequenos aproveitamentos hidroelétricos e açudes intransponíveis (Sousa et al., 2020) e uma presença crescente de espécies não-nativas, algumas delas com carácter invasor, distribuídas por mamíferos (i.e., visão-americano (*Neovison vison*)), peixes (perca-sol (*Lepomis gibbosus*)) e macroinvertebrados (i.e., bivalve ameijoa-asiática (*Corbicula fluminea*) e dois decápodes, o lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*) e o lagostim-vermelho (*Procambarus clarkii*)) (Sousa et al., 2012, Meira et al., 2014; Sousa et al., 2019; Anastácio et al., 2019).

2.2.2. Estratégia de amostragem

Os trabalhos de campo decorreram na primavera e verão de 2020, em 41 locais de amostragem, distribuídos pelos principais cursos de água situados no interior do PNM e nas áreas limítrofes (**Figura 2.2**).

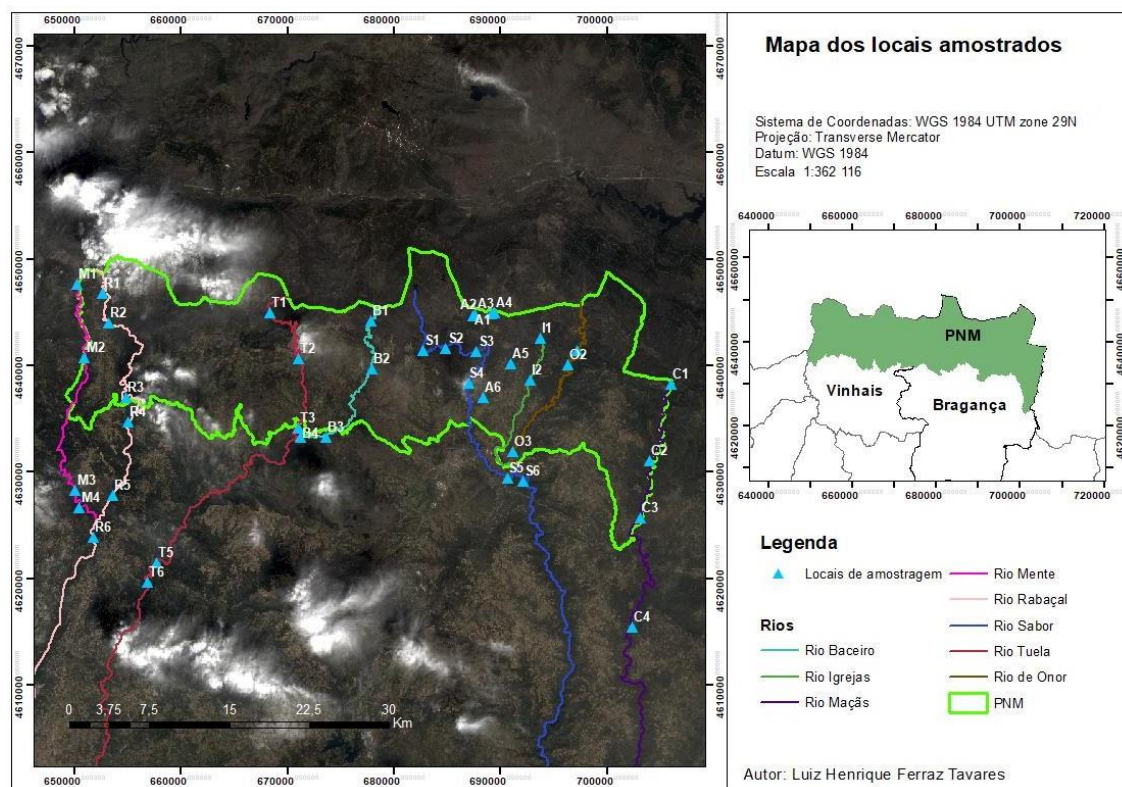


Figura 2.2. Mapa dos locais amostrados nos rios Mente, Rabaçal, Tuela, Baceiro, Sabor, Igrejas, Onor, Maçãs e Ribeira da Aveleda.

As estações de amostragem foram agrupadas tendo em consideração 3 zonas comumente classificadas como de aptidão piscícola: 1) **salmonícola**, i.e., zonas de cabeceira, próximas da fronteira, onde a espécie truta-de-rio é praticamente exclusiva; 2) **mista**, i.e., de **transição salmonícola/ciprinícola**, i.e., zona intermédia dos rios do PNM onde a truta-de-rio coabita com outras espécies piscícolas; e 3) **ciprinícola**, onde ocorrem predominantemente ciprinídeos endémicos, i.e., na zona do sul do PNM e em áreas limítrofes.

2.2.2.1. Elementos físico-químicos da água

Na caracterização ambiental e em particular para a avaliação da qualidade físico-química da água, foram selecionadas as seguintes variáveis, medidas *in situ*, com sonda multiparamétrica portátil (HACH HQ40d, USA): 1) temperatura

da água (°C); 2) oxigênio dissolvido (mg O₂/L); 3) oxigênio dissolvido (% saturação); 4) condutividade elétrica (μS.cm⁻¹) e 5) pH. (**Figura 2.3**).



Figura 2.3. Determinação in situ de variáveis físico-químicas da água (primavera de 2020).

A análise dos resultados obtidos foi baseada no Decreto-Lei 236/98, de 1 de agosto e pelos critérios oficiais estabelecidos para a Classificação do Estado das Massas de Água Superficiais (APA, 2014) (**Tabela 2.1**). Relativamente aos elementos físico-químicos de suporte apenas estão definidas duas classes de qualidade, nomeadamente, BOM (cor verde) e RAZOÁVEL (cor amarelo).

Tabela 2.1. Limites máximos de parâmetros químicos e físico-químicos gerais para o estabelecimento do bom estado ecológico em rios dos tipos Norte (APA, 2014).

PARÂMETROS	LIMITE PARA O BOM ESTADO – AGRUPAMENTO NORTE
Oxigênio Dissolvido	≥ 5 mg O ₂ /L
Taxa de Saturação em Oxigênio	Entre 60% e 120%
pH	entre 6 e 9 *

* Os limites indicados poderão ser ultrapassados caso ocorram naturalmente (INAG, 2009)

2.2.2.2. Elementos hidromorfológicos

As condições hidromorfológicas foram avaliadas com recurso à metodologia do *River Habitat Survey* (RHS) (Environment Agency, 2003). O RHS permite avaliar a qualidade e estado de conservação dos habitats fluviais a partir da sua hidromorfologia e estrutura da vegetação ribeirinha e aquática (Raven et al., 1997). Esta metodologia permite a inventariação de características

hidromorfológicas do canal e da estrutura do corredor ribeirinho ao longo de um troço com 500 m, abrangendo uma faixa de 50 m de cada lado do curso de água. As observações são assinaladas a dois níveis distintos: em transetos dispostos de 50 em 50 m (*spot-checks*) e em observação contínua, ou varrimento, ao longo de todo o setor de 500 m (*sweep-up*) (Figura 2.4).

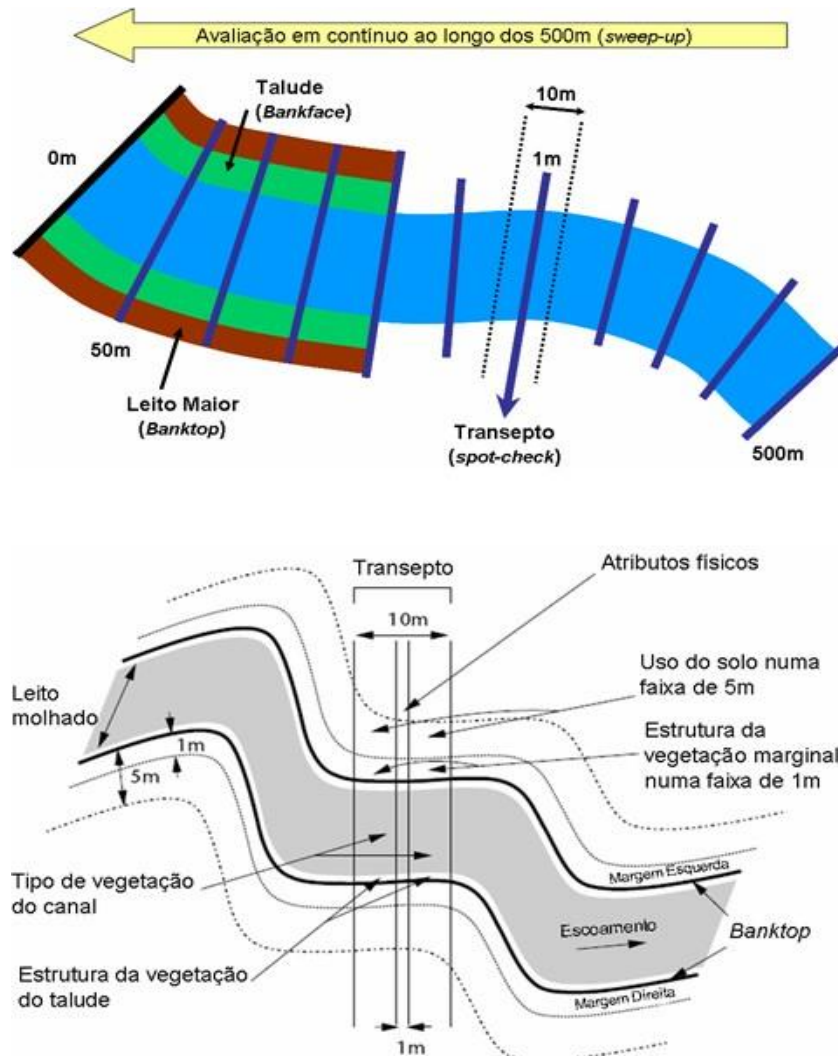


Figura 2.4. Representação esquemática da distribuição espacial para recolha de dados em cada secção de amostragem do RHS (adaptado de Environment Agency, 2003).

No inventário de campo é ainda obtida informação acerca do substrato, da frequência de ocorrência de fenómenos de erosão e de sedimentação, do hidrodinamismo, da estrutura da vegetação, da morfologia das margens e uso de solo nas zonas adjacentes do corredor ribeirinho. São também recolhidos dados morfométricos numa secção representativa do curso de água e obtida informação relevante acerca de espécies de elevado valor conservacionista ou de espécies invasoras com grande potencial de disseminação.

Todos os dados de RHS recolhidos nas fichas de campo foram introduzidos no software de Naura (2016) “River Habitat Survey Toolbox software-<http://www.riverhabitatsurvey.org/author/mnaura/>” que serviu para obter os índices Habitat Quality Assessment - HQA e Habitat Modification Score - HMS.

O HQA é um índice que possibilita avaliar a qualidade dos habitats fluviais, enquanto o HMS possibilita avaliar o grau de artificialização do canal. Ambos os índices HQA e HMS permitem comparar a qualidade ecológica das zonas mais degradadas com o estado de referência, onde a biodiversidade e a funcionalidade do sistema são supostamente influenciadas por fatores naturais. A **Tabela 2.2** apresenta os valores e respetivas classificações do índice HMS na avaliação da qualidade dos habitats fluviais.

Tabela 2.2. Valores de referência e fronteiras das classes do índice HMS (INAG, 2009).

EXCELENTE	BOM	RAZOÁVEL	MEDÍOCRE	MAU
0-16	17-199	200-499	500-1399	>1400
Pristino/ seminatural	Predominantemente não modificado	Obviamente modificado	Significativamente modificado	Severamente modificado

No índice HQA, testado a nível de Portugal, foram obtidas, para cada tipo de rio, diferentes pontuações uma vez que as condições de referência são distintas. Assim, as pontuações do índice HQA para as tipologias presentes na área de estudo (i.e., $N1 \leq 100 \text{ Km}^2$ Rios do Norte de Pequena Dimensão; $N1 > 100 \text{ Km}^2$ Rios do Norte de Média-Grande Dimensão) são avaliadas tendo por base os valores constantes na **Tabela 2.3**.

Tabela 2.3. Valores, amplitudes e classificação do índice HQA (INAG, 2009).

HQA PONTUAÇÃO	DESCRIÇÃO DA CATEGORIA	CLASSE QUALIDADE
$X \geq 46$	Excelente Qualidade	EXCELENTE
$X < 46$		BOM OU INFERIOR

2.2.2.3. Elemento biológico: Macroinvertebrados Bentónicos

A amostragem da comunidade de macroinvertebrados bentónicos foi efetuada de acordo com o Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Diretiva Quadro da Água - Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos (INAG, 2008a). Segundo os procedimentos deste protocolo realizaram-se seis arrastos em diferentes tipos de microhabitats representativos, recorrendo ao método de *kick sampling*, com recurso a uma rede de mão, com malha de 500 μm (Figura 2.5).



Figura 2.5. Processo de amostragem dos macroinvertebrados béticos (primavera 2020).

A preservação dos invertebrados capturados foi efetuada com álcool a 70% (em frascos de polietileno devidamente etiquetados). Em laboratório, procedeu-se à triagem dos invertebrados e, posteriormente, foi feita a identificação e contagem dos exemplares distribuídos pelas diferentes famílias (com exceção das subclasses *Oligochaeta* e *Acarí*), mediante o uso de uma lupa estereoscópica SMZ10 com zoom de ampliação de 10-132x e o auxílio de chaves dicotómicas (e.g. Tachet et al., 1981, 2010) (Figura 2.6).

Para o elemento de qualidade biológica - macroinvertebrados bentónicos foi efetuada a análise da abundância, riqueza, estrutura taxonómica e aplicado o Índice Português de Invertebrados Norte – IPT_{IN} (INAG, 2009), através do recurso ao software AMIIB (<https://www.apambiente.pt/dqa/amiib@.html>). Este software

para além de calcular e mostrar o valor do índice IPT_{IN} permite ainda calcular outras métricas.

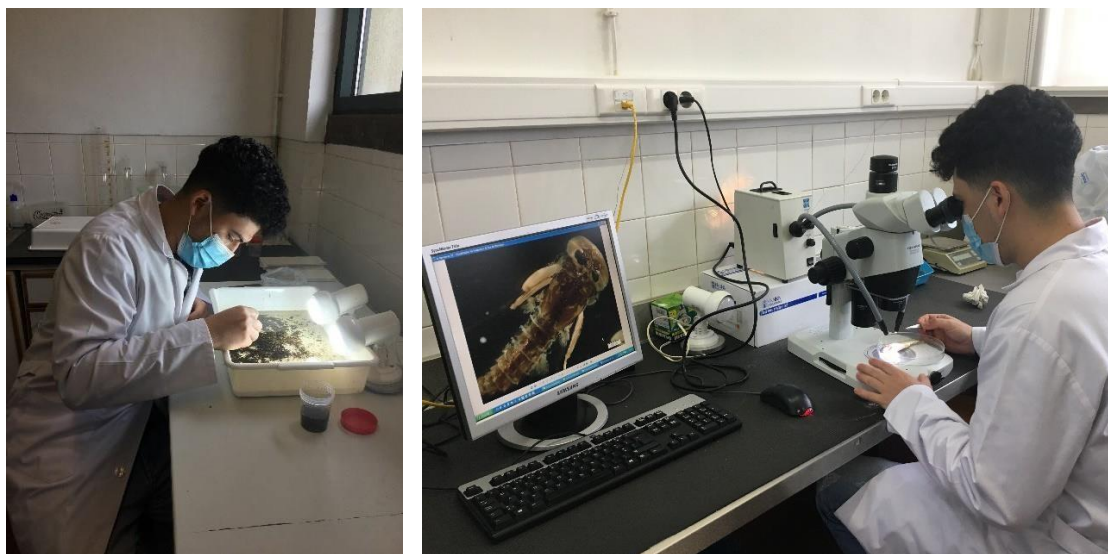


Figura 2.6. Triagem e identificação dos macroinvertebrados bênticos (primavera 2020).

Para avaliação da qualidade da água, baseado na informação obtidas a partir das comunidades de macroinvertebrados, foram determinadas diversas variáveis uni e multimétricas, das quais se realçam: 1) número de indivíduos (N); 2) número de *taxa* (S); 3) diversidade (H' de Shannon-Wiener); 3) equitabilidade (J' de Pielou); 4) abundância de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (% EPT); 5) Índice biótico IBMWP e o 6) Índice Português de Invertebrados do Norte- IPT_{IN}. Este índice integra várias métricas combinadas na seguinte fórmula:

$$\text{IPT}_{\text{IN}} = \text{N}^{\circ} \text{ taxa} \times 0,25 + \text{EPT} \times 0,15 + \text{Evenness} \times 0,1 + (\text{IASPT} - 2) \times 0,3 + \text{Log (Sel. ETD+1)} \times 0,2$$

- **EPT**: N° de famílias pertencentes a Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera;
- **Evenness (J')**: Índice de Pielou ou Equitabilidade, assim calculado:

$$E = H' / \text{Ln } S$$

H' - diversidade de Shannon-Wiener

S - número de *taxa* presentes

Ln - logaritmo natural ou neperiano

- **Shannon-Wiener (H')** calcula-se pela expressão:

$$H' = - \sum p_i \text{Ln } p_i$$

$$p_i = n_i / N$$

n_i - nº de indivíduos de cada *taxon i*

N- nº total de indivíduos presentes na amostra

- **IASPT**: ASPT Ibérico corresponde ao IBMWP, dividido pelo nº de famílias;
- **Log (Sel. ETD+1)** - \log_{10} de (1 + soma das abundâncias de indivíduos das famílias Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Goeridae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae);

Foram utilizados os valores de fronteira do sistema de classificação do estado ecológico apresentados na **Tabela 2.4** referentes às tipologias correspondentes a rios do Norte de pequena e média-grande dimensão (APA, 2014).

Tabela 2.4. Mediana dos valores de referência e fronteiras dos rios do Norte de pequena ($N1 < 100 \text{ Km}^2$) e média-grande ($N1 > 100 \text{ Km}^2$) dimensão de acordo com a tipologia IPTIN.

TIPOLOGIA	VALOR DE REFERÊNCIA	EXCELENTE	BOM	RAZOÁVEL	MEDIÓCRE	MAU
		(RQE)	(RQE)	(RQE)	(RQE)	(RQE)
$N1 < 100 \text{ Km}^2$	1,02	$\geq 0,87$	[0,68-0,87[[0,44-0,68[[0,22-0,44[[0-0,22[
$N1 > 100 \text{ Km}^2$	1,00	$\geq 0,88$	[0,68-0,88[[0,44-0,68[[0,22-0,44[[0-0,22[

2.2.2.4. Elemento biológico: Fauna piscícola

A captura da fauna piscícola foi baseada na metodologia descrita no Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Diretiva Quadro da Água - Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola (INAG, 2008b).

De acordo com o protocolo, a captura dos exemplares foi efetuada com recurso à pesca elétrica (Hans Grassl™ ELT60II-GI; 300-600 V, DC, 2200W) (**Figura 2.7**), com um comprimento de trecho amostrado nunca inferior a 100 metros, e um esforço de pesca entre 30 e 60 minutos. A abundância de peixes foi expressa como o número de indivíduos por 100 m^2 (CPUE).



Figura 2.7. Pesca elétrica: amostragem da fauna piscícola (primavera 2020).

Os peixes capturados foram identificados até ao nível da espécie (Oliveira et al., 2007; Kotelat & Freyhof, 2007; Freyhof & Brooks, 2011), contados e obtidos dados biométricos: 1) comprimento total (ictiómetro, precisão de 0,1 cm) e 2) biomassa (balança digital, precisão 0,1 g) (**Figura 2.8**). Todos os peixes foram posteriormente devolvidos ao rio.



Figura 2.8. Obtenção de dados biométricos (primavera 2020).

Para a avaliação da qualidade biológica - fauna piscícola foi aplicado o índice F-IBIP (*Fish-based Index of Biotic Integrity for Portuguese Wadeable Streams* - INAG e AFN, 2012; APA, 2014). O F-IBIP é o índice oficial para Portugal para a avaliação da qualidade com base na comunidade piscícola e baseia-se no princípio de que as estruturas das comunidades biológicas respondem de forma previsível e quantificável às alterações humanas dos sistemas aquáticos. As alterações na comunidade piscícola, resultante das perturbações de origem

humana, são medidas através de métricas que representam componentes da estrutura da comunidade. O cálculo do F-IBIP é efetuado utilizando diferentes conjuntos de métricas para cada agrupamento, considerando-se as que melhor traduzem a resposta à perturbação para esse agrupamento. O F-IBIP considera 6 tipos de agrupamentos piscícolas. Os locais amostrados nos Rios da área de estudo pertencem aos Agrupamento (INAG e AFN, 2012). A média aritmética das métricas consideradas em cada agrupamento é utilizada para obtenção do valor final do F-IBIP, que é expresso sob a forma de rácio de qualidade ecológica (RQE) variando entre 0, que corresponde a má qualidade, e 1, que corresponde a excelente qualidade. Na **Tabela 2.5** apresenta-se o intervalo de valores de cada uma das classes de qualidade.

Tabela 2.5. Valores de referência e fronteiras das classes do F-IBIP (INAG e AFN, 2012).

EXCELENTE	BOM	RAZOÁVEL	MEDÍOCRE	MAU
≥0,850	[0,675– 0,850[[0,450 – 0,675[[0,225 – 0,450[[0 – 0,225[

2.2.3. Tratamento estatístico

Todos 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. Foi usado o teste H de Kruskal-Wallis (ANOVA não paramétrica) para avaliar diferenças significativas ($P < 0,05$) para várias métricas (e.g. número de taxa, número de indivíduos, diversidade H' de Shannon-Wiener, evenness J' de Pielou) determinadas para as comunidades de invertebrados e peixes, tendo em conta os agrupamentos nas 3 zonas de aptidão piscícola previamente consideradas, i.e., salmonícola, transição salmonícola/ciprinícola e ciprinícola.

Através de análise multivariada, e mais especificamente de ordenações de escalonamento não-métrico multidimensional (nMDS) foram avaliadas as variações nas comunidades de invertebrados e peixes entre os locais amostrados, usando o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis. Previamente, os dados de abundância foram transformados $[\text{Log}(x + 1)]$.

Para avaliar a ligação estabelecida entre as variáveis ambientais e os locais amostrados foi feita uma análise de redundância baseada em distâncias (dbRDA). A dbRDA permite testar a significância dos termos através duma análise comparativa de duas matrizes de dados de natureza distinta, envolvendo as matrizes de dados ecológicos e ambientais (Legendre & Anderson, 1999).

Os dados foram analisados usando os softwares STATISTICA 7 (StatSoft inc) e PRIMER 7 e PERMANOVA + (Clarke e Gorley, 2015).

2.3. Resultados

Os resultados obtidos para os elementos físico-químicos e hidromorfológicos de suporte e para os elementos biológicos, em particular para as comunidades de macroinvertebrados e de peixes, permitiram caracterizar a qualidade ecológica dos rios do PNM, na primavera/verão de 2020.

2.3.1. Qualidade físico-química da água

No que respeita às variáveis físico-químicas mensuradas foram encontradas diferenças significativas ($P < 0,05$), entre as 3 zonas piscícolas consideradas, i.e., salmonícola, transição salmonícola/ciprinícola e ciprinícola, para a temperatura da água ($\chi^2 = 10,47$; $P = 0,005$), para o oxigénio dissolvido ($\chi^2 = 9,47$; $P = 0,009$) e para o pH ($\chi^2 = 14,60$; $P = 0,001$) (**Figura 2.9, 2.10 e 2.11**).

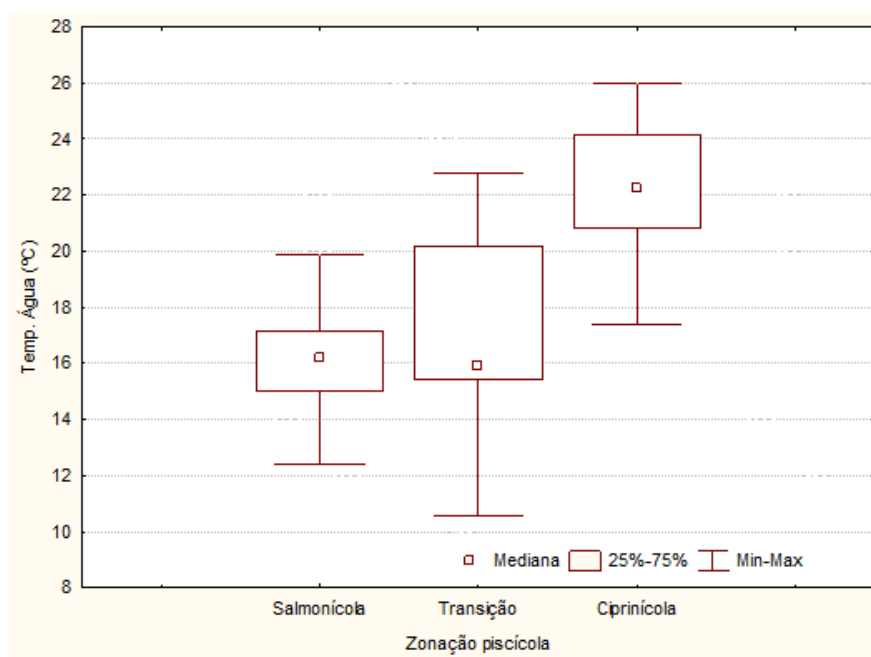


Figura 2.9. Variação da temperatura (°C) nas 3 zonas definidas: salmonícola, transição salmonícola/ciprinícola e ciprinícola (verão 2020).

A temperatura média da água, tal como seria de esperar, foi menor nas regiões situadas a montante ($T = 16,1$ °C), i.e., nos troços de aptidão salmonícola, quando comparados com os troços de jusante, i.e., de aptidão ciprinícola, onde foram obtidas temperaturas médias superiores ($T = 22,2$ °C).

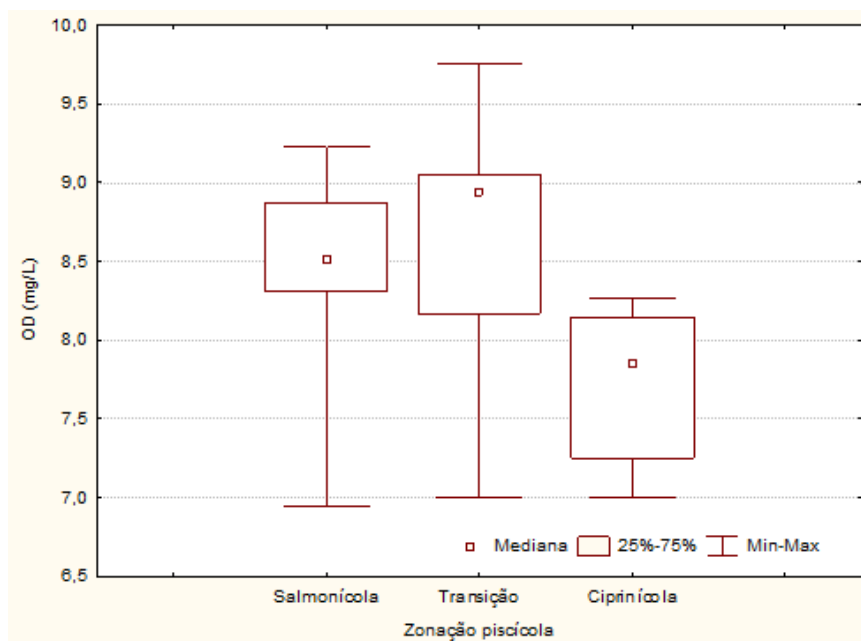


Figura 2.10. Variação do teor de oxigénio dissolvido (mg O₂.L⁻¹) nas 3 zonas definidas: salmonícola, transição salmonícola/ciprinícola e ciprinícola (verão 2020).

Por sua vez, os teores de oxigénio dissolvido são, para a maioria dos locais amostrados, consideravelmente altos (i.e. > 8,0 mg O₂.L⁻¹), nomeadamente nos troços de aptidão salmonícola (OD_{médio} = 8,45 mg O₂.L⁻¹; 93,3 % saturação).

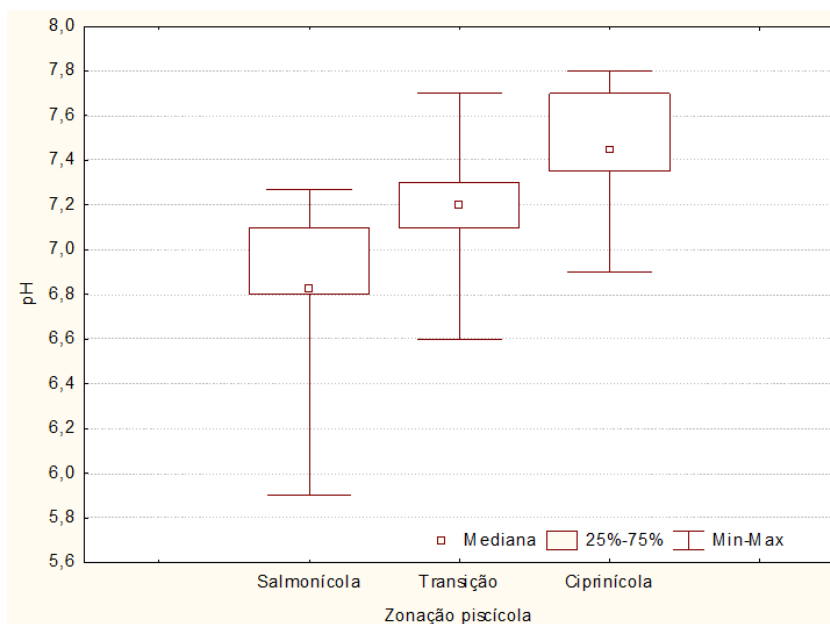


Figura 2.11. Variação do pH nas 3 zonas definidas: salmonícola, transição salmonícola/ciprinícola e ciprinícola (verão 2020).

Relativamente ao pH foram obtidos valores enquadrados num intervalo consideravelmente bom para a fauna aquática, variando os valores de 6,2 e 7,8

(valores situados entre subácido e o subalcalino). Porém, foi observado um valor de 5,9 na ribeira da Aveleda, num local sujeito ao impacto de águas provenientes duma escombreira duma mina desativada (Minas de estanho do Portelo).

Finalmente, para a condutividade (EC_{25}) não foram detetadas diferenças significativas ($\chi^2 = 2,60$; $P = 0,27$) entre os grupos considerados (**Figura 2.12**).

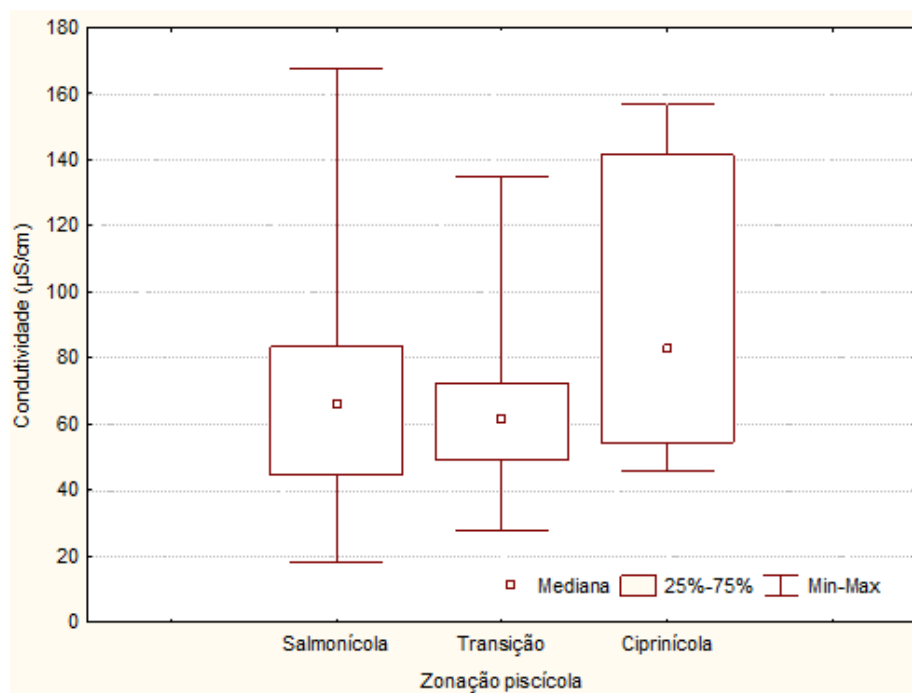


Figura 2.12. Variação da condutividade elétrica nas 3 zonas definidas: salmonícola, transição salmonícola/ciprinícola e ciprinícola (verão 2020).

Com os valores de condutividade pode verificar-se que em 27 pontos dos 41 amostrados apresentaram um valor relativamente baixos ($EC_{25} < 80 \mu S.cm^{-1}$). Os restantes locais (14) apresentando condutividades mais altas, tendo alguns atingido valores entre $120 \mu S/cm$ e até ultrapassado os $160 \mu S/cm$ (A1), caso dos cursos de água situados mais a jusante (e.g., Rios Sabor (S5 e S6), Baceiro (B3 e B4), Onor (O3), Maçãs (C3) e Aveleda (A6)).

Através da ordenação dbRDA foram relacionadas as variáveis ambientais, *i.e.*, variáveis físico-químicas da água, com os locais amostrados dentro de cada zona piscícola (**Figura 2.13**).

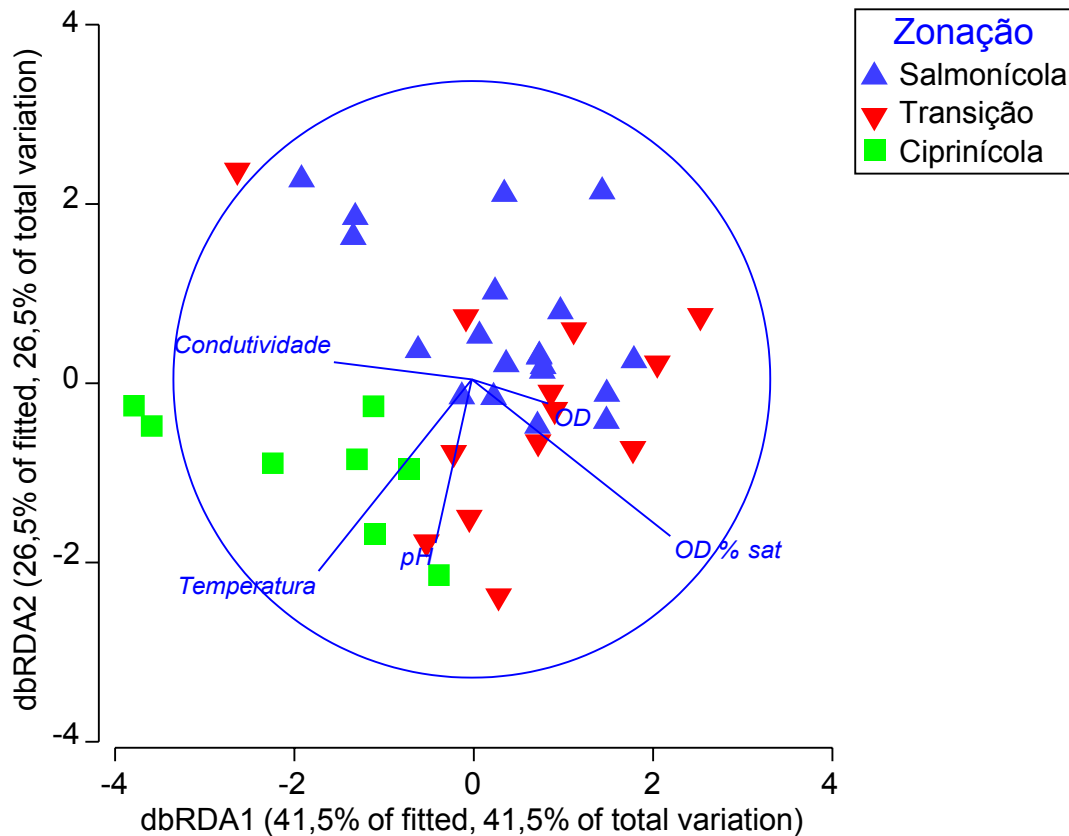


Figura 2.13. Análise dbRDA referente às variáveis ambientais e as 3 zonas definidas: salmonícola, transição salmonícola/ciprinícola e ciprinícola (verão 2020).

Foi obtida uma separação evidente entre os locais pertencentes aos rios de aptidão salmonícola e os locais situados nos rios de aptidão ciprinícola, sendo as variáveis da temperatura da água, do pH e da condutividade aquelas variáveis que mais contribuíram para a discriminação observada. Registo para o facto dos dois primeiros eixos da análise dbRDA (*dbRDA1* e *dbRDA2*) explicarem 68% da relação da variação dos parâmetros ambientais para as 3 zonas piscícolas.

2.3.2. Qualidade hidromorfológica

No que respeita à qualidade dos habitats aquáticos e ribeirinhos, as pontuações obtidas para o índice de qualidade do habitat HQA permitem aferir para a maioria dos locais amostrados uma classificação EXCELENTE (**Figura 2.14**). Por sua vez o índice de modificação de habitats (**Figura 2.15**) identificou apenas 5 locais significativamente modificados (classificação MEDÍOCRE), como resultado de algumas alterações no contínuo fluvial (presença de açudes e mini-hídricas).

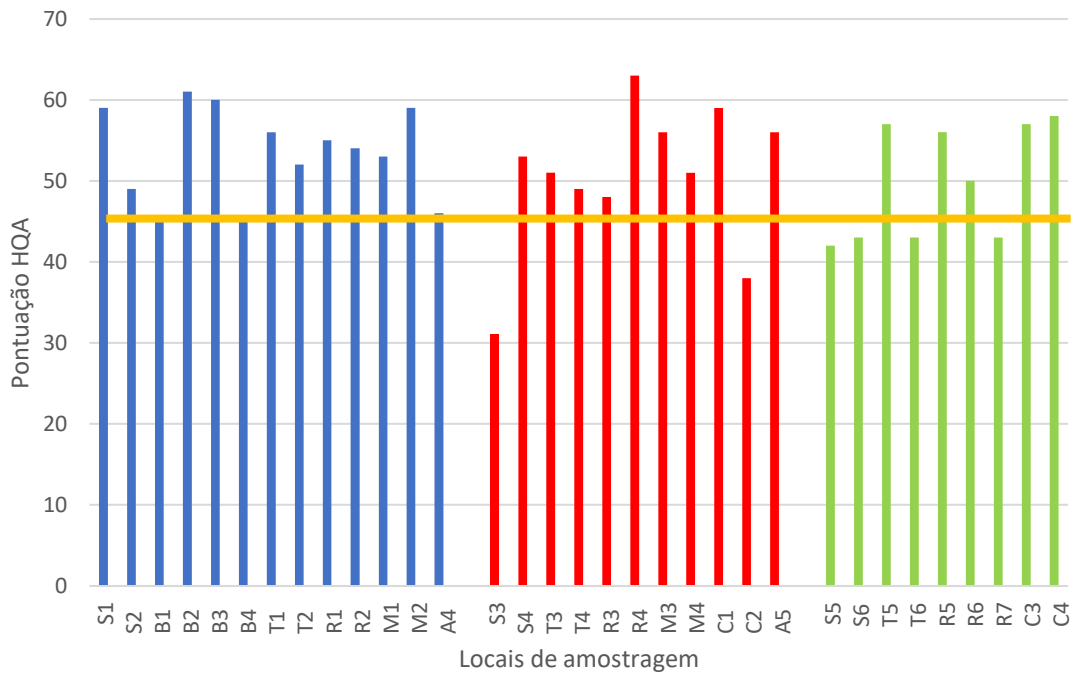


Figura 2.14. Pontuação do índice HQA (River Habitat Survey) nas 3 zonas definidas: salmonícola, transição salmonícola/ciprinícola e ciprinícola. A barra amarela corresponde ao limite da classe Excelente (verão 2020).

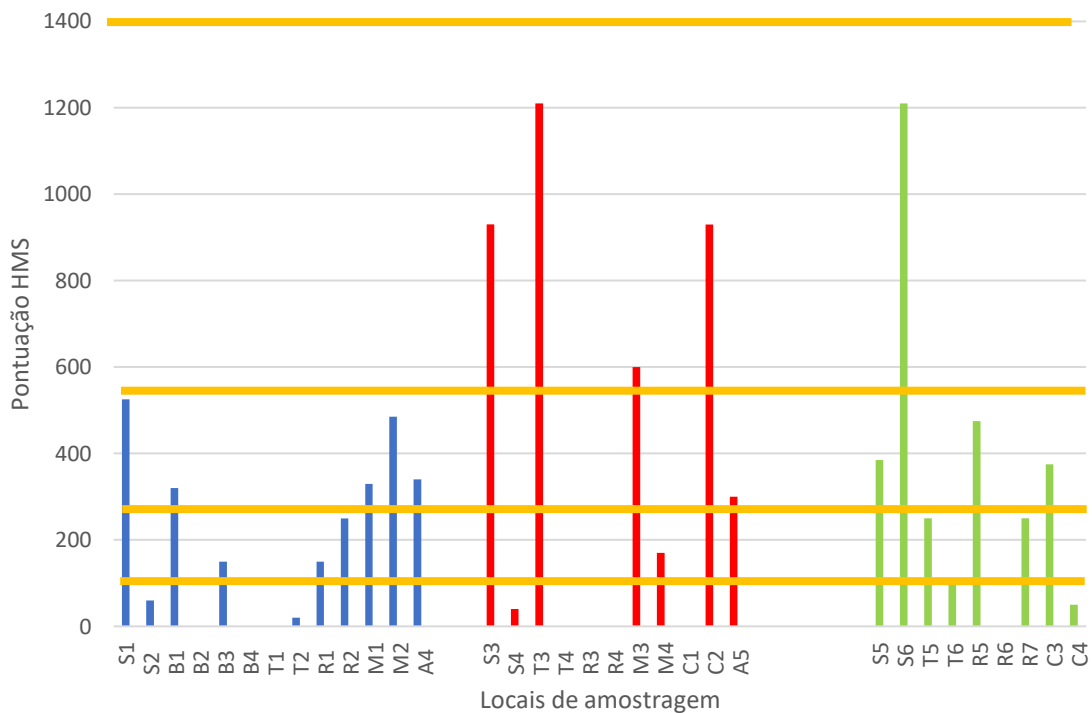


Figura 2.15. Pontuação do índice HMS (River Habitat Survey) nas 3 zonas definidas: salmonícola, transição salmonícola/ciprinícola e ciprinícola. As barras amarelas correspondem aos limites das classes de qualidade (verão 2020).

2.3.3. Qualidade biológica: Comunidades de macroinvertebrados

Na avaliação da qualidade biológica (invertebrados) foi identificado um total de exemplares de 6978 macroinvertebrados, distribuídos, maioritariamente por 85 famílias diferentes. O local amostrado com maior número de invertebrados coletados foi no Rio Baceiro (B3; $n=1684$), e com o menor número foi na Ribeira da Aveleda (A3; $n=213$) (**Figura 2.16**). Os testes Kruskal-Wallis (H) mostraram não existirem diferenças significativas, entre as 3 zonas piscícolas do estudo, para 1) nº de taxa S ($H(2, N=41) = 5,50$; $P=0,064$), 2) nº de exemplares N ($H(2, N=41) = 0,81$; $P=0,67$), 3) equitabilidade J' de Pielou ($H(2, N=41) = 4,10$; $P=0,13$) e 4) diversidade H' de Shannon-Wiener ($H(2, N=41) = 5,92$; $P=0,15$).

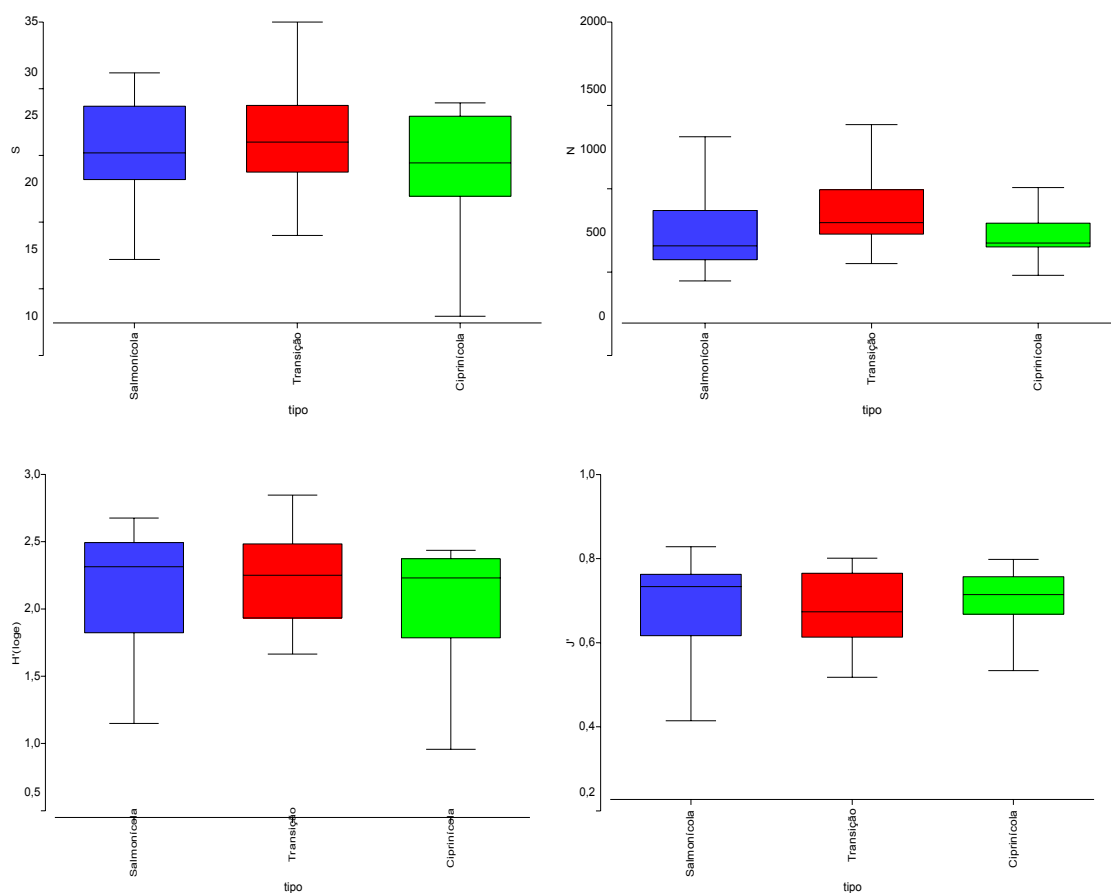


Figura 2.16. (a) Riqueza taxonómica (S), (b) abundância (CPUE), (c), Índice H' de diversidade de Shannon-Wiener, (d) índice J' de Equitabilidade (evenness) determinada para as comunidades de macroinvertebrados para a zonação piscícola considerada: salmonícola, transição salmonícola/ciprinícola e ciprinícola (verão 2020). 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.

A composição faunística presente nos troços de aptidão piscícola definidas neste estudo (i.e., salmonícola, transição e ciprinícola) está discriminada pelas estações de amostragem consideradas e é apresentada nas **figuras 2.17 a 2.19**. Sobressai, para a maioria dos locais, um domínio de Insecta pertencentes aos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) e ainda de Diptera.

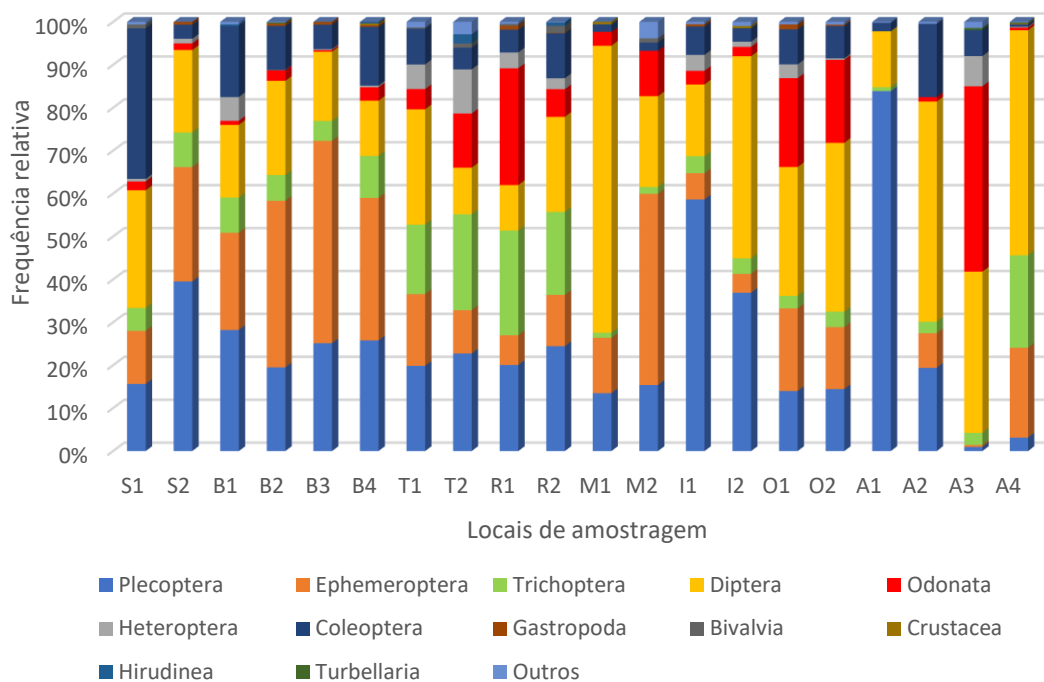


Figura 2.17. Composição faunística das comunidades de macroinvertebrados nos troços de aptidão salmonícola do PNM e áreas limítrofes (verão 2020).

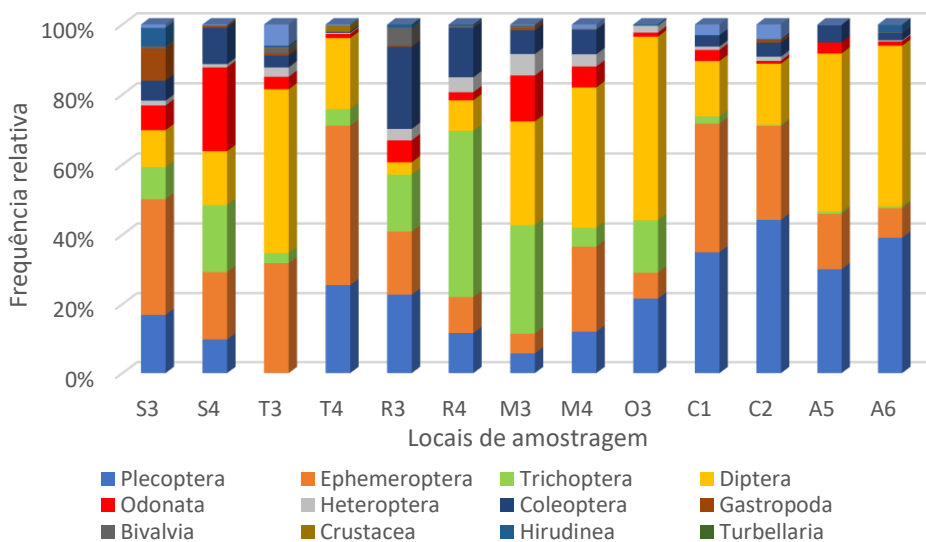


Figura 2.18. Composição faunística das comunidades de macroinvertebrados nos troços de transição salmonícola/ciprinícola do PNM e áreas limítrofes (verão 2020).

Contudo, de um modo geral, observou-se uma tendência para a diminuição da importância de EPT dos troços de aptidão salmonícola para os troços de aptidão ciprinícola. Pontualmente, ocorrem ainda locais que, fruto das pressões existentes, manifestaram uma composição faunística mais diferenciada dos restantes locais, como é o caso da ribeira da Aveleda (A3 e A4), na proximidade das escombeiras das minas do Portelo.

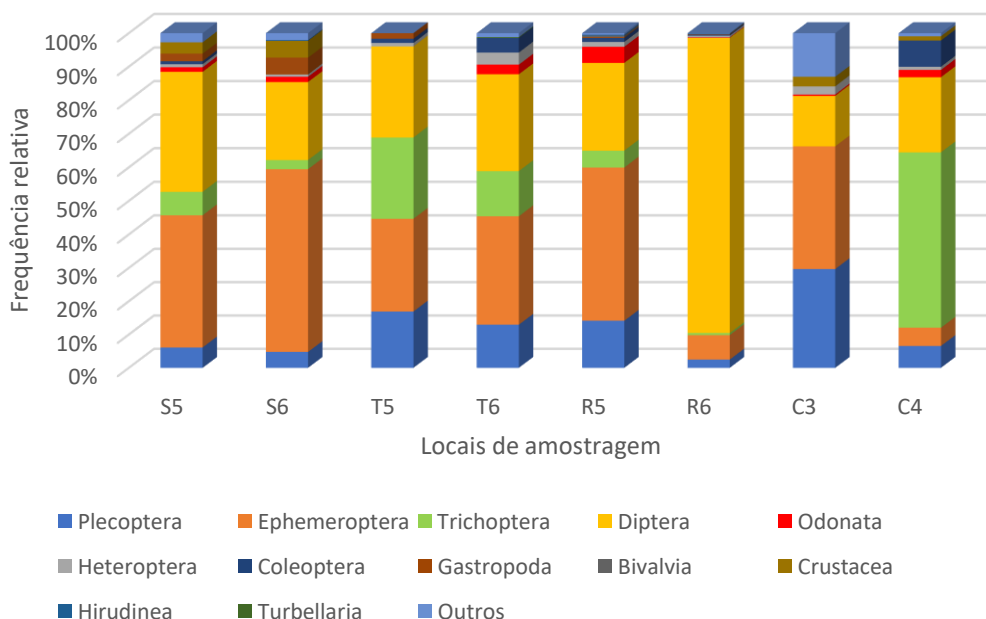


Figura 2.19. Composição faunística das comunidades de macroinvertebrados nos troços de aptidão ciprinícola do PNM e áreas limitrofes (verão 2020).

A biotipologia das comunidades de invertebrados aparece bem discriminada, através da análise baseada na ordenação nMDS dos locais amostrados. Com efeito, a separação é evidente entre os locais de aptidão salmonícola e de aptidão ciprinícola, tendo em conta o stress de 0,24, referente a uma boa configuração bidimensional (**Figura 2.20**).

Por sua vez, na análise nMDS das comunidades de macroinvertebrados aparecem discriminadas as famílias mais típicas das zonas de cabeceira de rios (Perlodidae, Perlidae, Blephariceridae, Psychomyiidae, Glossosomatidae) mais afastadas das famílias (Unionidae, Libellulidae, Cambaridae) mais comuns em troços de aptidão ciprinícola (**Figura 2.21**).

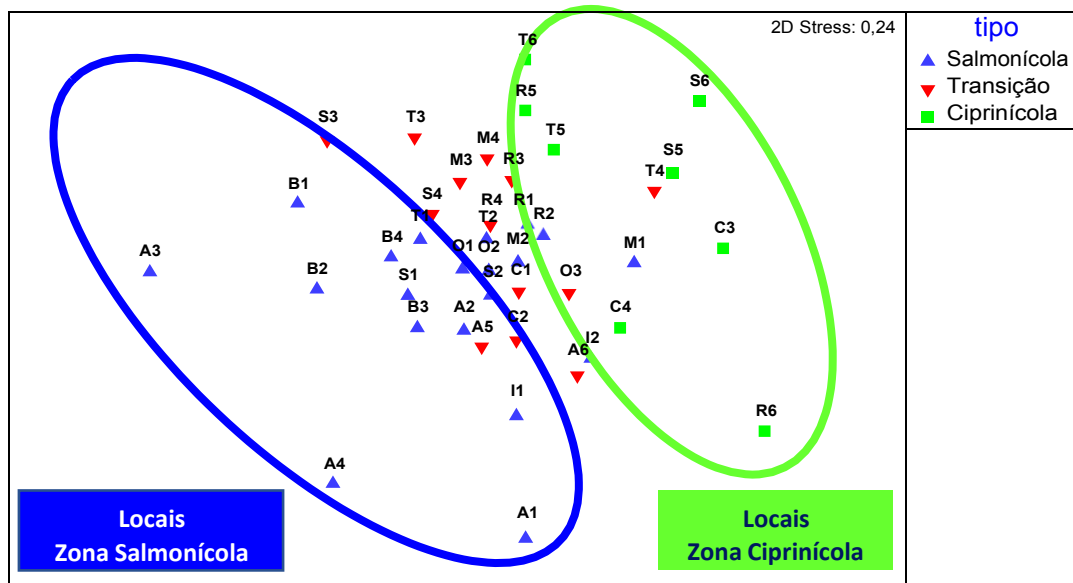


Figura 2.20. Ordenação nMDS dos locais de amostragem, baseada na abundância de macroinvertebrados e considerando a zonação piscícola definida: salmonícola, transição salmonícola/ciprinícola e ciprinícola (verão 2020).

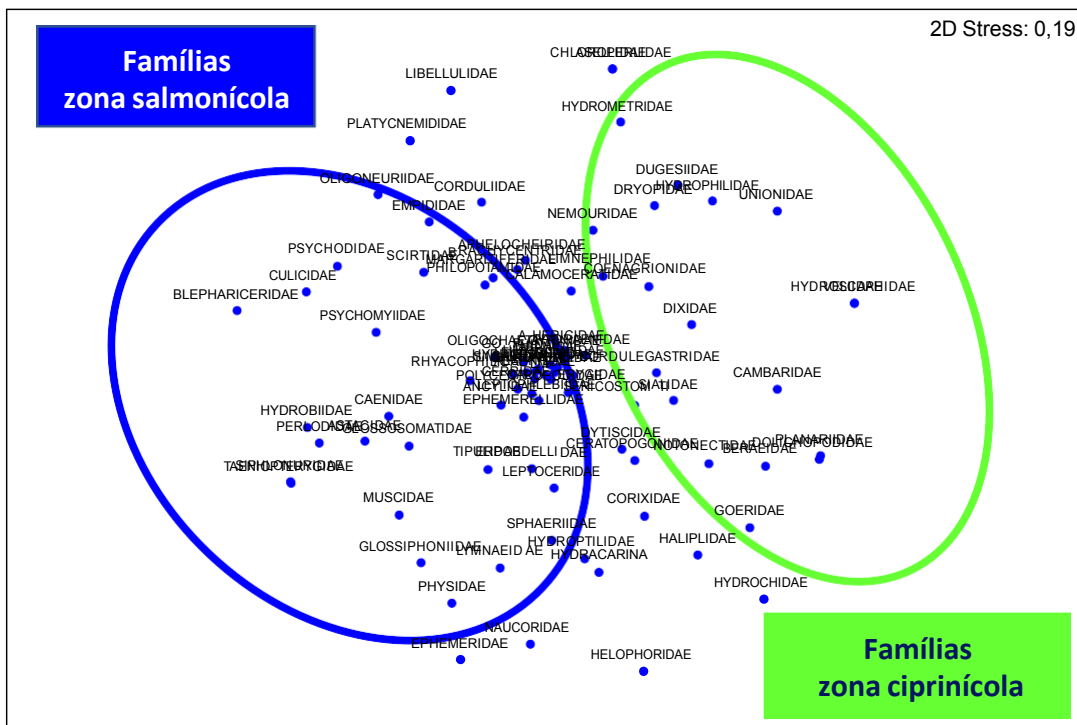


Figura 2.21. Ordenação nMDS das comunidades de invertebrados, considerando a zonação definida: salmonícola, transição salmonícola/ciprinícola e ciprinícola (verão 2020).

Relativamente aos índices bióticos IBMWP e IPtIN verificou-se que a maioria dos 41 locais amostrados foi classificada com uma qualidade biológica de boa ou excelente (Tabelas 2.6, 2.7 e 2.8). Nesta conformidade, para o IPtIN, o índice oficial de Portugal, 85% dos locais apresentam-me dentro da qualidade

ecológica exigida pela DQA (i.e., para o elemento biológico macroinvertebrados), ou seja, com classificação mínima de BOM.

Tabela 2.6. Valores e classificação dos índices IBMWP e IPTIN nos locais amostrados na zona de aptidão salmonícola (verão 2020).

Rio/Acrónimo	IBMWP Valor	Classe	Tipologia	IPTIN Valor	Classe
S1	135	I	N1 ≤ 100 Km ²	0,731	Bom
S2	165	I	N1 ≤ 100 Km ²	0,866	Bom
B1	159	I	N1 ≤ 100 Km ²	0,771	Bom
B2	187	I	N1 ≤ 100 Km ²	0,975	Excelente
B3	171	I	N1 > 100 Km ²	1,078	Excelente
B4	124	I	N1 > 100 Km ²	0,94	Excelente
T1	199	I	N1 > 100 Km ²	1,148	Excelente
T2	167	I	N1 > 100 Km ²	1,047	Excelente
R1	184	I	N1 > 100 Km ²	1,097	Excelente
R2	176	I	N1 > 100 Km ²	0,995	Excelente
M1	109	I	N1 > 100 Km ²	0,834	Bom
M2	127	I	N1 > 100 Km ²	0,926	Excelente
I1	127	I	N1 ≤ 100 Km ²	0,669	Razoável
I2	124	I	N1 ≤ 100 Km ²	0,609	Razoável
O1	139	I	N1 ≤ 100 Km ²	0,768	Bom
O2	152	I	N1 ≤ 100 Km ²	0,852	Bom
A1	75	II	N1 ≤ 100 Km ²	0,523	Razoável
A2	152	I	N1 ≤ 100 Km ²	0,799	Bom
A3	100	I	N1 ≤ 100 Km ²	0,597	Razoável
A4	138	I	N1 ≤ 100 Km ²	0,689	Bom

Relativamente ao Índice biótico IBMWP, adaptado aos rios da Península Ibérica e adotado oficialmente no âmbito da Diretiva Marco da Água por Espanha, a qualidade biológica assume uma classificação onde 95% dos locais amostrados revelam uma qualidade excelente e apenas 5% tem uma classificação de Bom ou Razoável.

Tabela 2.7. Valores e classificação dos índices IBMWP e IPtIN nos locais amostrados na zona de transição salmonícola/ciprinícola (verão 2020).

Rio/Acrónimo	IBMWP Valor	Classe	Tipologia	IPtIN Valor	Classe
S3	198	I	N1 ≤ 100 Km ²	0,893	Excelente
S4	229	I	N1 ≤ 100 Km ²	0,953	Excelente
T3	158	I	N1 > 100 Km ²	0,944	Excelente
T4	161	I	N1 > 100 Km ²	0,964	Excelente
R3	151	I	N1 > 100 Km ²	0,981	Excelente
R4	181	I	N1 > 100 Km ²	1,102	Excelente
M3	189	I	N1 > 100 Km ²	1,166	Excelente
M4	127	I	N1 > 100 Km ²	0,818	Bom
O3	124	I	N1 ≤ 100 Km ²	0,743	Bom
C1	161	I	N1 > 100 Km ²	1,031	Excelente
C2	136	I	N1 > 100 Km ²	0,839	Bom
A5	141	I	N1 ≤ 100 Km ²	0,759	Bom
A6	134	I	N1 ≤ 100 Km ²	0,731	Bom

Nos locais amostrados onde a classificação atingiu o patamar Razoável, assinala-se a influência de diversas pressões, de origem antrópica. São exemplos a ribeira da Aveleda - minas (A1, A3) o Rio Maças - açudes de captação de água e o rio Igrejas - seca (I1, I2).

Tabela 2.8. Valores e classificação dos índices IBMWP e IPtIN nos locais amostrados na zona de aptidão ciprinícola (verão 2020).

Rio/Acrónimo	IBMWP Valor	Classe	Tipologia	IPtIN Valor	Classe
S5	162	I	N1 > 100 Km ²	0,967	Excelente
S6	140	I	N1 > 100 Km ²	0,817	Bom
T5	141	I	N1 > 100 Km ²	1,102	Excelente
T6	135	I	N1 > 100 Km ²	0,948	Excelente
R5	162	I	N1 > 100 Km ²	1,001	Excelente
R6	110	I	N1 > 100 Km ²	0,704	Bom
C3	60	III	N1 > 100 Km ²	0,635	Razoável
C4	101	I	N1 > 100 Km ²	0,664	Razoável

2.3.4. Qualidade biológica: Comunidades de peixes

Na avaliação da qualidade biológica, baseada nas comunidades ícticas, foi identificado um número total de exemplares de 4158 peixes, distribuídos maioritariamente por 7 espécies nativas e residualmente por 3 espécies não-nativas. O local amostrado com maior número de peixes coletados foi no Rio Maçãs (M4; n=461), existindo 3 locais na Ribeira da Aveleda (A1, A2, A3) onde não foi capturado qualquer peixe (**Figura 2.22**). Os testes Kruskal-Wallis (H) mostraram diferenças significativas, entre as 3 zonas piscícolas do estudo, para 1) nº de taxa S (H (2, N=38) = 20,23; P<0,001), 2) nº de indivíduos N (H (2, N=38) = 6,88; P=0,03). Para a equitabilidade a J' de Pielou não foram detetadas diferenças significativas. (H (2, N=38) = 1,82; P=0,40).

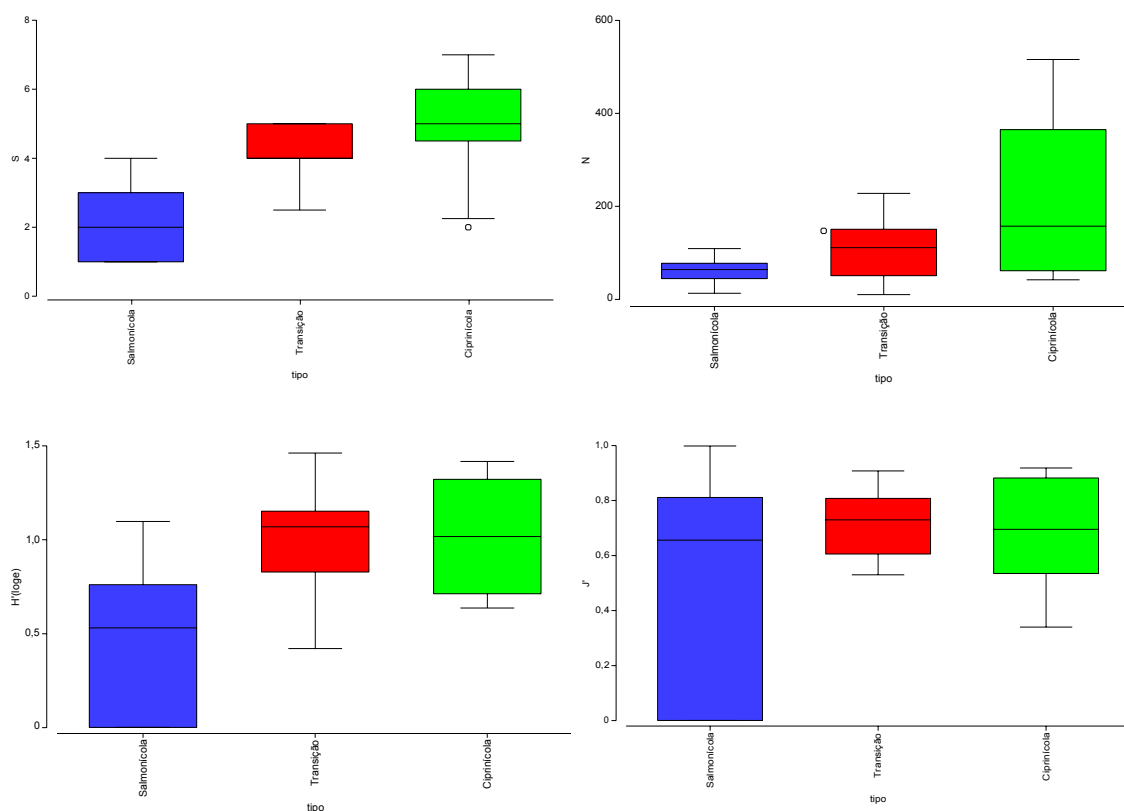


Figura 2.22. (a) Riqueza taxonómica (S), (b) abundância (CPUE), (c) Índice H' de diversidade de Shannon-Wiener, (d) Índice J' de Equitabilidade (evenness) determinada para as comunidades de peixes para a zonação piscícola considerada salmonicóla, transição salmonicóla/ciprinicóla e ciprinicóla (verão 2020). 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.

A composição faunística relativa presente nos troços de aptidão piscícola definidas neste estudo (i.e., salmonicóla, transição e ciprinicóla) está representada nas **figuras 2.23 a 2.25**.

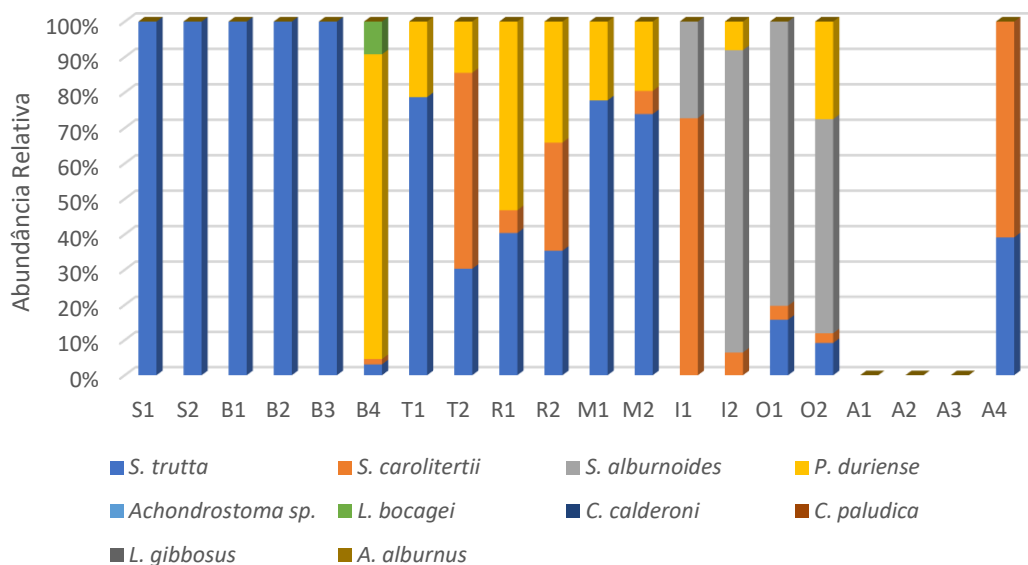


Figura 2.23. Composição faunística das espécies piscícolas nos troços de aptidão salmonícola do PNM e áreas limítrofes (verão 2020).

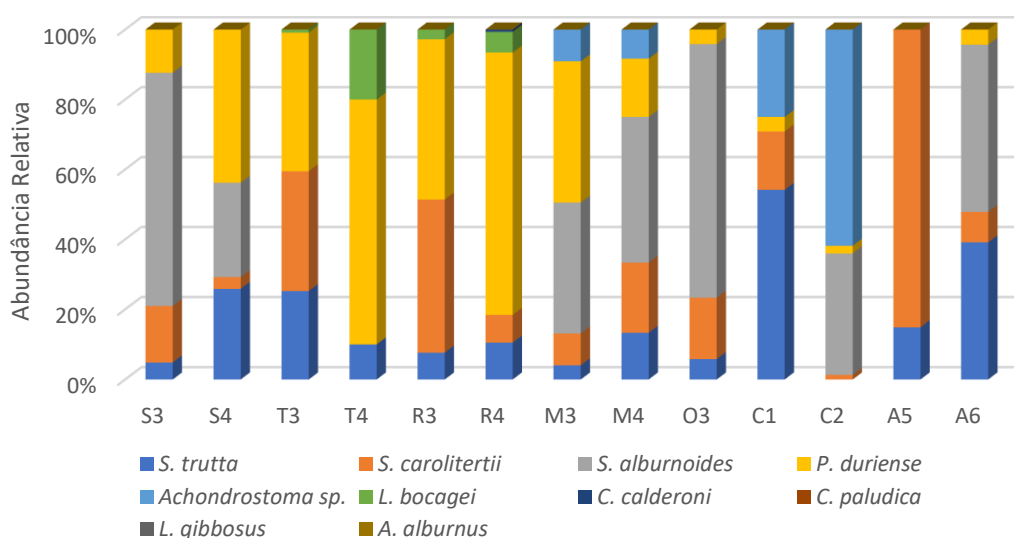


Figura 2.24. Composição faunística das espécies piscícolas nos troços de transição salmonícola/ciprinícola do PNM e áreas limítrofes (verão 2020).

É possível observar um domínio de truta-de-rio nos troços de aptidão salmonícola, decrescendo a sua abundância nos troços de aptidão mista e ciprinícola. No entanto, no rio Igrejas (I1, I2) e na Ribeira Aveleda (A1 A2 e A3) a quantidade de indivíduos de *S. trutta* é nula, demonstrando os impactos causados por atividades antrópicas (e.g. poluição ou sobrepesca). Já nos troços dos rios com aptidão ciprinícola pode-se observar, na maior parte dos pontos amostrados, uma abundância relativa distribuída por diferentes espécies. Porém, em alguns locais (e.g. C4) a proporção de indivíduos exóticos é dominante.

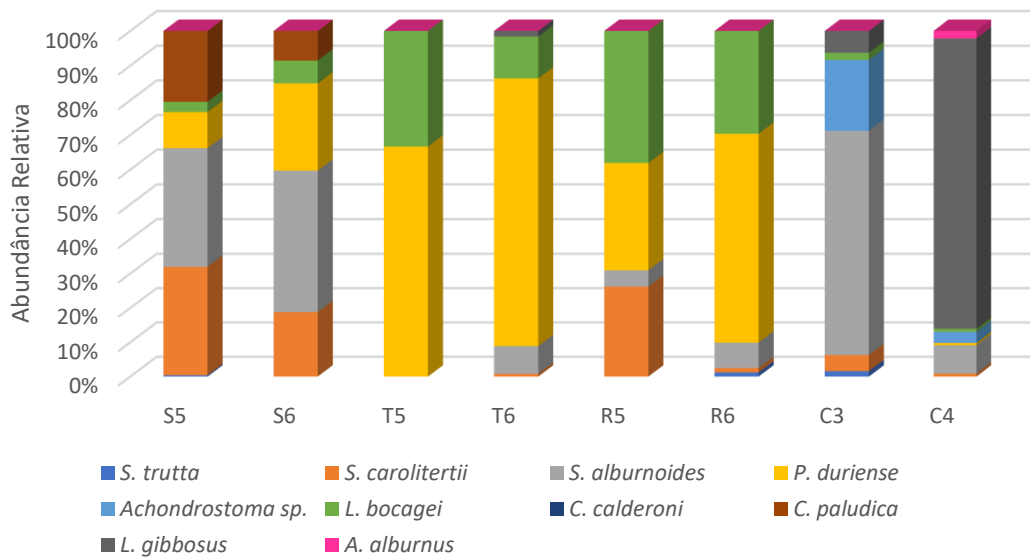


Figura 2.25. Composição faunística das espécies piscícolas nos troços de aptidão ciprinícola do PNM e áreas limítrofes (verão 2020).

A análise da biotipologia das comunidades piscícolas foi avaliada através de uma ordenação nMDS, a qual apresentou um valor 2D *stress* de 0,16 indicando uma razoável representação bidimensional da ordenação. Foi encontrada uma separação efetiva entre os locais de amostragem situados nos troços de aptidão salmonícola e os troços de aptidão ciprinícola (Figura 2.26).

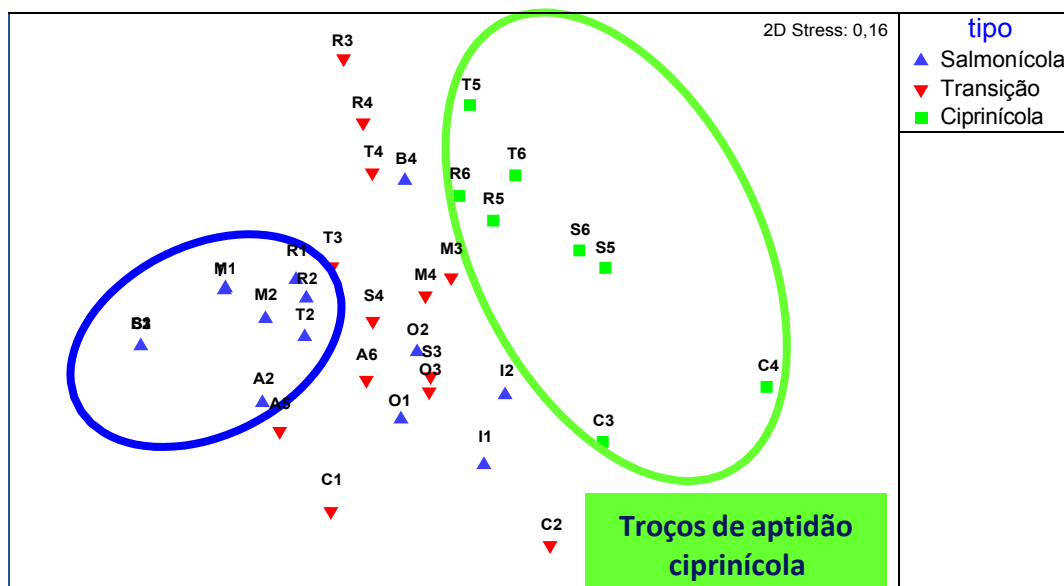


Figura 2.26. Ordenação nMDS dos locais de amostragem, baseada na comunidade piscícola e considerando a zonação piscícola definida: salmonícola, transição salmonícola/ciprinícola e ciprinícola (verão 2020).

Em relação à ordenação das espécies piscícolas também se verificou uma diferenciação entre comunidades e em particular entre espécies nativas e exóticas (**Figura 2.27**).

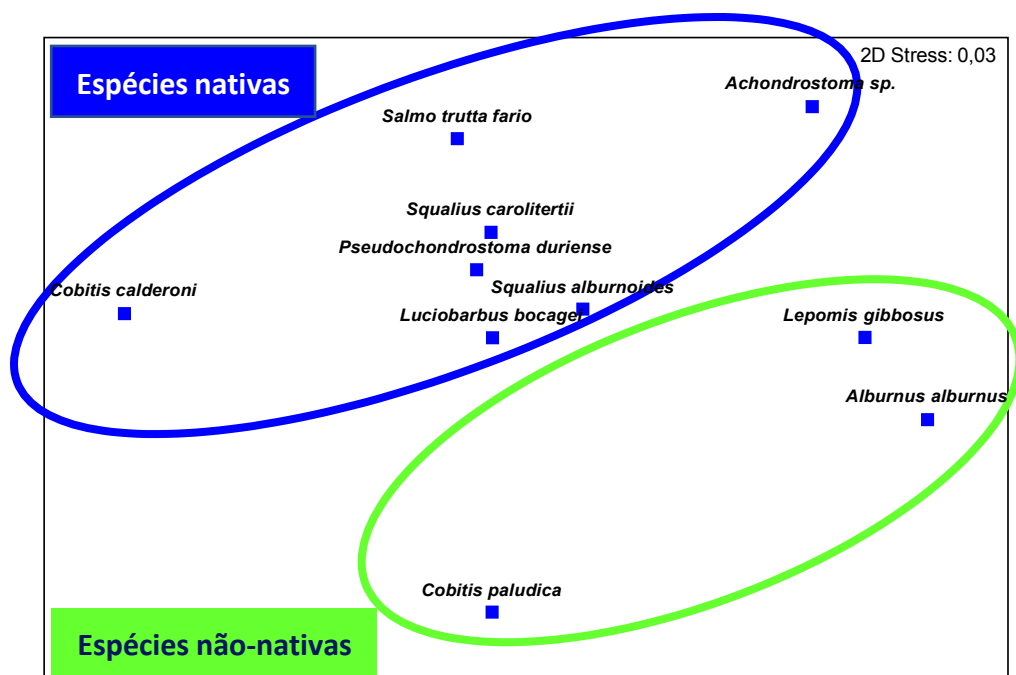


Figura 2.27. Ordemação nMDS dos locais de amostragem, baseada na comunidade piscícola e considerando a zonação piscícola definida: salmonícola, transição salmonícola/ciprinícola e ciprinícola (verão 2020).

Os resultados obtidos pelo índice F-IBIP mostram a classificação obtida para os diferentes locais amostrados. Do total dos 17 locais de aptidão salmonícola (**Tabela 2.9**), 24,9% obtiveram classificação EXCELENTE, correspondendo a 5 locais onde foi capturada exclusivamente a espécie *Salmo trutta*. A classificação de BOM foi obtida para 35,3% dos locais enquanto em 29,4% dos locais a classificação foi RAZOÁVEL e somente num local de amostragem (rio Baceiro B4) foi obtida uma classificação de MEDÍOCRE. Nos locais de aptidão mista, i.e., de transição salmonícola/ciprinícola, 23% dos locais tiveram classificação EXCELENTE e 69,2% classificação BOM. Somente 1 local de amostragem (Rio Maçãs C2) obteve uma classificação de MEDÍOCRE (**Tabela 2.10**). Por fim, nos locais de aptidão ciprinícola (**Tabela 2.11**) em 62,5% foi obtida uma classificação de EXCELENTE e em cada um dos restantes locais (3) obtiveram respetivamente a classificação de BOM, RAZOÁVEL e MEDÍOCRE.

Tabela 2.9. Classificação do F-IBIP nos locais de aptidão salmonícola (verão 2020).

Rio/ Acrónimo	Espécie Piscícola	Nº indivíduos	%	Não- nativa	F-IBIP	Classe
S1	<i>Salmo trutta</i>	37	100%	Não	1,000	Excelente
S2	<i>Salmo trutta</i>	67	100%	Não	1,000	Excelente
B1	<i>Salmo trutta</i>	66	100%	Não	1,000	Excelente
B2	<i>Salmo trutta</i>	82	100%	Não	1,000	Excelente
B3	<i>Salmo trutta</i>	13	100%	Não	1,000	Excelente
B4	<i>Salmo trutta</i>	2	3,1%	Não	0,344	Medíocre
	<i>L. bocagei</i>	6	9,2%	Não		
	<i>P. duriense</i>	56	86,2%	Não		
	<i>Squalius carolitertii</i>	1	1,5%	Não		
T1	<i>Salmo trutta</i>	48	78,7%	Não	0,830	Bom
	<i>P. duriense</i>	13	21,3%	Não		
T2	<i>Salmo trutta</i>	23	30,3%	Não	0,701	Bom
	<i>P. duriense</i>	11	14,5%	Não		
	<i>Squalius carolitertii</i>	42	55,3%	Não		
R1	<i>Salmo trutta</i>	44	40,4%	Não	0,555	Razoável
	<i>P. duriense</i>	58	53,2%	Não		
	<i>Squalius carolitertii</i>	7	6,4%	Não		
R2	<i>Salmo trutta</i>	29	35,4%	Não	0,626	Razoável
	<i>P. duriense</i>	28	34,1%	Não		
	<i>Squalius carolitertii</i>	25	30,5%	Não		
M1	<i>Salmo trutta</i>	35	77,8%	Não	0,823	Bom
	<i>P. duriense</i>	10	22,2%	Não		
M2	<i>Salmo trutta</i>	34	73,9%	Não	0,822	Bom
	<i>P. duriense</i>	9	19,6%	Não		
	<i>Squalius carolitertii</i>	3	6,5%	Não		
I1	<i>Squalius carolitertii</i>	32	72,7%	Não	0,667	Razoável
	<i>Squalius alburnoides</i>	12	27,3%	Não		
I2	<i>P. duriense</i>	5	8,0%	Não	0,629	Razoável
	<i>Squalius carolitertii</i>	4	6,5%	Não		
	<i>Squalius alburnoides</i>	53	85,5%	Não		
O1	<i>Salmo trutta</i>	12	15,8%	Não	0,719	Bom
	<i>Squalius carolitertii</i>	3	3,9%	Não		
	<i>Squalius alburnoides</i>	61	80,3%	Não		
O2	<i>Salmo trutta</i>	10	9,2%	Não	0,570	Razoável
	<i>P. duriense</i>	30	27,5%	Não		
	<i>Squalius carolitertii</i>	3	2,8%	Não		
	<i>Squalius alburnoides</i>	66	60,6%	Não		
A4	<i>Salmo trutta</i>	9	39,1%	Não	0,797	Bom
	<i>Squalius carolitertii</i>	14	60,9%	Não		

Tabela 2.10. Classificação do F-IBIP nos locais de aptidão mista (verão 2020)

Rio/ Acrônimo	Espécie Piscícola	Nº indivíduos	%	Não- nativa	F-IBIP	Classe
S3	<i>Salmo trutta</i>	9	4,8%	Não	0,771	Bom
	<i>P. duriense</i>	23	12,4%	Não		
	<i>Squalius carolitertii</i>	30	16,1%	Não		
	<i>Squalius alburnoides</i>	124	66,7%	Não		
S4	<i>Salmo trutta</i>	23	25,8%	Não	0,855	Excelente
	<i>P. duriense</i>	39	43,8%	Não		
	<i>Squalius carolitertii</i>	3	3,4%	Não		
	<i>Squalius alburnoides</i>	24	27,0%	Não		
T3	<i>Salmo trutta</i>	28	25,2%	Não	0,852	Excelente
	<i>P. duriense</i>	44	39,6%	Não		
	<i>Squalius carolitertii</i>	38	34,2%	Não		
	<i>Luciobarbus bocagei</i>	1	0,9%	Não		
T4	<i>Salmo trutta</i>	1	10,0%	Não	0,696	Bom
	<i>P. duriense</i>	2	20,0%	Não		
	<i>Luciobarbus bocagei</i>	7	70,0%	Não		
R3	<i>Salmo trutta</i>	11	7,3%	Não	0,802	Bom
	<i>P. duriense</i>	66	44,0%	Não		
	<i>Squalius carolitertii</i>	63	42,0%	Não		
	<i>Luciobarbus bocagei</i>	4	2,7%	Não		
	<i>Cobitis calderoni</i>	6	4,0%	Não		
R4	<i>Salmo trutta</i>	16	10,5%	Não	0,766	Bom
	<i>P. duriense</i>	114	75,0%	Não		
	<i>Squalius carolitertii</i>	12	7,9%	Não		
	<i>Luciobarbus bocagei</i>	9	5,9%	Não		
	<i>Cobitis calderoni</i>	1	0,7%	Não		
M3	<i>Salmo trutta</i>	4	4,0%	Não	0,785	Bom
	<i>P. duriense</i>	40	40,4%	Não		
	<i>Squalius carolitertii</i>	9	9,1%	Não		
	<i>Squalius alburnoides</i>	37	37,4%	Não		
	<i>Luciobarbus bocagei</i>	9	9,1%	Não		
M4	<i>Salmo trutta</i>	8	13,3%	Não	0,812	Bom
	<i>P. duriense</i>	10	16,7%	Não		
	<i>Squalius carolitertii</i>	12	20,0%	Não		
	<i>Squalius alburnoides</i>	25	41,7%	Não		
	<i>Luciobarbus bocagei</i>	5	8,3%	Não		
O3	<i>Salmo trutta</i>	7	5,8%	Não	0,783	Bom
	<i>P. duriense</i>	5	4,2%	Não		
	<i>Squalius carolitertii</i>	21	17,5%	Não		
	<i>Squalius alburnoides</i>	87	72,5%	Não		
C1	<i>Salmo trutta</i>	13	54,2%	Não	0,792	Bom
	<i>P. duriense</i>	1	4,2%	Não		
	<i>Squalius carolitertii</i>	4	16,7%	Não		
	<i>Achondrostoma sp.</i>	6	25,0%	Não		
C2	<i>P. duriense</i>	5	2,2%	Não	0,409	Medíocre
	<i>Squalius carolitertii</i>	3	1,3%	Não		
	<i>Squalius alburnoides</i>	79	34,6%	Não		
	<i>Achondrostoma sp.</i>	141	61,8%	Não		
A5	<i>Salmo trutta</i>	18	14,9%	Não	0,799	Bom
	<i>Squalius carolitertii</i>	103	85,1%	Não		
A6	<i>Salmo trutta</i>	9	39,1%	Não	0,886	Excelente
	<i>P. duriense</i>	1	4,3%	Não		
	<i>Squalius carolitertii</i>	2	8,7%	Não		
	<i>Squalius alburnoides</i>	11	47,8%	Não		

Tabela 2.11. Classificação do F-IBIP nos locais de aptidão ciprinícola (verão 2020).

Rio/ Acrónimo	Espécie Piscícola	Nº indivíduos	%	Não- nativa	F-IBIP	Classe.
S5	<i>Salmo trutta</i>	1	0,4%	Não	1,000	Excelente
	<i>P. duriense</i>	28	10,4%	Não		
	<i>Squalius carolitertii</i>	85	31,6%	Não		
	<i>Squalius alburnoides</i>	92	34,2%	Não		
	<i>Luciobarbus bocagei</i>	8	3,0%	Não		
	<i>Cobitis paludica</i>	55	20,4%	Não		
S6	<i>P. duriense</i>	130	25,2%	Não	0,889	Excelente
	<i>Squalius carolitertii</i>	97	18,8%	Não		
	<i>Squalius alburnoides</i>	211	40,9%	Não		
	<i>Luciobarbus bocagei</i>	34	6,6%	Não		
	<i>Cobitis paludica</i>	44	8,5%	Não		
T5	<i>P. duriense</i>	28	66,7%	Não	0,333	Medíocre
	<i>Luciobarbus bocagei</i>	14	33,3%	Não		
T6	<i>P. duriense</i>	96	77,4%	Não	0,871	Excelente
	<i>Squalius carolitertii</i>	1	0,8%	Não		
	<i>Squalius alburnoides</i>	10	8,1%	Não		
	<i>Luciobarbus bocagei</i>	15	12,1%	Não		
	<i>Lepomis gibbosus</i>	2	1,6%	Sim		
R5	<i>P. duriense</i>	13	31,0%	Não	0,889	Excelente
	<i>Squalius carolitertii</i>	11	26,2%	Não		
	<i>Squalius alburnoides</i>	2	4,8%	Não		
	<i>Luciobarbus bocagei</i>	16	38,1%	Não		
R6	<i>Salmo trutta</i>	1	1,2%	Não	1,000	Excelente
	<i>P. duriense</i>	49	60,5%	Não		
	<i>Squalius carolitertii</i>	1	1,2%	Não		
	<i>Squalius alburnoides</i>	6	7,4%	Não		
	<i>Luciobarbus bocagei</i>	24	29,6%	Não		
C3	<i>Salmo trutta</i>	3	1,6%	Não	0,819	Bom
	<i>Squalius carolitertii</i>	9	4,7%	Não		
	<i>Squalius alburnoides</i>	124	64,9%	Não		
	<i>Luciobarbus bocagei</i>	4	2,1%	Não		
	<i>Lepomis gibbosus</i>	12	6,3%	Sim		
	<i>Achondrostoma sp.</i>	39	20,4%	Não		
C4	<i>P. duriense</i>	3	0,7%	Não	0,556	Razoável
	<i>Squalius carolitertii</i>	4	0,9%	Não		
	<i>Squalius alburnoides</i>	38	8,2%	Não		
	<i>Luciobarbus bocagei</i>	4	0,9%	Não		
	<i>Lepomis gibbosus</i>	387	83,9%	Sim		
	<i>Achondrostoma sp.</i>	15	3,3%	Não		
	<i>Alburnus alburnus</i>	10	2,2%	Sim		

2.4. Discussão

Os espaços de montanha assumem, cada vez mais, uma posição estratégica na conservação da biodiversidade (Callisto et al., 2019). Neste enquadramento, a União Europeia e os seus estados-membros comprometeram-se a recuperar os ecossistemas degradados e desenvolver estratégias e planos de ação nacionais para a biodiversidade, como é o caso da Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e Biodiversidade de Portugal (ENCNB, 2030). O Parque Natural de Montesinho (PNM) faz parte da estratégia de preservação do património sociocultural e dos valores naturais englobados na riqueza faunística e florística do maciço montanhoso de Montesinho-Coroa. Entre os habitats prioritários do PNM estão identificados os cursos de água e as zonas ribeirinhas (Plano de Ordenamento do PNM, DR 228/2008). Neste âmbito, o presente estudo contribuiu para a avaliação da qualidade bioecológica dos rios da área protegida (PNM) e das zonas limítrofes, face às recentes pressões de natureza antrópica e natural (e.g. alterações climáticas) a que têm estado sujeitos os ecossistemas mediterrâneos e em particular da Ibéria (do Ó & Seiz, 2021). Os resultados obtidos permitiram confirmar a manutenção, na generalidade, da excelente integridade da maioria dos sistemas lóticos amostrados durante a primavera/verão de 2020. Com efeito, esta tendência tem sido observada em diversos estudos realizados nas duas últimas décadas (Morgado, 1994; Silva, 1997; Fidalgo, 1998; Escalda, 2004; Claro, 2010; Fonseca, 2011; Nogueira, 2011; Miranda, 2012; Patrício, 2013; Sarmento, 2013; Santos, 2014; Portela, 2014; Tourir, 2016; Halkoums, 2016; Ferreira, 2018; Nogueira, 2019). Contudo, recentemente têm sido detetados alguns fenómenos que, a curto, médio e longo prazo, irão contribuir para a diminuição da qualidade e por consequência a diversidade e serviços ecossistémicos prestados pelos rios e ecótonos ripários associados. Entre eles merecem destaque a poluição da água (e.g. muitas mini-estações de tratamento de águas residuais – compactas, instaladas nos aglomerados rurais têm eficiências muito baixas; toxicidade de águas provenientes de minas), a degradação da galeria ripícola (i.e., motivada por cortes extensos, mas principalmente pela morte dos amiais, causada pelo fungo *Phytophthora xalni*), pela presença de obstáculos transversais intransponíveis (e.g. açudes e mini-hídricas), pela introdução de espécies não-nativas (e.g.,

Pacifastacus leniusculus, *Procambarus clarkii*, *Corbicula fluminea*, *Lepomis gibbosus*, *Alburnus alburnus*, *Onchorynchus mykiss*, *Neovison vison*), algumas com carácter invasor, pela sobrepesca de espécies nativa (e.g. *Salmo trutta*) e ainda pelas alterações climáticas, refletidas pelas fortes irregularidades climáticas com períodos de seca prolongados alternando com períodos de intensas chuvas de curta duração.

Relativamente à qualidade da água, apesar do número baixo de variáveis mensuradas, foi detetada uma qualidade boa, de acordo com a legislação nacional e comunitária. A variação natural das condições ambientais ao longo do eixo longitudinal do curso de água estão refletidas nas diferenças significativas encontradas para a temperatura, o oxigénio dissolvido e o pH, nomeadamente entre locais situados na zona de aptidão salmonícola, típicas dos troços de cabeceira dos rios de montanha, e as zonas de aptidão ciprinícola situadas na zona intermédia dos principais afluentes (e.g. Sabor e Tua) do rio Douro em território de Portugal. Embora situado na zona de aptidão salmonícola, na ribeira do Portelo (local A2, próximo das escombrelas da mina desativada; $EC_{25} = 160 \mu S \cdot cm^{-1}$; pH = 5,8; OD) continuam a estar bem visíveis os problemas decorrentes do input de água proveniente da mina/colapso das escombrelas, ocorrido em dezembro de 2009 (Geraldés et al., 2013)

No que respeita à qualidade dos habitats fluviais, verificou-se que, apesar da já referenciada mortalidade dos amiais, os índices decorrentes da aplicação da metodologia RHS, i.e., HQA e HMS, ainda não foram suficientemente sensíveis para diminuir a excelente/boa condição patente na maioria dos troços amostrados. À semelhança doutros estudo realizados na Península Ibérica (Pardo et al., 2002; Barquín et al., 2011; Varandas et al., 2013), também foi encontrada uma qualidade ecológica de habitats fluviais superior em troços de cabeceira de rios. Tendo em conta a dispersão da doença do amieiro e a elevada sensibilidade das galerias ripícolas dominadas por esta espécie, deverão ser implementadas, o quanto antes, medidas de restauro ecológico que permitam mitigar os impactes negativos e garantir as funções naturais de controle da erosão, filtro biológico de nutrientes, refúgio e alimento para a fauna aquática e ribeirinha. É o caso da implementação duma ação de reabilitação das galerias ripícolas de rios onde ocorre a espécie *Margaritifera margaritifera*, desenvolvida

no âmbito do projeto POSEUR “Recuperação e preservação da *Margaritifera margaritifera*” (Teixeira et al., 2018). A elevada complexidade e vulnerabilidade dos rios de montanha está patente na biodiversidade e abundância de espécies ameaçadas e nas interações bióticas desenvolvidas ao longo de processos de coevolução. É o caso do mexilhão-de-rio *M. margaritifera*, espécie Criticamente em Perigo (CR) na Europa e cujas populações mais viáveis estão situadas no PNM, nos rios Tuela e Rabaçal. Esta espécie depende obrigatoriamente, da presença da *S. trutta*, hospedeiro único da fase larvar do mexilhão-de-rio. Não só a *M. margaritifera* e a *S. trutta*, necessitam do efeito de *buffer strips* (i.e., zona tampão) proporcionado pela vegetação ribeirinha, mas todo o ecossistema aquático, nomeadamente na capacidade de retenção de sedimentos e inviabilização da homogeneização do substrato dos rios.

A qualidade dos habitats fluviais e em particular ao nível dos mesohabitats, i.e., sequência *riffle/pool* e do mosaico de microhabitats (e.g. zonas de blocos, pedras, areias, detritos lenhosos, plantas aquáticas) garantem a diversidade faunística dos rios de montanha e em particular das comunidades de macroinvertebrados. Com efeito, não foram detetadas diferenças significativas entre as comunidades de macroinvertebrados das 3 zonas de estudo consideradas, i.e, zonas de aptidão salmonícola, mista e ciprinícola, tendo em conta todas as métricas calculadas (e.g. EPT, nº taxa, nº indivíduos, H' Shannon-Wiener, J' de Pielou) e em particular os índices bióticos adotados na Ibéria, i.e., em Espanha (IBMWP) e em Portugal (IPtIN). Observando os resultados dos índices IBMWP e IPtIN, obtiveram-se classes de qualidade biológica excelente/boa na maior parte dos locais amostrados. Nestes locais dominam, por norma, espécies estenobiontes pertencentes aos Plecoptera (Perlidae, Leuctridae)), Ephemeroptera (Heptageniidae, Leptophlebiidae, Baetidae), Trichoptera (Limnephilidae, Sericostomatidae, Philopotamidae) e Diptera (Simuliidae, Chironomidae, Blephariceridae). Porém, os índices foram suficientemente sensíveis e penalizaram a qualidade da água nos locais sujeitos a perturbações. É o caso da Ribeira da Aveleda, próximo das escombrelas das minas do Portelo (Local A2) que apresentaram uma classificação inferior (Razoável), fruto do impacto da toxicidade da água e da colmatagem do substrato com sedimentos.

A fauna piscícola da área de estudo está maioritariamente composta por espécies nativas. Numa grande parte dos troços de aptidão salmonícola a truta-de-rio, *S. trutta*, ocorre, por vezes de forma exclusiva (e.g. rios Baceiro, Sabor, Mente). Esta espécie pode ainda coabitar em nestes e em troços de aptidão mista com dois ciprinídeos endémicos da Península Ibérica, caso da boga-do-Douro, *P. duriense*, do bordalo, *S. alburnoides*, ambas espécies com estatuto vulnerável (VU). Nestes troços ocorre ainda o escalo-do-norte, *S. carolitertii* e, no rio Rabaçal e Tuela, um pequeno cobitídeo, *C. calderoni*, este também com estatuto vulnerável (IUCN, 2021). Nos troços de aptidão ciprinícola, mais influenciados pela atividade humana, para além da fauna mencionada (a truta-de-rio, pode ainda existir, mas com menor densidade) foi ainda detetado o barbo-comum, *L. bocagei*, e espécies não-nativas, caso da perca-sol (*L. gibbosus*) e o alburno (*A. alburnus*). A presença de ambientes modificados, como albufeiras de mini-hídricas, são espaços onde a dominância de espécies não-nativas ocorre (e.g. rio Maçãs, próximo da ETA de Vimioso). Ao contrário das comunidades de macroinvertebrados, foram encontradas diferenças significativas entre as 3 zonas consideradas, devido à natural distribuição longitudinal das espécies piscícolas e ainda a diferentes tipos de pressões de origem antrópica, caso da presença de mini-hídricas e da sobrepesca. Com efeito, em vários locais, previamente classificados como de aptidão salmonícola, não foi capturada a truta-de-rio ou então em números residuais, nomeadamente em zonas concessionadas ou com ZPL (Zonas de Pesca Lúdica). Miranda (2012) com base num estudo baseado em inquéritos a pescadores do Nordeste Transmontano verificou o interesse principal da maioria pela pesca da truta-de-rio. Tal facto, pode estar relacionado com os resultados obtidos pelo F-IBIP que penalizam maioritariamente os locais amostrados na zona salmonícola pela baixa proporção de truta-de-rio. Por outro lado, as alterações que potencialmente possam estar a ocorrer nestas massas hídricas, como resultado das alterações climáticas, podem contribuir para a migração para montante das espécies ciprinícola, como resultado, por exemplo, do aumento da temperatura da água ou da diminuição dos caudais.

A avaliação do estado ecológico dos rios está atualmente bem definida, dentro da Diretiva Quadro da Água. Neste enquadramento é requisito indispensável

proceder, comparativamente com o estudo realizado, à análise de elementos de qualidade da água mais detalhados e ainda à análise da produtividade primária, nomeadamente algas e macrófitos aquáticos. Somente na posse de toda a informação, é possível fazer a caracterização do estado ecológico global dum ecossistema lótico (APA, 2014).

À semelhança doutros estudos realizados na região (Nogueira et. al., 2019) e noutros países (Itália: Mancini et al., 2005; Finlândia: Heino et al., 2009), também não foram encontradas diferenças na riqueza de macroinvertebrados e na composição da comunidade entre áreas protegidas e não-protegidas, ao contrário da abordagem com base na ictiofauna. No entanto, no caso da área de estudo, são várias as “figuras” de proteção (e.g. Parque Natural de Montesinho, Reserva da Biosfera, ZEC Montesinho/Nogueira) que se sobrepõem, ainda que em alguns casos de forma parcial, e que justificam uma estratégia mais orientada para a gestão e ordenamento de (sub)bacias hidrográficas. Com efeito, a fauna piscícola e sua regulamentação é uma ferramenta vulgar do ordenamento das massas hídricas em Portugal que deverá estar interligada e articulada para a resolução do conflito conservação vs. exploração dos recursos aquícolas da região.

Perante as pressões de origem antrópica identificadas no presente estudo e apesar da excelente e boa qualidade bioecológica de muitos troços lóticos dos rios do PNM e áreas limítrofes, os sinais detetados justificam a necessidade do desenvolvimento de medidas orientadas especificamente para a conservação de ecossistemas aquáticos e em particular a gestão de habitats prioritários e de populações-alvo.

2.5. Referências Bibliográficas

- Allan J.D., Abell R., Hogan Z., et al. (2005). Overfishing of inland waters. *BioScience* 55, 1041-1051.
- Anastácio, P.M., Ribeiro, F., Capinha, C., Banha, F., Gama, M., Filipe, A.F. et al. (2019). Non-native freshwater fauna in Portugal: A review. *Science of the Total Environment*, 650, 1923–1934.
- APA (2014). Relatórios de Caracterização das Regiões Hidrográficas (Art.º 5º da DQA). Agência Port. do Ambiente
- Barquín, J., Fernández, D., Álvarez-Cabria, M., and Peñas, F. (2011). Riparian quality and habitat heterogeneity assessment in Cantabrian rivers. *Limnetica* 30 (2), 329-346.
- Butchart, S.H., Clarke, M., Smith, R.J., Sykes, R.E., Scharlemann, J.P., Harfoot, M. et al. (2015). Shortfalls and solutions for meeting national and global conservation area targets. *Conservation Letters*, 8(5), 329–337.
- Callisto M, Solar R, Silveira FAO, Saito VS, Hughes RM, Fernandes GW, Gonçalves-Júnior JF, Leitão RP, Massara RL, Macedo DR, Neves FS and Alves CBM (2019). A Humboldtian Approach to Mountain Conservation and Freshwater Ecosystem Services. *Front. Environ. Sci.* 7:195.
- Carpenter S.R., Stanley E.H. and Vander Zanden M. J. (2011). State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. *Annual Review of Environment and Resources* 36, 75-99.
- Clarke, K.R. and Gorley, R.N. (2015) PRIMER v7: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Plymouth.
- Claro, A.M. (2010). Estudo das populações de mexilhão-de-rio (*Margaritifera margaritifera* L.): Análise da qualidade ecológica de rios da bacia hidrográfica do rio Tua (NE Portugal). Mestrado Gestão de Recursos Florestais. ESA
- Corine Land Cover (2021). Copernicus Land Monitoring Service. Available at: <https://www.copernicus.eu/en> [Accessed 1 April 2021]
- Do Ó A.; Seiz R. (2021) - Impacts of Climate Change in Iberia: less water and more uncertainty in Iberian rivers. ANP|WWF & WWF España.
- 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. Camb. Philos. Soc.* 81, 163–182.
- ENCNB (2030) Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e Biodiversidade 2030 (Resolução do Conselho de Ministros nº55/2018).
- Environment Agency (2003). River Habitat Survey in Britain and Ireland: Field Survey Guidance Manual: 2003 Version. For. Res.
- Escalda P.S.M. (2004). Contribuição para o estudo das comunidades de macroinvertebrados bentónicos e de peixes da bacia hidrográfica do Rio Sabor (Bacia da Douro, Portugal). Relatório de Fim de Curso. Engenharia do Ambiente e Território
- European Commission (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy.

- Fadigas L. (2007). Fundamentos Ambientais do Ordenamento do Território e da Paisagem. Lisboa: Edições Sílabo. 201 pp.
- Feio, M.J., Ferreira, V. (2019). Rios de Portugal: comunidades, processos e alterações. Coimbra University Press, Coimbra.
- Ferreira A. (2018). Margaritífera margaritífera em Portugal: principais ameaças à sua conservação. Tese de Mestrado em Ecologia. Escola de Ciências. Universidade do Minho.
- Fidalgo J. (1998). Contribuição para o estudo hidrobiológico do Rio Maçais. Relatório de Fim de Curso. Bacharelato em Gestão Recursos Florestais. ESAB
- Fonseca, T.M.P. (2011). Monitorização da Qualidade Biológica de Rios Baseada em Macroinvertebrados e Requalificação Fluvial Dirigida a Populações Piscícolas. Mestrado em Tecnologia Ambiental. Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança
- Freyhof, J. & Brooks, E. (2011). *European red list of freshwater fishes*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Geraldes A., Ramalhosa E., Caetano, M. & Teixeira A. (2013). Large spill of mining wastes in Portelo stream: Impacts on ecosystem integrity and on angling potential. In Livro Comunicações do 7º Congresso Florestal Nacional, Vila Real-Bragança. 5-8 Junho 2013, Organização SPCF, UTAD e IPB 173-183 pp.
- Gray, C.L., Hill, S.L., Newbold, T., Hudson, L.N., Börger, L., Contu, S. et al. (2016). Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications*, 7(1), 12306.
- Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., ... & Macedo, H. E. (2019). Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature*, 569, 215.
- Halkhoums W. (2017). Management of brown trout populations (*Salmo trutta* L.) in northeastern Portugal (Douro basin): Analysis of habitat use and feeding strategies. Master Thesis on Management of Forest Resources. School of Agriculture. Polytechnic Institute of Bragança
- Heino, J., Ilmonen, J., Kotanen, J., Mykrä, H., Paasivirta, L., Soininen, J. & Virtanen, R. (2009). Surveying biodiversity in protected and managed areas: Algae, macrophytes and macroinvertebrates in boreal forest streams. *Ecological Indicators*, 9(6), 1179–1187. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.02.003>
- ICNF (2021). Parque Natural de Montesinho. Disponível em: <https://www.icnf.pt/oquefazemos/materiaisinformativoseducativos/areasprotegidas/parquesnaturais> [Acedido 10 abril 2021]
- INAG I.P. (2008a). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segunda a Directiva Quadro da Água Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos. Ministério do Ambient. Ordenam. do Territ. e Desenvol. Reg. Inst. da água, IP.
- INAG I.P. (2008b). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água - Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola. Ministério do Ambient. do Ordenam. do Territ. e do Desenvol. Reg. Inst. da Água, I.P.
- INAG I.P. (2009). Critérios para a Classificação do Estado das Massas de Água Superficiais – Rios e Albufeiras. Ministério do Ambient. do Ordenam. do Territ. e do Desenvol. Reg. Inst. da Água, I.P.
- INAG I.P., AFN (2012). Desenvolvimento de um índice de qualidade para a fauna piscícola. Ministério da Agric. Mar, Ambient. e Ordenam. do Território

- Kottelat M., Freyhof J. (2007). Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.
- Legendre P. & Anderson M. (1999). Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs* 69: 1-24.
- Mancini, L., Formichetti, P., Anselmo, A., Tancioni, L., Marchini, S. & Sorace, A. (2005). Biological quality of running waters in protected areas: The influence of size and land use. *Biodiversity and Conservation*, 14(2), 351–364
- Martinho A. (2020). Plano de Gestão e Exploração da Zona de Pesca Lúdica do Rio Mente. Divisão de Extensão e Competitividade Florestal. Departamento Regional de Gestão e Valorização da Floresta. Direção Regional de Conservação da Natureza e Florestas do Norte. Vila Real, 76 pp
- Meira, A., Lopes-Lima, M., Varandas, S., Teixeira, A., Arenas, F. & Sousa, R. (2019). Invasive crayfishes as a threat to freshwater bivalves: Interspecific differences and conservation implications. *Science of the Total Environment*, 649, 938–948.
- Millenium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystems and human well-being: wetlands and water. World Resources Institute, Washington, DC.
- Miranda F.J.V. (2012). A Pesca Lúdica e Desportiva no Nordeste Transmontano (Bacia do Douro, Portugal). Mestrado em Gestão de Recursos Florestais. Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança
- Morgado P. (1994). Estudo hidrobiológico de uma sub-bacia do rio Sabor no interior do Parque Natural de Montesinho. Relatório de Fim de Curso. Bacharelato em Gestão Recursos Florestais. ESAB.
- Naura, M. (2016). River Habitat Survey (RHS) Toolbox software. <http://www.riverhabitatsurvey.org/author/mnaura/>
- Nogueira J.G, Lopes-Lima M., Varandas S., Teixeira A. & Sousa R. (2019). Effects of an extreme drought on the endangered pearl mussel *Margaritifera margaritifera*: a before/after assessment. *Hydrobiologia*
- Nogueira J.G. (2019). Biodiversidade em água doce: comparação entre áreas com e sem estatuto de proteção. Mestrado em Ecologia. Escola de Ciências. Universidade do Minho.
- Nogueira J.G., Teixeira A., Varandas S., Lopes-Lima M., Sousa R. (2021). Assessment of a terrestrial protected area for the conservation of freshwater biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 1-11
- Nogueira, M.S.R. (2011). Impactos Ambientais em Ecosistemas Lóticos do Norte de Portugal. Estudo da Bio-Ecologia e Fisiologia de *Anodonta anatina* (L.) (Bivalvia, Unionidae). Mestrado em Tecnologia Ambiental. Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança
- Oliveira J. M. (coord.), Santos J.M., Teixeira A., Ferreira M.T., Pinheiro P.J., Galdes A., Bochechas J. (2007). Projeto AQUARIPORT: Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios. Direcção-Geral dos Recursos Florestais, Lisboa, 96 pp.
- Pardo, I., Alvarez, M., Casas, J., Moreno, J., Vicas, S., Bonada, N., Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuellar, P., Moya, G., Prat, N., Robles, S., Suarez, M., Toro M., and Vidal-Abarca, M. (2002). El habitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de habitat. *Limnetica* 21: 115-132

- Patrício C. (2013). Contribuição para o estudo da bioecologia das populações de mexilhões de rio do Nordeste Transmontano. Tese de Mestrado em Gestão de Recursos Florestais. Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança
- Pimm, S.L., Jenkins, C.N. & Li, B.V. (2018). How to protect half of Earth to ensure it protects sufficient biodiversity. *Science Advances*, 4(8), eaat2616.
- Poff N.L., Olden J.D., Merrit, D.M. and Pepin D.M. (2007). Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 104, 5732-5737. Vörösmarty C.J., McIntyre P.B., Gessner M.O., et al. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467, 555–561.
- Portela A. (2014). Avaliação da integridade ecológica do rio Sabor (Bacia do Douro). Tese de Mestrado em Tecnologia Ambiental. Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança
- Quaglietta L., Paupério J., Martins F., Alves P.C., Beja P. (2018). Recent range contractions in the globally threatened Pyrenean desman highlight the importance of stream headwater refugia. *Animal Conservation* 21 (6) 515-525.
- 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: Boon, PJ and Howell, D.L. (Ed.), *Freshwater Quality: Defining the Indefinable?* The Stationery Office, Edinburgh, pp. 215–234.
- Reid, A.J., Carlson, A.K., Creed, I.F., Eliason, E.J., Gell, P.A., Johnson, P.T. et al. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849–873.
- Rodríguez González, P.M., Jung, T., Jansson, R., Dufour, S., Cupertino, A., Gomes Marques, I., Vieites Blanco, C. (2021). Riparian Forests - Restoration perspectives under biotic, abiotic and social pressures.
- Santos M. (2014). Bioecologia e Conservação das Populações de *Salmo trutta* (L.) na Bacia Hidrográfica do Rio Tua (NE Portugal). Tese de Mestrado em Gestão de Recursos Florestais. Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança
- Santos, F. D., Forbes, K. & Moita, R. (2002). *Climate Change in Portugal. Scenarios, Impacts and Adaptation Measures – SIAM Project” – Gradiva, Lisboa,*
- Sarmento S. (2013). Impactos de pequenas obras de regularização nas comunidades de invertebrados e peixes da bacia hidrográfica do rio do Tua (Bacia do Douro, Portugal). Tese de Mestrado em Gestão de Recursos Florestais. Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança
- Saunders, D.L., Meeuwig, J.J. & Vincent, A.C.J. (2002). Freshwater protected areas: Strategies for conservation. *Conservation Biology*, 16(1), 30–41.
- Silva C. (1997). A regularização e sua influência no funcionamento de um ecossistema lótico: Caso do Rio Sabor. Relatório de Fim de Curso. Bacharelato em Gestão Recursos Florestais. ESAB
- Simberloff D., Martin J.-L., Genovesi P., et al. (2013). Impacts of biological invasions: what’s what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution* 28, 58-66.
- Sousa, R., Ferreira, A., Carvalho, F., Lopes-Lima, M., Varandas, S., Teixeira, A. & Gallardo, B. (2020). Small hydropower plants as a threat to the endangered pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. *Science of the Total Environment*, 719, 137361.
- Sousa, R., Nogueira, J.G., Ferreira, A., Carvalho, F., Lopes-Lima, M., Varandas, S. & Teixeira, A. (2019). A tale of shells and claws: The signal crayfish as a threat to the

- pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in Europe. *Science of the Total Environment*, 665, 329–337.
- Sousa, R., Amorim, Â., Froufe, E., Varandas, S., Teixeira, A. & Lopes-Lima, M. (2015). Conservation status of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in Portugal. *Limnologica*, 50, 4–10.
- Sousa R., Varandas S., Cortes R., Teixeira A., Lopes-Lima M., Machado J. & Guilhermino L. (2012). Massive die-offs of freshwater bivalves as resource pulses. *Annales de Limnologie - International Journal Limnology* 48: 105–112
- Statsoft Inc. (2004). STATISTICA (Data Analysis Software System). Version 7. www.statsoft.com. Tulsa, USA.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., Usseglio-Polatera, P. (2010). Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie. CNRS Editions, Paris.
- Tachet, H., Bournaud, M., Richoux, P. (1981). Introduction à l'étude des macroinvertébrés d'eaux douces. Univ. Claude Bernard et Assoc. de Limnol., Lyon.
- Teixeira A. et al. (2018). Conservação e Gestão orientadas para o Mexilhão-do-Rio (*Margaritifera margaritifera*) (Relatório Inicial). Coordenação Geral: QUERCUS - Associação Nacional para a conservação da Natureza (Concurso Internacional n.º 01/2018, Ref.ª CP01-MARG-QUERCUS/2018). Operação POSEUR-03-2215-FC-000096.
- Teixeira A. (2006). Repovoamento de rios de salmonídeos (*Salmo trutta* L.): Estratégias diferenciais de utilização de recursos entre trutas nativas e estabuladas. Efeitos na dinâmica destas populações e incidências na gestão da espécie. Tese de Doutoramento. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real.
- Tour A. (2016). Mineral and Organic Pollution in River Sabor (Northeastern Portugal): Ecotoxicological Effects on Freshwater Fauna. Tese de Mestrado em Biotechnological Engineering. Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança
- Varandas S., Lopes-Lima M., Teixeira A., Hinzmann M., Reis, J., Cortes R., Machado J., & Sousa R. (2012). Ecology of southern European pearl mussels (*Margaritifera margaritifera*): first record of two new populations on the rivers Terva and Beça (Portugal). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*
- Woodward G., Perkins D.M. and Brown L.E. (2010). Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 365, 2093-2106.
- World Economic Forum (WEF) (2019). The global risk report. Geneva: World Economic Forum.

Capítulo 3. Gestão de populações de truta-de-rio (*Salmo trutta*, L.) em cursos de água do Nordeste de Portugal: Status das populações nativas e análise do movimento e sucesso de repovoamentos.

Resumo

A truta-de-rio é uma espécie bioindicadora da qualidade dos rios de montanha do Nordeste de Portugal. No entanto, as pressões de origem antrópica (fragmentação e degradação de habitats aquáticos e ribeirinhos, introdução de espécies não-nativas e sobrepesca) e natural (alterações climáticas) ameaçam todas as espécies nativas que habitam estes ecossistemas vulneráveis e de baixa produtividade. Por tal motivo, a preservação da biodiversidade e sustentabilidade dos recursos depende da gestão que assegure a compatibilização da conservação com a exploração dos serviços ecossistémicos. O presente estudo teve por objetivo avaliar a abundância das populações selvagens de truta-de-rio do NE de Portugal (38 locais amostrados) e, com um grau de detalhe superior, fazer a determinação do crescimento e de parâmetros populacionais da *S. trutta* nos rios Sabor e Baceiro, situados no Parque Natural de Montesinho e zonas limítrofes. Paralelamente foram monitorizados os repovoamentos com stocks de truta-de-rio criada em cativeiro. Os resultados obtidos mostraram abundâncias piscícolas muito baixas na maioria dos diferentes troços de aptidão salmonícola, mista e ciprinícola. No entanto, as populações selvagens mostram a existência de um crescimento isométrico e uma condição física razoável/boa, com uma estrutura populacional que demonstra o recrutamento anual e a ocorrência de reprodutores, principalmente nas zonas de proteção. Os resultados preliminares dos repovoamentos sugerem um efeito limitado no espaço e tempo como técnica de gestão, dado que, no máximo, 30% dos stocks de truta permaneceu na zona (1 km), 2 meses após a sua libertação. A degradação dos habitats e a sobrepesca, em especial nas Zonas de Pesca Lúdica, são fatores decisivos que merecem uma gestão orientada para a melhoria de habitats (criação de refúgios, permeabilidade de açudes, zonas de desova) e uma regulação apropriada da pesca (e.g., limite de capturas, implementação da pesca sem morte). À luz dos conhecimentos existentes, justificam-se medidas diferenciadas para os rios Mente, Tuela e Rabaçal onde ocorre o mexilhão-de-rio *Margaritifera margaritifera*, espécie criticamente em perigo, sendo a *Salmo trutta* o hospedeiro único. Neste sentido, a pressão de pesca deverá ser parcialmente transferida para outros rios (e.g. Baceiro, Sabor e Maçãs).

Palavras-chave: conservação, espécies ameaçadas, pesca, pressões.

3.1. Introdução

A truta-de-rio (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) é uma espécie nativa da zona Paleártica e os limites setentrionais de distribuição natural na Europa coincidem com a Península Ibérica (PI), onde coexistem formas anádromas e exclusivamente residentes em rios (Larios-López et al., 2015). Apesar do estatuto de conservação Pouco Preocupante (LC) conferido, à escala global, pela IUCN (2021) e, a nível local, pelo Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral et al., 2005), muitas das populações desta espécie estão ameaçadas (Franco Ruíz & Rodríguez de los Santos, 2001). Com efeito, as populações do sul da Europa exibem características locais muito peculiares, caso de: 1) elevada diversidade genética, com a descoberta recente de novos haplótipos (Almodóvar et al., 2010); 2) elevado grau de isolamento de populações entre bacias hidrográficas e inclusive entre rios da mesma bacia (Larios-López et al., 2015); 3) período de reprodução mais alargado descrito para a espécie (desde outubro a abril/maio) (Larios-López et al., 2015). Estas características foram motivadas pelo isolamento das populações de truta-de-rio da PI desde o último período glacial, através da coevolução com o clima mediterrâneo e estão de acordo com as apresentadas por populações que habitam os limites de distribuição natural das espécies (Hampe & Petit, 2005) nas atuais condições de alterações climáticas. Crê-se que populações que vivem nos limites de distribuição sofrerão, provavelmente, risco de extinção se as atuais variações climáticas, nomeadamente o aumento da temperatura, forem ainda mais exacerbadas (Almodóvar et al., 2012). Na Ibéria, as populações de truta-de-rio experimentaram um declínio acentuado nas últimas décadas devido à degradação dos habitats (Benejam et al., 2016), pesca excessiva (Almodóvar & Nicola, 2004) e introgressão genética (Aparicio et al., 2005). Consequentemente, há uma necessidade urgente de desenvolver estratégias sólidas de conservação e gestão para preservar estas populações. Com o aumento da fragmentação do rio, é fundamental quantificar a escala e magnitude dos padrões de dispersão da espécie e determinar os fatores condicionantes de modo a otimizar a gestão adequada. São várias as técnicas que são usadas para a monitorização dos movimentos e avaliação do comportamento dos peixes (Weber e Fausch, 2003). Lucas e Baras (2000) separam estes métodos em duas categorias principais: 1.

independente da captura (e.g. observação subaquática, e.g. snorkelling) e 2. dependente da captura (e.g. técnicas de marcação e recaptura, com recurso à pesca elétrica e à telemetria). Porém, estas técnicas têm um conjunto de vantagens e desvantagens. Por exemplo, a radiotelemetria tem um alto custo dos radiotags (com tempo de vida muito limitado) e tecnologia associada que inviabilizam a monitorização de um elevado número de exemplares, sendo ainda pouco apropriado para classes de idade mais jovens (Lucas & Baras, 2000). Como alternativa, o recurso à PIT-Telemetria (e.g., transmissores passivos) permite rastrear, com um baixo custo, um número superior e inclusive de pequenos peixes em águas de baixa profundidade (Roussell et al., 2000; Quintella et al., 2005). Em Portugal esta tecnologia foi já usada em salmonídeos (Teixeira & Cortes, 2007) em estudos do comportamento e uso do habitat pela truta-de-rio. Rogers & White (2007), referem que a telemetria é a única opção realista para estudos de monitorização dos peixes em rios de grande dimensão.

A truta-de-rio é uma espécie emblemática do ponto de vista socioeconómico, nomeadamente para a pesca lúdica e desportiva, em especial nos rios de montanha da Península Ibérica (Almodóvar & Nicola, 2004; Teixeira & Cortes, 2006; Martinho 2008; Sanchez-Hernandez & Cobo, 2012). Em Portugal, a gestão das populações selvagens pertence ao estado (ICNF) e ao poder local (Câmaras Municipais) e a privados (maioritariamente Associações de Pesca), enquanto em Espanha a responsabilidade pertence aos Governos Regionais. São vários os estudos desenvolvidos (e.g., Braña et al., 1992; Almodóvar & Nicola, 1998; Martinho, 2008) que estabelecem *guidelines* para incremento da conservação e gestão das populações selvagens, baseados maioritariamente em variáveis associadas ao crescimento e aos parâmetros populacionais. Apesar da variabilidade destes parâmetros entre populações da PI, destaca-se a baixa produtividade piscícola e a grande pressão piscatória que, por norma, ocorre em rios de montanha (Sanchez-Hernandez & Cobo, 2012). Com efeito, a elevada demanda derivada da pesca lúdica tem merecido, por parte dos gestores, o recurso continuado ao incremento do potencial da pesca através do repovoamento com truta-de-rio criada em cativeiro, seja através de largadas (tamanho > 20 cm), seja com peixes de menor tamanho, na tentativa de contribuírem para a sustentabilidade das populações selvagens, apesar de

muitos estudos alertarem para os potenciais impactes negativos resultantes da competição e interação entre os exemplares criados em cativeiro e a truta-de-rio selvagem (McMichael et al., 1999; Weber & Fausch, 2005). Contudo, existem estudos que reportam impactos mínimos e um efeito limitado no tempo e no espaço, decorrente dos repovoamentos de truta-de-rio, e uma segregação espacial e temporal entre os stocks simpátricos de truta-de-rio selvagem e truta-de-rio de origem doméstica (Teixeira & Cortes, 2006, 2007).

A importância dos serviços ecossistémicos nos espaços de montanha, caso da área protegida do PNM, e em particular a pesca lúdica e desportiva fica bem patente pelos serviços culturais de lazer e fruição fornecidos. Segundo Martinho (2020), a pesca de águas interiores, tem gerado um conjunto assinalável de benefícios, diretos e indiretos, para as regiões do interior despovoado decorrente do elevado valor desportivo e turístico associado à valorização dos recursos endógenos e à promoção das microeconomias regionais. Com efeito, o número potencial de praticantes da pesca lúdico-desportiva, quer portugueses residentes no Nordeste Transmontano quer não residentes, maioritariamente originários da Galiza e de Castela, está na base dos recentes regulamentos aprovados pela Administração de modo a conciliar a pesca lúdico-desportiva com a proteção dos valores naturais, através da introdução de normas específicas de gestão. Estas medidas visam evitar a sobre-exploração de recursos e garantir não só a preservação de espécies-alvo, como o mexilhão-de-rio e o seu hospedeiro único na região, a truta-de-rio, mas também a conservação dos habitats e ecossistemas numa abordagem que integre os diferentes estatutos e figuras legais. Com efeito, a conservação e gestão dos ecossistemas aquáticos, tem necessariamente de estar articulada com o Regime Jurídico da Conservação da Natureza e da Biodiversidade (Decreto-Lei n.º 142/2008, de 24 de julho) que engloba a área territorial da Zona Especial de Conservação (ZEC) na qual se inserem o PNM (Resolução do Conselho de Ministros n.º 179/2008, de 24 de novembro), a Zona de Proteção Especial (ZPE) de Montesinho/Nogueira (PTZPE0003) e a Reserva da Biosfera Transfronteiriça Meseta Ibérica (área de conservação de âmbito supranacional), bem como a Reserva Ecológica Nacional (REN), Reserva Agrícola Nacional (RAN), Domínio Público Hídrico (DPH) e Áreas de Elevada Perigosidade de Incêndio Florestal (definidas nos PMDFCI).

3.1.1. Objetivos

O presente estudo pretende contribuir para a conservação e gestão das populações piscícolas do PNM e áreas limítrofes e em particular das populações de truta-de-rio. Mais especificamente os objetivos foram:

- Avaliar o status das populações nativas e deteção de espécies não-nativas, mediante o cálculo do crescimento e parâmetros populacionais;
- Determinar o sucesso dos repovoamentos piscícolas, nomeadamente com stocks de truta-de-rio criadas em cativeiro, uma das técnicas de gestão mais utilizadas pelos gestores de Zonas de Pesca Lúdica (ZPL).

3.2. Metodologia

3.2.1. Área de Estudo

A área de estudo dos locais de amostragem seleccionados para avaliação do status das populações piscícolas selvagens e do sucesso dos repovoamentos efetuados com truta-de-rio de cativeiro, pertencem ao PNM e áreas limítrofes (**Figura 3.1**).

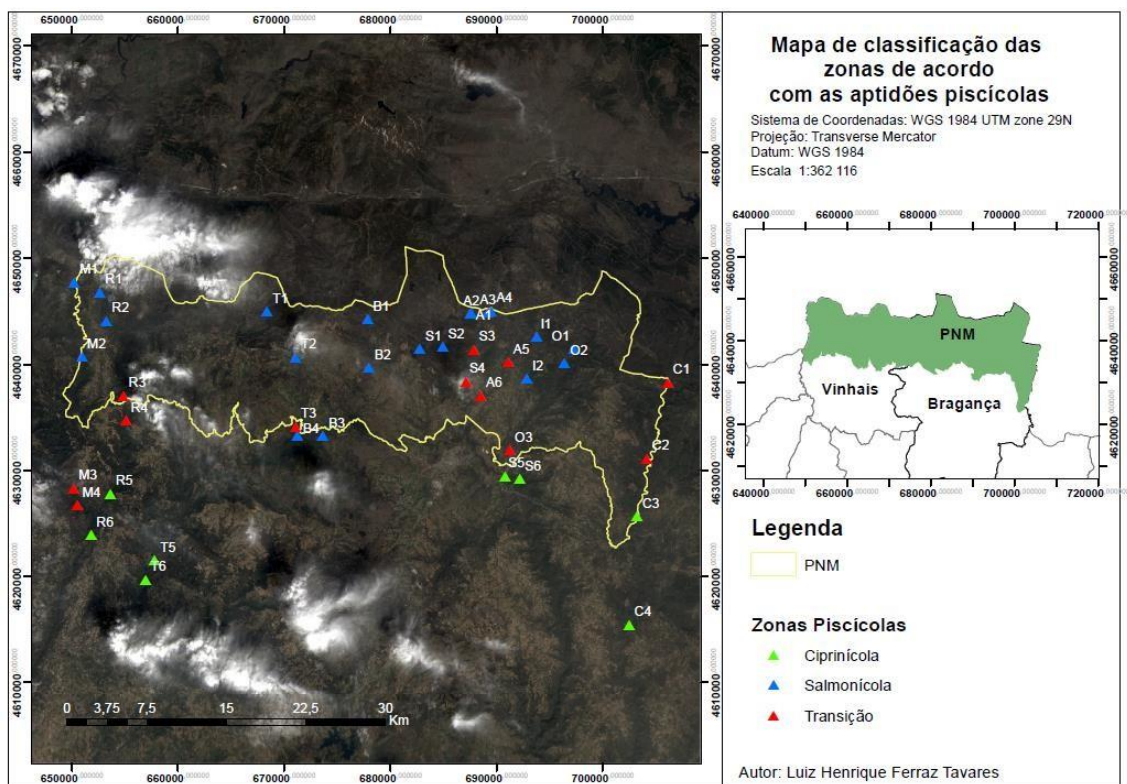


Figura 3.1. Localização dos troços seleccionados no PNM e áreas limítrofes (verão 2020).

3.2.2. Avaliação do status das populações piscícolas selvagens

A metodologia utilizada para a amostragem das comunidades piscícolas baseou-se no protocolo do *Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Diretiva Quadro da Água - Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola* (INAG, 2008) descrito pormenorizadamente na seção 2.2.2.4 do capítulo 2 do presente trabalho. Foram recolhidos dados referentes à biometria (comprimento, peso) e ainda escamas para determinação da idade. Todos os peixes foram posteriormente restituídos ao local de captura de cada rio amostrado.

3.2.2.1. Modelos de crescimento

3.2.2.1.1. 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:

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

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

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

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

t - Idade (em anos);

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

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

3.2.2.1.2. Relação comprimento - peso

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

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

W - Peso do indivíduo em gramas (g)

L - Comprimento total do indivíduo em centímetros (cm)

a e b - coeficientes da equação, tendo b o seguinte significado:

b - Coeficiente de isometria ($b = 3$) ou alometria ($b \neq 3$)

3.2.2.1.3. Fator K de condição física

A condição física que pode ser determinada pelo Fator K de condição de Fulton (Ricker, 1975):

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

K -Fator de condição ou coeficiente de condição física

W - Peso do indivíduo em gramas (g)

L - Comprimento total do indivíduo em centímetros (cm)

No caso dos salmonídeos, o fator K assume, normalmente, variações entre valores compreendidos entre 0,8 e 2 (**Tabela 3.1**) (Barnham & Baxter, 1998).

Tabela 3.1. Condição física K dos salmonídeos (adaptado de Barnham & Baxter, 1998).

EXCELENTE	BOM	RAZOÁVEL	MEDÍOCRE	MAU
1,60	1,40	1,20	1,00	0,80

3.2.2.2. Estrutura etária

3.2.2.2.1. Escalimetria

Na determinação da idade foram observadas as escamas de peixes, obtidas para diferentes classes de tamanho. O procedimento consistiu na recolha de escamas, através da raspagem com um bisturi da zona acima da linha lateral. No laboratório foram seleccionadas escamas sem núcleos amorfos e preparadas lâminas para observação através de microscópio estereoscópico Olympus SXZ10 (amplificação de 10-132x). No caso da truta-de-rio, devem considerar-se os primeiros sete *circulii* na delimitação do primeiro ano de idade (Abad, 1982) e a potencial ocorrência de falsos anéis de crescimento (Cortes e Ferreira, 1993).

3.2.2.2.2. Distribuição de frequências de comprimento

Foi também considerada a distribuição de frequências de comprimento, partindo do princípio que os grupos etários sucessivos da truta-de-rio apresentem reduzida sobreposição nas suas dimensões. Segundo (Cortes e Ferreira, 1993), quando as modas sucessivas de distribuição de frequências de comprimento duma dada população se apresentam bem definidas e,

paralelamente, corresponderem às idades presentes, a distância entre cada moda permitirá avaliar os crescimentos médios entre as várias idades.

3.2.3. Avaliação do sucesso dos repovoamentos e padrões de movimento

Foram selecionados 2 locais nos rios Sabor (SR1 e SR2) e Baceiro (BR1 e BR2), situados em zonas de aptidão salmonícola e mista (i.e. transição salmonícola/ciprinícola), tendo em conta a variação na distribuição e abundância das espécies piscícolas ao longo do eixo longitudinal dos rios e ainda pontuais pressões antrópicas (e.g. construção de açudes, focos de poluição, degradação da mata ripícola). Os troços de aptidão salmonícola beneficiaram de proibição de pesca, enquanto os troços de aptidão mista, situados nos setores de jusante pertencem a Zonas de Pesca Lúdica/ Concessões de Pesca Desportiva. Todas as experiências contaram com a colaboração das entidades gestoras, caso da Associação Ambientalista e Recreativa de Caça e Pesca de Alfaião (Rio Baceiro, ICNF Alvará nº 422/2014, de 21 de fevereiro) e à Associação de Caça e Pesca de Rabal (Rio Sabor, ICNF, Alvará nº 493/2015, de 12 de junho).

No final do verão (setembro) de 2020, coincidindo com o início do período de defesa da pesca, foram libertadas em 2 setores de ambos os rios um total de 1600 trutas criadas em cativeiro, pertencentes a 2 cohorts distintos: 1) trutas 0+ (110 ± 13 mm, Comprimento total CT ± Desvio padrão SD) e 2) trutas 1+ (152 ± 22 mm). Foram também obtidos os dados biométricos, nomeadamente a obtenção do comprimento total (CT, ictiómetro 0,1 cm) e do peso (g, balança digital, precisão de 0,01g). Todos os exemplares foram previamente marcados com elastómero – VIE (Visible Implant Elastomer; Northwest Marine Technology ©), tendo-se usado 4 cores e marcas distintas por cada troço de estudo (i.e. verde, amarelo, vermelho e laranja e marcas na cabeça – trutas 1+ e na cauda – trutas 0+). Os peixes foram marcados no início de agosto de 2020 (**Figura 3.2**) e registaram elevadas taxas de retenção das marcas (> 95%) com a devida cicatrização, após um mês de permanência no cativeiro.

Contudo, foi ainda feita a ablação da barbatana adiposa para mais fácil identificação no campo. Paralelamente, foram ainda marcados 50 exemplares por classe de idade e por troço de rio com PIT-tags (Passive Integrated Transponders) (**Figura 3.3**) com monitorização através do uso duma antena

portátil (Oregon RFDI ©) e obtenção de dados detalhados e individualizados do movimento e condição duma fração de trutas de repovoamento. Previamente (final de agosto de 2020) à realização dos repovoamentos foi feita uma avaliação da densidade e biomassa piscícola nativa presente em cada troço de estudo, através do recurso à pesca elétrica.

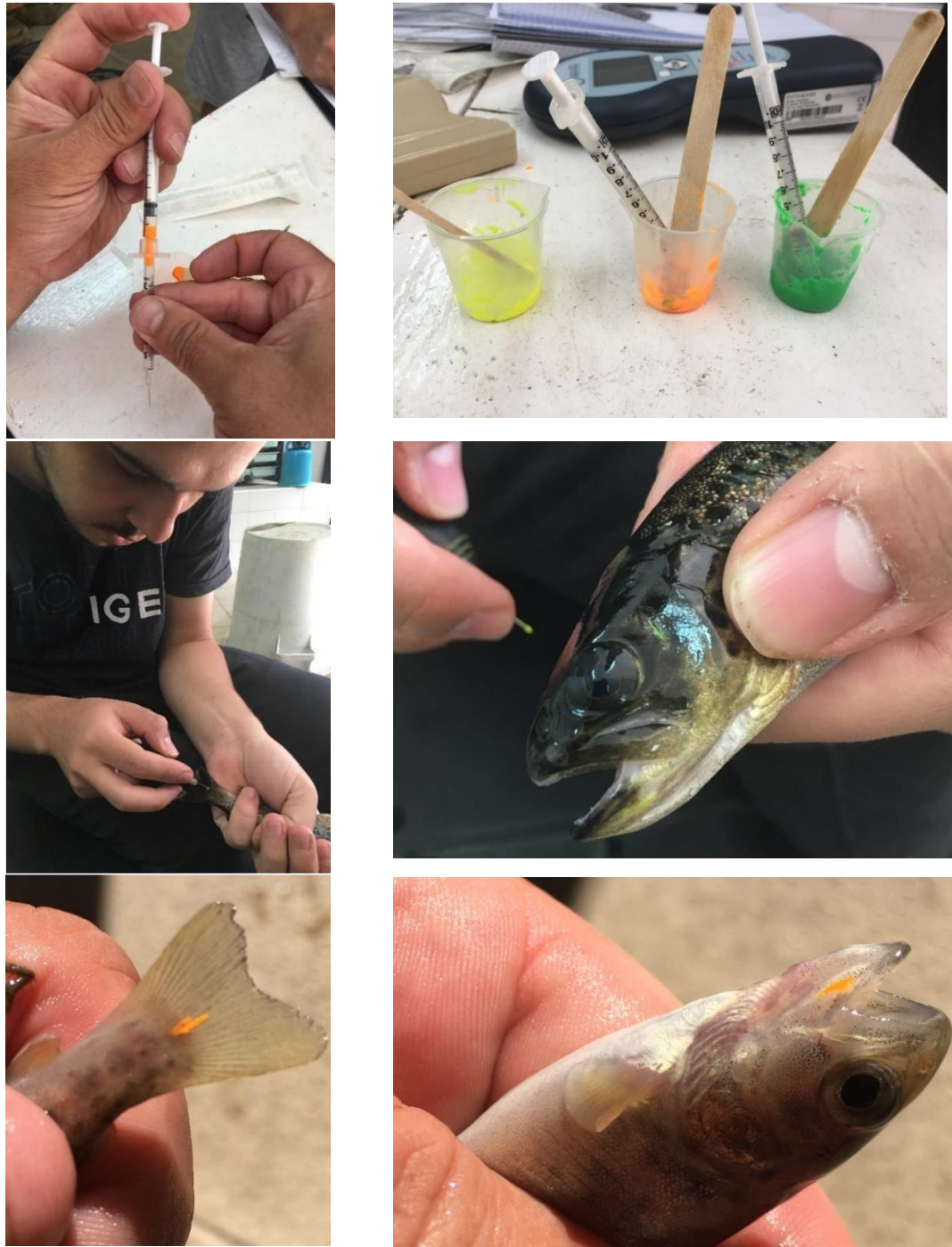


Figura 3.2. Marcação com recurso a elastomer (© Northwest Marine Technology, Inc.) (agosto 2020).



Figura 3.3. Marcação com recurso a PIT-tags (©OREGON RFDI) (agosto 2020).

A distribuição de stocks e marcas usadas estão explícitas na **Tabela 3.2**.

Tabela 3.2. Marcas e distribuição dos stocks de trutas 0+ e 1+ usados no repovoamento dos rios Sabor e Baceiro (setembro 2020)

Rio	Local	Truta 0+ Elastomer	Truta 0+ PIT Tags	Truta 1+ Elastomer	Truta 1+ PIT Tags	Total
Sabor	SR1	200 Laranja Cauda	50 Código único	100 Laranja Cabeça	50 Código único	400
Sabor	SR2	200 Vermelho Cauda	50 Código único	100 Vermelho Cabeça	50 Código único	400
Baceiro	BR1	200 Verde Cauda	50 Código único	100 Verde Cabeça	50 Código único	400
Baceiro	BR2	200 Amarelo Cauda	50 Código único	100 Amarelo Cabeça	50 Código único	400

A monitorização dos repovoamentos e dos movimentos efetuados pelas populações de trutas domésticas foi feita em 4 eventos subsequentes com periodicidade quinzenal (i.e., meados de setembro, finais de setembro, meados de outubro e finais de outubro), recorrendo nas 3 primeiras amostragens à PIT

telemetria (**Figura 3.4**) e no último evento, o recurso à pesca elétrica para a devida monitorização, com recolha de dados biométricos. A amostragem foi realizada no período precedente à época de reprodução, não contemplando possíveis movimentos decorrentes dos fluxos migratórios associados a esta época. A monitorização com PIT-Telemetria foi feita com uma passagem única, efetuada em movimento de ziguezague, no sentido ascendente, através de um operador manipulando a antena portátil. Na presença duma deteção (facilmente identificado pelo sinal sonoro emitido) foram ainda registados os dados referentes ao uso do habitat (**Figura 3.4**)

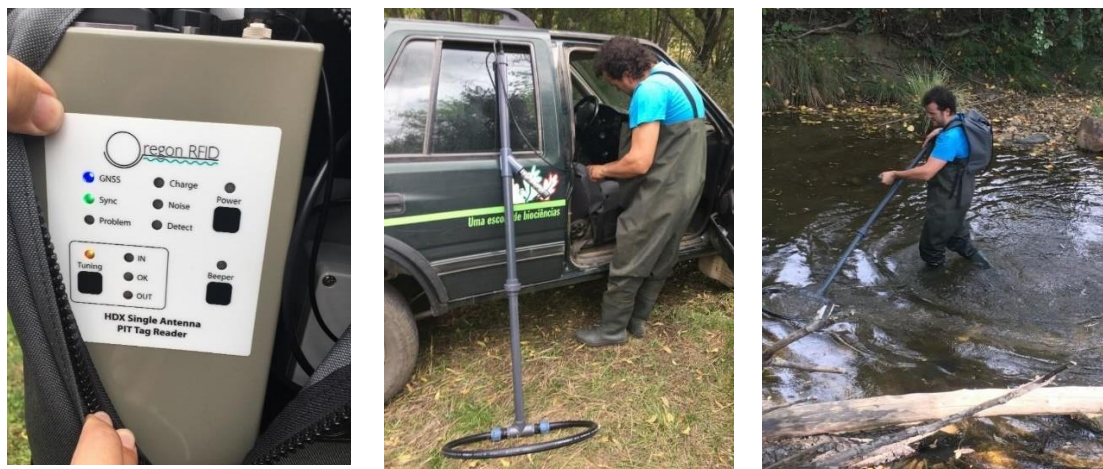


Figura 3.4. Monitorização dos repovoamentos de stocks de truta-fário de origem doméstica (0+ e 1+) com recurso à PIT-Telemetria (outubro 2020).

Foram obtidas, junto do ICNF, permissões para a realização de pesca elétrica e manipulação da fauna piscícola (Licença n.º 114 / 2021 / CAPT; Credencial Pesca n.º 2/2021) assim como a realização dos repovoamentos através da submissão de requerimento ao ICNF e com a concordância das entidades gestoras dos troços concessionados.

3.2.3. Tratamento de dados

A determinação dos parâmetros de crescimento da equação de Von Bertalanffy (1938), e a distribuição da frequência de crescimentos, 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 interativo 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:

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

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*'.

No tratamento estatístico dos dados foram aplicados os testes Mann-Whitney (U) e Kruskal-Wallis (H), com base no software STATISTICA 7 (STATSOFT, 2004) 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).

3.3. Resultados

3.3.1. Status das populações piscícolas

As espécies nativas capturadas na área de estudo pertencem às famílias: 1) **Salmonidae**: truta-de-rio (*Salmo trutta*), 2) **Leuciscidae**: escalo-do-norte (*Squalius carolitertii*), o bordalo (*Squalius alburnoides*), a boga-do-Douro (*Pseudochondrostoma duriense*) e xarda (*Achondrostoma* sp.); 3) **Cyprinidae**: barbo-comum (*Luciobarbus bocagei*); e 4) **Cobitidae**: verdemã-do-norte (*Cobitis calderoni*). Por sua vez, as espécies não-nativas pertencem às famílias: 1) **Centrarchidae**: perca-sol (*Lepomis gibbosus*); 2) **Leuciscidae**: alburno (*Alburnus alburnus*) e 3) **Cobitidae**: verdemã-do-sul (*Cobitis paludica*). Nas Tabelas 3.3, 3.4, 3.5 e 3.6 estão expressas as abundâncias CPUE (nº indivíduos /100 m²) discriminadas pelas espécies presentes em cada zona de aptidão piscícola e local de amostragem.

Nos troços de aptidão salmonícola (Tabela 3.3) só foram capturadas espécies nativas. A truta-de-rio ocorreu exclusivamente em 5 locais amostrados nos rios Sabor e Baceiro (29,4%), e foi a espécie dominante em mais 3 locais situados nos rios Rabaçal, Tuela e Mente (23,5%).

Tabela 3.3. Abundância CPUE (nº indivíduos/100 m²) nos troços de aptidão salmonícola. Acrónimos/Rio: S- Sabor; B- Baceiro; T- Tuela; R- Rabaçal; M-Mente; I- Igrejas; O-Onor; A- Aveleda (verão 2020).

Local	<i>S. trutta</i>	<i>S. carolitertii</i>	<i>S. alburnoides</i>	<i>P. duriense</i>
S1	4,6	0,0	0,0	0,0
S2	10,7	0,0	0,0	0,0
B1	4,3	0,0	0,0	0,0
B2	6,8	0,0	0,0	0,0
B3	1,1	0,0	0,0	0,0
B4	0,3	0,1	0,0	7,0
T1	3,2	0,0	0,0	0,9
T2	2,9	5,3	0,0	1,4
R1	7,3	1,2	0,0	9,7
R2	2,3	2,0	0,0	2,2
M1	7,3	0,0	0,0	2,1
M2	5,3	0,5	0,0	1,4
I1	0,0	6,4	2,4	0,0
I2	0,0	1,3	17,7	1,7
O1	2,4	0,6	12,2	0,0
O2	2,0	0,6	13,2	6,0
A4	1,5	2,3	0,0	0,0

Nos troços de aptidão mista, i.e.de transição salmonícola/ciprinícola (**Tabela 3.4**) também só foram capturadas espécies nativas, embora a maior representatividade pertença à família Leuciscidae e em particular à espécie *P. duriense*, presente em todas as sub-bacias, e às espécies *S. alburnoides*, *S. carolitertii* e *Achondrostoma* sp. (presente apenas no rio Maças).

Tabela 3.4. Abundância CPUE (nº indivíduos/100 m²) nos troços de aptidão mista. Acrónimos/Rio: S- Sabor; B- Baceiro; T- Tuela; R- Rabaçal; M-Mente; I- Igrejas; O-Onor; A- Aveleda (verão 2020).

Local	<i>S. trutta</i>	<i>S. carolitertii</i>	<i>S. alburnoides</i>	<i>P. duriense</i>	<i>Achondrostoma</i> sp.	<i>L. bocagei</i>	<i>C. calderoni</i>
S3	1,5	5,0	20,7	3,8	0,0	0,0	0,0
S4	2,3	0,3	2,4	3,9	0,0	0,0	0,0
T3	1,4	1,9	0,0	2,2	0,0	0,1	0,0
T4	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,1	0,0
R3	1,8	10,5	0,0	11,0	0,0	0,7	0,0
R4	2,0	1,5	0,0	14,3	0,0	1,1	0,1
M3	0,5	1,1	4,6	5,0	1,1	0,0	0,0
M4	0,7	1,0	2,1	0,8	0,4	0,0	0,0
O3	1,0	3,0	12,4	0,7	0,0	0,0	0,0
C1	1,4	0,4	0,0	0,1	0,7	0,0	0,0
C2	0,0	0,4	9,9	0,6	17,6	0,0	0,0
A5	1,8	10,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
A6	1,9	0,4	2,3	0,2	0,0	0,0	0,0

Nos troços de aptidão ciprinícola, situados no limite sul do PNM e nas áreas limítrofes exteriores para além da ausência ou presença residual de *S. trutta* e da representatividade crescente das espécies das famílias Leuciscidae e Cyprinidae foram detetadas espécies não-nativas, caso da *Lepomis gibbosus*, *Alburnus alburnus* e *Cobitis paludica* (**Tabela 3.5 e 3.6**).

Tabela 3.5. Abundância das espécies nativas CPUE (nº indivíduos/100 m²) nos troços de aptidão ciprinícola. Acrônimos/Rio: S- Sabor; B- Baceiro; T- Tuela; R- Rabaçal; M-Mente; I- Igrejas; O-Onor; A- Aveleda (verão 2020).

Local	S. <i>trutta</i>	S. <i>carolitertii</i>	S. <i>alburnoides</i>	P. <i>duriense</i>	<i>Achondrostoma</i> <i>sp.</i>	L. <i>bocagei</i>	C. <i>calderoni</i>
S5	0,1	7,1	7,7	2,3	0,0	0,7	0,0
S6	0,0	6,5	14,1	8,7	0,0	2,3	0,0
T5	0,0	0,0	0,0	5,6	0,0	2,8	0,0
T6	0,0	0,2	1,7	16,0	0,0	2,5	0,0
R5	0,0	1,4	0,3	1,6	0,0	2,0	0,0
R6	0,3	0,3	2,0	16,3	0,0	8,0	0,0
C3	0,1	0,2	3,1	0,0	1,0	0,1	0,0
C4	0,0	0,5	5,1	0,4	2,0	0,5	0,0

No caso da área protegida do PNM somente foi capturada uma espécie não nativa, caso da perca-sol (*Lepomis gibbosus*).

Tabela 3.6. Abundância das espécies não-nativas CPUE (nº indivíduos/100 m²) nos troços de aptidão ciprinícola. Acrônimos/Rio: S- Sabor; B- Baceiro; T- Tuela; R- Rabaçal; M-Mente; I- Igrejas; O-Onor; A- Aveleda (verão 2020).

Local	<i>C. paludica</i>	<i>L. gibbosus</i>	<i>A. alburnus</i>
S5	4,6	0,0	0,0
S6	2,9	0,0	0,0
T5	0,0	0,0	0,0
T6	0,0	0,3	0,0
R5	0,0	0,0	0,0
R6	0,0	0,0	0,0
C3	0,0	0,3	0,0
C4	0,0	51,6	1,3

Foram encontradas diferenças significativas entre rios (testes H de Kruskal-Wallis, $P < 0,05$) nos troços de aptidão salmonícola (e.g., Sabor, Baceiro, Rabaçal e Tuela) quanto à abundância quer nos troços sujeitos à pesca lúdica quer nos troços de proteção, assim como entre troços de pesca vs. proteção para cada rio (testes U de Mann-Whitney, $P < 0,05$).

3.3.2. Crescimento e parâmetros populacionais da truta-de-rio

3.3.2.1. Modelo de Crescimento de von Bertalanffy

Os resultados obtidos (**Tabela 3.7** e **Figuras 3.5** e **3.6**), permitem destacar as populações do rio Sabor como tendo um crescimento teórico superior, podendo atingir $L_{\infty} = 354,5$ mm, enquanto as populações do rio Baceiro não superaram um $L_{\infty} = 320,0$ mm. De referir ainda que os comprimentos máximos apresentados na tabela seguinte são os inventariados no presente estudo ($L_{\text{máx}}$).

Tabela 3.7. Parâmetros de Von Bertalanffy calculados para a *Salmo trutta* dos rios Sabor e Baceiro (verão de 2020). k e L_{∞} determinados através da rotina ELEFAN I, t_0 a partir da equação empírica de Pauly (1979) e comprimentos máximos inventariados ($L_{\text{máx}}$).

População	t_0 [ano]	K [ano ⁻¹]	L_{∞} [mm]	$L_{\text{máx}}$ [mm]
Sabor	-0,480	0,33	354,5	335
Baceiro	-0,478	0,34	320	310

Para as populações do rio Sabor o limite mínimo legal de captura pode ser alcançado por volta de dois anos de idade, enquanto no rio Baceiro somente nos dois anos e meio é atingida a dimensão legal para a pesca (**Figuras 3.5** e **3.6**).

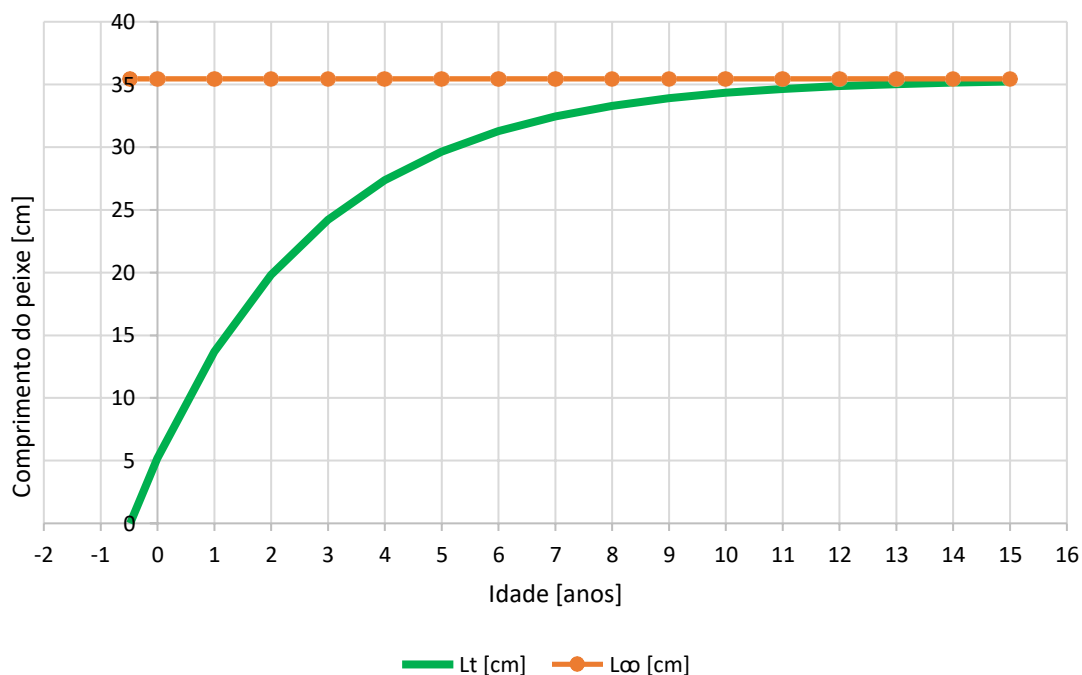


Figura 3.5. Curvas de crescimento de Von Bertalanffy para a *Salmo trutta* do rio Sabor, recorrendo à rotina ELEFAN I: não fixando a classe de comprimento inicial (Cálculo automático).

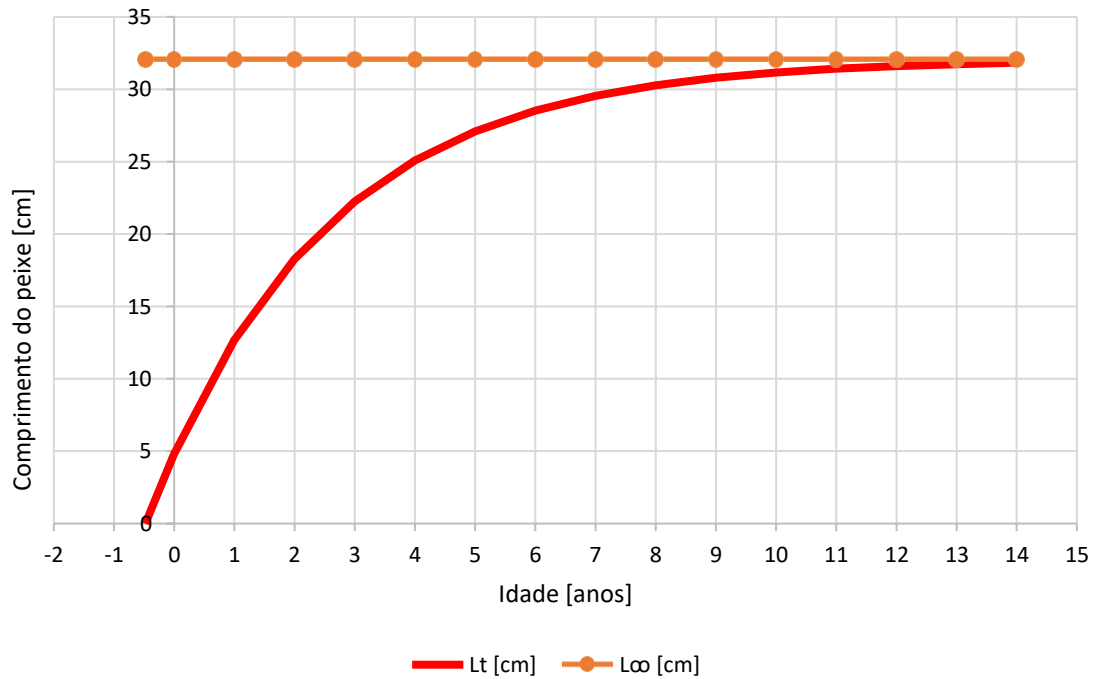


Figura 3.6. Curvas de crescimento de Von Bertalanffy para a *Salmo trutta* do rio Baceiro, recorrendo à rotina ELEFAN I: não fixando a classe de comprimento inicial (Cálculo automático).

3.3.2.2. Relação comprimento – peso

Nas Figuras 3.7 e 3.8 estão apresentadas as relações comprimento – peso das populações de *S. trutta* dos rios Sabor (n = 121) e Baceiro (n = 127).

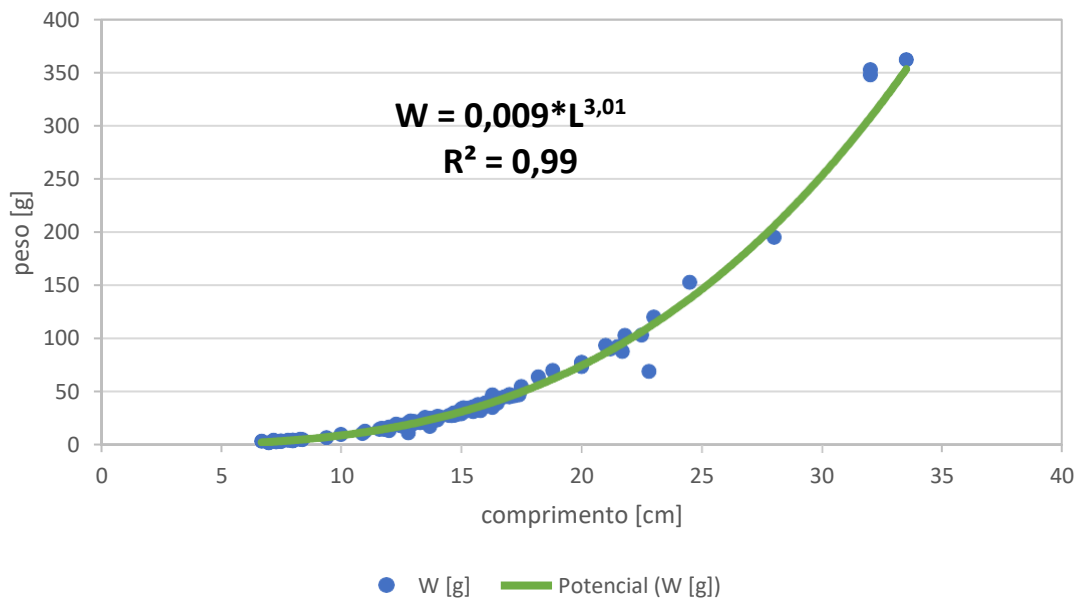


Figura 3.7. Relação comprimento-peso dos exemplares de truta capturados no Rio Sabor, bacia hidrográfica do Alto Sabor (Verão 2020).

Não foram detetadas diferenças significativas (teste U de Mann-Whitney, $P > 0,05$) no crescimento de ambas as populações de truta-de-rio dos rios Sabor e Baceiro. Com efeito, foi obtido um coeficiente praticamente isométrico (Rio Sabor: $b = 3,01$; Rio Baceiro: $b = 3,09$).

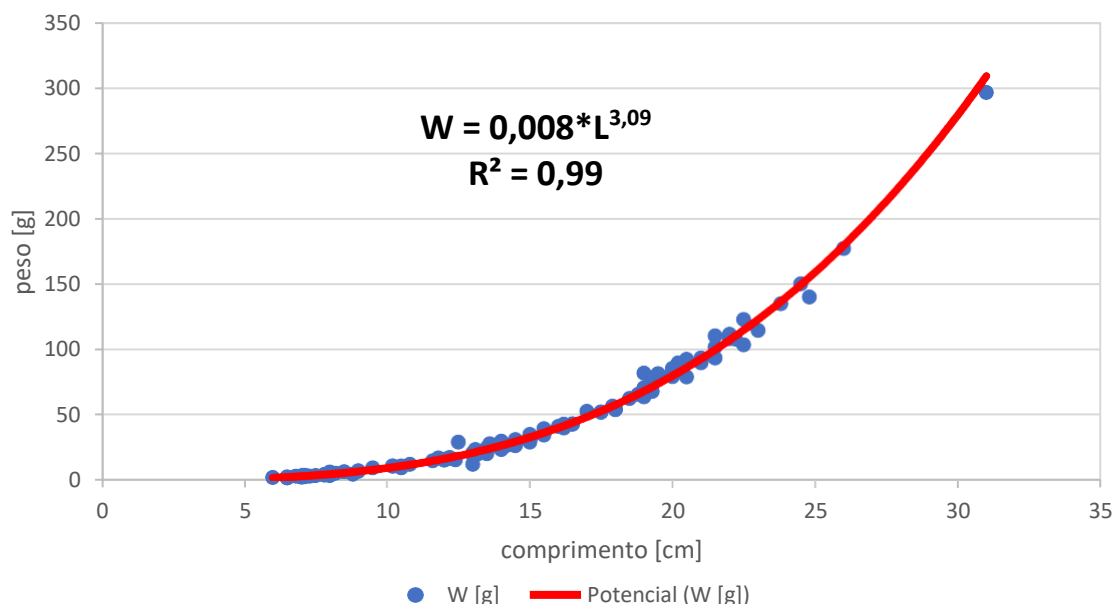


Figura 3.8. Relação comprimento-peso dos exemplares de truta capturados no Rio Baceiro, bacia hidrográfica do Alto Tua (Verão 2020).

3.3.2.3. Condição física: Fator K de Fulton

No que respeita ao coeficiente de condição K de Fulton foram observadas diferenças significativas entre os indivíduos de truta-de-rio capturados nos 2 cursos de água, i.e., nos rios Sabor e Baceiro (teste U de Mann-Whitney, $P < 0,001$) (**Figura 3.9**). Os valores médios registados para o rio Baceiro $K = 1,3$ e para o rio Sabor $K = 1,2$, correspondendo a classificação da condição corporal de BOA e RAZOÁVEL, respetivamente. Estes resultados sugerem que no rio Baceiro a capacidade biogénica do ecossistema pode limitar a presença de exemplares de *Salmo trutta* com boa condição física, ao contrário do que foi verificado no rio Sabor.

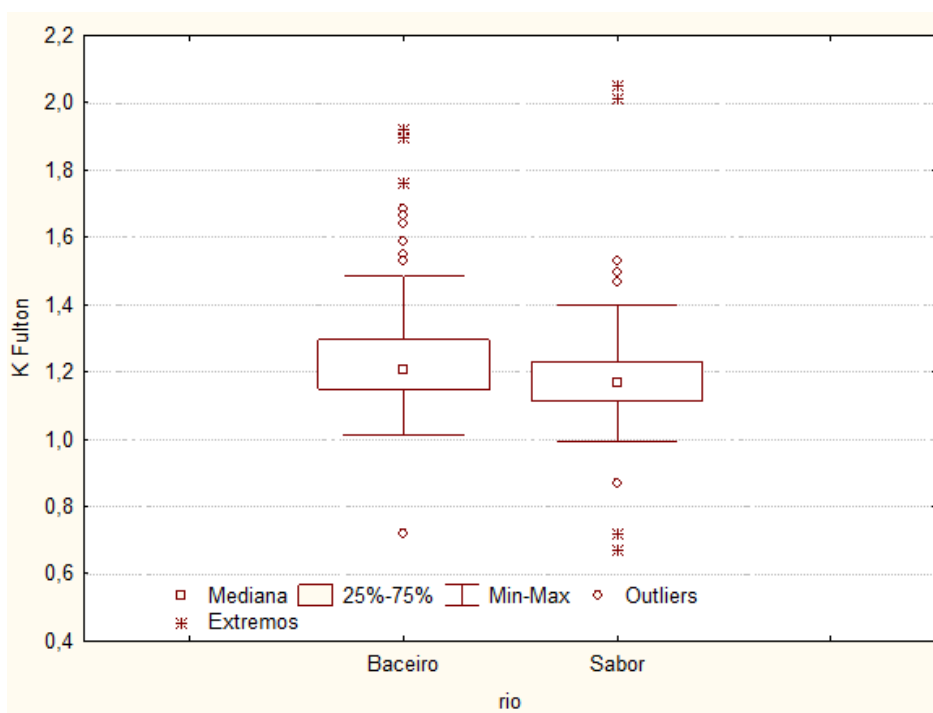


Figura 3.9. Coeficiente de condição física K nos rios Baceiro e Sabor. As boxplot mostram os valores da média (linha central), o intervalo de 25-75% (caixa), valores máximos e mínimos e ainda extremos (asteriscos) e outliers (pontos).

3.3.2.4. Distribuição das frequências de comprimento/ classes de idade

Na **tabela 3.8** estão representados os resultados da escalimetria, i.e., da leitura dos anéis de crescimento da truta-de-rio. O número de classes obtidas pela distribuição das frequências de comprimento (**Figuras 3.10 e 3.11**) coincidiu, grosso modo, com os resultados obtidos através da escalimetria.

Tabela 3.8. Escalimetria da truta-de-rio (*Salmo trutta*) discriminada por classes de idade, número de exemplares e tamanhos mínimos e máximos nas estações amostradas nos rios Sabor e Baceiro (verão 2020).

Classes de idade	Rio Sabor		Rio Baceiro	
	Nº exemplares	Mínimo-Máximo (mm)	Nº exemplares	Mínimo-Máximo (mm)
0+	19	65 - 98	10	64 - 98
1+	21	101 - 155	31	118 - 158
2+	15	150 - 190	15	154 - 195
3+	5	200 - 228	14	189 - 235
4+	6	210 - 245	4	245 - 260
5+	2	320-326	-	-

Tendo em consideração os locais amostrados em ambos os rios, observou-se um menor número de truta-de-rio com dimensões mínimas de captura, i.e. > 200 mm e idade 3⁺ no rio Sabor, quando comparado com o rio Baceiro.

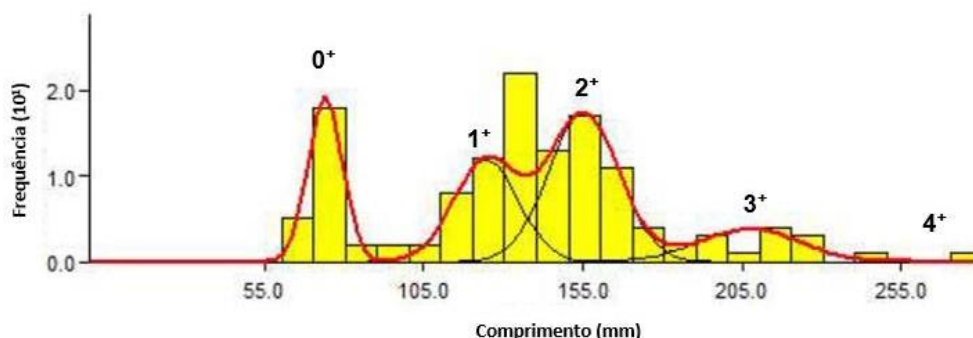


Figura 3.10. Distribuição das frequências de comprimento/classes de idade da truta-de-rio no rio Sabor, utilizando a rotina Bhattacharya incluída no software FISAT II (verão 2020).

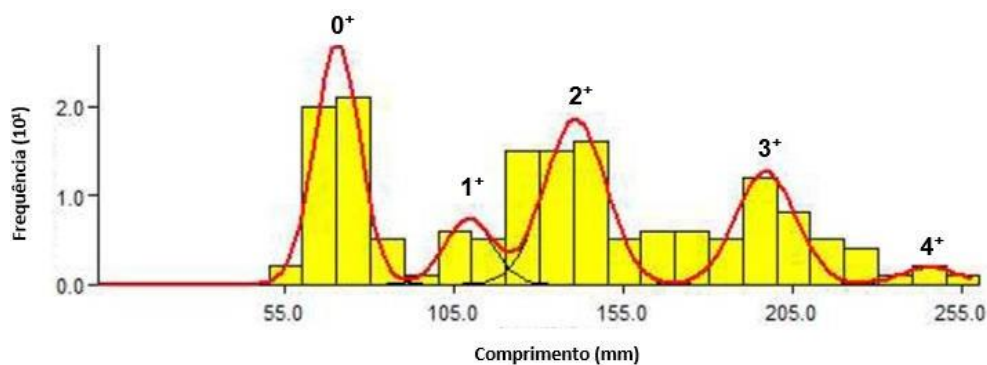


Figura 3.11. Distribuição das frequências de comprimento/classes de idade da truta-de-rio no rio Baceiro, utilizando a rotina Bhattacharya incluída no software FISAT II (verão 2020).

3.3.2. Repovoamentos de truta de cativeiro: sucesso e dispersão

Os repovoamentos com truta de cativeiro registaram, para os 2 meses imediatamente após a sua libertação e uma periodicidade de monitorização quinzenal, uma taxa de sucesso que nunca ultrapassou 30% em ambos os rios. Os resultados obtidos, discriminados pelos 2 troços de amostragem quer no rio Sabor quer no rio Baceiro estão enunciados na **Tabela 3.9**.

Tabela 3.9. Recapturas (%) dos stocks de truta-fário de cativoiro (valores médios das idades 0+ e 1+) libertados em 2 troços dos rios Sabor e Baceiro (verão 2020)

Nº de dias após a libertação	Baceiro Montante BR1	Baceiro Jusante BR2	Sabor Montante SR1	Sabor Jusante SR2
15	12	13	16	12
30	10	15	27	10
45	6	16	13	13
60	5	13	11	-

Na dispersão das trutas de cativoiro nos 4 períodos de monitorização, explícita em termos de distâncias (**Figuras 3.12, 3.13, 3.14 e 3.15**) observaram-se comportamentos distintos, embora condicionados à área monitorizada, i.e., 500m a montante e jusante do local de libertação dos exemplares.

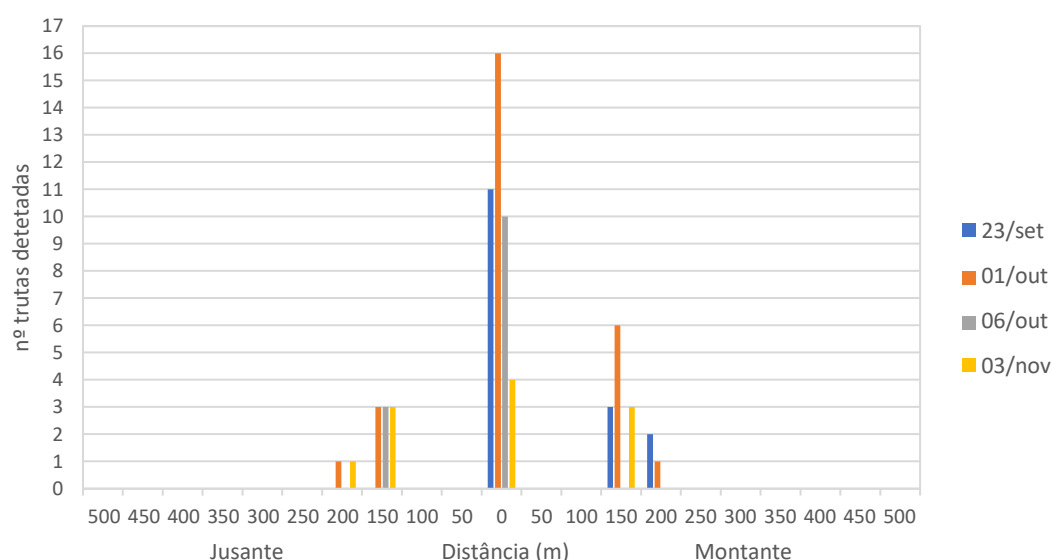


Figura 3.12. Dispersão das trutas de repovoamento, monitorizadas através de PIT-Telemetria durante 2 meses (i.e., 4 períodos) após libertação no rio Sabor – Sabor montante SR1 (Zona de Proteção). Dados apresentados em termos de distância percorrida (m).

No caso do rio Sabor (Zona de aptidão salmonícola com proteção, SR1), de todos os exemplares recapturados na área amostrada, 41% manteve a posição no local de libertação e similar percentagem (36%) dispersou-se para montante e jusante (i.e., 15% vs.11%), tendo percorrido um máximo de 200 m em qualquer dos sentidos (**Figura 3.12**).

Relativamente ao troço de jusante do rio Sabor (Zona de aptidão mista, com Zona de Pesca Lúdica, SR2) a maior percentagem de truta detetada ou

permaneceu no local de libertação (16%) ou movimentou-se para zonas de montante (17%) atingindo um máximo de 250 m (**Figura 3.13**).

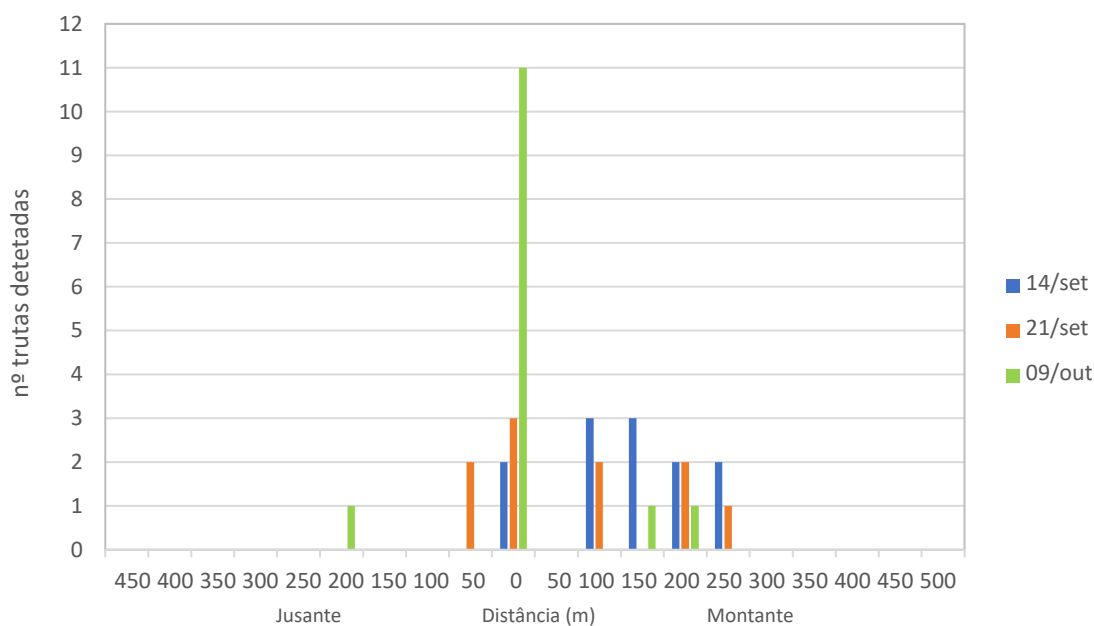


Figura 3.13. Dispersão das trutas de repovoamento, monitorizadas através de PIT-Telemetria durante 2 meses (i.e., 4 períodos) após libertação no rio Sabor – Sabor jusante SR2 (Zona de Pesca Lúdica). Dados apresentados em termos de distância percorrida (m).

No caso do rio Baceiro (Zona Salmonícola, com proteção, BR1), foram recapturados, dos exemplares detetados, na área amostrada apenas 4% tendo a maioria movimentado no sentido de montante (i.e., 17%) e tão somente 3% no sentido de jusante, embora percorrendo distâncias na ordem dos 450 m (**Figura 3.14**).

Finalmente, no troço de aptidão mista, i.e., transição salmonícola/ciprinícola, pertencente a uma Zona de Pesca Lúdica (ZPL), registou a maior percentagem de exemplares recapturados (57%), embora em diferentes períodos, tendo a maioria dos exemplares seguido uma trajetória descendente, percorrendo uma distância de 200 m (**Figura 3.15**).

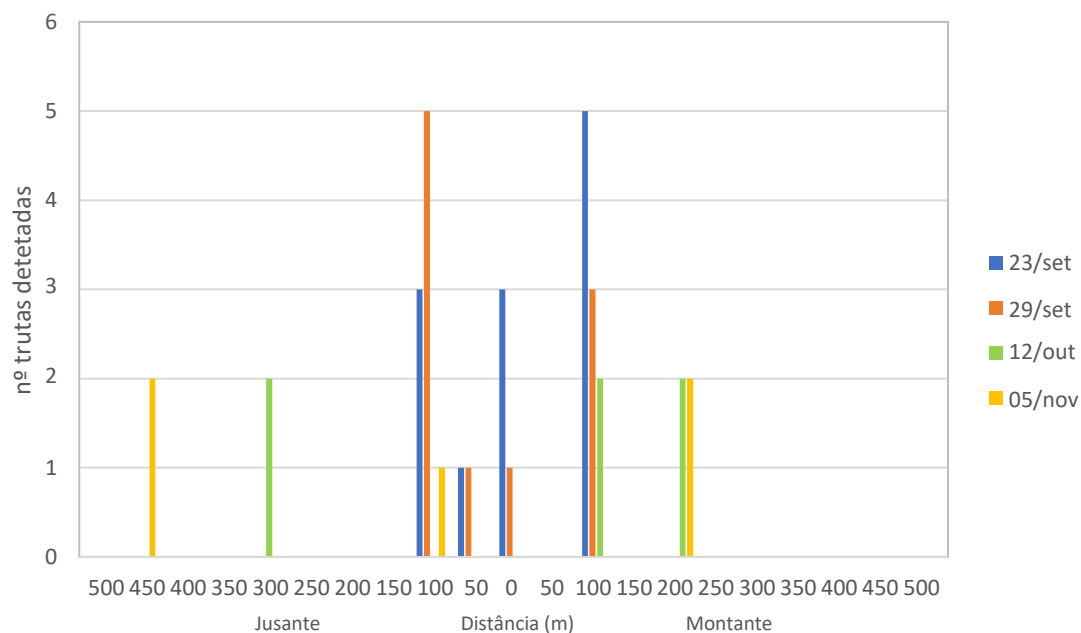


Figura 3.14. Dispersão das trutas de repovoamento, monitorizadas através e PIT-Telemetria durante 2 meses (i.e., 4 períodos) após libertação no rio Baceiro – Baceiro montante BR1 (Zona de Proteção). Dados apresentados em termos de distância (m).

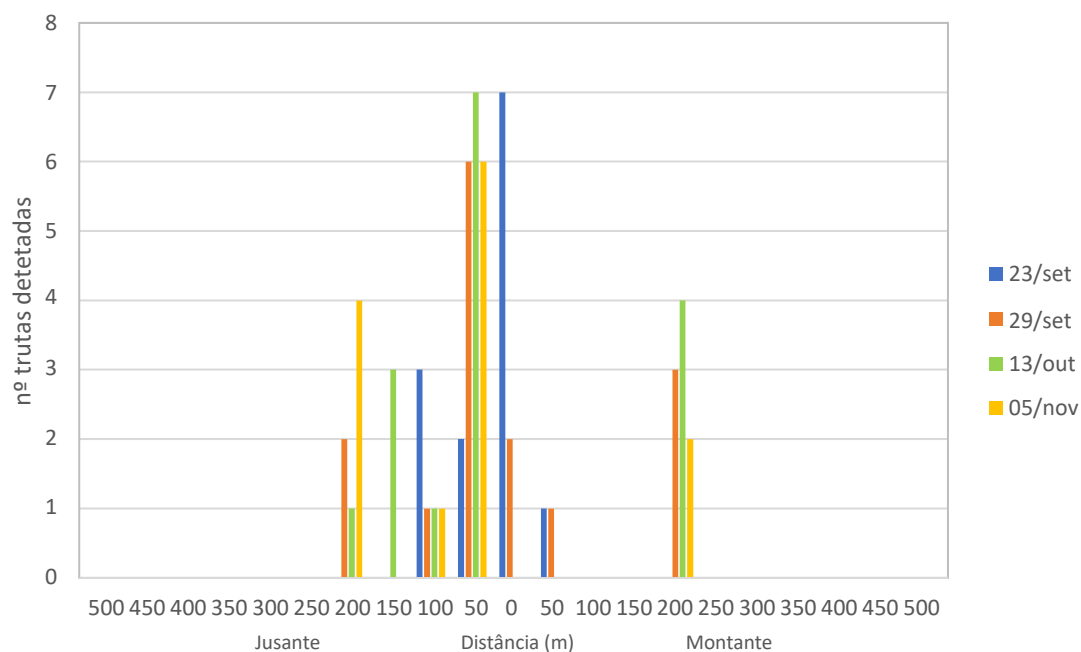


Figura 3.15. Dispersão das trutas de repovoamento, monitorizadas através e PIT-Telemetria durante 2 meses (i.e., 4 períodos) após libertação no rio Baceiro – Baceiro jusante BR2 (Zona de Pesca Lúdica). Dados apresentados em termos de distância (m).

3.4. Discussão

A baixa abundância piscícola detetada nos rios de montanha do NE de Portugal, e em particular nos locais amostrados no presente estudo, está intimamente relacionada com o carácter oligotrófico das massas hídricas da região transmontana. Com efeito, os rios de bacias hidrográficas onde predominam xistos e granitos apresentam, por norma, uma baixa produtividade primária e secundária. Apesar da capacidade biogénica dos rios de montanha ser naturalmente baixa, albergam muitas espécies ameaçadas e providenciam um conjunto assinalável de serviços ecossistémicos. Muitas destas áreas usufruem de estatutos de proteção no sentido de promover a conservação da biodiversidade e dos habitats e ecossistemas. É o caso do Parque Natural de Montesinho onde os habitats aquáticos e ribeirinhos assumem posição estratégica relevante para a conservação de espécies ameaçadas de mamíferos (*Galemys pyrenaicus*), répteis (*Lacerta schreiberi*), peixes (*Achondrostoma arcasii*, *Squalius alburnoides*, *Cobitis calderoni*) e invertebrados (*Margaritifera margaritifera*). No caso do mexilhão-de-rio *M. margaritifera*, espécie criticamente em perigo, as populações mais saudáveis de Portugal situam-se nos rios Rabaçal e Tuela, dependendo a sua conservação da gestão adequada das populações de truta-de-rio, hospedeiro único da espécie no PNM. Contudo, a pressão decorrente da pesca lúdica, conjuntamente com outros impactes negativos (e.g. degradação das galerias ripícolas, poluição e sedimentação, fragmentação de habitats, introdução de espécies exóticas) concorrem para a diminuição dos stocks selvagens de truta-de-rio nesta área protegida. Tendo em conta o know-how existente (Teixeira, 2006; Miranda, 2012; Santos, 2014; Halkhoums, 2017; Martinho, 2020), existem condições para a elaboração de planos específicos de gestão e exploração da pesca no NE de Portugal e em particular dos rios de montanha do PNM.

Na gestão das populações de truta-de-rio é essencial o estabelecimento de categorias de referência para o crescimento e parâmetros populacionais, de modo a poderem ser feitas comparações entre rios e avaliadas as características das populações (Pedicillo et al., 2010). Os resultados obtidos no presente estudo para a equação de Von Bertalanffy são similares aos obtidos noutros estudos realizados na Península Ibérica (e.g., García de Jalón et al., 1986; 1990; Lobón-

Cerviá *et al.*, 1986; Maia & Valente, 1999). A estrutura populacional da espécie nos rios amostrados mostra um domínio das classes de idade 0+, 1+ e 2+ para o rio Sabor enquanto no rio Baceiro a frequência de trutas 3+ é também assinalável. Desta forma verifica-se uma estrutura estável, com presença de reprodutores e recrutamento anual. Estes resultados estão de acordo com outros estudos desenvolvidos por Rodrigues *et al.* (1994) e Nicola & Almodóvar (2002). Apesar de não terem sido detetadas diferenças significativas no crescimento entre as populações dos rios Sabor e Baceiro, o mesmo não aconteceu para a condição física, superior na população do rio Baceiro. Tal facto, pode estar relacionado com a densidade registada em zonas com diferente regulamentação da pesca e que variou, nos troços de aptidão salmonícola, entre 0,003 ind./m² (Rio Baceiro, Zona Pesca Lúdica) e 0,107 ind./m² (Rio Sabor, Zona de Proteção). Com efeito, o estatuto de exploração definido para os diferentes troços pode interferir com o crescimento e condição física dos peixes (Braña *et al.*, 1992). No entanto, são vários os fatores que interferem com o crescimento a abundância da espécie como a temperatura da água (e.g., Elliott, 1994), alimentação (e.g., Elliott, 1994) e interações sociais (e.g., Metcalfe, 1994), entre outros.

Globalmente, os valores da densidade obtidos no presente estudo enquadram-se nas densidades baixas obtidas em rios da região do NE de Portugal e noutros rios da Ibéria (Sánchez-Hernández *et al.*, 2011; Sanchez-Hernandez & Cobo, 2012). Por tal motivo, nos rios de aptidão salmonícola do NE de Portugal, é comum os gestores das Zonas de Pesca Lúdica recorrerem aos repovoamentos com truta criada em cativeiro para fazer face à elevada demanda de truta-de-rio (Cortes & Teixeira 1998; Teixeira *et al.*, 2013). Os resultados preliminares, referentes à monitorização com PIT-telemetria nos 2 primeiros meses após a libertação no meio selvagem, mostraram taxas de sucesso médias de 15% para o rio Sabor e 12% para o rio Baceiro. A mobilidade das trutas de cativeiro foi diferenciada entre locais repovoados, tendo a maioria dos exemplares feito deslocações no sentido de jusante ou manifestado um comportamento estacionário. Esta tendência foi também observada por Teixeira & Cortes (2007). Pinter *et al.* (2019) avaliaram o efeito da introdução de trutas criadas em cativeiro (indivíduos 0+) tendo registado uma menor taxa de sobrevivência quando comparada com as trutas nativas. Os mesmos autores

referem que apesar de poderem ter ocorrido fenómenos de competição entre indivíduos de cativo e nativos, os efeitos ambientais podem também ter influenciado a sobrevivência e crescimento dos peixes de cativo.

Segundo Sanchez-Hernandez & Cobo (2012) o declínio das populações selvagens de *S. trutta* na Península Ibérica tem gerado um grande interesse em desenvolver a conservação e planos de gestão para a proteção da espécie. Estes planos de gestão exigem um profundo conhecimento dos requisitos específicos do habitat, distribuição e parâmetros populacionais da espécie e incluir o restauro e mesmo repovoamentos, desde que realizados com exemplares geneticamente idênticos às populações locais e previamente aclimatados ao meio selvagem. Neste enquadramento, decorre o projeto “Conservação e Gestão orientadas para o Mexilhão-do-Rio (*Margaritifera margaritifera*)” que vem potenciar o papel dos postos aquícolas do ICNF (Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas) na reprodução *ex situ* de stocks diferenciados de truta-de-rio, geneticamente identificados e criados em cativo (em tanques separados), provenientes de diferentes massas hídricas com enquadramento em legislação recente (D.L. 221/2015 e D.L.112/2017) ao fazer cumprir um conjunto de pressupostos legislados ao nível do processo de criação em cativo e subsequente repovoamento piscícola no meio natural.

Por fim, como refere Martinho (2020), a gestão da pesca lúdico-desportiva nestas áreas, deverá ser implementada tendo em conta a promoção da:

- a. biodiversidade, através de medidas de proteção e conservação dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos;
- b. pesca, recorrendo a modelos de gestão sustentável dos recursos explorados, sendo a pesca sem morte é um exemplo a implementar;
- c. participação da sociedade civil, através do recurso a ações de informação sensibilização e educação ambiental.

3.5. Referências Bibliográficas

- Abad N. (1982). Ecologie e dynamique dès populations de truites communes (*Salmo trutta fario* L. dans le bassin du Tarn. These présentée à L'Institute National polytechnique de Toulouse pour obtenir le grade de Docter de troisième Cycle. Sciences et Techniques en production animale, ichtyologie appliquée, 211 pp.
- Almodóvar, A., Nicola, G. G., Ayllón, D., & Elvira, B. (2012). Global warming threatens the persistence of Mediterranean brown trout. *Global Change Biology*, 18(5), 1549–1560.
- Almodóvar, A., Nicola, G. G., Leal, S., & Elvira, B. (2010). *Análisis genético de las poblaciones de Trucha Común Salmo trutta en la Comunidad Autónoma de Andalucía*. Sevilla, Spain: Universidad Complutense de Madrid y Junta de Andalucía.
- Almodóvar A, Nicola GG. (2004). Angling impact on conservation of Spanish stream dwelling brown trout *Salmo trutta*. *Fisheries Management and Ecology* 11:173_182
- Barnham K. & Baxter, A., (1998). Condition Factor K for Salmonoid fish. *Fish. notes* 616.
- Benejam L, Saura-Mas S, Bardina M, Solà C, Munné A, García-Berthou E. (2016). Ecological impacts of small hydropower plants on headwater stream fish: from individual to community effects. *Ecology of Freshwater Fish* 25:295_306
- Bhattacharya C.G. (1967). A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics* 23: 115-135.
- Braña, F., A. G. Nicieza & M. M. Toledo. (1992). Effects of angling on population structure of brown trout, *Salmo trutta* L., in mountain streams of Northern Spain. *Hydrobiologia*, 237: 61–66.
- Cabral, M. J., Almeida, J., Almeida, P. R., Delliger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. E., Palmeirim, M., Queirós, A. I., Rogado, L., Santos-Reis, M. (Eds.) (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal - Peixes dulciquícolas e migradores, anfíbios, répteis, aves e mamíferos*. Assirio & Alvim, Lisboa. 659 pp.
- Cortes, R.M.V., Teixeira, A. & C. Pereira (1998). Repovoamento e transferência de trutas pra recuperação de rios de salmonídeos: Soluções ou ameaças?, *Silva lusitana*, 6, 1-17.
- Cortes R.M.V., Ferreira T.M. (1993). Metodologia para o estudo da estrutura das populações de ictiofauna em águas interiores. Serie didática. Ciências Aplicadas 28, UTAD, Vila Real. Gayanilo et al., 2005).
- Elliott, J. M. (1994). *Quantitative ecology and the brown trout*. University Press, Oxford. 286 pp.
- Franco Ruíz, A., & Rodríguez de los Santos, M. (2001). *Libro rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*. Sevilla, Spain: Consejería de Medio Ambiente Junta de Andalucía.
- Garcia de Jalón D., Mayo M., Hervella F., Barceló E e Fernández T. (1993). Principios y técnicas de gestion de la pesca en aguas continentales. Mundi-Prensa, Madrid. 247 pp.
- 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.
- Halkhoums W. (2017). Management of brown trout populations (*Salmo trutta* L.) in northeastern Portugal (Douro basin): analysis of habitat use and feeding strategies. Dissertação de Mestrado em em Recursos Florestais. Bragança

- Hampe, A., & Petit, R. J. (2005). Conserving biodiversity under climate change: The rear edge matters. *Ecology Letters*, 8, 461–467.
- INAG I.P. (2008). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a DQA - Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola. INAG I. P. 15 pp.
- Jenkins, T. M. (2003). Evaluating recent innovations in bait fishing tackle and technique for catch-and release of rainbow trout. *North American Journal of Fisheries Management*, 23: 1098–1107.
- Larios-López, J. E., Tierno de Figueroa, J. M., Alonso, C., & Nebot, B. (2015). Distribution of brown trout (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) (Teleostei: Salmonidae) in its southwesternmost European limit: Possible causes. *Italian Journal of Zoology*, 82, 404–415.
- Lobón-Cerviá, J., A. De Sostoa & C. Montañés. (1986). Fish production and its relation with the community structure in an aquifer-fed stream of Old Castile (Spain). *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 33: 333–343.
- Lucas MC, Baras E. (2000). Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish and Fisheries* 1: 283–316.
- Maia, C.F. Q. & A.C.N. Valente. (1999). The brown trout *Salmo trutta* L. populations in the river Lima catchment. *Limnetica*, 17: 119–126.
- Martinho A. (2020). Plano de Gestão e Exploração da Zona de Pesca Lúdica do Rio Mente. Divisão de Extensão e Competitividade Florestal. Departamento Regional de Gestão e Valorização da Floresta. Direção Regional de Conservação da Natureza e Florestas do Norte. Vila Real, 76 pp
- Martinho A.M.V. (2008). Gestão sustentável de populações de Truta (*Salmo trutta*): O Caso do Rio Olo. Dissertação de Mestrado em Engenharia de Produção Florestal. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real. 153 pp.
- McMichael, G.A., Pearsons, T.N. & Leider, S.A. (1999). Behavioral interactions among hatchery-reared steelhead smolts and wild *Oncorhynchus mykiss* in natural streams. *North American Journal of Fisheries Management* 19: 948-956.
- Metcalf, N. B. (1994). The role of behaviour in determining salmon growth and development. *Aquaculture and Fisheries Management*, 25: 67–76.
- Miranda F.J.V. (2012). A Pesca Lúdica e Desportiva no Nordeste Transmontano (Bacia do Douro, Portugal). Mestrado em Gestão de Recursos Florestais. Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança.
- Pauly D., Morgan G.R. (eds.) (1987). Length-based methods in fisheries research. ICLARM Conf. Proc. 13: 468.
- 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.
- Pedicillo, G., A. Carosi, L. Ghetti & M. Lorenzoni. (2010). Population size structure indices and growth standards for *Salmo (trutta) trutta* Linnaeus, 1758 in Central Italy. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 399: 8–22.
- Pinter K., Epifanio J. & Günther U. (2019). Release of Hatchery-reared Brown Trout (*Salmo trutta*) as a Threat to Wild Populations? A Case Study from Austria. *Fisheries Research* 219: 105296.

- Quintella, B. R., N. O. Andrade, R. Espanhol & P. R. Almeida (2005), The use of PIT telemetry to study movements of ammocetes and metamorphosing sea lampreys in river beds. *Journal of Fish Biology* 66: 97–106
- 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.
- Rodrigues, L.S.B., R. Cortes & A. Monzón. (1994). Utilización del hábitat por *Salmo trutta* L. *Limnetica*, 10: 129–135. Nicola & Almodóvar (2002).
- Rogers & White (2007), Analysis of movement and habitat use from telemetry data S.C. Guy, M.L. Brown (Eds.), Analysis and Interpretation of Freshwater Fisheries Data, American Fisheries Society, Bethesda, M.D. pp. 625-676.
- Roussel, J.M., Haro, A. & Cunjak, R.A. (2000). Field test of a new method for tracking small fishes in shallow rivers using passive integrated transponder (PIT) technology. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57, 1326– 1329.
- Sánchez-Hernández J., Servia M.J., Vieira R., Barca-Bravo S. e Cobo F. (2012). References data on the growth and population parameters of Brown trout in siliceous rivers of Galicia (NW Spain). *Limnetica* 31: 273-288.
- Sánchez-Hernández, J., R. Vieira-Lanero, M. J. Servia & F. Cobo. (2011). Feeding habits of four sympatric fish species in the Iberian Peninsula: keys to understanding coexistence using prey traits. *Hydrobiologia*, 667: 119–132.
- Santos M.H. (2014). Bioecologia e Conservação das Populações de *Salmo trutta* (L.) na Bacia Hidrográfica do Rio Tua (NE Portugal). Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do Grau de Mestre em Gestão de Recursos Florestais.
- Statsoft Inc. (2004). STATISTICA (Data Analysis Software System). Version 7. www.statsoft.com. Tulsa, USA.
- Teixeira A., Fonseca T. e Oliveira J. (2013). Habitat improvement and restocking of salmonid streams in Northeastern Portugal. *Silva Lusitana* 21: 1-8.
- Teixeira A. & Cortes R.M.V. (2007). Pit Telemetry as a Method to Study the Habitat Requirements of Fish Populations. Application to Native and Stocked Trout Movements. *Hydrobiologia* 582:171-185.
- Teixeira A. & Cortes R.M.V. (2006). Diet of Stocked and Native Trout, *Salmo trutta*: Is There Competition for Resources? *Folia Zoologica* 55 (1): 61-73.
- Teixeira A. (2006). Repovoamento de rios de salmonídeos (*Salmo trutta* L.): Estratégias diferenciais de utilização de recursos entre trutas nativas e estabuladas. Efeitos na dinâmica destas populações e incidências na gestão da espécie. Tese de Doutoramento. UTAD, Vila Real. 159 pp.
- Von Bertalanffy L. (1938). A quantitative theory of organic growth. *Human Biology* 10: 181-213.
- Weber, E.D. & Fausch, K.D. (2003). Interactions between hatchery and wild salmonids in streams: Differences in biology and evidence for competition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 1018-1036.

Capítulo 4. Conclusões e Considerações Finais

O presente trabalho visou contribuir para um melhor conhecimento da bioecologia da espécie *Salmo trutta* no Parque Natural de Montesinho e áreas limítrofes e para uma gestão sustentável que compatibilize a conservação com a exploração dos recursos piscícolas. Entre as principais conclusões deste trabalho, realçam-se sumariamente as seguintes:

1. Elementos físico-químicos da água: Apesar do baixo número de variáveis físico-químicas avaliadas e tendo em conta as diferenças observadas entre as zonas salmonícolas e ciprinícolas da área de estudo, de uma forma global, a maioria dos troços amostrados apresentaram excelente/boa qualidade da água. Registaram-se valores típicos de rios de montanha e áreas limítrofes, com baixas temperatura estival ($T < 22 \text{ }^{\circ}\text{C}$) e condutividade elétrica ($\text{EC}_{25} < 100 \text{ } \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), e uma elevada concentração de oxigénio dissolvido ($\text{O.D.} > 9 \text{ mg O}_2/\text{L}$), com valores de pH dentro do ótimo para as espécies aquáticas ($6,8 < \text{pH} < 7,4$). Contudo foram identificados locais onde a poluição orgânica (rios Sabor – S5 e S6, Baceiro – B4, Maçãs – C3), e mineira (Ribeira do Portelo, A2) parecem afetar negativamente a qualidade da água;

2. Elementos hidromorfológicos: Ambos os índices HQA e HMS, resultantes da aplicação da metodologia do River Habitat Survey (RHS), demonstraram, para a maioria dos locais amostrados, uma boa qualidade do canal e zona ripária adjacente. No entanto, a degradação da zona ripária, a presença de obstáculos, caso de mini-hídricas e açudes intransponíveis, entre outras pressões negativas, podem contribuir para a diminuição da integridade ecológica com a consequente redução do potencial e capacidade biogénica destes ecossistemas de montanha;

3. Elementos biológicos - macroinvertebrados: A riqueza e diversidade taxonómica da comunidade de macroinvertebrados está bem manifestada pela classificação da qualidade biológica obtida através de diferentes métricas, com realce para os índices IBMWP e IPTIN. São poucos os locais que, mesmo com sinais de perturbação tenham tido uma classificação inferior a BOM. Tendo em conta o papel desempenhado pelos invertebrados em termos de funcionamento dos ecossistemas aquáticos, fica bem expressa a disponibilidade de presas para os peixes e, em particular, para as populações de truta-de-rio. Por outro lado, é

importante assinalar a presença de espécies de invertebrados ameaçadas com estatuto de conservação criticamente em perigo, caso do mexilhão-de-rio, cujo ciclo de vida está intimamente dependente da truta-de-rio;

4. Elementos biológicos – fauna piscícola: Verificou-se um domínio fauna de espécies nativas pertencentes às famílias Salmonidae (*Salmo trutta*), Cyprinidae (*Luciobarbus bocagei*), Leuciscidae (*Pseudochondrostoma duriense*, *Squalius carolitertii*, *Squalius alburnoides*) e Cobitidae (*Cobitis calderoni*). Apenas se detetou uma espécie exótica da família Centrarchidae (*Lepomis gibbosus*) na área do PNM. No entanto, outras espécies já presentes nos troços limítrofes do PNM (e.g. *Alburnus alburnus*, *Gobio lozanoi*, *Cobitis paludica*, *Carassius auratus*) poderão, num futuro próximo, provocar impactes negativos nas populações nativas da área de estudo, com especial atenção para as espécies autóctones e endemismos ibéricos;

5. Gestão de stocks selvagens de *S. trutta*: Foram encontradas abundâncias relativamente baixas, típicas de rios de montanha da região. No entanto, o crescimento observado em dois rios do PNM, i.e., rios Sabor e Baceiro, foi muito próximo do isométrico, embora para a condição física (fator K de Fulton) dos exemplares do rio Baceiro tivesse sido encontrada uma classificação de Bom enquanto no rio Sabor não superasse o Razoável. A estrutura da população apresentou uma dominância das classes de idade 0+, 1+ e 2+ sinal de que o recrutamento anual está garantido pela presença de reprodutores, embora capturados em menor proporção. Com efeito, nos troços onde a pesca é permitida observou-se uma menor proporção de truta-de-rio de dimensões superiores a 20 cm, limite mínimo de capturas;

6. Gestão de stocks de cativeiro de *S. trutta*: A natural densidade baixa de truta-de-rio nos rios da região transmontana tem sido sistematicamente reforçada através do recurso aos repovoamentos com trutas criadas em cativeiro. Os resultados preliminares e a monitorização detalhada realizada nos 2 primeiros meses após a sua libertação no meio selvagem, mostrou um efeito limitado no tempo e no espaço, como reforço da pesca sustentável na região. Neste enquadramento, importa equacionar novas técnicas de criação dos animais estabulados no sentido de incrementar o sucesso desta técnica de gestão piscícola;

Considerações finais

Como considerações finais elencam-se um conjunto de medidas prioritárias a implementar que visam a promoção de práticas de conservação e gestão compatíveis com a boa condição ecológica dos tipos de habitat aquáticos e ribeirinhos e espécies associadas, nomeadamente:

1 - Proceder à monitorização regular das áreas submetidas a potencial alteração da qualidade da água, tendo em conta as metodologias da APA, e zonas sujeitas a pressões distintas (e.g. jusante de aglomerados rurais, escombreliras de minas) e ainda de zonas de referência;

2 – Identificar os habitats prioritários de espécies ameaçadas (*Galemys pyrenaicus*, *Lutra lutra*, *Pseudochondrostoma duriense*, *Squalius alburnoides*, *Cobitis calderoni*, *Achondrostoma arcasii*, *Lacerta schreiberi*) para aplicação de medidas diferenciadas e orientadas para a sua conservação;

3 – Equacionar a melhoria de habitats e o fomento da permeabilidade de obstáculos intransponíveis (e.g. açudes) de modo a garantir a conectividade fluvial e a mobilidade das espécies, permitindo ampliar o domínio vital (*home range*) das espécies e em particular os pulsos migratórios reprodutivos, recorrendo a técnicas de bioengenharia natural, entre outras;

4 – Estabelecer medidas orientadas para o controle/erradicação de espécies não-nativas (e.g. *Pacifastacus leniusculus*, *Procambarus clarkii*, *Corbicula fluminea*, *Lepomis gibbosus*, *Alburnus alburnus*, *Neovison vison*), nomeadamente nos habitats prioritários de espécies ameaçadas;

5 – Proceder, com base no conhecimento adquirido, a um ordenamento das massas hídricas específico orientado para uma gestão sustentável dos recursos aquícolas. Neste âmbito, a regulamentação da pesca lúdica no PNM e áreas limítrofes (e.g. Martinho, 2020) deverá objetivamente evoluir, de acordo com o Plano de Ordenamento do PNM, no sentido de compatibilizar a conservação das espécies (prioridade) com a exploração (uso) dos recursos. Sendo assim, é possível compatibilizar a conservação e a exploração de recursos, inclusive em áreas protegidas, sempre que salvaguardada a gestão das massas hídricas de forma sustentável, sob o ponto de vista ambiental e também social, podendo ainda potencial os benefícios económicos da região.