

Requalificação urbana de cursos de água no Nordeste de Portugal: Qual o efeito na biodiversidade e qualidade ecológica?

Douglas Montez Lima dos Santos

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

Orientado por

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

Professor Doutor Marcelo Borges Rocha (CEFET/RJ - Brasil)

Bragança

2025

AGRADECIMENTOS

A conclusão desta dissertação marca o fim de uma etapa de extrema importância na minha vida académica e, por isso, não poderia deixar de expressar minha profunda gratidão a todos que, de alguma forma, contribuíram para que isso tenha acontecido.

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer profundamente a minha família, a minha maior fonte de apoio e incentivo. A minha mãe Fernanda Montez, a minha irmã Caroline Montez e a minha avó Gilka Montez, que nunca me faltaram amor, suporte e confiança desde o início da minha jornada académica.

Ao meu avô, José Rivando, e ao meu pai, Gilberto Fonseca, que infelizmente não estão entre nós para ver o final deste capítulo e mais um sonho se realizando.

A todos os meus amigos do Brasil que, mesmo em outro continente, sempre se mantiveram presente, especial à minha segunda família Maurício, Marco, Carol, Vinicius, Yan, Thiago, Samuel, Anderson, Raynara, Anna e Otto. Gostaria imensamente de agradecer, também, ao meu amigo Ryan Alves, o qual acompanhou todas as dores, dificuldades e sempre demonstrou disponibilidade em todos os momentos de necessidade ao longo desse período. A todos os meus amigos que tive oportunidade de conhecer neste período de Mestrado, que sempre fizeram questão da existência de um ambiente quente e acolhedor no inverno frio da Europa. Sou imensamente grato pela amizade que criamos e apoio mútuo sempre.

Aos orientadores PhD Amílcar Teixeira, do Centro de Investigação de Montanha do Instituto Politécnico de Bragança, e PhD Marcelo Borges Rocha, do Centro Federal de Educação Celso Suckow da Fonseca, pela paciência, ensinamentos transmitidos e acompanhamento para que este trabalho tenha chegado até aqui.

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

Ao PhD Luís Dias e à MSc Diana Amendoeira e MSc Alexandra Teixeira do Laboratório de Análises de Água da Escola Superior Agrária de Bragança pela disponibilidade, simpatia e partilha de conhecimento na realização das análises físico-químicas da água.

A todos que, de forma direta ou indireta, contribuíram para a realização deste trabalho. Meus eternos agradecimentos e gratidão!

Esta tese de dissertação de mestrado foi suportada pelo Protocolo de Colaboração estabelecido entre a Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança e a Engenho e Rio Lda, no âmbito de “Estudos de ecologia, monitorização e reabilitação e restauro de rios e ribeiras” e especificamente orientado para a “Monitorização da biodiversidade e qualidade ecológica da Ribeira do Juncal (Mogadouro) e da Ribeira de Carvalhais (Mirandela)”.

RESUMO

Os ecossistemas de água doce são, à escala mundial, dos ambientes mais ameaçados, na sua maioria pelas atividades antrópicas, responsáveis pela poluição e eutrofização da água, fragmentação e degradação de habitats, introdução de espécies invasoras e sobre-exploração de recursos, entre outras pressões. Acrescem ainda os efeitos das alterações climáticas, com a ocorrência de fenómenos hidrológicos extremos, cada vez mais frequentes e de grande magnitude associados às secas, ondas de calor, cheias e inundações. Neste enquadramento, os rios urbanos estão entre os sistemas mais degradados e têm sido alvo de projetos de requalificação fluvial, permanecendo por avaliar, muitas vezes, os efeitos na biodiversidade e qualidade ecológica, com implicações nos serviços de ecossistema prestados, tendo em conta os avultados investimentos. O presente estudo teve como objetivo avaliar os efeitos da reabilitação na biodiversidade e qualidade ecológica em dois cursos de água no Nordeste de Portugal que foram alvo no passado (~ 10 anos) de obras de reabilitação: 1) Ribeira do Juncal (Mogadouro); 2) Ribeira de Carvalhais (Mirandela). Foram selecionados 8 locais em cada ribeira, distribuídos por 3 zonas/tipologias: referência, reabilitada e de maior influência humana, com amostragem sazonal, compreendendo as 4 estações do ano. Na monitorização foram usados os protocolos da Agência Portuguesa do Ambiente, implementados no âmbito da Diretiva-Quadro da Água, para avaliação de elementos físico-químicos gerais, hidromorfológicos e biológicos das águas superficiais. Os resultados obtidos mostraram que, a reabilitação de ambos os cursos de água, permitiu recuperar alguns serviços de ecossistema nas urbes (Mirandela e Mogadouro), nomeadamente serviços culturais (acesso e lazer, recreação) e de regulação (controlo de cheias). Contudo, não foram encontrados ganhos evidentes em termos de biodiversidade e qualidade ecológica dos setores reabilitados. Com efeito, apesar de recorrerem, maioritariamente, a técnicas de engenharia natural que permitiram incrementar a heterogeneidade de microhabitats, a estabilidade das margens, o reforço (nem sempre conseguido) de vegetação ripária, persistem condições ambientais críticas, em especial no verão, na qualidade da água (e.g. com depleção de oxigénio dissolvido e presença de compostos azotados e fosfatados) que induzem fenómenos de eutrofização e na qualidade hidromorfológica (e.g. baseado nas pontuações obtidas pelos índices HMS e HQA do River Habitat Survey). De facto, no período estival é comum observarem-se blooms de algas e crescimentos exuberantes de plantas aquáticas (e.g., *Thypha* sp., *Ranunculus* sp., *Potamogeton* sp.) e ribeirinhas (em alguns casos exóticas, como *Ailanthus altissima*, *Arundo donax*) e a dominância de espécies não-nativas na fauna piscícola (e.g. *Lepomis gibbosus*, *Gambusia*

holbrooki) e nos macroinvertebrados aquáticos, dominam *taxa* resistentes à perturbação, distribuídos pelos grupos faunísticos dos Diptera, Heteroptera, Annelida e Crustacea. São várias as métricas calculadas para os macroinvertebrados e peixes (e.g., riqueza taxonómica, abundância, % EPT, índices de diversidade de H' de Shannon-Wiener, e equitabilidade J' de Pielou, Iptln, F-IBIP) que corroboram a menor qualidade biológica dos troços reabilitados, quando comparados com setores de referência. Por outro lado, a análise multivariada confirmou a ocorrência de diferenças significativas entre setores/tipologia (PERMANOVA 2-way, $P < 0,05$) e estações do ano nas comunidades de macroinvertebrados de ambos os rios e apenas entre setores para as comunidades piscícolas. Contudo, importa assinalar que na Ribeira do Juncal, só foi possível capturar ictiofauna na zona reabilitada, nomeadamente nas albufeiras dos microaçudes construídos, ainda que na maioria composta por espécies exóticas. Tal facto, sugere que a diversidade de habitats (sequências pool/riffle) e microhabitats no setor reabilitado possa criar condições ambientais para a sobrevivência dos peixes e outros vertebrados aquáticos também detetados (e.g., anfíbios e répteis). Por outro lado, no caso da Ribeira de Carvalhais, merece ser assinalado o fomento da heterogeneidade de habitats (sequência pool/riffle) sem hipotecar a conectividade fluvial, dada a permeabilidade dos microaçudes galgáveis. De facto, estas técnicas permitiram ampliar o habitat disponível das espécies nativas de médio porte (e.g., boga-do-norte e barbo-comum), provenientes do rio Tua que nas migrações reprodutivas (e.g., foram encontrados em C3, 6 km a montante da foz com o rio Tua), procuram habitats ótimos de reprodução em zonas tipicamente reófilas. Estes habitats beneficiam ainda outras espécies nativas de pequeno porte, como o bordalo, panjorca-do-esla e escalo-do-norte. Contudo, a evolução positiva das zonas reabilitadas das duas ribeiras pode estar comprometida por diversas pressões negativas, com destaque para a falta de controlo da poluição da água, a garantia de fluxo de caudais (e.g. caudal ecológico), em especial na época estival (retenção e abstração de água para irrigação), a ausência de controlo de exóticas em habitats prioritários e a inexistência de gestão de habitats, nomeadamente na eliminação de macrófitos aquáticos e vegetação ribeirinha alóctone. Neste sentido, uma década após a reabilitação, importa equacionar um modelo de gestão que inclua obrigatoriamente a monitorização e manutenção da qualidade e quantidade da água dos habitats e da fauna e flora de ambas as ribeiras, para potenciar os serviços de ecossistema e preservar os valores naturais da região transmontana.

Palavras-chave: monitorização de rios, biodiversidade aquática, qualidade ecológica de rios, restauro e reabilitação de rios, técnicas de engenharia natural

ABSTRACT

Freshwater ecosystems are, on a global scale, one of the most threatened environments, mostly due to human activities, responsible for water pollution and eutrophication, habitat fragmentation and degradation, introduction of invasive species and overexploitation of resources, among other pressures. In addition, there are the effects of climate change, with the occurrence of extreme hydrological phenomena, increasingly frequent and of great magnitude associated with droughts, heat waves, floods and inundations. In this context, urban rivers are among the most degraded systems and have been targets of several river rehabilitation projects, with the effects on biodiversity and ecological quality often remaining to be assessed, with implications for the ecosystem services provided, considering the large investments. The present study aimed to evaluate the effects of river rehabilitation on biodiversity and ecological quality in two watercourses in Northeast Portugal that have been rehabilitated in the past (~ 10 years): 1) Ribeira do Juncal (Mogadouro); 2) Ribeira de Carvalhais (Mirandela). Eight sites were selected in each stream, distributed in three zones/typologies: 1) reference, 2) urban rehabilitation and 3) other greater human influenced zones, with seasonal sampling, comprising the four seasons of the year. The monitoring used the protocols of the Portuguese Environment Agency, implemented under the Water Framework Directive, to evaluate general physical-chemical, hydromorphological and biological elements of surface waters. The results obtained showed that the rehabilitation of both watercourses allowed to recover some ecosystem services in both cities (Mirandela and Mogadouro), namely cultural services (access and leisure, recreation) and regulation (flood control). However, no evident gains were found in terms of biodiversity and ecological quality of the rehabilitated sectors. In fact, despite the fact that they mostly benefit of natural engineering techniques that have allowed for an increase in the heterogeneity of microhabitats, the stability of the banks, and the reinforcement of riparian vegetation (not always achieved), critical environmental conditions persist, especially during summer season, in terms of water quality (e.g. with depletion of dissolved oxygen and presence of nitrogen and phosphate compounds) inducing eutrophication phenomena. On the other hand, the hydromorphological quality, based on the scores obtained by the HMS and HQA indexes (River Habitat Survey) suffered also a decrease in both aquatic and riverine habitats. In fact, during the summer it is common to observe algal blooms and exuberant growth of aquatic (e.g., *Thypha* sp., *Ranunculus* sp., *Potamogeton* sp.) and riparian plants (in some cases exotic, such as *Ailanthus altissima*, *Arundo donax*). It was also observed that there was a dominance of non-native species in the fish communities (e.g. *Lepomis gibbosus*, *Gambusia*

holbrooki) and resistant taxa to disturbances (e.g., Diptera, Heteroptera, Annelida and Crustacea) in aquatic macroinvertebrates. Several metrics were calculated for macroinvertebrates and fish (e.g., taxonomic richness, abundance, % EPT, Shannon-Wiener diversity index (H'), and Pielou equitability index (J'), biological quality indexes (IPTIn, F-IBIP) that corroborate the lower biological quality of the rehabilitated zones when compared to reference sectors. The multivariate analysis confirmed the occurrence of significant differences between sectors/typology (PERMANOVA 2-way, $P < 0.05$) and seasons in the macroinvertebrate communities for both rivers. However, for fish communities it was only detected significant differences between zones. It is important to note that in Ribeira do Juncal, it was only possible to capture ichthyofauna in the rehabilitated area, namely in the reservoirs of the constructed weirs, although the majority were composed of exotic species. This fact suggests that the diversity of habitats (pool/riffle sequences) and microhabitats in the rehabilitated area can create environmental conditions for the survival of fish and other aquatic vertebrates that were also detected (e.g., amphibians and reptiles). On the other hand, for Ribeira de Carvalhais, it is worth noting that habitat heterogeneity (pool/riffle sequence) was promoted without compromising river connectivity, given the permeability of the weirs that can be crossed. In fact, these techniques allowed for the expansion of the available habitat for medium-sized native species (e.g., northern boga and common barbel), which come from the Tua River and, during reproductive migrations (e.g., they were found in C3, 6 km upstream of the mouth of the Tua River), seek optimal breeding habitats in typically rheophilic areas. These habitats also benefit other small native species, such as the bordalo, panjorca-do-esla and escalo-do-norte. However, the positive evolution of the rehabilitated areas of the two rivers may be compromised by several negative pressures, especially the lack of water pollution control, the guarantee of water flow and the lack of adequate water quality.

Keywords: river monitoring, aquatic biodiversity, ecological quality of rivers, river restoration and rehabilitation, natural engineering techniques

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS.....	II
RESUMO.....	IV
ABSTRACT.....	VI
ÍNDICE DE FIGURAS.....	X
ÍNDICE DE TABELAS.....	XIV
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Pressões.....	2
1.2. Enquadramento legislativo.....	4
1.3. Síndrome dos rios urbanos.....	5
1.4. Soluções de Base Natural.....	5
1.5. Requalificação, restauro, remediação e reabilitação fluvial.....	6
1.6. Objetivos da dissertação.....	7
2. METODOLOGIA.....	8
2.1. Caracterização da área de estudo.....	8
2.1.1. Geologia e Geomorfologia.....	10
2.1.2. Hidrografia.....	12
2.1.3. Clima.....	14
2.1.3.1. Temperatura.....	15
2.1.3.2. Precipitação.....	16
2.1.4. Flora.....	17
2.1.5. Fauna.....	19
2.1.6. Uso e ocupação do solo.....	20
2.2. Locais de amostragem.....	23
2.3. Elementos de suporte aos elementos biológicos.....	24
2.3.1. Caracterização físico-química da água.....	24
2.3.2. Caracterização de elementos hidromorfológicos.....	26
2.3.3. Avaliação do elemento biológico: macroinvertebrados.....	26
2.3.4. Avaliação do elemento biológico: peixes.....	28
2.4. Critérios para avaliação.....	30
2.4.1. Critérios para avaliação dos elementos físico-químicos da água.....	30
2.4.2. Critérios para avaliação do elemento hidromorfológico.....	31
2.4.3. Critérios para avaliação do elemento biológico: macroinvertebrados.....	32
2.4.4. Critérios para avaliação do elemento biológico: peixes.....	34
2.4.5. Critérios para avaliação da qualidade ecológica.....	35
2.5. Tratamento estatístico dos dados.....	36
3. RESULTADOS.....	37
3.1. Ribeira de Juncal.....	37

3.1.1. Qualidade físico-química da água	37
3.1.2. Elemento de qualidade hidromorfológica	44
3.1.3. Elemento de qualidade biológica: macrofauna bentônica	45
3.1.3.1. Composição faunística: distribuição e variação sazonal	45
3.1.3.2. Tipologia e sazonalidade nas comunidades de invertebrados	47
3.1.3.3. Diversidade e índices bióticos.....	49
3.1.3.4. Grupos funcionais alimentares	51
3.1.4. Elemento de qualidade biológica: peixes	52
3.1.4.1. Composição da comunidade piscícola	52
3.1.4.2. Tipologia e sazonalidade nas comunidades piscícolas	52
3.2. Ribeira de Carvalhais	55
3.2.1. Qualidade físico-química da água	55
3.2.2. Elemento de qualidade hidromorfológica	62
3.2.3. Elemento de qualidade biológica: macrofauna bentônica	63
3.2.3.1. Composição faunística: distribuição e variação sazonal	63
3.2.3.2. Tipologia e sazonalidade nas comunidades de invertebrados	64
3.2.3.3. Diversidades e índices bióticos	67
3.2.3.4. Grupos funcionais alimentares	68
3.2.4. Elemento de qualidade biológica: Fauna piscícola	70
3.2.4.1. Biotipologia das comunidades de peixes.....	71
3.2.4.2. Índices de diversidade e qualidade piscícola	72
4. DISCUSSÃO.....	74
5. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	79
REFERÊNCIAS	82
ANEXOS.....	89

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Localização geográfica do distrito de Bragança.	8
Figura 2: Localização geográfica dos municípios de Mirandela e Mogadouro.	9
Figura 3: Geologia e geomorfologia do distrito de Bragança.	11
Figura 4: Rede hidrográfica do distrito de Bragança.	12
Figura 5: Mapa das Bacias hidrográficas de Portugal continental	13
Figura 6: Delimitação geográfica do Douro.....	14
Figura 7: Valores mensais das temperaturas médias, médias das máximas e valores máximos do Distrito de Bragança.....	15
Figura 8: Valores de Precipitação do distrito de Bragança entre os anos de 1971 à 2000.	16
Figura 9: Carvalho-negral (<i>Quercus pyrenaica</i>).....	18
Figura 10: Lobo-ibérico (<i>Canis lupus signatus</i>).....	19
Figura 11: Mapa do uso e ocupação do solo do distrito de Bragança	21
Figura 12: Ribeira do Juncal e identificação dos oito locais de amostragem.....	23
Figura 13: Ribeira de Carvalhais e identificação dos 8 locais de amostragem.	24
Figura 14: Medição de variáveis físico-químicas com sonda multiparamétrica	25
Figura 15: Análises das variáveis físico-químicas em laboratório.....	25
Figura 16: Representação esquemática da distribuição espacial para recolha de dados em cada secção de amostragem do RHS	26
Figura 17: Captura de macroinvertebrados.	27
Figura 18: Triagem e identificação dos macroinvertebrados no Laboratório.	28
Figura 19: Captura da comunidade piscícola por pesca elétrica.	29
Figura 20: Obtenção de dados biométricos: pesagem e medição dos peixes.	29
Figura 21: Determinação da qualidade ecológica.	35
Figura 22: Variação sazonal da temperatura (°C) na Ribeira de Juncal (ano de 2023/2024).....	37
Figura 23: Variação sazonal de concentração de oxigénio dissolvido ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$) na Ribeira de Juncal (ano de 2023/2024)	38
Figura 24: Variação sazonal da condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) na Ribeira de Juncal (ano de 2023/2024)	38
Figura 25: Variação sazonal do pH na Ribeira de Juncal (ano de 2023/2024).	39
Figura 26: Variação sazonal da acidez total ($\text{mg HCO}_3^-\cdot\text{L}^{-1}$) na Ribeira de Juncal (ano de 2023/2024)	39
Figura 27: Variação sazonal do fosfato ($\text{mg PO}_4^{3-}\cdot\text{L}^{-1}$) na Ribeira de Juncal (ano de 2023/2024)	40
Figura 28: Variação sazonal de nitrito ($\text{mg NO}_2^-\cdot\text{L}^{-1}$) na Ribeira de Juncal (ano de 2023/2024)	40
Figura 29: Variação sazonal de nitrato ($\text{mg NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$) na Ribeira de Juncal (ano de 2023/2024)	41
Figura 30: Variação sazonal de oxidabilidade ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$) na Ribeira de Juncal (ano de 2023/2024)	41
Figura 31: Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) mostrando a disposição dos locais de amostragem por estação sazonal com base nos fatores abióticos medidos para a Ribeira	

de Juncal (ano de 2023/2024).....	42
Figura 32: Variação do teor de fosfatos ($\text{PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$) nos setores de referência, zonas reabilitadas e jusante da Ribeira de Juncal medidos (ano de 2023/2024)	42
Figura 33: Variação do teor de oxidabilidade ($\text{O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$) nos setores de referência, zonas reabilitadas e jusante da Ribeira de Juncal medidos (ano de 2023/2024).	43
Figura 34: Variação do teor de sólidos totais dissolvidos ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) nos setores de referência, zonas reabilitadas e jusante da Ribeira de Juncal medidos (ano de 2023/2024).	43
Figura 35: Variação do teor de oxigénio dissolvido ($\text{O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$) nos setores de referência, zonas reabilitadas e jusante da Ribeira de Juncal medidos (ano de 2023/2024)	43
Figura 36: Variação do Índice HQA - Habitat Quality Assessment na Ribeira de Juncal (primavera de 2024)	44
Figura 37: Variação do Índice HMS - Habitat Modification Score na Ribeira de Juncal (primavera de 2024). Simbologias da cor das barras: Azul: excelente; verde: predominantemente não modificado; amarelo: obviamente modificado; laranja: significativamente modificado; vermelho: severamente modificado	44
Figura 38: Composição relativa de macroinvertebrados bentónicos na Ribeira de Juncal para a estação de verão.	45
Figura 39: Composição relativa de macroinvertebrados bentónicos na Ribeira de Juncal para a estação de inverno.	46
Figura 40: Abundância total (N) das comunidades de macroinvertebrados, distribuídos por diferentes setores na Ribeira de Juncal.....	47
Figura 41: Riqueza taxonómica (S) das comunidades de macroinvertebrados, distribuídos por diferentes setores na Ribeira de Juncal.....	48
Figura 42: Ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) dos 8 locais de amostragem, para os quatro períodos de amostragem, com base na abundância de invertebrados.....	48
Figura 43: Ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) das comunidades de invertebrados, para os quatro períodos de amostragem	49
Figura 44: Diversidade H' de Shannon-Wiener das comunidades de invertebrados, distribuídos pelos três setores na Ribeira de Juncal.....	49
Figura 45: Equitabilidade J' de Pielou das comunidades de macroinvertebrados, distribuídos pelos três setores na Ribeira de Juncal, para os quatro períodos de amostragem.....	50
Figura 46: Grupos funcionais alimentares das comunidades de macroinvertebrados da Ribeira de Juncal para a estação de inverno	51
Figura 47: Grupos funcionais alimentares das comunidades de macroinvertebrados da Ribeira de Juncal para a estação de verão.....	51
Figura 48: Capturas por unidade de esforço CPUE (n° peixes/ 100 m ²) na Ribeira do Juncal, nas 4 estações do ano 2024 (i-inverno; p-primavera; v-verão; o-outono)	52
Figura 49. Abundância total (N) e Riqueza taxonómica (S) das comunidades de peixes no setor reabilitado da Ribeira do Juncal, para as 4 estações do ano (2024). Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers). Os pontos representam os valores extremos.....	53
Figura 50: Equitabilidade de Pielou (J') e diversidade de Shannon-Wiener (H') das comunidades de peixes no setor reabilitado da Ribeira do Juncal, para as 4 estações do ano (2024). Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers). Os pontos representam os valores extremos.	54
Figura 51: Variação sazonal da temperatura ($^\circ\text{C}$) na Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024)	

.....	55
Figura 52: Variação sazonal da concentração oxigénio dissolvido ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$) na Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024).	55
Figura 53: Variação sazonal da condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) na Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024)	56
Figura 54: Variação sazonal do pH na Ribeira de (ano de 2023/2024).	57
Figura 55: Variação sazonal da acidez total ($\text{mg HCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$) na Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024)	57
Figura 56: Variação sazonal de fosfatos ($\text{PO}_4^{3-}\cdot\text{L}^{-1}$) na Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024)	58
.....	58
Figura 57: Variação sazonal de nitritos ($\text{mg NO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) na Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024)	58
Figura 58: Variação sazonal de nitratos ($\text{NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$) na Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024)	59
.....	59
Figura 59: Variação sazonal da oxidabilidade ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$) na Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024)	59
Figura 60: Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) para os locais de amostragem por estação sazonal, baseada nos fatores abióticos medidos na Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024)	60
Figura 61: Variação do teor de fosfatos ($\text{mg PO}_4^{3-}\cdot\text{L}^{-1}$) nos quatro setores definidos para a Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024)	61
Figura 62: Variação do pH nos 4 setores definidos para a Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024)	61
Figura 63: Variação do teor de nitratos ($\text{mg NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$) nos quatro setores definidos para a Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024)	61
Figura 64: Composição relativa de macroinvertebrados bentónicos na Ribeira de Carvalhais na estação de inverno	63
Figura 65: Composição relativa de macroinvertebrados bentónicos na Ribeira de Carvalhais na estação de verão	64
Figura 66: Abundância total (N) das comunidades de macroinvertebrados, distribuídos por quatro setores na Ribeira de Carvalhais, para os quatro períodos de amostragem	65
Figura 67: Riqueza taxonómica (S) das comunidades de macroinvertebrados, distribuídos por quatro setores na Ribeira de Carvalhais, para os quatro períodos de amostragem	65
Figura 68: Ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) dos locais de amostragem, para as 4 estações do ano, determinada com base na abundância de invertebrados	66
Figura 69: Ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) das comunidades de invertebrados, para os quatro períodos de amostragem	66
Figura 70: Diversidade H' de Shannon-Wiener das comunidades de invertebrados, distribuídos pelos quatro setores na Ribeira de Carvalhais, para as quatro estações do ano	67
Figura 71: Equitabilidade J' de Pielou das comunidades de invertebrados, distribuídos pelos quatro setores na Ribeira de Carvalhais, para as quatro estações do ano	67
Figura 72: Grupos funcionais alimentares das comunidades de macroinvertebrados da Ribeira de Carvalhais para a estação de inverno	69
Figura 73: Grupos funcionais alimentares das comunidades de macroinvertebrados da Ribeira de Carvalhais para a estação de verão	69
Figura 74: Capturas por unidade de esforço CPUE (n° peixes/ 100 m^2) nos oito locais	

amostrados na Ribeira de Carvalhais (Inverno)	70
Figura 75: Capturas por unidade de esforço CPUE (nº peixes/ 100 m ²) nos oito locais amostrados na Ribeira de Carvalhais (Verão).....	71
Figura 76: Abundância total (N) das comunidades de peixes, distribuídos pelos quatro setores na Ribeira de Carvalhais, nos quatro períodos de amostragem.....	72
Figura 77: Riqueza taxonómica (S) das comunidades de peixes, distribuídos pelos diferentes setores na Ribeira de Carvalhais, nos quatro períodos de amostragem.....	72
Figura 78: Diversidade H' de Shannon-Wiener das comunidades de peixes, distribuídos pelos diferentes setores na Ribeira de Carvalhais, para quatro períodos de amostragem.....	73
Figura 79: Equitabilidade J' de Pielou das comunidades de peixes, distribuídos pelos diferentes setores na Ribeira de Carvalhais, para quatro períodos de amostragem.	73

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Limites máximos de parâmetros químicos e físico-químicos gerais para o estabelecimento do bom estado ecológico em rios dos tipos Norte (APA, 2021).	30
Tabela 2: HQA: Valores limites da classe excelente para a tipologia da Ribeira do Juncal e Ribeira de Carvalhais.	31
Tabela 3: Valores com as respectivas amplitudes e classificação do Índice HMS	31
Tabela 4: Valores de referência e limites do $IptI_N$ para os tipos presentes na Ribeira do Juncal e Ribeira de Carvalhais.	33
Tabela 5: Sistema de classificação para grupos de alimentação funcional de invertebrados	33
Tabela 6: Valores para as classes de qualidade do F-IBIP, Classe de Qualidade e Valor em Rácio de Qualidade Ecológica (RQE).....	35
Tabela 7: Resultados da análise PERMANOVA das comunidades de invertebrados para as tipologias e estações do ano. Os asteriscos indicam valores significativos	47
Tabela 8: Resultados do Índice IPTIN das comunidades de macroinvertebrados para as quatro estações do ano.....	50
Tabela 9: Resultados da análise PERMANOVA das comunidades de peixes para as tipologias e estações do ano amostradas na ribeira do Juncal. Os asteriscos indicam valores significativos. 53	
Tabela 10: Resultados do Índice F-IBIP das comunidades de peixes da Ribeira do Juncal, para as quatro estações do ano.	54
Tabela 11: Resultados da análise PERMANOVA, baseada nas comunidades de invertebrados, para as tipologias definidas e estações do ano amostradas. Os asteriscos indicam valores significativos.	64
Tabela 12: Resultados da análise PERMANOVA das comunidades de invertebrados para as tipologias e estações do ano amostradas.	68
Tabela 13: Resultados da análise PERMANOVA das comunidades de peixes para as tipologias e estações do ano amostradas	71
Tabela 14: Resultados da análise F-IBIP da comunidade piscícola para a Ribeira de Carvalhais para as estações do ano amostradas.....	74

1. INTRODUÇÃO

A natureza é, hoje em dia, um dos bens mais explorados e utilizados pelo ser humano de diferentes formas, ao mesmo tempo que se assiste à destruição e degradação em escala sem precedentes dos ecossistemas naturais (Vári et al., 2022). Entre eles, os ecossistemas de água doce são classificados como um dos mais ameaçados em todo o mundo, estimando-se que mais de 60% foram perdidos desde o ano de 1998, a nível global, e 50% entre os anos de 1970 a 2008, na Europa (Darolf, 2024). Apesar dos seus territórios cobrirem menos de 1% de toda a superfície terrestre, os ecossistemas dulçaquícolas são responsáveis por abrigar, por exemplo, cerca 15% de todas as espécies animais (Rosa, 2024). São conhecidos por possuírem uma elevada biodiversidade distribuída por diferentes grupos faunísticos, como peixes, anfíbios, répteis, aves, mamíferos, invertebrados e florísticos, como algas e plantas e ainda decompositores como bactérias e fungos hifomicetas (Dudgeon et al., 2006).

Os rios são sistemas dinâmicos e multifuncionais que desempenham um papel crucial tanto para o meio ambiente quanto para a sociedade hodierna. Oferecem relevantes serviços ecossistémicos contribuindo para o bem-estar económico, físico, mental e cultural das comunidades. Por norma, estão divididos em quatro categorias principais: suporte, provisionamento, regulação e culturais (MEA, 2005). Relativamente aos ecossistemas aquáticos são exemplos de serviços de 1) suporte - ciclagem de nutrientes, habitats e biodiversidade, 2) provisão - fornecimento de água e alimento (e.g., peixe, crustáceos); 3) regulação - gestão de inundações e purificação da água; e 4) culturais - apreciação estética e recreativa. No entanto, são várias as pressões e ameaças que afetam os ecossistemas aquáticos, entre os quais se destacam a poluição e eutrofização da água, a fragmentação e degradação de habitats, a introdução de espécies exóticas, a sobre-exploração de recursos, as alterações climáticas e o desenvolvimento urbano (Dudgeon et al., 2019; Barbarossa et al., 2021; Lynch et al., 2023; Sayer et al. 2025). Por tal motivo, importa preservar a integridade ecológica dos cursos de água que salvaguardam a biodiversidade e sustentam, em particular, comunidades compostas por espécies nativas, muitas delas encontradas em áreas protegidas (Hermoso et al., 2016; Reid et al., 2019). Por exemplo, em Portugal, nas bacias do Minho Douro, Tejo e Guadiana subsistem vários endemismos piscícolas ibéricos e alguns lusitânicos com elevado valor em termos de conservação (Magalhães et al., 2023). A preservação dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos é fundamental, em particular em zonas mediterrânicas, consideradas como

hotspots de biodiversidade, dado contribuir para a resiliência ecossistêmica, fruto da elevada capacidade para recuperar de distúrbios e manter funções ecológicas (Myers et al., 2000; Mittermeier et al., 2005; Albert et al., 2021; Perret et al., 2023).

Os rios são também espelhos da sociedade (Béthemont, 1993). Neste particular, os rios urbanos possuem um valor cultural, histórico e paisagístico significativo e atuam, inclusive, como emblemas de identidade regional, desempenhando ainda múltiplas e interligadas funções. Com efeito, em termos ecológicos funcionam como corredores que ligam habitats, facilitando a deslocação de espécies e a circulação de nutrientes. Sob o ponto de vista hidrológico, contribuem para o controlo do ciclo aquático, armazenam e distribuem recursos de água, além de reduzir inundações ao absorver a água excedente durante intensas precipitações. No que respeita à vertente social, são locais de lazer e descanso, oferecendo espaços para atividades lúdicas ao ar livre. São essenciais, inclusive na faceta económica, para setores como a agricultura urbana, a indústria e o turismo, além de serem fonte de água potável para milhões de indivíduos (Bock et al., 2018; WWAP, 2021). A sua importância, o papel e a exploração dos rios para o desenvolvimento e para o bem-estar humano são cada vez mais tidos em conta nas agendas políticas em todo o mundo, incluindo nos processos de tomada de decisão e nas estratégias de planeamento (Zingraff-Hamed et al., 2017). Contudo, os rios urbanos pela proximidade do ser humano e das suas atividades, estão sujeitos a uma série de pressões que comprometem a biodiversidade e integridade ecológica e funcional do ecossistema (Grizzetti et al., 2017).

1.1. Pressões

Nos rios urbanos, a introdução de espécies exóticas é uma ameaça crescente à biodiversidade nativa. Na Ibéria foram detetadas várias espécies de fauna, i.e. mamíferos (e.g. visão-americano *Neogale vison*), répteis (e.g., tartaruga-da-Florida, *Trachemys scripta*), anfíbios (rã-de-unhas-africana, *Xenopus laevis*), peixes (e.g. lúcio *Esox lucius*, siluro *Silurus glanis*, achigã, *Micropterus salmoides*) e invertebrados (e.g. ameijoasiática *Corbicula fluminea*, lagostim-vermelho-da-luisiana *Procambarus clarkii*) e flora, i.e. algas (e.g., Dydimó, *Didymosphenia geminata*), plantas aquáticas e ribeirinhas (e.g. jacinto-de-água, *Eichhornia crassipes*; cana, *Arundo donax*), que competem com espécies locais e alteram os ecossistemas aquáticos (Oliva Paterna et al., 2021). Essas invasões biológicas são frequentemente associadas à atividade humana, fruto da libertação intencional ou acidental de espécies (Sousa et al., 2014).

A poluição e eutrofização da água é outra grande ameaça, especialmente devido à densidade populacional e à atividade industrial. Fontes pontuais, como descargas de esgotos domésticos e efluentes industriais e fontes difusas, como o escoamento agrícola e urbano, contribuem para a contaminação da água (Pinto et al., 2013). Não obstante, a eutrofização, causada pelo excesso de nutrientes como nitrogénio e fósforo, é outro problema crítico. Em rios como o Douro, a proliferação de algas e a consequente redução do oxigénio dissolvido têm impactado na biodiversidade e na qualidade da água, comprometendo o seu uso para abastecimento humano e recreação (APA, 2020).

Além disso, a captação excessiva de água para agricultura, indústria e consumo humano tem reduzido a sua disponibilidade nos ecossistemas fluviais. A extração de inertes (e.g. areias e cascalhos) dos leitos dos rios também altera a sua morfologia, afetando habitats e aumentando o risco de erosão e inundações (INAG, 2008).

A fragmentação e degradação de habitats aquáticos e ribeirinhos é outra das pressões que afetam a paisagem, a estrutura e funcionamento fluvial. Com efeito, as barreiras físicas, i.e. a presença de açudes e pequenas e grandes barragens nos rios que impedem as migrações e circulação de espécies e materiais, alterando o fornecimento de serviços, além da redução de sua capacidade ecológica. Em Portugal estão referenciadas mais de 8000 pequenas barreiras (Ordeix et al., 2018).

De forma sinérgica, as alterações climáticas são capazes de propagar tais pressões nestes ecossistemas, uma vez que existe uma alteração no regime de precipitação provocada pelas mesmas, intensificando a frequência e intensidade de eventos extremos, tais como as inundações, cheias e secas. Em Portugal, as alterações climáticas são já uma realidade, dado que o aquecimento global eleva a temperatura das águas e reduz a disponibilidade de oxigénio, fazendo com que espécies sensíveis sejam afetadas e possam extinguir-se localmente. De acordo com a Agência Portuguesa do Ambiente (2020), serão de esperar, num futuro próximo, maior frequência de períodos de seca prolongada, colocando em risco a disponibilidade de água para ecossistemas regionais.

O crescimento demográfico, o desenvolvimento urbano e rural e a consolidação da industrialização, originaram diversos avanços tecnológicos nas mais diversas áreas, sendo responsáveis por intensificar, por um lado, a economia e, por outro, a exploração predatória dos bens naturais e o consumismo desenfreado. Nesse contexto, a vida útil das mercadorias e dos bens de produção são cada vez menores, fazendo com que o ser humano seja responsável por propagar um ciclo de consumo em que esses produtos são consumidos mais do que o realmente necessário (Wahrlich et al., 2020).

1.2. Enquadramento legislativo

Com o intuito de proteger, melhorar e preservar os recursos hídricos e ambientes aquáticos, a União Europeia (UE) adotou, no ano de 2000, a Diretiva Quadro da Água (DQA) (2000/60/EC), sendo um dos instrumentos mais importantes para a gestão sustentável dos recursos hídricos. A DQA estabelece um marco legal para a proteção e recuperação das águas superficiais e subterrâneas, com o objetivo de alcançar, pelo menos, o "bom estado ecológico" de todas as massas hídricas dos Estados Membros até o ano de 2027. A análise do estado ecológico é fundamentada em protocolos e metodologias claramente estabelecidos, que permitem a caracterização das massas hídricas em cinco classes (Excelente, Bom, Moderado, Medíocre e Mau), a partir da avaliação integrada de elementos de qualidade físico-química da água, hidromorfológicos e biológicos, fundamentais para a criação de programas de ações voltados para a diminuição das pressões humanas (Nunes, 2024). A UE também exige que os membros desenvolvam planos de gestão de bacias hidrográficas e programas de medidas para proteção e, quando necessário, interferir diretamente prevenindo maior deterioração dos corpos hídricos.

Adicionalmente, no âmbito da Agenda 2030 está em desenvolvimento um plano de ação global, adotado pela Organização das Nações Unidas (ONU) desde 2015, composto por 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), que incluem um foco especial na água. Esses objetivos visam abordar os principais desafios mundiais, como pobreza, desigualdade, mudanças climáticas, degradação ambiental, paz e justiça, até o ano de 2030, reconhecendo que o desenvolvimento sustentável deve equilibrar crescimento económico, inclusão social e proteção ambiental. Embora a deterioração dos ecossistemas e a diminuição da biodiversidade aconteçam em todas as áreas, os efeitos talvez sejam mais extremos nos ecossistemas de água doce e em particular nos rios urbanos. Como resposta, a ONU declarou que a década dos anos de 2021 a 2030 seja voltada para o restauro dos ecossistemas, com o objetivo de mitigar a degradação e a perda de biodiversidade (Lima, 2024). Paralelamente, o Parlamento Europeu aprovou a denominada Lei do Restauro (Regulamento 2024/1991 do Parlamento Europeu e do Conselho), a qual estabelece que seus estados-membros devem restaurar, ao menos, 30% de todos os habitats em mau estado até o ano de 2030, 60% até 2040 e 90% até 2050, uma vez que cerca de 80% de todos os habitats europeus se encontram em mau estado (Parlamento Europeu e Conselho da União Europeia, 2024). A partir do momento em que os estados-membros atinjam as condições necessárias e estabelecidas, devem assegurar

que tal zona não volte a deteriorar-se novamente, bem como adotar Planos Nacionais de Restauro Ecológico (Munhoz, 2024). No caso do restauro de rios, é necessário um conjunto de ações que incluem, por exemplo, a estabilização das margens, a reestruturação dos canais, a passagem de peixes, a recuperação do habitat em riachos, a reconexão de planícies fluviais, além da remoção de barragens e reservatórios. Tais esforços visam diversos objetivos, como a recuperação de ecossistemas e habitats para a biodiversidade, o controle de inundações e sedimentos, a melhoria da qualidade da água, além da prestação de serviços ecossistêmicos, que englobam aspectos estéticos e recreativos (Linton, 2021).

1.3. Síndrome dos rios urbanos

A pressão antrópica em países desenvolvidos, provocou a degradação de muitos rios urbanos, tendo sido implementados diversos projetos que envolveram intervenções no canal e/ou nas margens dos cursos de água. Porém, a grande maioria destes projetos apresentou pouco sucesso quando visto sob a ótica das questões ecológicas (Rigotti, 2019). Muitos projetos tiveram o foco na engenharia civil, tendo originado a denominação de “síndrome dos rios urbanos”, como resultado de os objetivos primordiais de cariz hidrológico visarem a mitigação de cheias, linearização de cursos de água e a criação de barragens/diques, levando a uma perda da sua capacidade funcional, além da degradação de habitats e da biodiversidade (Marques, 2021). O conjunto dessas práticas são capazes de transformar os leitos de ribeiras em perfis regulares, encurtam o curso do rio, extinguem meandros e, por consequência, aumentam seus caudais, picos de máxima, erosão das margens e distúrbio em ecossistemas fluviais. Em ambientes onde as ribeiras estão presentes em grandes polos urbanos, existe a presença, em sua grande maioria, de sistemas de drenagem que acabam por causar perturbações na fauna e flora ribeirinhas.

1.4. Soluções de Base Natural

Por outro lado, na atualidade, existe a necessidade de alcançar o bom/excelente estado ecológico das massas de água superficiais, em congruência com os objetivos da Diretiva Europeia DQA. Nesse sentido, justifica-se a aplicação de técnicas de bioengenharia e de soluções de base natural (SbN), com o intuito de recuperar as funções ecológicas dos rios obrigando ao desenvolvimento de projetos de reabilitação e/ou restauro ecológico (Bustamante, 2022). Tais projetos recorrem, por norma, a multiplicidade de técnicas visando a garantia de uma heterogeneidade de habitats e, por

consequente, uma maior biodiversidade local, o sequestro de carbono, o controle de erosão, a recuperação de mata ciliar e a resiliência climática. Acresce salientar que a Declaração de Cancun (Dey, 2024) destacou a relevância da incorporação da biodiversidade nas decisões de desenvolvimento para enfrentar os desafios económicos e sociais urgentes, fazendo com que seja necessária uma mudança na forma de agir perante as necessidades sociais, além de repensar as formas de aplicar intervenções de engenharia na natureza (McClain et al., 2003).

1.5. Requalificação, restauro, remediação e reabilitação fluvial

Os termos requalificação, remediação, restauro e reabilitação são usados grosseiramente de forma errônea quando se trata de intervenções exercidas nos ecossistemas fluviais. Contudo os quatro termos são conceitos diferenciados que visam atingir objetivos distintos, dependendo do contexto e da gestão os quais estão inseridos.

De acordo com Battemarco et al., 2015, a requalificação é um conjunto coordenado e sinérgico de medidas e métodos (desde jurídico-administrativos, financeiros até estruturais), de diversas naturezas, que possibilitam que tanto o curso de água quanto seu território mais intimamente ligado retornem ao seu estado mais natural possível, apto a cumprir suas funções ecossistémicas (geomorfológicas, físico-químicas e biológicas), dotado de maior valor ecológico, buscando atender até mesmo às metas socioeconômicas.

O termo restauro refere-se ao restabelecimento das funções aquáticas e das propriedades físicas, químicas e biológicas semelhantes às que existiam antes do distúrbio, tratando-se de um processo holístico que não pode ser obtido por meio da manipulação de elementos isolados. Frequentemente, a restauração exige um ou mais dos processos a seguir: recuperação das condições físicas, hidrológicas e morfológicas anteriores; modificação química do solo e da água; intervenção biológica, que inclui a revegetação e a reintrodução de espécies nativas que se tornaram inviáveis devido a perturbações ecológicas. Neste método de gestão, os danos ecológicos aos recursos são reparados, a estrutura e as funções do ecossistema são reconstruídas, representando a ação de restaurar o ecossistema a uma situação mais semelhante à que existia antes do distúrbio (Del Tánago, 2007).

Já a remediação diz respeito ao procedimento aplicado em situações em que alterações irreversíveis no fluxo de água tornam a sua restauração impraticável, e o retorno ao estado original já não é mais uma meta adequada. Este método de gestão tem como objetivo aprimorar as condições ecológicas do fluxo de água, contudo, ao final, essa

melhoria não se igualará necessariamente ao estado inicial do rio. A implementação deste método de gestão reconhece que o rio sofreu tantas alterações que a situação original já não é mais tangível, contudo, busca uma situação completamente nova.

Por fim, a reabilitação fluvial consiste no aprimoramento dos elementos mais relevantes do ambiente fluvial, utilizando como parâmetro as condições deterioradas. Esta é uma ação destinada a restaurar artificialmente as propriedades dos elementos essenciais do corpo de água original, através de intervenção direta ou acelerando o processo de recuperação (Rutherford et al., 2000).

1.6. Objetivos da dissertação

Os rios urbanos são dos ecossistemas mais perturbados à escala mundial. Neste enquadramento, têm sido desenvolvidos muitos projetos de restauro ou reabilitação fluvial no sentido de recuperar muitos serviços de ecossistemas associados. Contudo, subsistem algumas lacunas de conhecimento como seja a monitorização e identificação dos benefícios gerados pelas intervenções a nível ecológico, social e económico.

A presente dissertação teve como principal objetivo avaliar o efeito da reabilitação de rios na biodiversidade e qualidade ecológica de ambientes aquáticos e ribeirinhos em espaços urbanos, sob influência antropogénica. Para este efeito, foram selecionados dois cursos de água com diferente tipologia de intervenção, caso da Ribeira de Carvalhais, em Mirandela, e da Ribeira de Juncal, em Mogadouro, ambas situadas no NE de Portugal. Os objetivos específicos deste estudo são:

- Avaliar a biodiversidade nos ambientes aquáticos e ribeirinhos de ambos os cursos de água;
- Monitorizar os elementos biológicos (macroinvertebrados e peixes), hidromorfológicos (i.e., qualidade dos habitats aquáticos e ribeirinhos) e físico-químicos (i.e., qualidade da água) de suporte, de acordo com as metodologias da Diretiva Quadro da Água;
- Propor medidas orientadas para a conservação da biodiversidade e proteção dos habitats aquáticos e ribeirinhos de rios urbanos, em particular para as Ribeiras de Carvalhais e de Juncal.

2. METODOLOGIA

2.1. Caracterização da área de estudo

O distrito de Bragança está localizado na Região Nordeste de Portugal, abrangendo duas grandes subregiões, caso da Terra Fria e a Terra Quente Transmontana. O Distrito é limítrofe da Espanha a leste e norte, do Distrito de Guarda a sul, do Distrito de Viseu a sudoeste e do Distrito de Vila Real a oeste (Figura 01).

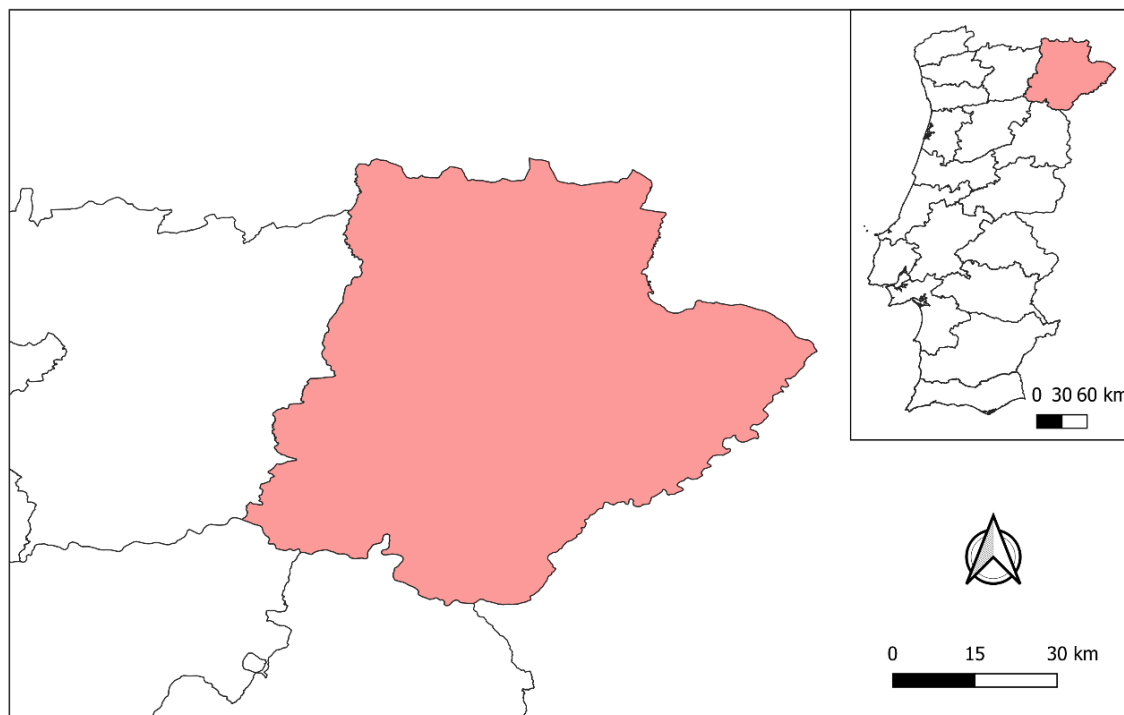


Figura 1: Localização geográfica do distrito de Bragança (Fonte: Adaptado de QGIS 3.36, 2025).

O distrito de Bragança abrange uma área de 6.608 km², sendo o quinto maior distrito nacional. No último censo, no ano de 2022, registou uma população de 122.220 pessoas, sendo o 19º distrito mais populoso de Portugal, o qual se divide em 12 municípios e 236 freguesias. Os municípios de Mirandela e Mogadouro, onde se inserem as áreas de estudo, estão localizados, respetivamente, na região leste e sudeste do distrito de Bragança (Figura 02). Localizado na zona de Terra Fria Transmontana, Bragança é um dos distritos mais rurais e menos populosos do país, conhecido pela sua beleza natural, património histórico e tradições culturais. Nesse sentido, o distrito de Bragança está cercado por ricos patrimónios históricos, bem como o Castelo de Bragança, o Pelourinho de Bragança e o *Domus Municipalis*. A economia local se baseia na agricultura, comércio e turismo, apresentando uma forte influência do turismo, com foco na fabricação de produtos locais, como o azeite e a castanha.

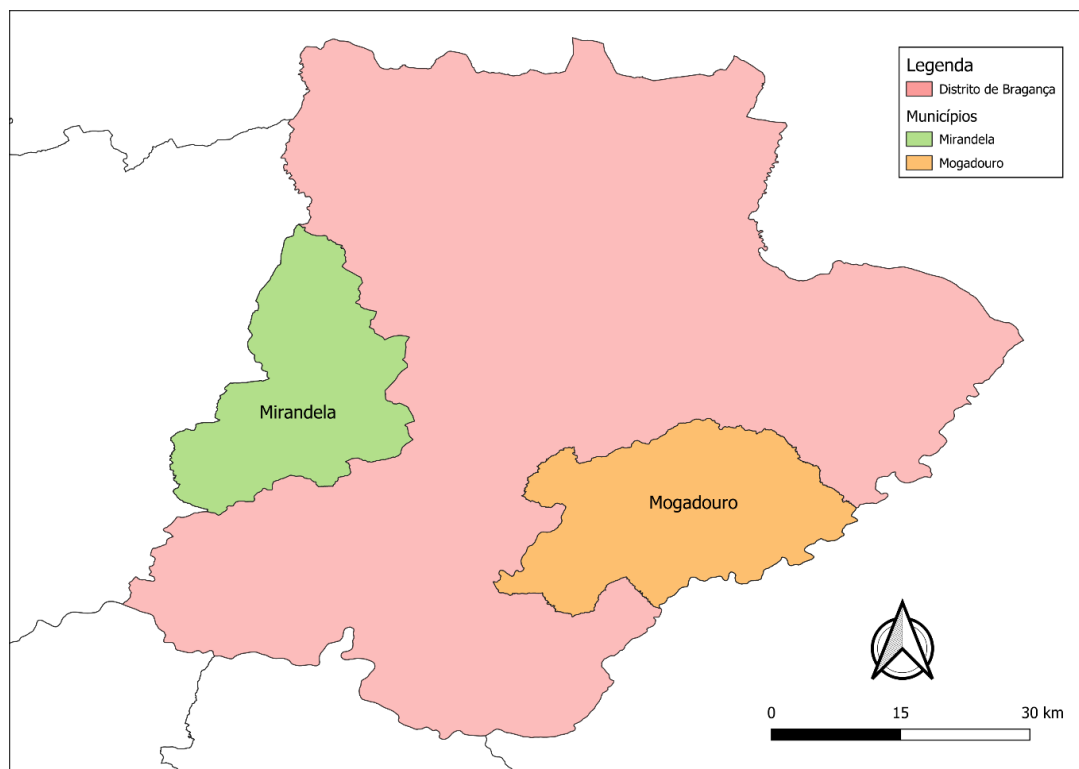


Figura 2: Localização geográfica dos municípios de Mirandela e Mogadouro (Fonte: Adaptado de QGIS 3.36, 2025).

O município de Mirandela está localizado na sub-região das Terra Quente de Trás-os-Montes. Possui uma área total de 658,96 km², com 21.385 habitantes registados no último censo do ano de 2021 e uma densidade populacional média de 32 habitantes por km². O município é subdividido por 30 freguesias, limitado ao norte pelo município de Vinhais, ao leste por Macedo de Cavaleiros, ao sudeste por Alfândega da Fé, a sul por Vila Flor, a sudoeste por Carrazeda de Ansiães e Murça e, por fim, a oeste por Valpaços. A cidade é conhecida por se localizar no vale do Rio Tua, caracterizando a região por ter uma zona plana e com solo bastante fértil, se tornando destaque pelo plantio de oliveiras. Mirandela possui duas construções históricas classificadas como Monumento Nacional, sendo elas a Ponte sobre o Rio Tua e a Ponte de Pedra sobre o Rio Tuela. No mais, o município faz parte da área geográfica a qual existem produtos com Denominação de Origem Protegida – DOP - ou Indicação Geográfica Protegida – IGP -, sendo os principais: a Alheira de Mirandela, o Queijo Terrincho e o Queijo de cabra Transmontano (DRAP Norte, 2025).

O município de Mogadouro também possui sua localização na sub-região das Terras de Trás-os-Montes, pertencendo à região do Norte e ao Distrito de Bragança. Contém uma área total de 760 km², cerca de 8.305 habitantes de acordo com o

último censo de 2021 e possui uma densidade populacional média de 11 habitantes por km². Subdividido em 21 freguesias, o município é limitado a noroeste pelo município de Macedo de Cavaleiros, a norte por Vimioso, a nordeste por Miranda do Douro, a sudeste pela região espanhola de Castela e Leão, a sul por Freixo de Espada à Cinta e por Torre de Moncorvo e a oeste por Alfândega da Fé. O município de Mogadouro se distingue por estar situado numa área de topografia irregular, com variações entre montanhas, vales e ainda a Meseta Ibérica. Por essa questão, Mogadouro apresenta belezas naturais como parques, rios e cascatas, possuindo ainda uma das maiores barragens (Bemposta) do Rio Douro, com uma altura de 87 metros e a sua albufeira com a capacidade total de 129.000.000 m³. No mais, o município desempenhou papel histórico fundamental para a formação do Reino de Portugal, onde a construção dos Castelos de Mogadouro e Penas Roias tiveram papel fundamental na defesa da região transmontana das invasões castelhanas.

2.1.1. Geologia e Geomorfologia

O distrito de Bragança, trata-se de uma área com grande riqueza geológica e geomorfológica, caracterizada por uma história geológica intrincada que data de centenas de milhões de anos. A área é integrada no Maciço Ibérico, antiga cadeia montanhosa formada durante a Orogenia Varisca, há cerca de 300 milhões de anos, a qual ocupa as partes central e ocidental da península Ibérica, se estendendo até a Espanha (Pereira, 2010). Este acontecimento tectónico formou a fundação rochosa da área, formada principalmente por xistos, grauvaques, quartzitos e granitos, que são evidências das forças geológicas poderosas que se manifestaram no passado. Além disso, a Orogenia Alpina, ocorrida há cerca de 65 milhões de anos, foi responsável por reativar falhas tectónicas, contribuindo para a configuração atual do relevo nordeste português, criando uma paisagem dinâmica e diversificada, (Figura 03).

A área é reconhecida pela abundância de recursos minerais, tais como estanho, tungsténio e ouro, que têm sido explorados desde a época romana na região. Esta atividade de mineração deixou vestígios na paisagem e na história local, auxiliando no seu progresso económico (Pereira, 2010). Ademais, as condições climáticas passadas, apesar de não terem sido tão severas a ponto de originar glaciares e regiões marcadas pelo frio extremo, tiveram influência em processos como a gelifração, processo de intemperismo físico que ocorre em rochas devido ao congelamento e expansão da água em suas fissuras, os quais auxiliaram na criação de solos específicos e na conformação do relevo.

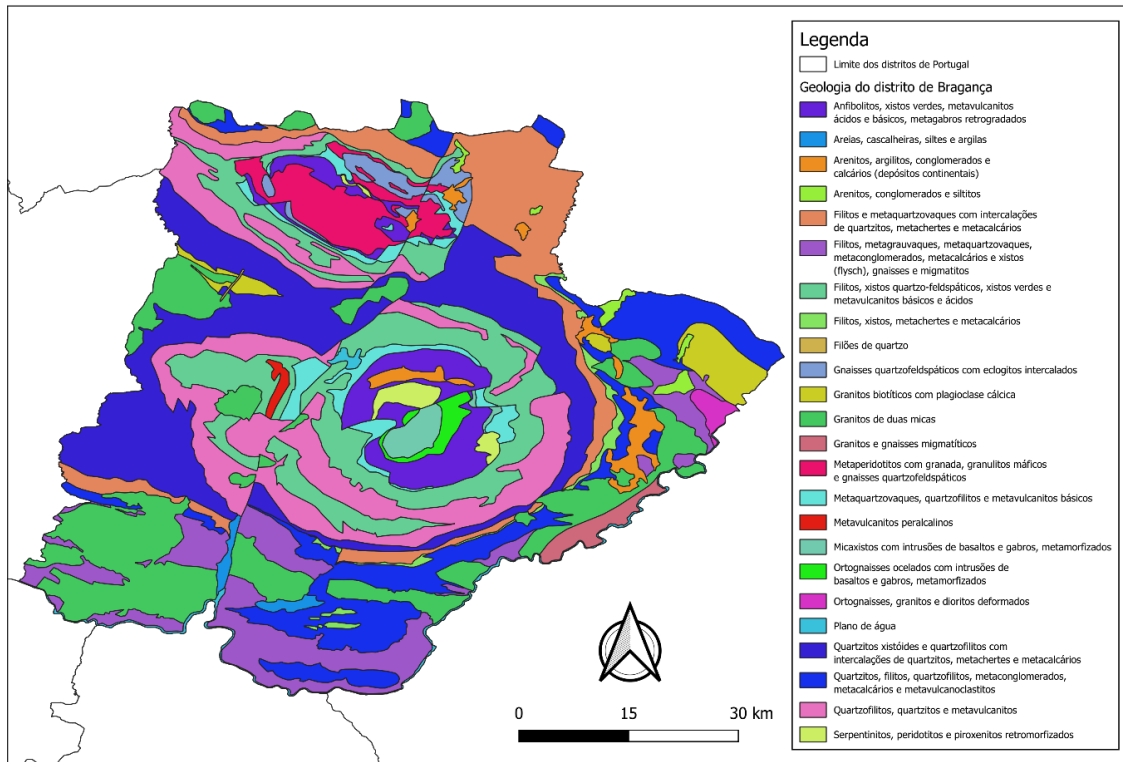


Figura 3: Geologia e geomorfologia do distrito de Bragança (Fonte: Adaptado de QGIS 3.36, 2025).

A geomorfologia do distrito é caracterizada por uma topografia montanhosa, com montanhas imponentes e vales profundos que dão à área uma singularidade inigualável. A Serra de Montesinho, situada ao norte do distrito, é uma das regiões mais elevadas, atingindo altitudes superiores a 1400 metros, proporcionando vistas impressionantes e habitats abundantes em biodiversidade. Outros maciços rochosos, tais como a Serra de Nogueira e a Serra da Sanabria, esta, já em território maioritariamente espanhol, também possui um papel relevante na paisagem (de Sande Lemos, 2020). Dentre tais serras, existem planaltos e áreas de erosão, frutos de extensos períodos de desgaste e nivelamento, que se opõem às escarpas e vales profundos esculpidos pelos rios principais, como o Rio Sabor, o Rio Tua e o Rio Douro (de Sande Lemos, 2020). Ao longo de milhões de anos, esses rios formaram vales encravados e cenários impressionantes, que não apenas possuem relevância geológica, mas também proporcionam solos férteis para a agricultura e abrigos para várias espécies.

A geologia e a geomorfologia do Distrito de Bragança exercem uma influência significativa na biodiversidade e nos padrões de ocupação do território, uma vez que as montanhas e vales oferecem uma variedade de habitats, abrigando uma flora e fauna singulares, enquanto os planaltos e regiões mais planas são usados para a agricultura e a pecuária.

2.1.2. Hidrografia

O distrito de Bragança é marcado por um sistema complexo de rios e ribeiros, que moldam a paisagem e sustentam diversas formas de vida na região, como mostra a Figura 04 (de Sande Lemos, 2020). A área do distrito de Bragança por sua integralidade, bem como os municípios de Mirandela e Mogadouro, faz parte da rede hidrográfica do Rio Douro, com rios importantes que a atravessam, tal como os rios Rabaçal, Tuela, Baceiro, Sabor, Onor e Maçãs.

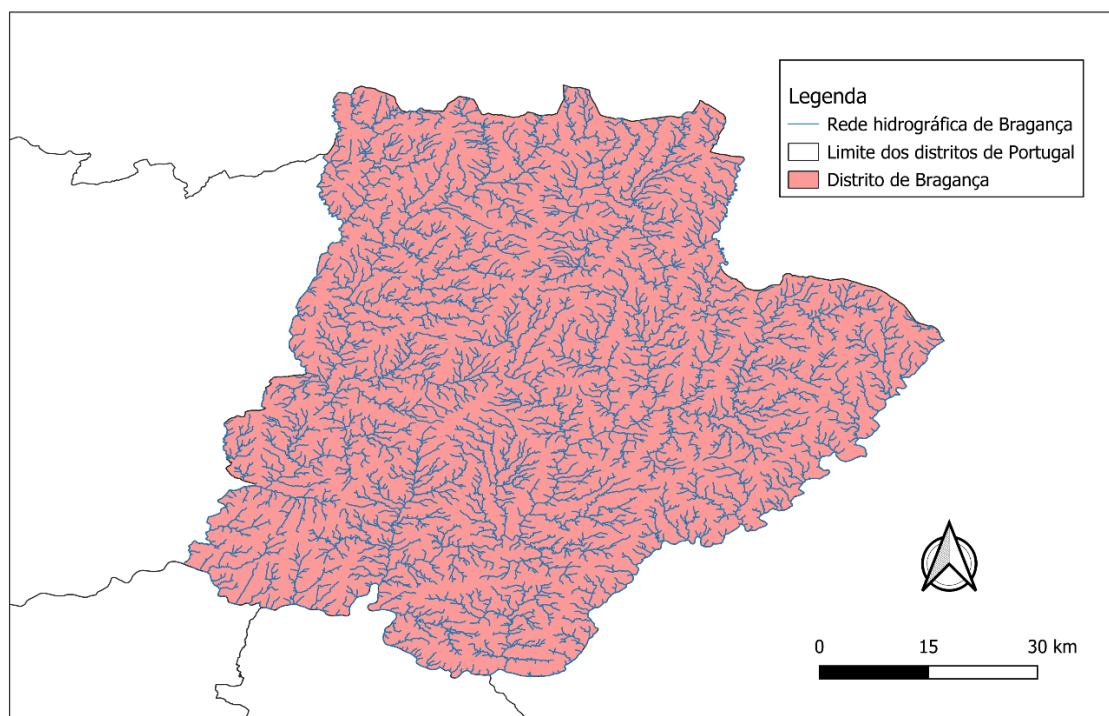


Figura 4: Rede hidrográfica do distrito de Bragança (Fonte: Adaptado de QGIS 3.36, 2025).

O Rio Douro é o principal curso de água da região e um dos mais importantes de Portugal, dando nome a bacia hidrográfica. No distrito de Bragança, o Douro recebe afluentes significativos, como o Rio Sabor e o Rio Tua, que contribuem para o seu caudal. O Douro atravessa a parte sul do distrito, criando vales profundos e encaixados, característicos da sua passagem por terrenos montanhosos. Este rio é vital para a região, não só como fonte de água, mas também para a produção de energia hidroelétrica e para a agricultura, especialmente nas áreas de vinha.

Os rios da bacia hidrográfica do Douro exibem um ciclo hidrológico sazonal, com maior quantidade de água no inverno e na primavera, em virtude das precipitações e do derretimento da neve. Durante o verão, muitos rios experimentam uma diminuição acentuada do fluxo e certos pequenos riachos podem secar completamente, afetando a

flora e a fauna que dependem da água. Todos os cursos de água fazem parte da Região Hidrográfica do Douro (RH3), de acordo com a Agência Portuguesa do Ambiente, sendo uma região hidrográfica internacional com uma área total em território nacional de 19 218 km² (Figura 05).

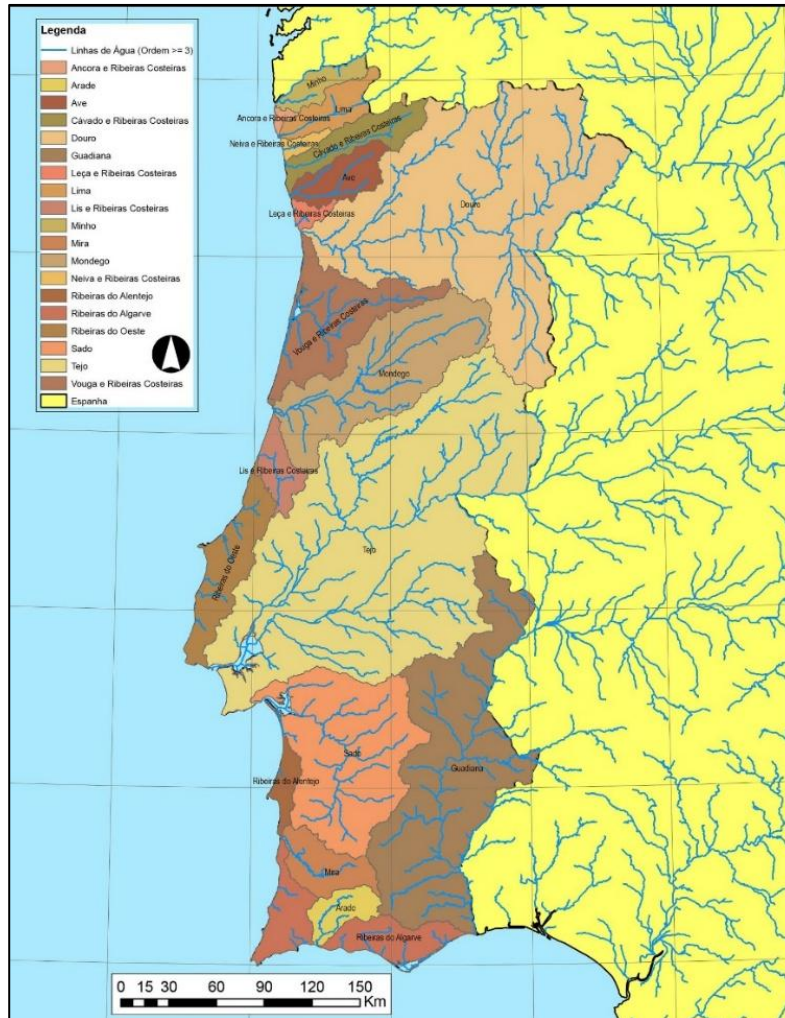


Figura 5: Mapa das Bacias hidrográficas de Portugal continental (Fonte: SNIRH, 2025).

A bacia hidrográfica do rio Douro abrange uma área de aproximadamente 97 477,66 km², dos quais 18 587,85 km² em Portugal (19,07%) e 78 889,0 km² em Espanha (80,93%), (Figura 06), ocupando o 1º lugar em área entre as bacias dos maiores rios peninsulares. No mais, na parte nacional ocupa também o 1º lugar em dimensão dentre as bacias dos rios nacionais e internacionais que atravessam Portugal. Tal bacia é limitada a Norte pelas bacias hidrográficas dos rios Leça (178 km²), Ave (1.390 km²), Cávado (1.590 km²), Nalón (4.865 km²), Sella (1.245 km²), Deva (1.185 km²) e Nansa (418 km²), a Leste pela bacia hidrográfica do rio Ebro (86.000 km²) e a Sul pelas bacias hidrográficas dos rios Tejo (80.630 km²), Mondego (6.645 km²) e Vouga (3 635 km²).

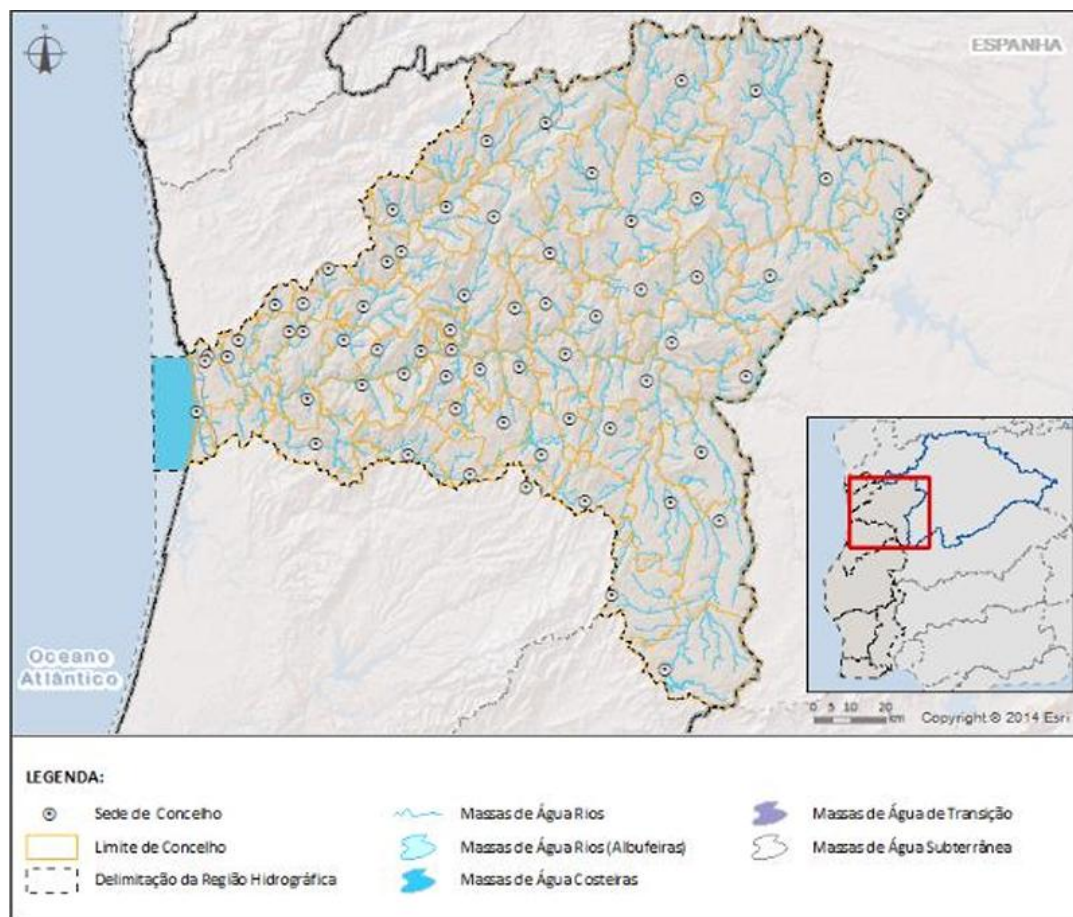


Figura 6: Delimitação geográfica do Douro (RH3) (Fonte: Vieira & Costa, 2017).

2.1.3. Clima

Sob a ótica climática, a região transmontana apresenta fortes influências continentais, contudo, devido a sua altitude, apresenta mesoclimas de montanha combinados com influências mediterrâneas nos vales mais profundos. Assim, os invernos costumam ser frios e húmidos marcado pela frequente ocorrência de geadas e, em alguns anos, neve, especialmente em regiões de maior altitude, como a Serra de Montesinho e Serra do Nogueira. Durante esta estação, a humidade relativa do ar é alta, o que resulta em sensações térmicas mais baixas. Em contrapartida, os verões costumam ser bastante quentes e secos, apesar de as noites geralmente serem mais frescas, principalmente em áreas rurais e de altitudes mais elevadas. A variação térmica diária é notável, sendo uma particularidade típica do clima continental.

No distrito de Bragança, a precipitação ocorre de maneira irregular ao longo do ano, com uma média anual oscilando entre 700 mm e 900 mm. A primavera e o outono são os meses mais chuvosos, além de serem épocas propícias para trovoadas. Já no verão, a quantidade de chuva é reduzida, em contraste com os meses mais frios.

2.1.3.1. Temperatura

No período de inverno, as temperaturas no distrito de Bragança costumam ser bastante baixas, oscilando entre 0°C a 10°C em média. Em regiões de maior altitude é habitual temperaturas abaixo de zero, especialmente à noite. A sensação de calor é comumente intensificada pela alta humidade relativa do ar e pelos ventos, que sopram mais forte durante esta época do ano. Essas condições meteorológicas favorecem invernos rigorosos. Durante o verão, as condições climáticas mudam significativamente, com médias de temperatura oscilando entre 20°C e 30°C. Ademais, a variação térmica diária é bastante acentuada, sendo as noites caracterizadas por temperaturas mais amenas, normalmente variando entre 10°C e 15°C, o que cria um contraste térmico notável entre o período diurno e noturno. Essa particularidade é especialmente notável em áreas rurais e montanhosas, onde o resfriamento noturno é mais intenso. Nas estações intermediárias, como a primavera e o outono, as temperaturas são mais amenas, oscilando entre 10°C e 20°C, conforme o mês e a posição específica no distrito. Essas estações são marcadas por um clima mais balanceado, com dias quentes e noites frescas, e são os momentos do ano onde a precipitação é mais frequente. É frequente a ocorrência de trovoadas, principalmente na primavera, contribuindo para a humidade e a instabilidade climática características deste período. Cabe ressaltar que as variações de temperatura no distrito de Bragança são notáveis, sendo afetadas pela altitude e pela exposição aos ventos (Figura 07).

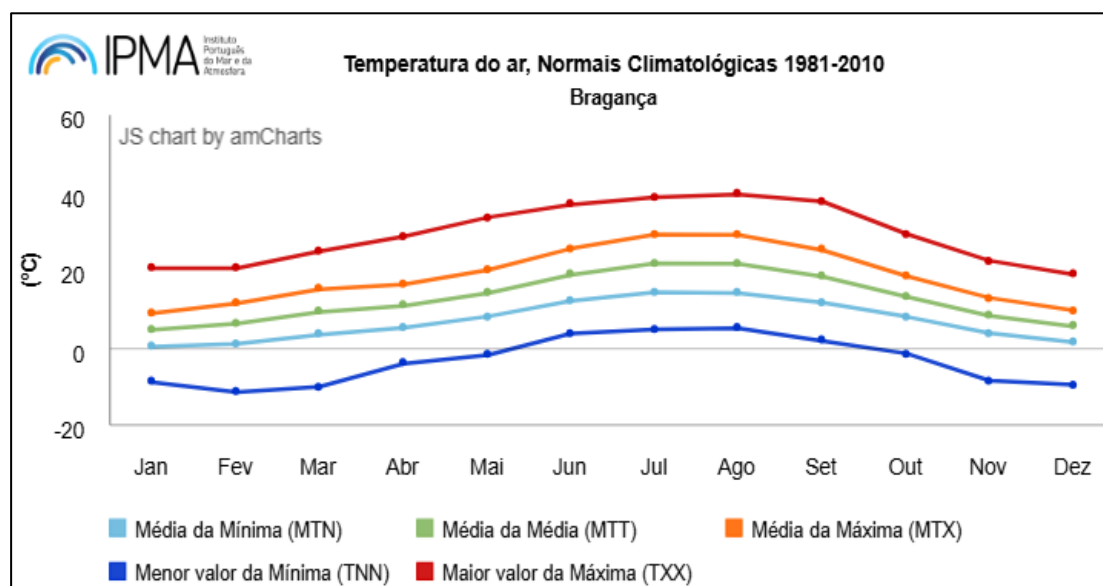


Figura 7: Valores mensais das temperaturas médias, médias das máximas e valores máximos do Distrito de Bragança (Fonte: Instituto Português do Mar e da Atmosfera, 2025).

2.1.3.2. Precipitação

Localizado no nordeste de Portugal, o distrito de Bragança exibe um regime de chuvas influenciado por fatores climáticos continentais e pela sua topografia montanhosa. A distribuição anual da precipitação na área (Figura 08) é marcada por uma distribuição irregular, com variações sazonais e espaciais notáveis, refletindo a interação entre os sistemas meteorológicos do Atlântico e as particularidades geográficas locais.

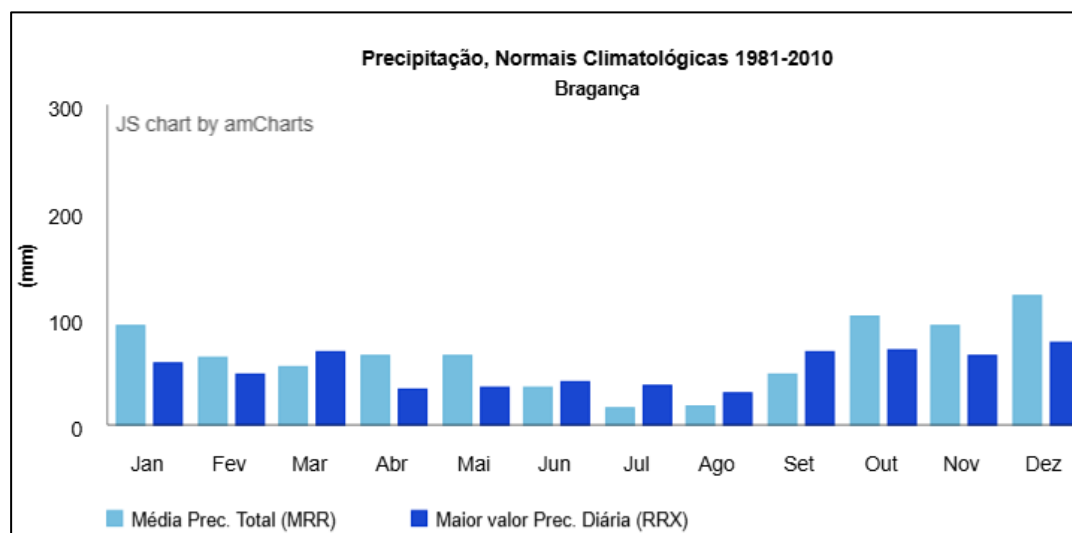


Figura 8: Valores de Precipitação do distrito de Bragança entre os anos de 1971 à 2000 (Fonte: Instituto Português do Mar e da Atmosfera, 2025).

Em Bragança, a média anual de precipitação oscila entre 700 mm e 900 mm, números que, mesmo sendo menores do que os observados nas áreas litorâneas do noroeste de Portugal, são suficientes para manter os ecossistemas naturais e as atividades agrícolas da região. Esta precipitação é distribuída de maneira desproporcional ao longo do ano, seguindo padrões sazonais claramente estabelecidos. A maior parte da precipitação anual ocorre nos meses de outono e inverno (de outubro a março), sendo este o período mais chuvoso do ano. Neste intervalo, os sistemas frontais vindos do Atlântico transportam grandes volumes de ar húmido para a região, provocando chuvas contínuas e, ocasionalmente, neblina, especialmente em regiões de maior altitude. A presença de neve menos comum nos anos recentes, acontece nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro, favorecendo a humidade do solo e os recursos hídricos da região.

Em contrapartida, o verão é a estação mais árida, com uma diminuição significativa na precipitação. Em média, os meses de junho, julho e agosto apresentam precipitações mensais inferiores a 30 mm. Contudo, mesmo no verão, podem surgir fenómenos convectivos pontuais, tais como trovoadas, que provocam chuva forte, apesar de sua curta

duração. Essas trovoadas têm um papel crucial em amenizar os impactos da seca estival, bem como na minimização de incêndios naturais que ocorrem na região, principal fator impactante na agricultura e os recursos de água da área.

A primavera é uma época de transição, caracterizada por chuvas moderadas e uma maior variabilidade climática. Neste período, é habitual a ocorrência de chuvas torrenciais e trovoadas, que favorecem a humidade do solo e o desenvolvimento da vegetação após o inverno. A precipitação na primavera é crucial para preparar os solos para as culturas de sequeiro, que constituem um elemento significativo da agricultura tradicional da área.

Além das variações sazonais, o distrito também apresenta variações espaciais notáveis, afetadas pela altitude e pela exposição aos ventos. As regiões montanhosas apresentam índices de chuva mais altos devido ao efeito orográfico. Este fenómeno faz com que as massas de ar húmido subam, levando a uma maior condensação e precipitação. Em contrapartida, as áreas mais baixas e os vales costumam ter menos precipitação, resultando em microclimas com condições mais áridas. Esta diversidade espacial na distribuição da precipitação tem consequências significativas para a administração dos recursos hídricos e para a adaptação das práticas agrícolas às circunstâncias locais.

2.1.4. Flora

A flora do distrito de Bragança é um componente crucial da sua identidade ecológica e cultural, espelhando a complexa interação entre fatores climáticos, geográficos e humanos. É caracterizada por uma vasta variedade de espécies e habitats, que vão desde bosques caducifólios e formações arbustivas até prados de altitude e vegetação ripícola, proporcionando ao cenário uma notável riqueza botânica.

Fortemente influenciada pelas florestas e bosques, no distrito de Bragança predominam espécies arbóreas ajustadas ao clima continental e às condições de altitude. O carvalho-negral (*Quercus pyrenaica*) (Figura 09) é uma das espécies mais representativas, constituindo vastos bosques que abrangem uma vasta parte das regiões montanhosas e serranas. De acordo com Costa et al. (1998), o carvalho-negro desempenha um papel crucial nos ecossistemas locais, fornecendo habitat para diversas espécies de fauna e auxiliando na estabilidade dos solos. Ademais, o castanheiro (*Castanea sativa*) tem um papel crucial na paisagem, sendo cultivado há séculos por seus frutos e madeira. Por outro lado, o sobreiro (*Quercus suber*) se manifesta em regiões mais baixas e menos expostas, embora com menor destaque do que em outras partes de Portugal (Pinto-Correia & Mascarenhas, 1999).



Figura 9: Carvalho-negral (*Quercus pyrenaica*) (Fonte: Árvores e arbustos de Portugal, 2025).

Nas regiões onde houve degradação ou substituição de florestas, a vegetação predominante é composta por matos e arbustos, que exercem uma função ecológica vital na preservação dos solos e na recuperação natural dos ecossistemas. Espécies como o tojo (*Ulex* spp.), a giesta (*Cytisus* spp.) e a esteva (*Cistus ladanifer*) são habituais nestes ecossistemas, se ajustando bem às condições de estiagem árida e aos solos de baixa fertilidade (Aguiar et al., 2013).

Nas regiões montanhosas, como na Serra do Nogueira, a flora é marcada por espécies que se adaptam a condições climáticas mais severas, como invernos frios e ventos intensos. De acordo com Alves et al. (2004), os prados de altitude abrigam uma grande variedade de espécies com elevado valor de conservação, como *Saxifraga cintrana* e *Narcissus asturiensis*, que se adaptaram às condições particulares da montanha. Essas regiões também são povoadas por arbustos de menor porte, como o zimbro (*Juniperus communis*) e o salgueiro-anão (*Salix herbacea*), que exercem um papel crucial na estabilização do solo e na defesa contra a erosão.

A vegetação ripícola, ao longo dos rios, tem um papel fundamental na proteção das margens e na preservação dos ecossistemas aquáticos. Espécies como o amieiro (*Alnus glutinosa*), o freixo (*Fraxinus angustifolia*) e o salgueiro (*Salix* spp.) são habituais nestes ecossistemas, construindo galerias florestais que desempenham papel crucial, oferecendo sombra e estabilidade às margens dos rios (Ferreira et al., 2005). Essas regiões também

atuam como importantes corredores ecológicos, promovendo o deslocamento da fauna e a dispersão de espécies vegetais, auxiliando na interligação dos ecossistemas. No mais, distrito de Bragança é responsável por abrigar diversas espécies endêmicas e raras, que desempenham um papel crucial na preservação da biodiversidade.

2.1.5. Fauna

O distrito de Bragança é reconhecido pela sua diversidade de habitats, abrangendo desde florestas e montanhas até regiões ribeirinhas e campos agrícolas. A fauna de Bragança inclui diversas espécies, muitas delas raras ou endêmicas, que têm um papel fundamental na preservação dos ecossistemas locais.

A diversidade da fauna de mamíferos na região é responsável por englobar espécies emblemáticas e de grande relevância ecológica, como as populações de lobo-ibérico (*Canis lupus signatus*), uma espécie emblemática e em perigo, que exerce um papel fundamental como predador dominante na regulação dos ecossistemas (Álvares et al., 2019) (Figura 10). O javali (*Sus scrofa*), o veado (*Cervus elaphus*) e o corço (*Capreolus capreolus*) são mamíferos de grande porte comumente encontrados em regiões florestais e montanhosas (Torres et al., 2020). A raposa-vermelha (*Vulpes vulpes*), o texugo (*Meles meles*) e a gineta (*Genetta genetta*) são mamíferos de pequeno porte que têm um papel crucial na gestão de populações de roedores e outros pequenos animais (Rosalino et al., 2018). Ademais, na área existem espécies de morcegos, como o morcego-de-ferrumequinum (*Rhinolophus ferrumequinum*), que necessitam de habitats como cavernas e florestas para se abrigar e procriar (Russo et al., 2021).



Figura 10: Lobo-ibérico (*Canis lupus signatus*) (Fonte: Espécies protegidas, 2021).

A diversidade e riqueza da avifauna do distrito refletem a diversidade de habitats existentes. Nas regiões florestais, são encontradas espécies como o pica-pau-malhado-grande (*Dendrocopos major*) e a trepadeira-azul (*Sitta europaea*), que se alimentam e nidificam em árvores maduras (Catry et al., 2020). Em regiões montanhosas, como a Serra de Montesinho, pode-se ver aves de rapina como a águia-real (*Aquila chrysaetos*) e o bútio-comum (*Buteo buteo*), que se alimentam e se reproduzem nesses locais (Martínez et al., 2021). Já os habitats ripícolas, localizados ao longo de rios e riachos, são essenciais para espécies como o melro-d'água (*Cinclus cinclus*) e o guarda-rios (*Alcedo atthis*), que se alimentam e se abrigam nos cursos de água (Ferreira et al., 2020). Espécies como a cotovia-comum (*Alauda arvensis*) e o peneireiro-vulgar (*Falco tinnunculus*) habitam áreas agrícolas e campos abertos (Moreira et al., 2019).

A herpetofauna abrange uma gama variada de répteis e anfíbios. A lagartixa-ibérica (*Podarcis hispanica*) e a cobra-rateira (*Malpolon monspessulanus*), habitam habitats rochosos e áreas abertas (Sillero et al., 2020). A víbora-cornuda (*Vipera latastei*), que apesar de ser venenosa, é geralmente inofensiva para os humanos, têm grande representatividade na região (Brito et al., 2018). Espécies como o sapo-comum (*Bufo bufo*) e a salamandra-de-fogo (*Salamandra salamandra*) são frequentes em regiões húmidas e próximas a rios (Teixeira et al., 2020). São especialmente vulneráveis a mudanças ambientais, sendo vistas como bioindicadores de qualidade ecossistêmica.

Já a diversidade da fauna de invertebrados é notória, abrangendo uma gama de insetos, aracnídeos e moluscos. Os lepidópteros, como a borboleta-cauda-de-andorinha (*Papilio machaon*) e a borboleta-azul (*Polyommatus icarus*), são abundantes em regiões floridas e campos abertos, exercendo uma função vital na polinização das plantas (García-Barros et al., 2020). Ademais, a área possui uma abundância de espécies de escaravelhos, como o rinoceronte (*Oryctes nasicornis*), que auxiliam na decomposição de matéria orgânica e no ciclo de nutrientes (Hortal et al., 2019).

2.1.6. Uso e ocupação do solo

O Distrito de Bragança, apresenta uma notável diversidade na paisagem na avaliação abrangente do uso e ocupação do solo. Na classificação COS2018 (Carta de Uso e Ocupação do Solo de 2018, Direcção-Geral do Território DGT), é possível caracterizar as principais categorias de uso do solo na região (Figura 11) (Anexo I).

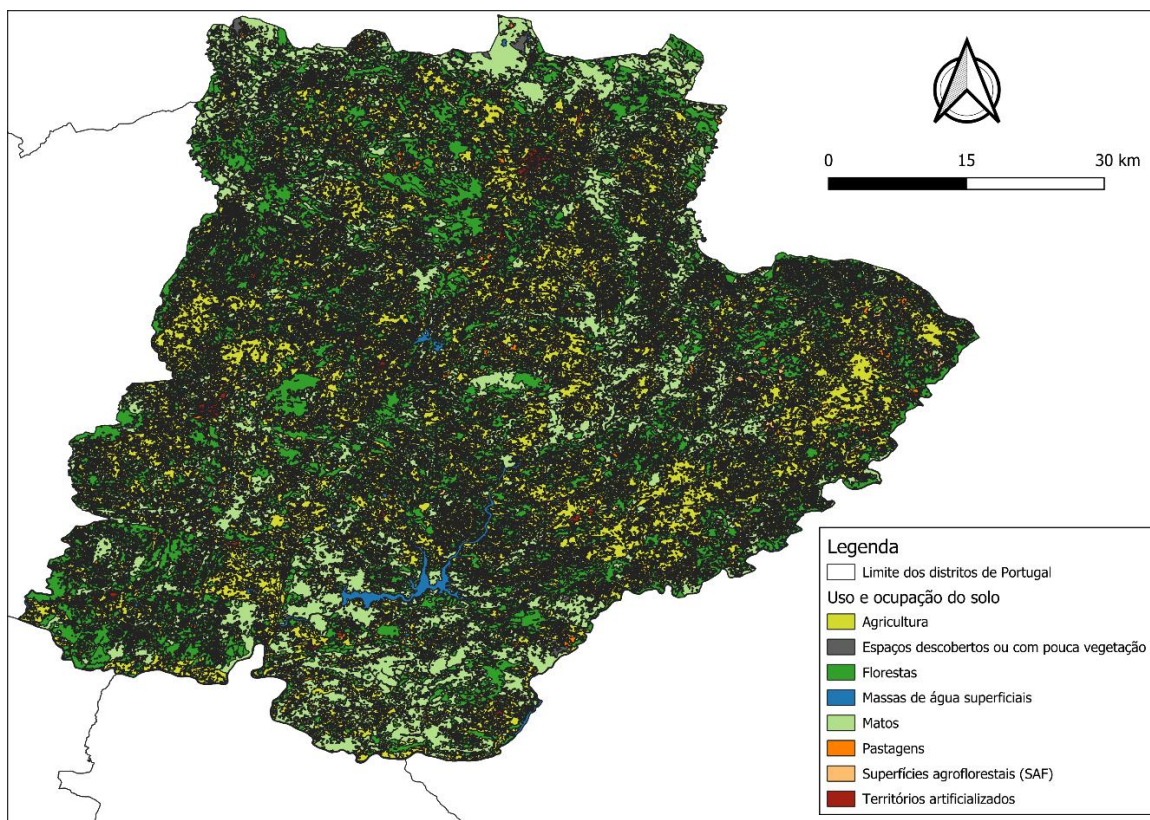


Figura 11: Mapa do uso e ocupação do solo do distrito de Bragança (Fonte: Adaptado de QGIS 3.36, 2025).

No distrito de Bragança, a agricultura predomina, ocupando aproximadamente 60% do território. Essas regiões englobam plantações temporárias de sequeiro e regadio, como centeio, trigo, batata e milho, que representam aproximadamente 30% das terras agrícolas, localizadas em vales férteis e regiões próximas a cursos de água. As culturas perenes, como o olival e a vinha, representam aproximadamente 15% das terras agrícolas, com ênfase na produção de azeite e vinho. A amêndoa e a castanha, predominantemente produzidas em regiões montanhosas, constituem aproximadamente 5%. As pastagens naturais e seminaturais, fundamentais para a pecuária intensiva, cobrem cerca de 10% das terras agrícolas, predominando em regiões de maior altitude. Cerca de 30% do território do distrito de Bragança é composto por florestas e matos, desempenhando um papel fundamental na preservação da biodiversidade e na oferta de serviços ecossistêmicos. As florestas de carvalho-negral (*Quercus pyrenaica*) e castanheiro (*Castanea sativa*) cobrem aproximadamente 20% do território florestal, particularmente em regiões montanhosas. Por outro lado, o pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*) e o eucalipto (*Eucalyptus globulus*) constituem aproximadamente 5%. Os matos, que incluem espécies como o tojo (*Ulex spp.*), a giesta (*Cytisus spp.*) e a esteva (*Cistus ladanifer*), cobrem cerca de 5% das áreas

florestais, sendo mais comuns em regiões onde a floresta foi depreciada ou negligenciada. A administração sustentável de florestas e matos é fundamental para enfrentar riscos como incêndios florestais e a disseminação de espécies exóticas. No distrito de Bragança, as zonas urbanas e industriais constituem uma pequena porção do uso do solo, ocupando aproximadamente 2% do território (Martins, 2023). A cidade de Bragança, juntamente com as vilas e aldeias espalhadas pelo território, ocupa aproximadamente 1,5% do território, possuindo uma estrutura urbana compacta e tradicional. As zonas industriais e comerciais, localizadas perto dos principais centros urbanos, representam cerca de 0,5%, com predominância de pequenas indústrias transformadoras e estabelecimentos de comércio local. A expansão urbana tem sido restrita, contudo, a pressão sobre os terrenos agrícolas e naturais nas áreas periféricas urbanas é uma questão que vem se agravando (Novais, 2021).

As áreas húmidas e os rios constituem aproximadamente 3% do território, exercendo funções ecológicas e económicas fundamentais. Os rios Sabor, Maçãs e Tua, principais rios da região, cobrem aproximadamente 2%, mantendo ecossistemas fluviais e atividades como a agricultura irrigada e a geração de energia hidroelétrica (de Oliveira, 2023). Apesar de terem uma extensão restrita, ocupam aproximadamente 1% do território, desempenhando um papel crucial na preservação da biodiversidade, particularmente para espécies de aves aquáticas e anfíbios. A salvaguarda e a gestão sustentável desses espaços são essenciais para assegurar a qualidade dos recursos hídricos e a resiliência dos ecossistemas.

As regiões com vegetação nativa e outros usos cobrem aproximadamente 5% do território, incluindo áreas abandonadas ou pouco utilizadas, que representam cerca de 3%, desempenhando um papel importante na regeneração natural dos ecossistemas. Infraestruturas várias e outras representam aproximadamente 2%, contribuindo para a conectividade e o progresso regional. Ademais, o distrito de Bragança abriga áreas de proteção, como o Parque Natural de Montesinho e o Parque Natural do Douro Internacional (Natural PT, 2019). Essas áreas protegidas têm um papel fundamental na preservação da biodiversidade e no estímulo ao turismo ecológico, sendo fundamentais para a preservação dos serviços ecossistémicos e para a preservação do meio ambiente.

2.2. Locais de amostragem

Foram selecionados dois cursos de água, a Ribeira de Carvalhais (bacia do Rio Tua) e a Ribeira de Juncal (Bacia do Rio Sabor), sujeitos, nos setores urbanos, maioritariamente a técnicas de engenharia civil e de bioengenharia, respetivamente.

O troço urbano da Ribeira de Juncal, está situada na proximidade de Mogadouro, no denominado Parque Urbano de Juncal, o qual engloba o Centro de Interpretação do Mundo Rural. Selecionaram-se oito estações de amostragem distribuídas por três zonas: 01) Zona de Referência: situada a montante da zona reabilitada (J1 e J2), 02) Zona Reabilitada: troço de cerca de 1 km, com 4 locais de monitorização (J3, J4, J5 e J6) em habitats lóticos e lênticos, e 03) Zona de Jusante: localizada após o Parque Urbano do Juncal (J7 e J8), (Figura 12) (Anexo II.1 e Anexo III).

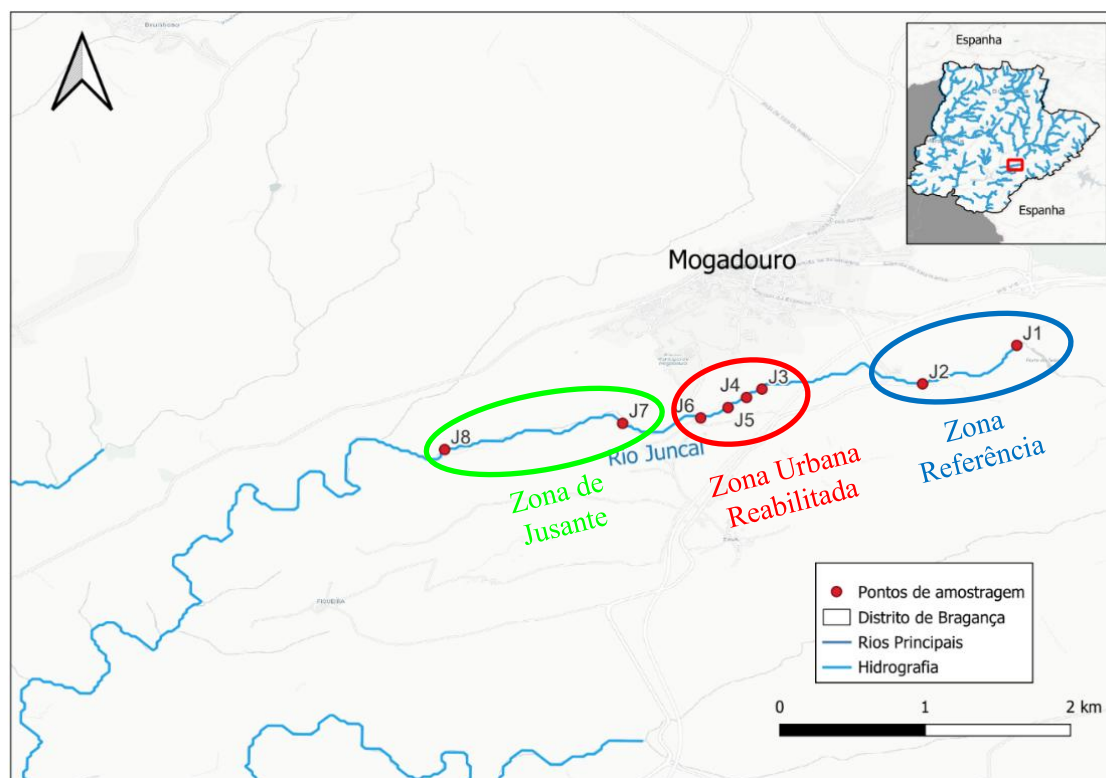


Figura 12: Ribeira do Juncal e identificação dos oito locais de amostragem.

Por sua vez, a Ribeira de Carvalhais, está situada no município de Mirandela. Nesta ribeira foram também selecionadas 8 locais de amostragem distribuídas por 3 zonas: 01) Zona de Referência: situada em ambiente agroflorestal (C1 e C2), 02) Zona Agrícola: situada na veiga de Carvalhais (C3, C4,) e 03) Zona Reabilitada: localizada no troço urbano que desagua no rio Tua (C5, C6, C7 e C8) (Figura 13) (Anexo II.2 e Anexo IV).

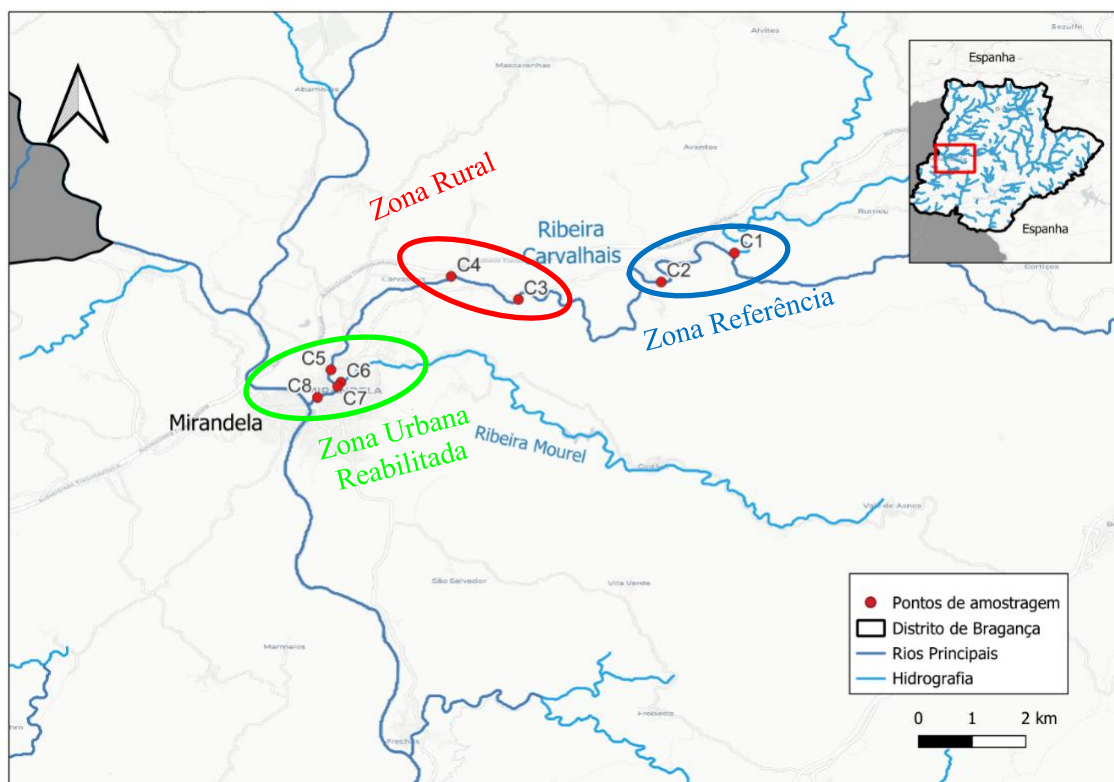


Figura 13: Ribeira de Carvalhais e identificação dos 8 locais de amostragem.

A periodicidade de amostragem foi sazonal, abrangendo todas as estações do ano, ao longo de quatro coletas distintas nos anos de 2024 e 2025, para ambos os rios.

2.3. Elementos de suporte aos elementos biológicos

Para a avaliação da biodiversidade e estado ecológico de ambas as ribeiras, e respeitando o Quadro normativo da DQA, foram monitorizados os elementos de suporte aos elementos biológicos macroinvertebrados e peixes, constituídos pelos parâmetros físico-químicos da água e hidromorfológicos.

2.3.1. Caracterização físico-química da água

Para a avaliação da qualidade da água, recorreu-se à medição das variáveis físico-químicas através do uso de uma sonda multiparamétrica de campo (HACH HQ2200, © USA) *in situ* (Figura 14). Foram determinadas as seguintes variáveis: 01) temperatura da água (°C); 02) oxigénio dissolvido ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$; % saturação); 03) condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), 04) pH e 05) Total de Sólidos Dissolvidos (TDS, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).



Figura 14: Medição de variáveis físico-químicas com sonda multiparamétrica.

A análise de outras variáveis físico-químicas da água foi feita após a coleta de amostras de água (1,5 L) e seu transporte em refrigeradores (para manter a temperatura de 4°C). O processo de coleta, armazenamento e transporte de amostras de água para análises físico-químicas gerais foi realizado conforme o guia RELACRE 2017, em conformidade com as normas de qualidade relevantes, definidas conforme o Decreto-Lei nº 42/2016, de 1 de agosto. Nesse sentido foram avaliados: 06) acidez total ($\text{mg HCO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$), 07), fosfatos ($\text{mg PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$), 08), nitratos ($\text{mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$), 09) nitritos ($\text{mg NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$), 10), oxidabilidade ($\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$), 11), cloretos ($\text{mg Cl}^- \cdot \text{L}^{-1}$) e 12) e amónia ($\text{mg NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$). As determinações das variáveis físico-químicas de todos os locais e épocas de amostragem foram realizadas no Laboratório da Escola Superior Agrária de Bragança por seguindo a norma NP EN ISO/IEC 17025, como mostram os exemplos na Figura 15.



Figura 15: Análises das variáveis físico-químicas em laboratório.

classificado como fluxo turbulento, além da inclusão das regiões adjacentes, a partir da qual foram amostradas as unidades de sedimentação de fluxo laminar. Foi realizada uma coleta de seis subamostras de maneira proporcional à representatividade dos microhabitats e habitats identificados em cada local de amostragem (correspondente a uma área total de amostragem de 1,5 m²). Para isso, foi usado o método de amostragem por *kick sampling* com o auxílio de uma rede de mão, com dimensões 25*25 cm de abertura, e uma malha de 500 µm (Figura 17).

Os macroinvertebrados bentônicos foram capturados colocando a rede de mão contra a corrente, com movimentação vigorosa do sedimento com o pé perto da boca da rede, de modo que os organismos desalojados para a coluna d'água entrassem na rede. Foram executados alguns procedimentos extras, incluindo a captura dos táxons fixados ao substrato, além da captura de outros que residem na superfície da água (e.g. Gerridae). Em campo, as amostras selecionadas foram acondicionadas em garrafas plásticas de 2 L, conservadas em álcool (98%) e devidamente identificadas por local de amostragem e estação sazonal.



Figura 17: Captura de macroinvertebrados.

Posteriormente no laboratório, as amostras de macroinvertebrados foram limpas com água corrente e uma peneira de 500 µm e colocadas em tabuleiros de plásticos com uma pequena quantidade de água para a melhor visualização. Então, os materiais

inorgânicos (como sedimentos finos) e orgânicos (como folhas e plantas) foram removidos e uma primeira classificação dos invertebrados foi realizada em grandes grupos. Assim, procedeu-se à separação e conservação dos invertebrados com etanol a 70%, tendo sido colocados em recipientes devidamente etiquetados. Finalmente, a identificação foi realizada utilizando um microscópio estereoscópico OLYMPUS SZX10 com ampliação de 10-230x, com auxílio de chaves dicotômicas (Tachet et al., 1981, 2010). Todos os indivíduos foram identificados até ao nível taxonómico de Família, com exceção dos exemplares pertencentes às subclasses Oligochaeta e Acari (Figura 18).

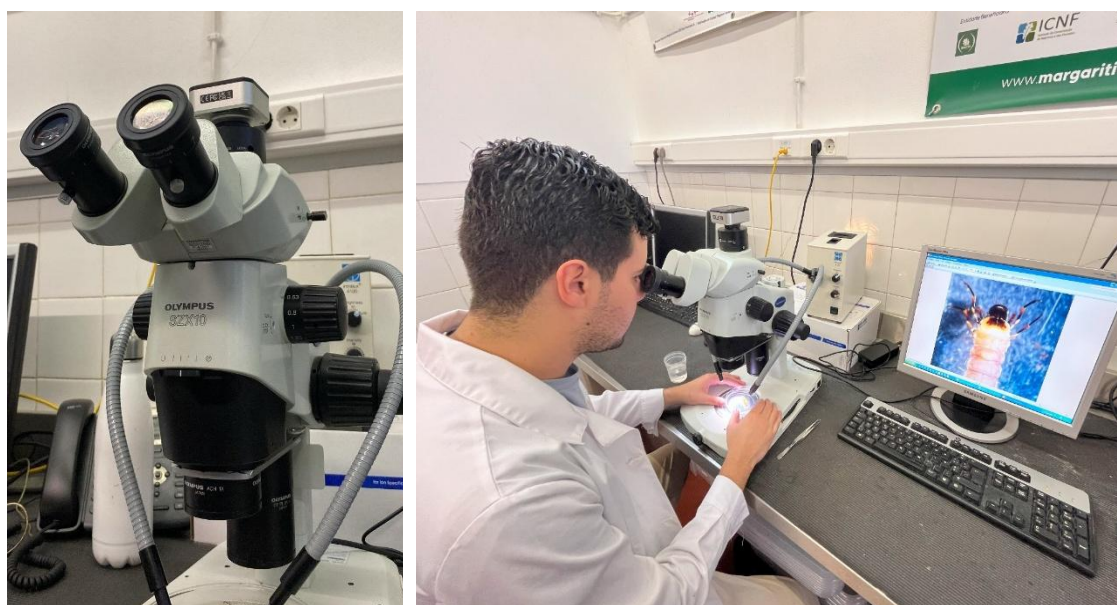


Figura 18: Triagem e identificação dos macroinvertebrados no Laboratório.

2.3.4. Avaliação do elemento biológico: peixes

A amostragem da fauna piscícola foi feita baseada no protocolo “Avaliação Biológica da Qualidade da Água em Sistemas Fluviais segundo a DQA - Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola” (INAG 2008b). Foi usada a técnica da pesca elétrica, executada por meio de um dispositivo portátil Hans Grassl ELTII GI ©; 300-600V. O equipamento foi ajustado de acordo com a condutividade elétrica da água, com o objetivo de melhorar a eficiência da pesca e prevenir a mortalidade dos peixes. As amostragens foram feitas em troços de até 100 metros de distância, com um tempo aproximado de 15 minutos (CPUE), com movimento em zig-zag entre margens do rio, tanto no sentido ascendente. Durante o processo de captura e manuseamento, todos os peixes foram manipulados de forma cuidadosa em grandes baldes com abundância de água fresca para manter o nível de oxigénio elevado (Figura 19).



Figura 19: Captura da comunidade piscícola por pesca elétrica.

Para a identificação das espécies piscícolas recorreu-se a bibliografia especializada (Collares-Pereira et al., 2021; Magalhães et al., 2023). Foram recolhidos dados biométricos, nomeadamente o comprimento total, através do uso de um ictiómetro (com precisão de 0,1 cm), e da biomassa, através do uso de uma balança portátil (com precisão de 0,01 g) (Figura 20).



Figura 20: Obtenção de dados biométricos: pesagem e medição dos peixes.

Cabe ressaltar que a pesca elétrica é uma técnica eficiente e relativamente inofensiva, baseada na criação de um campo elétrico, que pode induzir mudanças no comportamento dos peixes, como movimentos musculares involuntários de contração e

relaxamento, permitindo sua fácil captura (Oliveira et al., 2007).

Todos os peixes e invertebrados exóticos capturados (e.g. *Lepomis gibbosus*, *Gambusia holbrooki*, *Procambarus clarkii*) foram eliminados conforme a legislação em vigor e a recomendação feita pelo ICNF. O trabalho de campo realizado pela equipa técnica envolvida na captura da ictiofauna foi devidamente credenciado pelo Instituto de Conservação da Natureza e das Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF) por meio das licenças de captura e de pesca elétrica.

2.4. Critérios para avaliação

2.4.1. Critérios para avaliação dos elementos físico-químicos da água

Os procedimentos analíticos adotados para as águas superficiais naturais foram estabelecidos pelo Decreto-Lei nº 236/1998, de 1 de agosto, pelo Decreto-Lei nº 83/2011, de 20 de junho, e pelo Decreto-Lei nº 218/2015, de 7 de outubro, levando em conta os limites de deteção, precisão e exatidão estabelecidos nesses diplomas, bem como os limites de qualidade dos parâmetros físico-químicos gerais utilizados nos rios do Grupo Norte para a avaliação do estado ecológico (APA, 2021). Nos elementos físico-químicos de suporte estão definidas apenas duas classes de qualidade, EXCELENTE/BOM (cor azul) e BOM/MODERADO (cor verde), como mostra a Tabela 01.

Tabela 1: Limites máximos de parâmetros químicos e físico-químicos gerais para o estabelecimento do bom estado ecológico em rios dos tipos Norte (APA, 2021).

Parâmetros	Excelente / Bom	Bom / Moderado
Temperatura	-	6,5 – 25,5 °C
Oxigénio dissolvido	8-12 mg O ₂ .L ⁻¹	6 mg O ₂ .L ⁻¹
Condutividade elétrica	-	250 µS/cm
pH	6,5 – 8,5	6 - 9
Fosfatos	0.10 mg PO ₄ ³⁻ .L ⁻¹	0,20 mg PO ₄ ³⁻ .L ⁻¹
Nitritos	0,01 mg NO ₂ ⁻ .L ⁻¹	0,20 mg NO ₂ ⁻ .L ⁻¹
Nitratos	5 mg NO ₃ ⁻ .L ⁻¹	10 mg NO ₃ ⁻ .L ⁻¹
Oxidabilidade	0 - 3 mg O ₂ .L ⁻¹	5,1 - 10 mg O ₂ .L ⁻¹

2.4.2. Critérios para avaliação do elemento hidromorfológico

As informações do RHS obtidas nas fichas de campo foram inseridas no programa *River Habitat Survey Toolbox* software (www.riverhabitatsurvey.org/author/mnaura) (Naura, 2016), e calculados: 1) Índice de Qualidade do Habitat - HQA e 2) Índice de Modificação do Habitat - HMS.

O índice HQA é utilizado para avaliar a qualidade dos habitats fluviais, enquanto o índice HMS permite mensurar o nível de artificialização do canal. O valor do HQA só pode ser comparado com rios da mesma categoria ou segmentos do mesmo rio, sendo composto pela soma de nove sub-índices que avaliam aspectos específicos da qualidade hidromorfológica. Na Tabela 02, é possível perceber os valores limites para a classe excelente para ambas as Ribeiras.

Tabela 2: HQA: Valores limites da classe excelente para a tipologia da Ribeira do Juncal e Ribeira de Carvalhais (Fonte: APA, 2021).

Tipo do rio	Símbolo	Limite da Classe Excelente
Rios do Alto-Douro de Pequena Dimensão	N3	> 65

O HMS permite a avaliação do grau de artificialização da estrutura física do corredor do rio e o impacto das estruturas transversais e longitudinais e das transversais e longitudinais e intervenções nos habitats do rio dentro da secção de amostragem de 500 m. Essa avaliação é independente do tipo de rio, sendo possível a comparação entre os resultados de dois tipos de rio. Na Tabela 03 são apresentados os valores e respetivas classificações do índice HMS na avaliação da qualidade dos habitats fluviais da Ribeira do Juncal e da Ribeira de Carvalhais.

Tabela 3: Valores com as respetivas amplitudes e classificação do Índice HMS (Fonte: INAG, 2009).

Pontuação HMS	Categoria	Descrição da categoria	Classe da qualidade
0 - 16	1	Pristino, seminatural	Excelente
17 - 199	2	Predominantemente não modificado	Bom ou inferior
200 - 499	3	Obviamente modificado	
500 - 1399	4	Significativamente modificado	
≥ 1400	5	Severamente modificado	

2.4.3. Critérios para avaliação do elemento biológico: macroinvertebrados

Na avaliação da qualidade biológica das comunidades de invertebrados foi usado o software AMIIB@ (https://dqa.inag.pt/implementacao_invertebrados_AMIIB.html). Foi calculado um conjunto vasto de métricas, tais como: 1) número de indivíduos (N); 2) número de táxons (S); 3) diversidade (ex. índice H' Shannon-Wiener, índice de Margalef); 4) equitabilidade (ex. índice J' de Pielou); 5) abundância relativa de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (% EPT); 6) índice biótico IBMWP; e ainda o índice oficial 7) Índice IptIN; de Invertebrados do Norte de Portugal – IptIN, desenvolvido para os rios do norte de Portugal, de acordo com a DQA (INAG, 2009), integra diferentes métricas, resultando na seguinte fórmula:

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

- EPT: N° de famílias pertencentes aos Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera.
- Evenness: índice de Equitabilidade J' de Pielou, calculado através da fórmula:

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

- H' - diversidade de Shannon-Wiener
- S - número de *taxa* presentes
- Ln - logaritmo natural ou neperiano

O Índice H' de Shannon-Wiener é calculado pela expressão:

$$H' = - \sum p_i \text{Ln } p_i, \text{ sendo } p_i = n_i/N$$

- n_i - n° de indivíduos de cada *taxon i*
- N - n° total de indivíduos presentes na amostra
- IASPT: ASPT Ibérico, corresponde ao IBMWP, dividido pelo n° de famílias presentes.
- Log (Sel. ETD+1) – Log₁₀ de (1 + soma das abundâncias de indivíduos das famílias Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Goeridae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae).

A Tabela 04 apresenta os valores de referência e os limites entre as classes de qualidade em Índices de Qualidade Ecológica (EQR).

Em Portugal, foram definidos 15 tipos de rios (INAG, 2008a). Todos os locais de amostragem da Ribeira do Juncal pertencem ao tipo N3 - Rios Pequenos do Douro Superior, enquanto na Ribeira de Carvalhais foram identificados 2 tipos: 1) N2 - rios médios-grandes do Alto Douro Superior; e 2) N3 - Rios Pequenos do Douro Superior.

Tabela 4: Valores de referência e limites do IptI_N para os tipos presentes na Ribeira do Juncal e Ribeira de Carvalhais (Fonte: APA, 2016).

Tipologia	Valor de referência	Excelente	Bom	Razoável	Medíocre	Mau
N3	1,01	≥ 0,85	[0,69 – 0,85[[0,40 – 0,69[[0,20 – 0,40[[0 – 0,20[
N2	1,01	≥ 0,83	[0,69 – 0,83[[0,41 – 0,69[[0,20 – 0,41[[0 – 0,20[

O método usado na avaliação dos grupos de alimentação funcional de macroinvertebrados baseia-se na associação entre um conjunto de adaptações alimentares e as categorias básicas de recursos nutricionais (Merritt & Cummins, 2006). Foi considerada a classificação geral observada na tabela a seguir (Tabela 05).

Tabela 5: Sistema de classificação para grupos de alimentação funcional de invertebrados (Fonte: Merritt & Cummins, 2006).

Grupo	Alimentação dominante	Mecanismo de alimentação	Exemplo do grupo
Detritívoros	Tecido da planta hidrófita vascular viva	Mastigadores e mineradores de macrófitas vivas	Trichoptera
	Tecido vegetal em decomposição e madeira, partículas grosseiras de matéria orgânica	Mastigadores e perfuradores de madeira	Diptera Plecoptera
Coletores	Decomposição de partículas finas, matéria orgânica	Coletores ou alimentadores de sedimento	Ephemerae Chironomidae
Coletores Filtradores	Decomposição de partículas finas, matéria orgânica	Filtradores ou alimentadores de suspensões	Hydropsychidae Simuliidae
Fitófagos e Raspadores	Perifiton - algas aderidas e material associado	Herbívoros - raspadores de superfícies minerais e superfícies orgânicas	Glossosomatidae Heptageniidae
Predadores e Parasitas	Tecido de animais vivos	Carnívoros - atacam a presa, perfuram tecidos, células e sugam fluidos	Hemiptera
	Tecido de animais vivos	Carnívoros - ingerem animais inteiros ou partes	Perlidae
	Tecido de animais vivos	-	Platyhelminthes

2.4.4. Critérios para avaliação do elemento biológico: peixes

O Índice de Integridade Biótica para Rios Vadeáveis (F-IBIP) é o indicador oficial para avaliar a condição ecológica dos rios em Portugal, fundamentado nas comunidades de peixes (INAG & AFN, 2012). Essas métricas podem diminuir ou aumentar dependendo da intensidade do distúrbio antropogénico e estão incluídas em dois grupos principais: riqueza e composição específica e fatores ecológicos. Nesse sentido, esse índice baseia-se em: 1) composição: a identificação da espécie permite avaliar a composição da comunidade piscícola num setor específico, além de fornecer dados sobre a presença de espécies exóticas e suas respectivas quantificações; e 2) abundância: leva em conta a quantidade de indivíduos de cada espécie identificada no setor de amostragem, correlacionando-a com a área de amostragem.

Na aplicação do F-IBIP é necessário identificar, previamente, o agrupamento piscícola para cada local de amostragem. Com base nos 6 agrupamentos estabelecidos por INAG & AFN (2012), constatou-se que os locais de amostragem se enquadram no Grupo 4 - Ciprinícola de Pequena Dimensão das Regiões Norte Interior e Sul, o qual apresenta as seguintes propriedades:

- *“Ciprinícola de Pequena Dimensão das Regiões Norte Interior e Sul: Rios com uma distribuição alargada, incluindo o Alto Douro, Tejo e bacias a sul do Tejo. São troços fluviais de pequena área de drenagem (22 °C em média). Com constrangimentos ambientais semelhantes, sobretudo ao nível do stress hídrico estival, os pequenos cursos de água destas regiões revelam comunidades funcionalmente idênticas com predomínio do grupo funcional Squalius spp. (escalos e bordalo)”* INAG & AFN (2012).

Usando o *software* disponível em: <https://www.isa.ulisboa.pt/projeto/fibip/>, os dados das capturas foram processados tendo sido gerado um resultado final pelo F-IBIP para cada local de amostragem e período do ano. Este número oscila entre 0 (zero), que representa uma avaliação de baixa qualidade, e 1 (um), que representa uma avaliação de alta qualidade. A qualidade ecológica se manifesta em cinco categorias de qualidade, onde as variações de cada categoria são uniformes para todos os grupos piscícolas. Na Tabela 06 apresentam-se esses valores expressos em rácios de qualidade ecológica.

Tabela 6: Valores para as classes de qualidade do F-IBIP, Classe de Qualidade e Valor em Rácio de Qualidade Ecológica (RQE).

Classe de qualidade	Valor (RQE)
Excelente]0,850 – 1,000]
Bom]0,675 – 0,850]
Razoável]0,450 – 0,675]
Medíocre]0,225 – 0,450]
Mau]0 – 0,225]

2.4.5. Critérios para avaliação da qualidade ecológica

A análise da condição ecológica dos locais mostrados foi realizada de acordo com o Manual "Critérios para a Classificação do Estado das Massas de Água Superficiais - Rios e Albufeiras" (INAG, 2009) (Figura 21). A condição ecológica reflete a qualidade estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos ligados às águas superficiais, utilizando como indicadores os componentes biológicos (peixes e invertebrados) e seus respetivos elementos físico-químicos e hidromorfológicos de suporte.

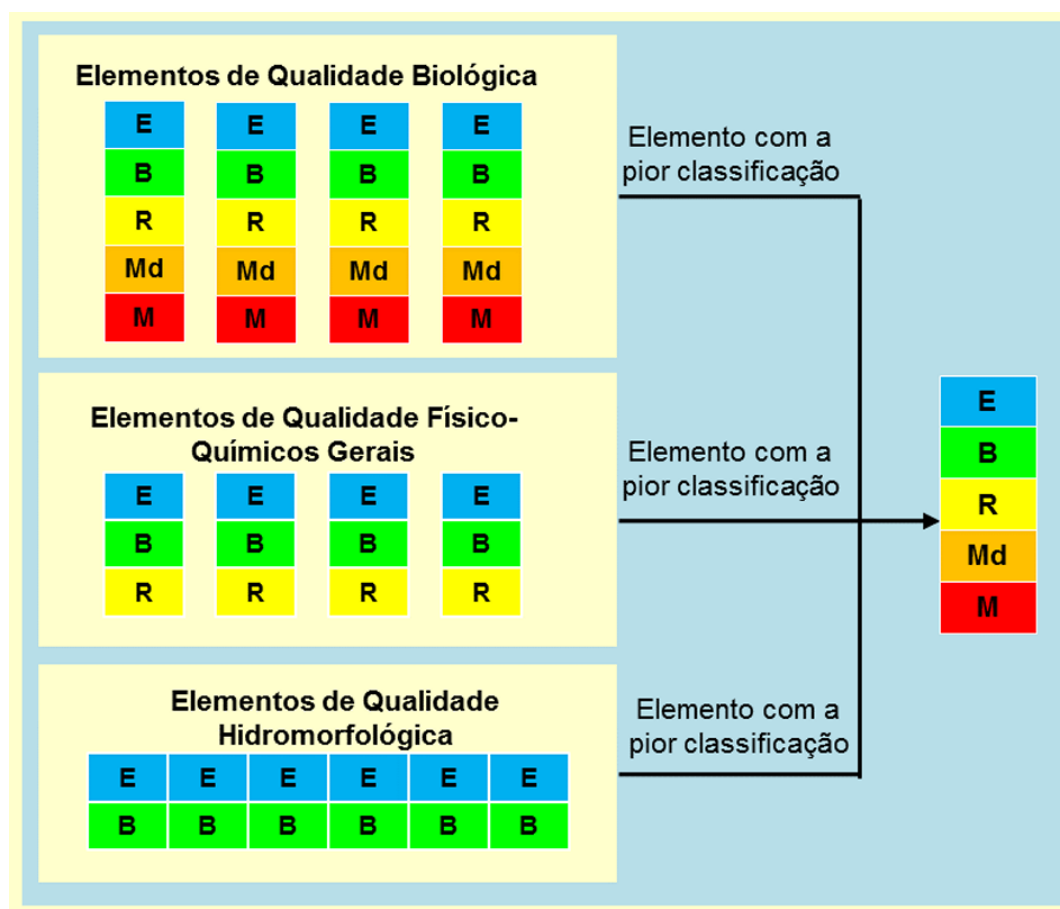


Figura 21: Determinação da qualidade ecológica (Fonte: Adaptado de INAG, 2009).

2.5. Tratamento estatístico dos dados

No tratamento estatístico foi feita a análise abiótica a partir das variáveis da água e do habitat, incluindo temperatura da água, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH, total de sólidos dissolvidos, acidez total, fosfatos, nitratos, nitritos, oxidabilidade, cloretos, amônia e os 2 índices do River Habitat Survey (RHS), o HQA, Índice de Qualidade do Habitat e o HMS, Grau de Modificação dos Habitats. Na análise dos dados utilizaram-se instrumentos de análise uni e multivariada.

O software STATISTICA7 (STATSOFT, 2004) foi utilizado para criar gráficos box-whiskers para as variáveis abióticas (qualidade fisico-química da água) e bióticas (métricas de invertebrados e peixes), levando em conta três grupos/tipologias estabelecidos (zonas de referência, reabilitação e de jusante) em uns dois rios estudados. Foram calculadas métricas biológicas, caso da riqueza (S), abundância (N), índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade de Pielou (J') das comunidades de invertebrados e peixes foram usados testes não paramétricos de Kruskal-Wallis (H, ANOVA 1-way), uma vez que a normalidade ou homogeneidade de variância não foram observadas, mesmo usando várias transformações.

O software PRIMER 7 & PERMANOVA+ (Anderson et al., 2008) foi utilizado na análise multivariada para criar ordenações como o escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) para as comunidades de invertebrados e peixes. Para avaliar a ligação entre as variáveis ambientais e os locais de amostragem foi feita uma análise de redundância baseada em distâncias (dbRDA). A dbRDA possibilita a verificação da significância dos termos por meio de uma comparação entre duas matrizes de dados de diferentes tipos, incluindo dados ecológicos e ambientais. Foram conduzidos testes não paramétricos ANOSIM one-way, com o objetivo de analisar a similaridade entre locais de amostragem, estações do ano e dados abióticos recolhidos. Foram ainda usados testes PERMANOVA 2-way (999 permutações) para avaliar a influência dos setores/tipologias e estações do ano avaliadas para as comunidades de invertebrados e de peixes.

3. RESULTADOS

Os resultados obtidos permitiram caracterizar a qualidade ecológica das Ribeiras de Juncal e de Carvalhais em todos os períodos sazonais tendo em conta a biodiversidade e os elementos bióticos, caso das comunidades de macroinvertebrados bentónicos e de peixes, assim como os elementos físico-químicos e hidromorfológicos de suporte.

3.1. Ribeira de Juncal

3.1.1. Qualidade físico-química da água

Os resultados obtidos relativos aos parâmetros físico-químicos podem ser observados nas Figuras 22 a 29. Para os valores de temperatura da água, observaram-se valores entre 9,7 a 10,2 °C para a estação do inverno e de 14,2 a 17 °C para a estação do verão, mostrando uma tendência crescente da variável ao longo das estações do rio para todos os pontos de amostragem (Figura 22).

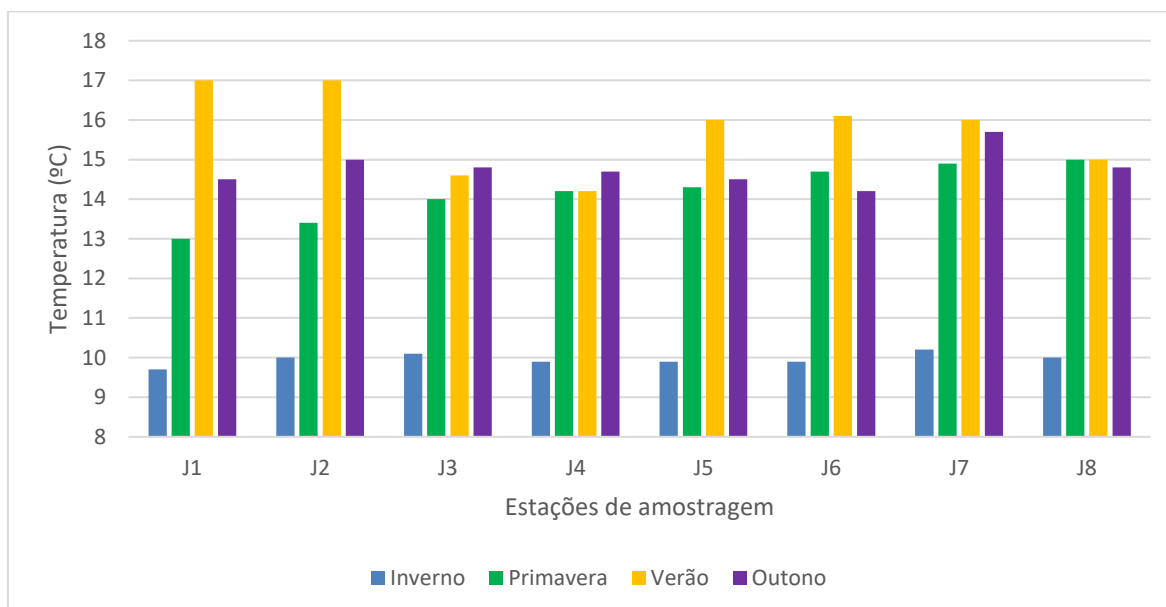


Figura 22: Variação sazonal da temperatura (°C) na Ribeira de Juncal (ano de 2023/2024).

No que diz respeito aos valores de oxigénio dissolvido (OD), verificou-se que houve uma tendência de aumento do teor nos locais em que a temperatura é menor, bem como no inverno, primavera e outono (Figura 23). Isso está diretamente correlacionado com a questão da temperatura aquática, uma vez que em períodos mais quentes existe uma escassez de oxigénio dissolvido. No mais, de forma geral, conforme passam os pontos de amostragem, percebe-se uma diminuição do OD, também, correlacionado com a descarga de efluentes domésticos, principalmente nas zonas urbanas rehabilitadas (J4 e J5).

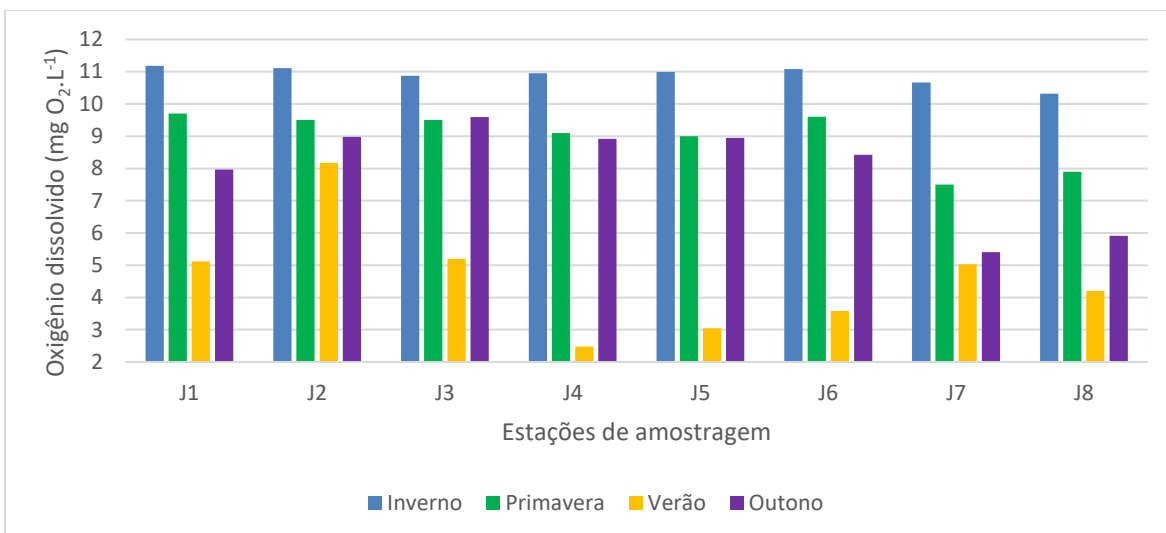


Figura 23: Variação sazonal de concentração de oxigênio dissolvido ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$) na Ribeira de Juncal (ano de 2023/2024).

A condutividade elétrica nas águas está diretamente correlacionada com a concentração de íons no meio aquoso, decorrente da presença de sais, metais dissolvidos e minerais. Houve um crescimento desses valores após a zona reabilitada, estando relacionado com o despejo de águas residuais. No mais, os valores de condutividade elétrica tendem a ser maiores em temperaturas mais quentes, onde ocorre a aceleração da dissolução de matérias orgânicas (Figura 24).

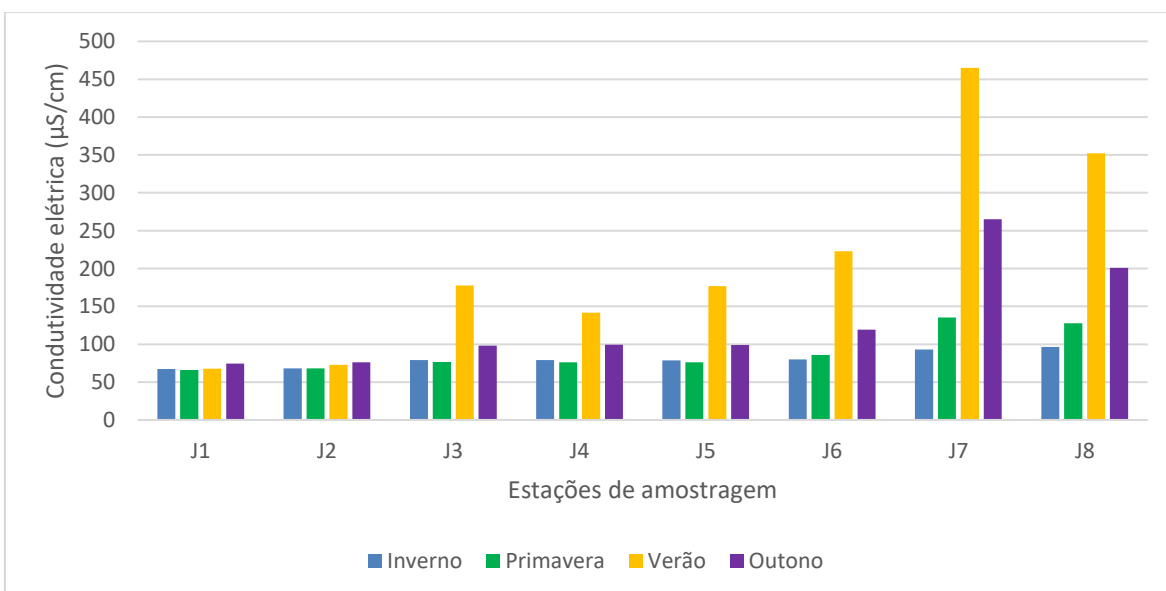


Figura 24: Variação sazonal da condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) na Ribeira de Juncal (ano de 2023/2024).

Os valores de pH tenderam a manter uma estabilidade nas estações de inverno e primavera, mostrando uma maior oscilação nos valores para o verão e outono. Contudo, tais valores não se encontram fora dos padrões de excelência dos rios (Figura 25).

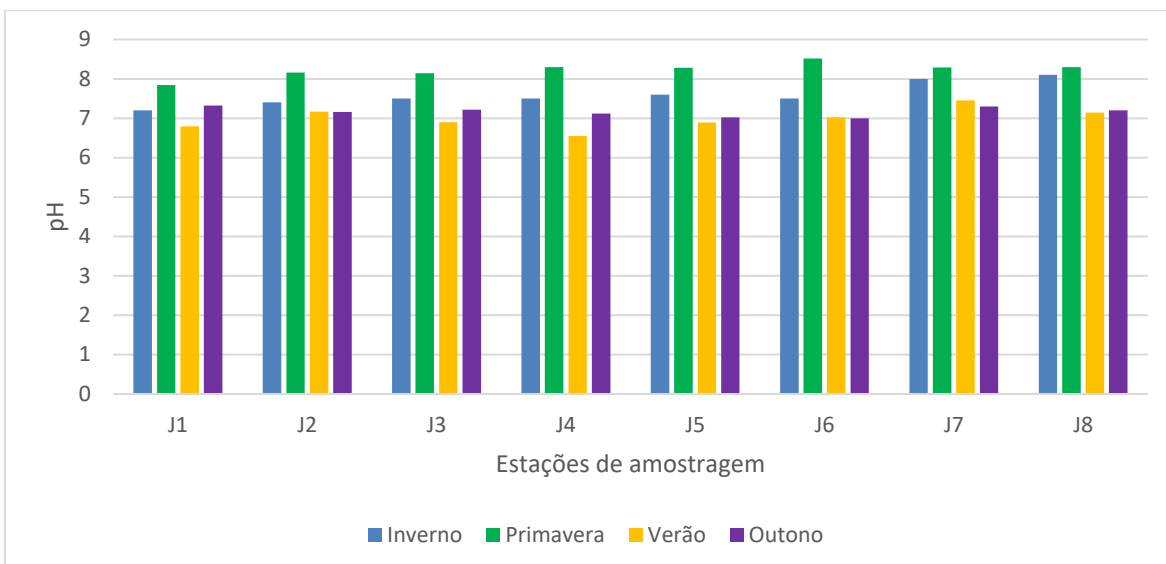


Figura 25: Variação sazonal do pH na Ribeira de Juncal (ano de 2023/2024).

Relativa aos valores de acidez total, percebe-se que existe uma tendência crescente nos valores do ponto de amostragem J7, podendo este estar correlacionado, zona onde evidencia-se maior concentração de matéria orgânica em decomposição proveniente de águas residuais (Figura 26). As águas residuais não tratadas, quando despejadas em ambientes aquáticos naturais propaga a fermentação da matéria orgânica, gerando ácidos voláteis, o que aumenta a taxa de HCO_3^- .

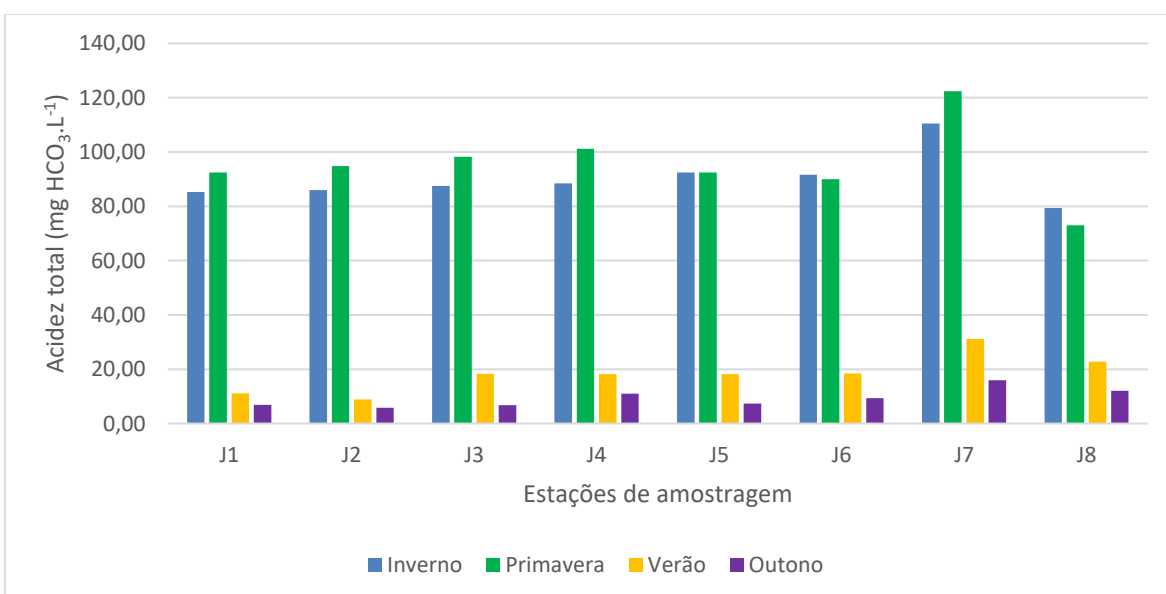


Figura 26: Variação sazonal da acidez total ($\text{mg HCO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$) na Ribeira de Juncal (ano de 2023/2024).

Em relação aos fosfatos, nitritos e nitratos, percebe-se que existe um claro aumento nos locais J7 e J8 (Figuras 27, 28 e 29).

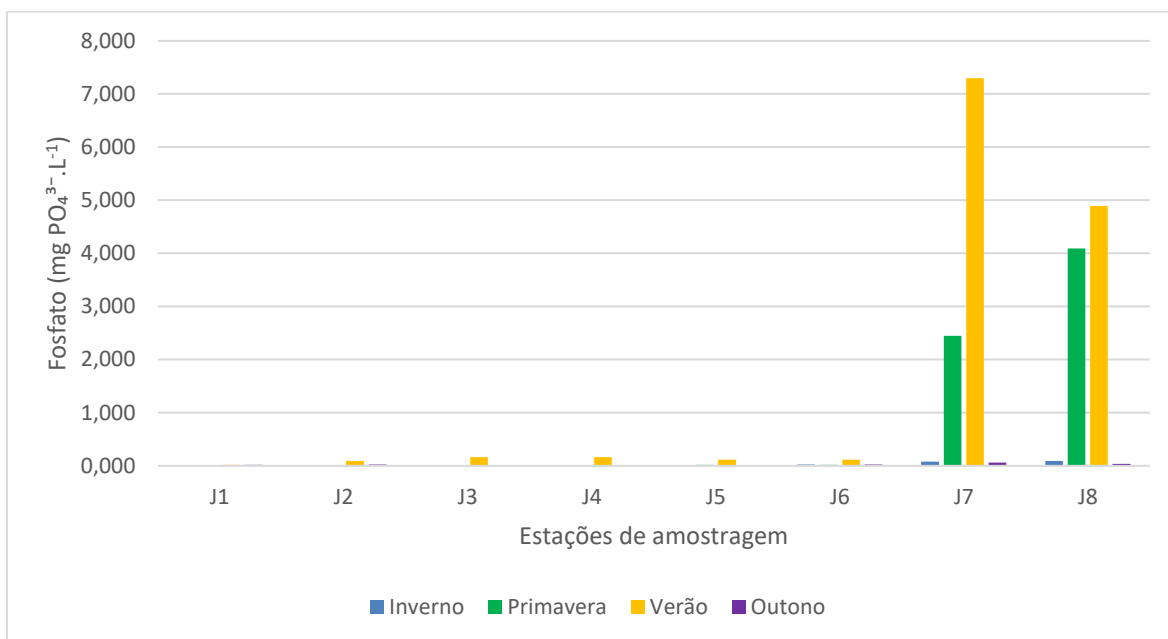


Figura 27: Variação sazonal do fosfato (mg PO₄³⁻.L⁻¹) na Ribeira de Juncal (ano de 2023/2024).

Tais valores podem estar associados pelos inputs de matéria orgânicas provenientes da estação de tratamentos de águas residuais de Mogadouro e são indicadores da presença de efluentes não tratados e ações antrópicas na região, causando como consequência *blooms* de algas e crescimento de plantas aquáticas na ribeira, desregulando os ecossistemas locais.

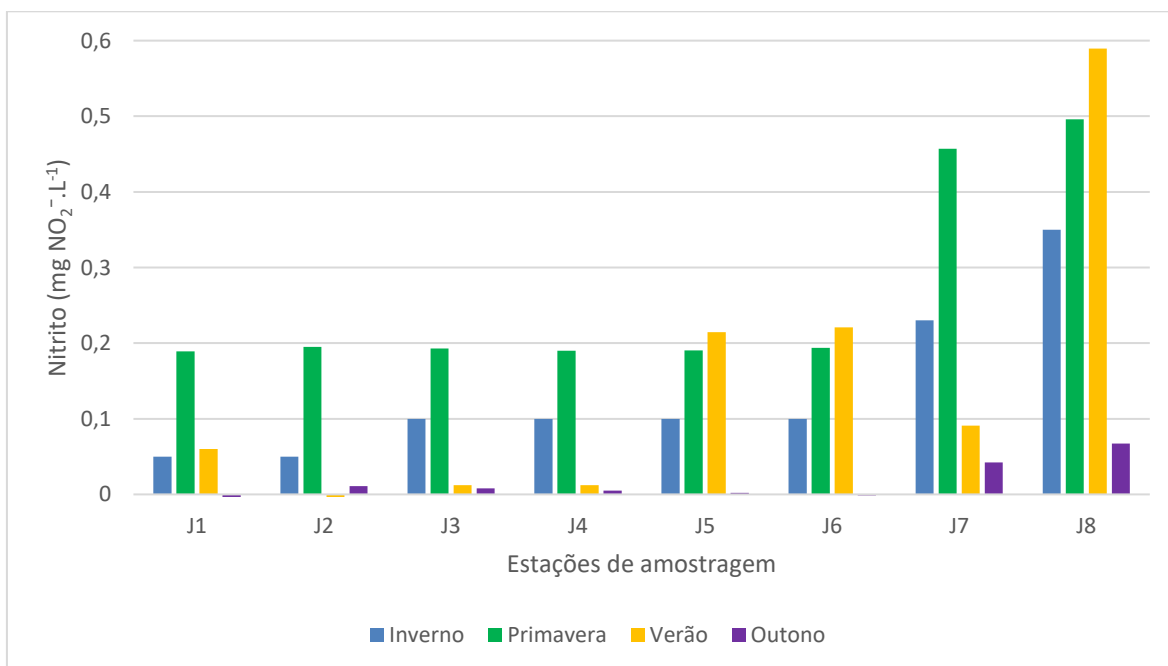


Figura 28: Variação sazonal de nitrito (mg NO₂⁻.L⁻¹) na Ribeira de Juncal (ano de 2023/2024).

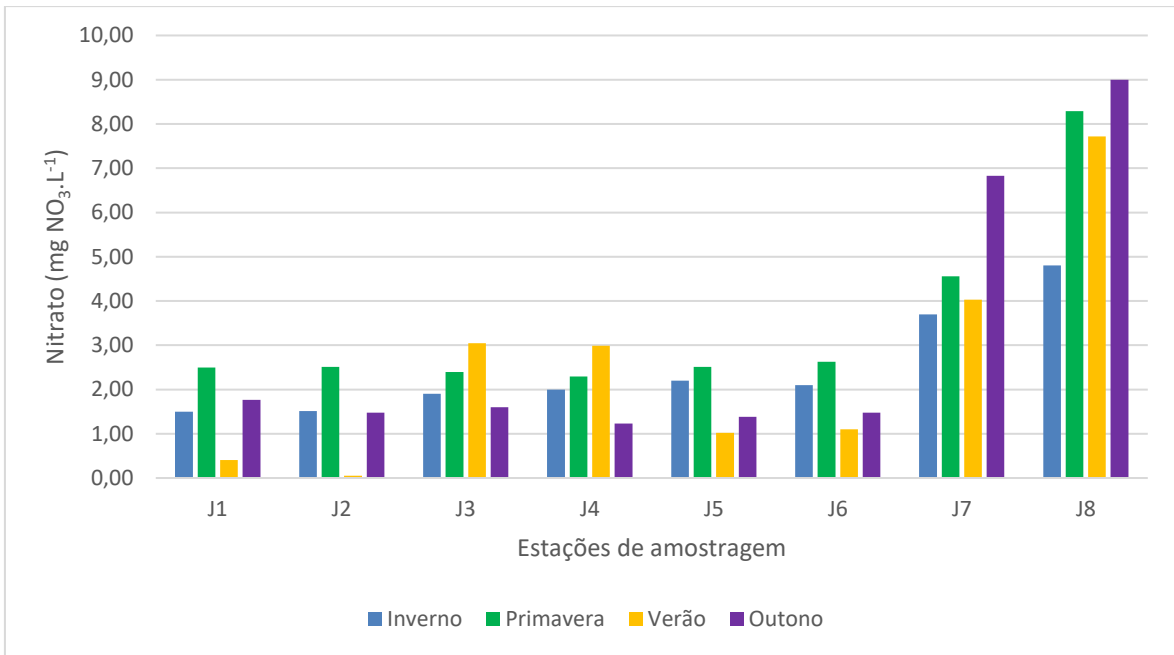


Figura 29: Variação sazonal de nitratos ($\text{mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$) na Ribeira de Juncal (ano de 2023/2024).

Por fim, os valores de oxidabilidade dão indicação dos teores de matéria orgânica e inorgânica que pode ser oxidada em um ambiente aquoso. Nesse sentido, os valores altos no verão e nos pontos de amostragem J7 e J8 indicam uma maior disponibilidade de matéria orgânica, cargas poluidoras ou até mesmo de substâncias redutoras na água, complementando os valores elevados de fosfatos, nitratos e nitritos supracitados (Figura 30).

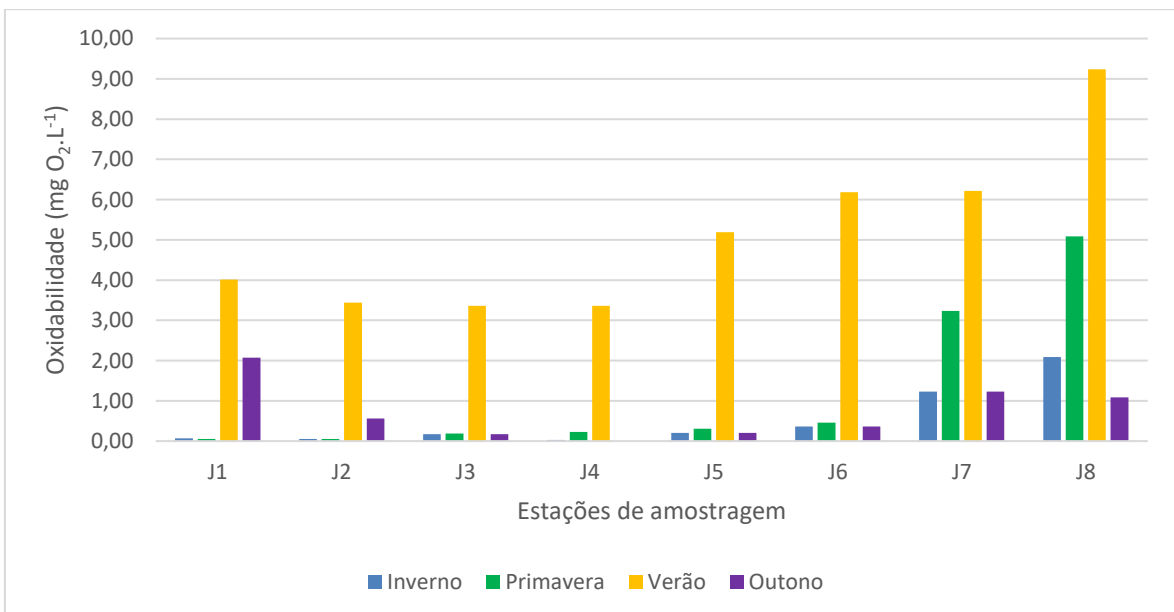


Figura 30: Variação sazonal de oxidabilidade ($\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$) na Ribeira de Juncal (ano de 2023/2024).

Na análise de redundância dbRDA, baseada nas variáveis físico-químicas dos oito pontos de amostragem para todas as estações do ano, os nitritos, nitratos e fosfatos foram as variáveis que mais contribuíram para a separação evidente dos locais de amostragem mais poluídos – setores de jusante (i.e., J7 e J8) dos locais restantes amostrados para a Ribeira de Juncal, em particular nas estações de verão e outono (Figura 31).

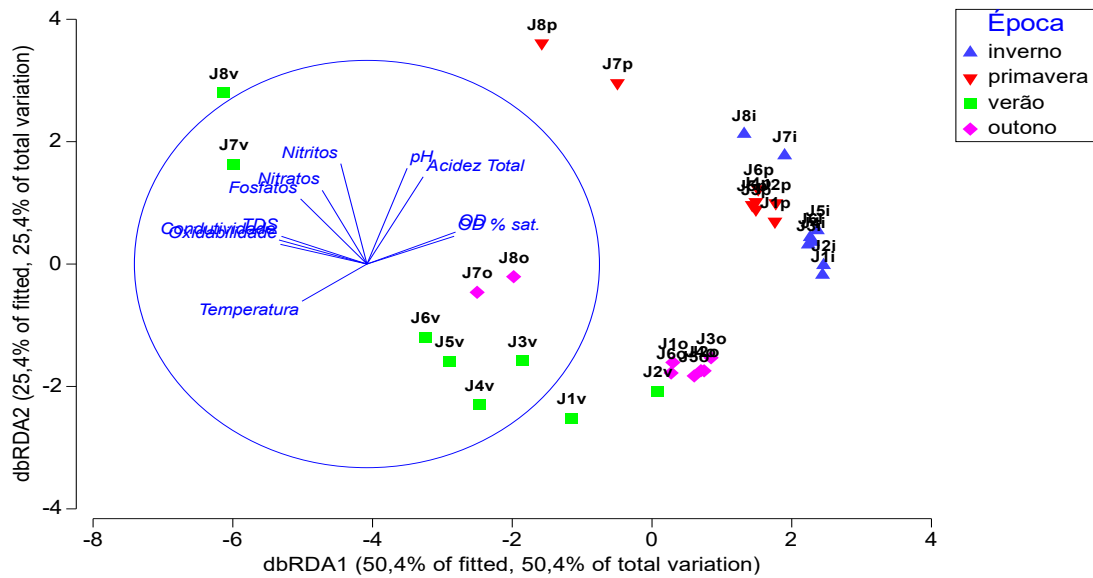


Figura 31: Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) mostrando a disposição dos locais de amostragem por estação sazonal com base nos fatores abióticos medidos para a Ribeira de Juncal (ano de 2023/2024).

Foram identificadas diferenças significativas (Teste H de Kruskal-Wallis, $P < 0,05$) para as variáveis de fosfatos, oxidabilidade, sólidos totais dissolvidos e oxigénio dissolvido entre as 3 zonas consideradas (Figuras 32, 33, 34 e 35).

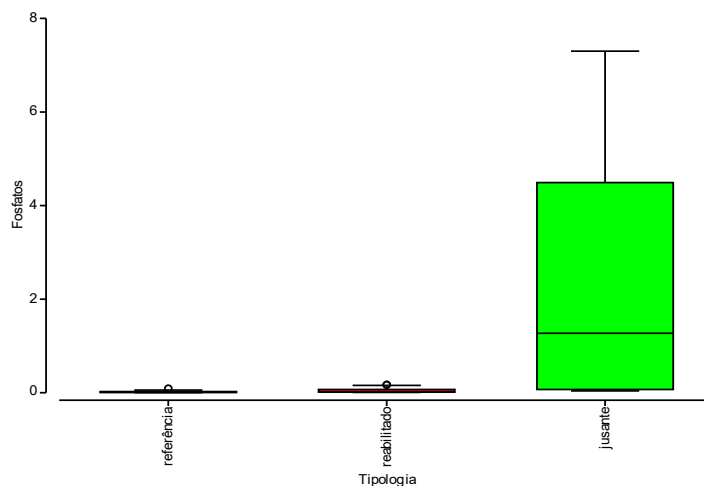


Figura 32: Variação do teor de fosfatos ($\text{mg PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$) nos setores de referência, zonas reabilitadas e jusante da Ribeira de Juncal medidos (ano de 2023/2024).

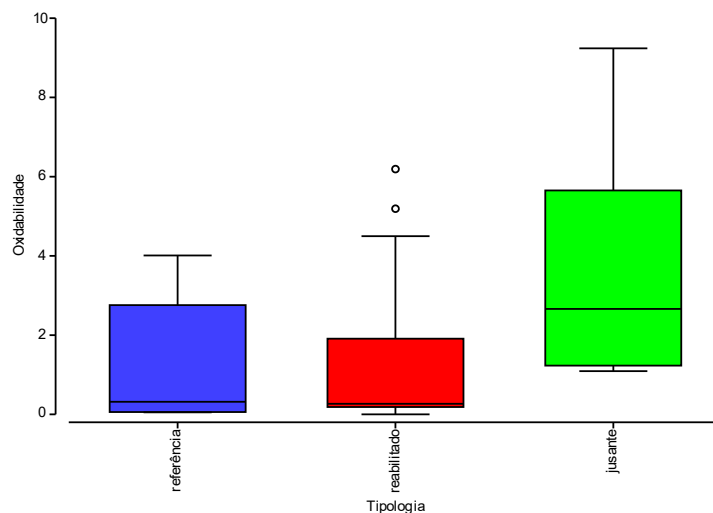


Figura 33: Variação do teor de oxidabilidade ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$) nos setores de referência, zonas reabilitadas e jusante da Ribeira de Juncal medidos (ano de 2023/2024).

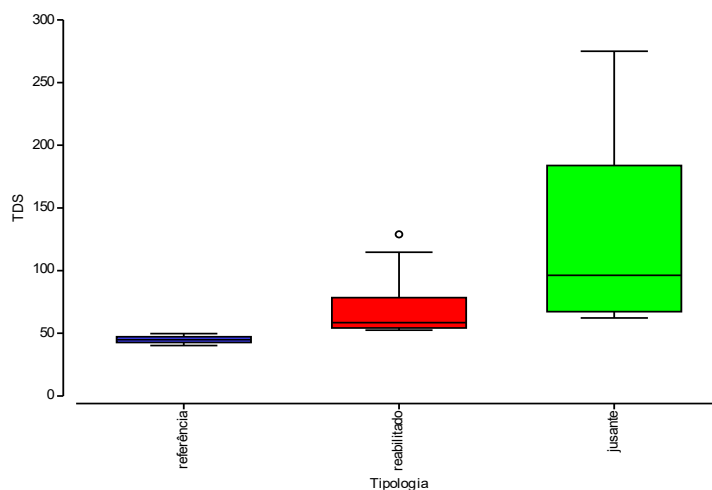


Figura 34: Variação do teor de sólidos totais dissolvidos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) nos setores de referência, zonas reabilitadas e jusante da Ribeira de Juncal medidos (ano de 2023/2024).

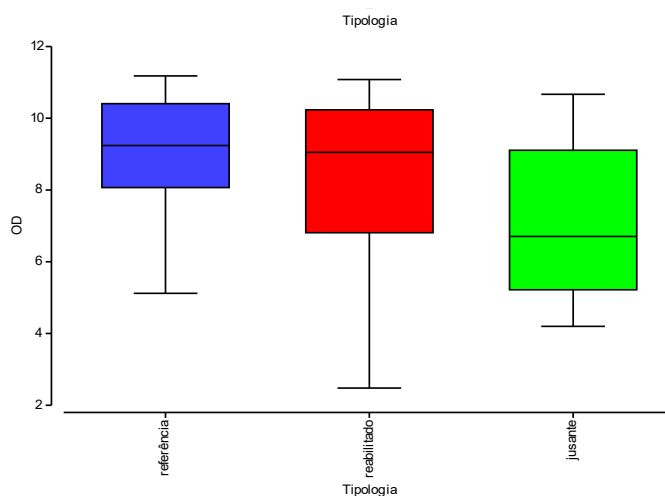


Figura 35: Variação do teor de oxigénio dissolvido ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$) nos setores de referência, zonas reabilitadas e jusante da Ribeira de Juncal medidos (ano de 2023/2024).

3.1.2. Elemento de qualidade hidromorfológica

Os resultados da avaliação hidromorfológica da Ribeira do Juncal, baseada no *River Habitat Survey* e em particular nos índices HQA, índice de qualidade do habitat (Figura 36) e HMS, índice de modificação do habitat (Figura 37) permitiram encontrar uma qualidade do habitat com classificação abaixo do excelente, i.e. $HQA < 65$ e $HMS > 16$.

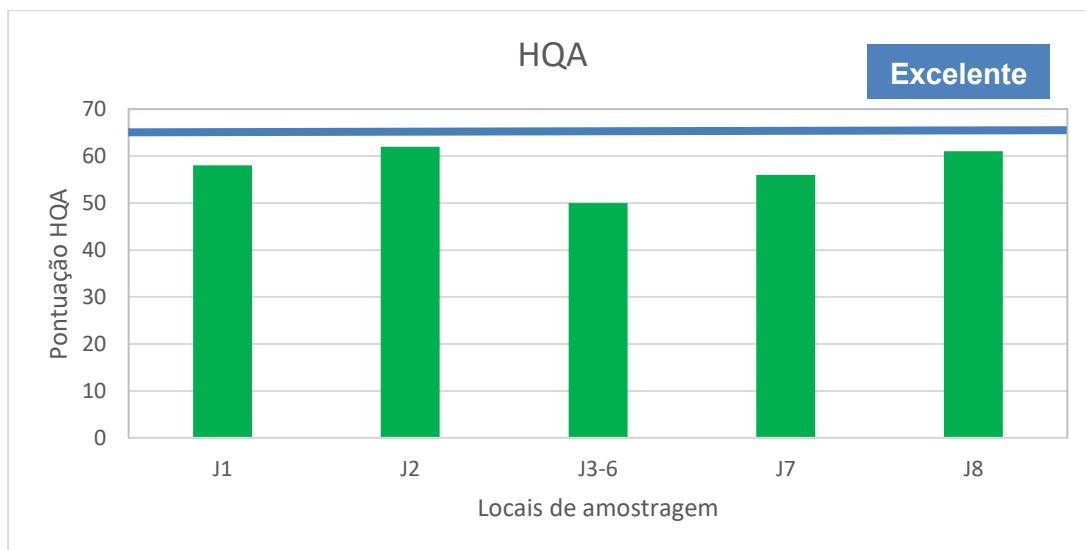


Figura 36: Variação do Índice HQA - Habitat Quality Assessment na Ribeira de Juncal (primavera de 2024).

Os resultados obtidos (Anexo V) refletem sinais de perturbação nos habitats aquáticos e ribeirinhos, devido à presença dos açudes e artificialização das margens do rio, nomeadamente na zona reabilitada, mas também nas zonas de montante e jusante.

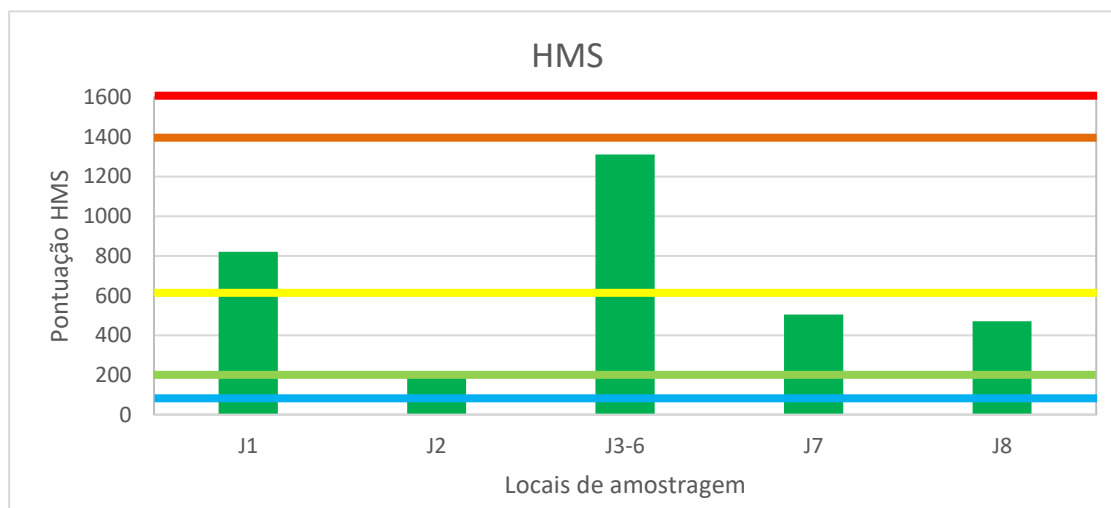


Figura 37: Variação do Índice HMS - Habitat Modification Score na Ribeira de Juncal (primavera de 2024). Simbologias da cor das barras: Azul: excelente; verde: predominantemente não modificado; amarelo: obviamente modificado; laranja: significativamente modificado; vermelho: severamente modificado.

3.1.3. Elemento de qualidade biológica: macrofauna bentônica

Foram identificados 11.839 exemplares nos oito locais de amostragem e quatro épocas do ano, distribuídos por 72 grupos faunísticos (principalmente famílias), pertencentes, em sua maioria, aos Mollusca, Arthropoda e Anellida. Os artrópodes foram o grupo mais diverso, como Asellidae, Chironomidae, Baetidae, Simuliidae, Leptophlebiidae, dentre outras. O maior número de invertebrados foi encontrado nos locais situados na zona reabilitada e a jusante da ribeira (i.e., J5, J6, J7, J8), enquanto os locais que menor quantidade de indivíduos foi o J1 e J2, nas estações de verão e outono. Entende-se que existe uma maior quantidade de macroinvertebrados nos setores situados a jusante da descarga orgânica proveniente da ETAR de Mogadouro, onde existe um ambiente mais propício para a elevada densidade de táxones resistentes à poluição. Merece ainda realce a presença de espécies de macroinvertebrados exóticas e invasoras, nomeadamente dois decápodes de origem norte-americana, caso do lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*) e do lagostim vermelho-da-luisiana (*Procambarus clarkii*).

3.1.3.1. Composição faunística: distribuição e variação sazonal

Na composição faunística das comunidades de macroinvertebrados verificou-se uma drástica variação espacial e temporal. São notórias as diferenças entre as zonas de referência (J1 e J2), zonas reabilitadas (J3, J4, J5, J6) e zonas a jusante (J7 e J8) e entre as estações do ano, em especial no verão e no inverno (Figuras 38 e 39).

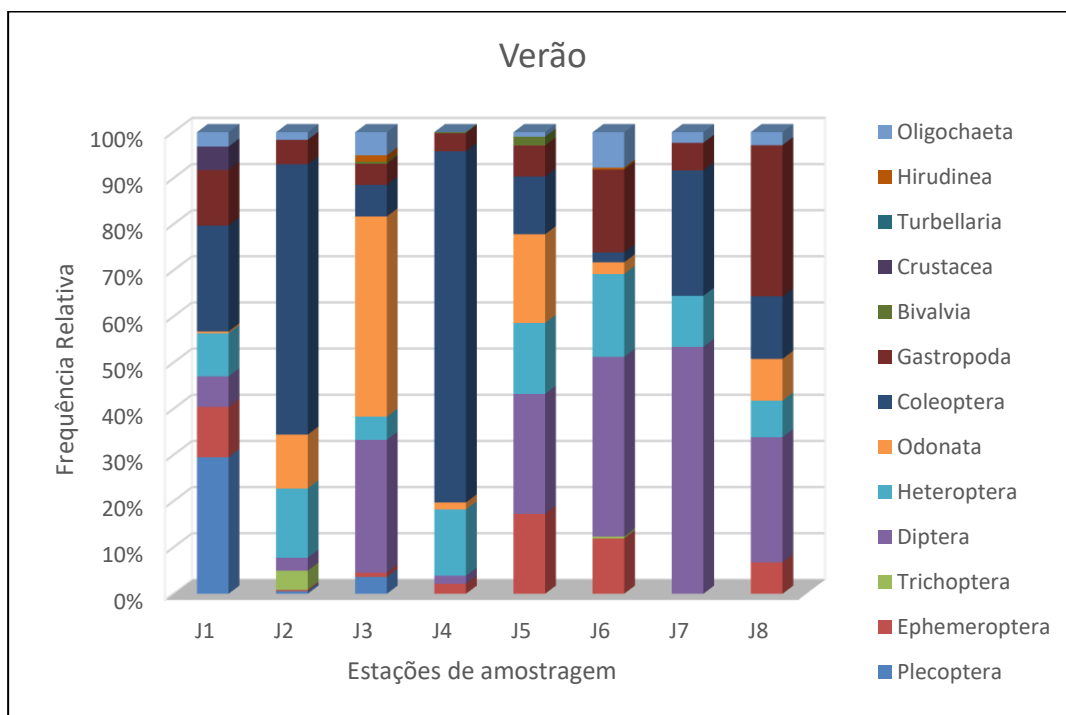


Figura 38: Composição relativa de macroinvertebrados bentônicos na Ribeira de Juncal para a estação de verão.

Entende-se que existe uma maior percentagem de espécies que possuem maior sensibilidade a alterações aquáticas nos locais de referência, situados no J1 e J2, como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera. Tal facto, está diretamente correlacionado com baixas perturbações antrópicas na região, o que faz com que estas espécies não estejam ameaçadas quando comparadas com as demais.

Por sua vez, as regiões reabilitadas e a jusante, as quais já tiveram alguma modificação antrópica, apresentam destaque às espécies mais resistentes a alterações aquáticas, bem como resistência à poluição, tal como organismos pertencentes aos Diptera (*Chironomidae*, *Simuliidae*), Crustacea (*Asellidae*), Gastropoda (*Physidae*, *Lymneidae*), Oligochaeta e Hirudinea (*Erpobdellidae*).

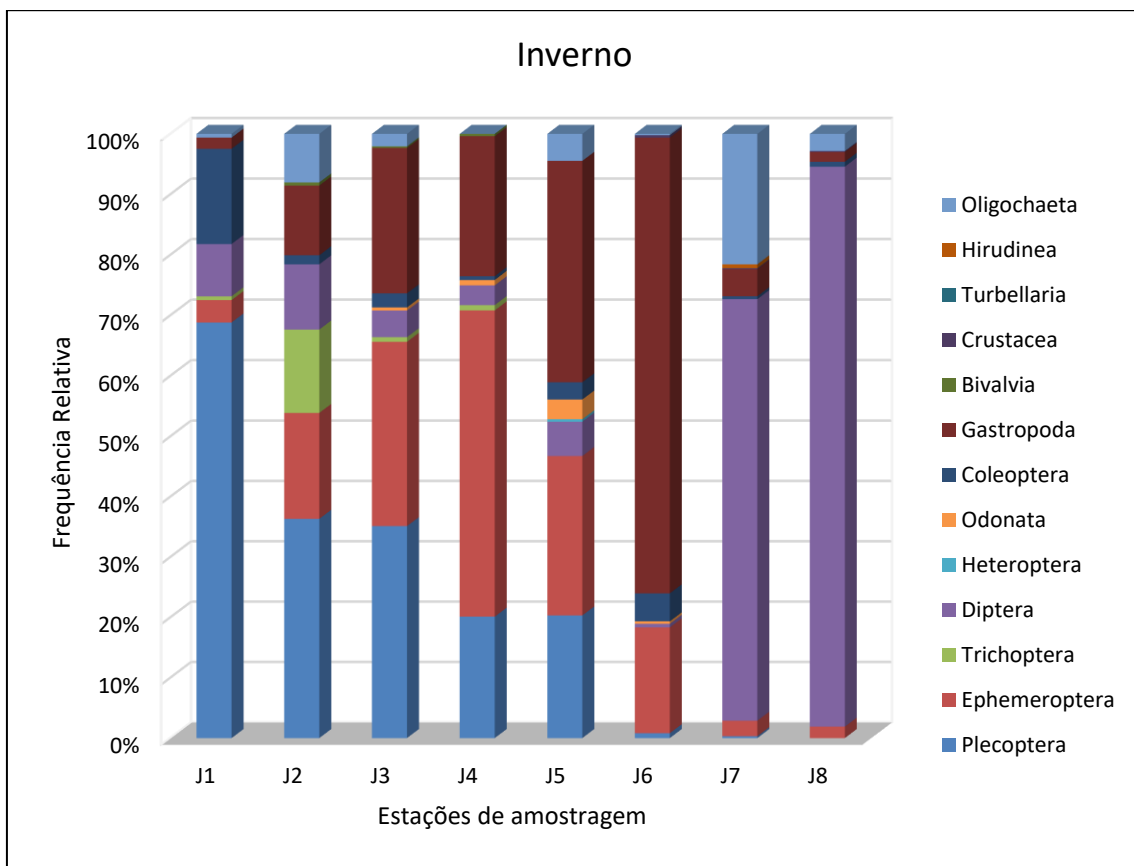


Figura 39: Composição relativa de macroinvertebrados bentônicos na Ribeira de Juncal para a estação de inverno.

A sucessão dessas comunidades ao longo do ano, especificamente nas estações de outono e primavera (Anexo VI), revela o dinamismo e impacte da variação nas condições ambientais, bem como períodos em que os ambientes aquáticos estão sofrendo maior alteração.

3.1.3.2. Tipologia e sazonalidade nas comunidades de invertebrados

Os resultados obtidos por meio da análise PERMANOVA, baseados nas abundâncias das comunidades de macroinvertebrados, mostraram diferenças significativas entre estações do ano (Pseudo-F=4,584, P=0,001) e ainda entre as tipologias (zonas) (Pseudo-F=4,0823, e P=0,001) (Tabela 07).

Tabela 7: Resultados da análise PERMANOVA das comunidades de invertebrados para as tipologias e estações do ano. Os asteriscos indicam valores significativos.

Origem	GL	SS	MS	Pseudo-F	P (perm)	Unique Perms
Tipologia	2	8762,1	4381,0	4,082	0,001***	998
Estações do ano	3	14758,0	4919,4	4,584	0,001***	996
Tipologia *estações do ano	6	6163,4	1027,2	0,957	0,589	997
Resíduo	20	21464,0	1073,2			
Total	31	52485,0				

Tendo em conta as três tipologias definidas para a Ribeira de Juncal, observaram-se diferenças no que diz respeito ao número de indivíduos (N) e para o número de taxas (S) (Figura 40 e 41).

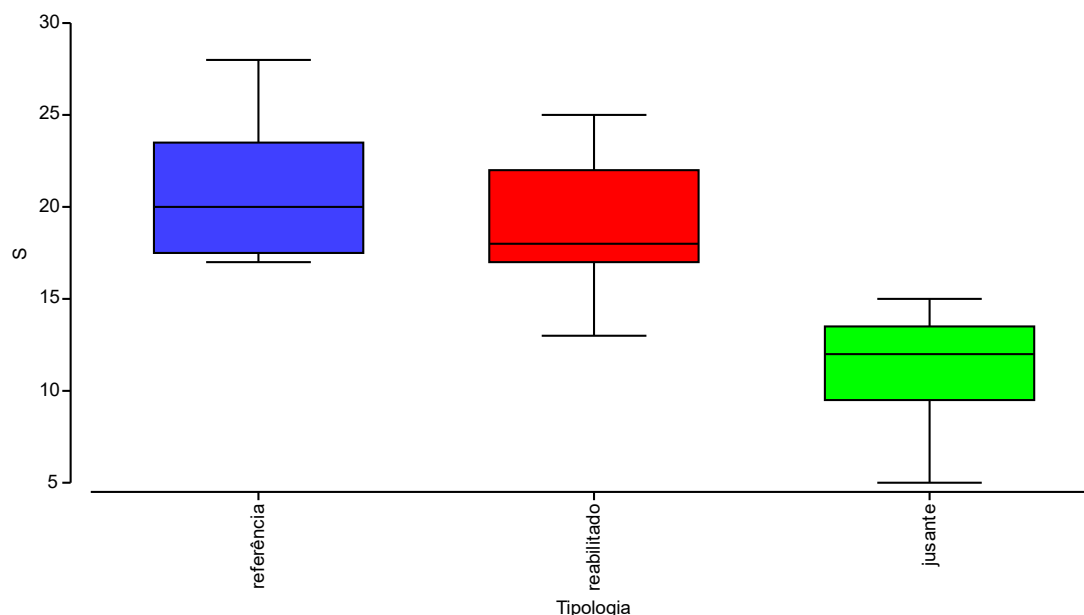


Figura 40: Abundância total (N) das comunidades de macroinvertebrados, distribuídos por diferentes setores na Ribeira de Juncal.

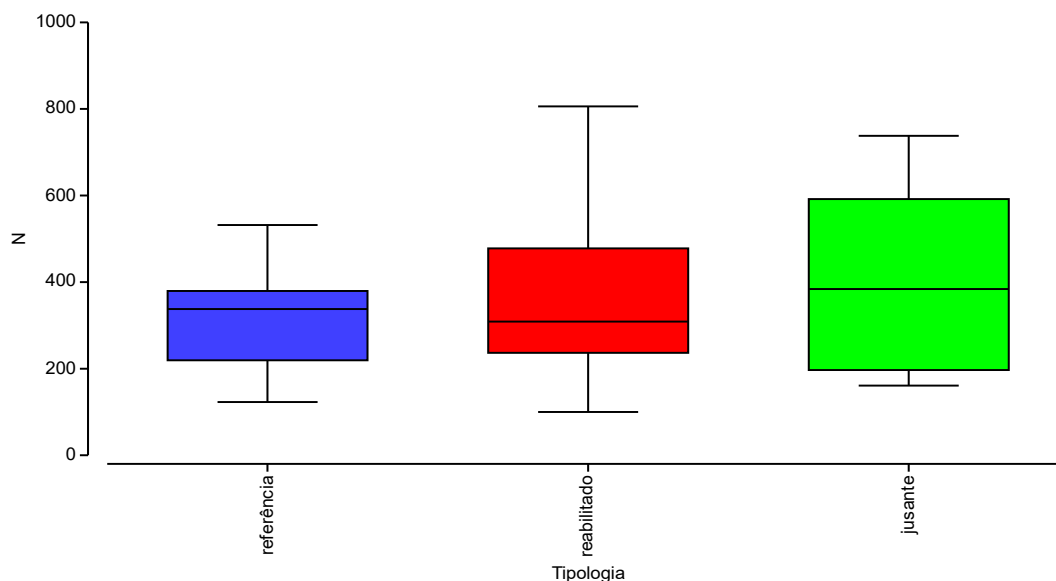


Figura 41: Riqueza taxonómica (S) das comunidades de macroinvertebrados, distribuídos por diferentes setores na Ribeira de Juncal.

A ordenação nMDS (2D, stress = 0,18) confirmou a separação evidente da zona de referência e da reabilitada com a zona mais perturbada, situada a jusante da Ribeira do Juncal (Figura 42).

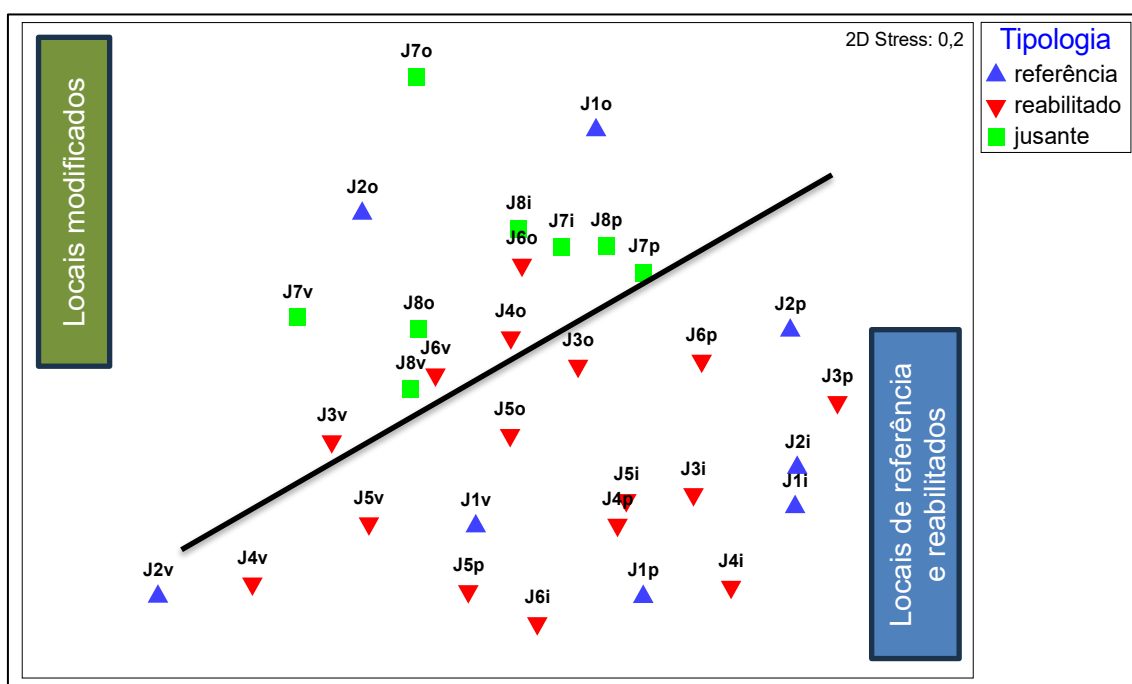


Figura 42: Ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) dos 8 locais de amostragem, para os quatro períodos de amostragem, com base na abundância de invertebrados.

A ordenação nMDS das comunidades de invertebrados (2D, stress = 0,19) permitiu discriminar entre táxons muito sensíveis à degradação das condições ambientais, i.e., taxa estenobiontes, caso de insetos pertencentes aos Leptoceridae, Sericostomatidae

(Trichoptera), Leuctridae, Capniidae (Plecoptera), com táxones muito resistentes à poluição, i.e., taxa euribiontes, caso de Thaumaleidae, Dixidae (Diptera), Nepidae, Naucoridae (Heteroptera), Gammaridae (Crustacea) (Figura 43).

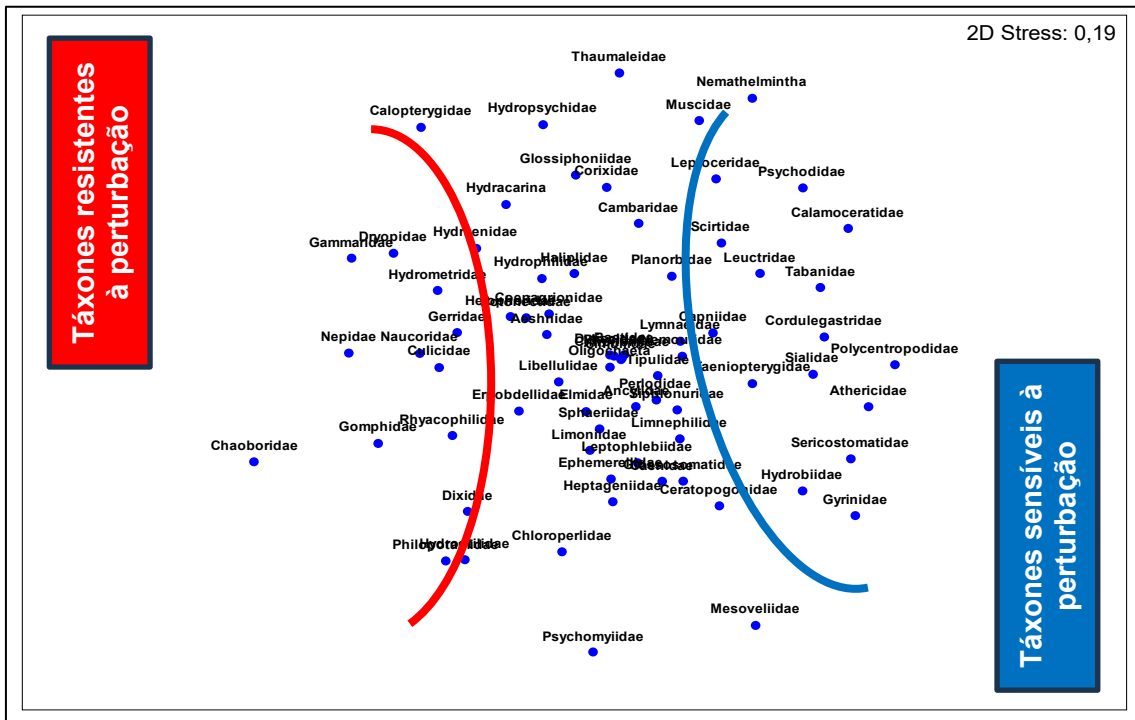


Figura 43: Ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) das comunidades de invertebrados, para os quatro períodos de amostragem.

3.1.3.3. Diversidade e índices bióticos

Foram encontradas diferenças bastante significantes (testes U de K-W, $P < 0,05$) para ambas as métricas de diversidade H' de Shannon-Wiener e equitabilidade J' de Pielou entre os setores e tipologias na Ribeira de Juncal (Figuras 44 e 45).

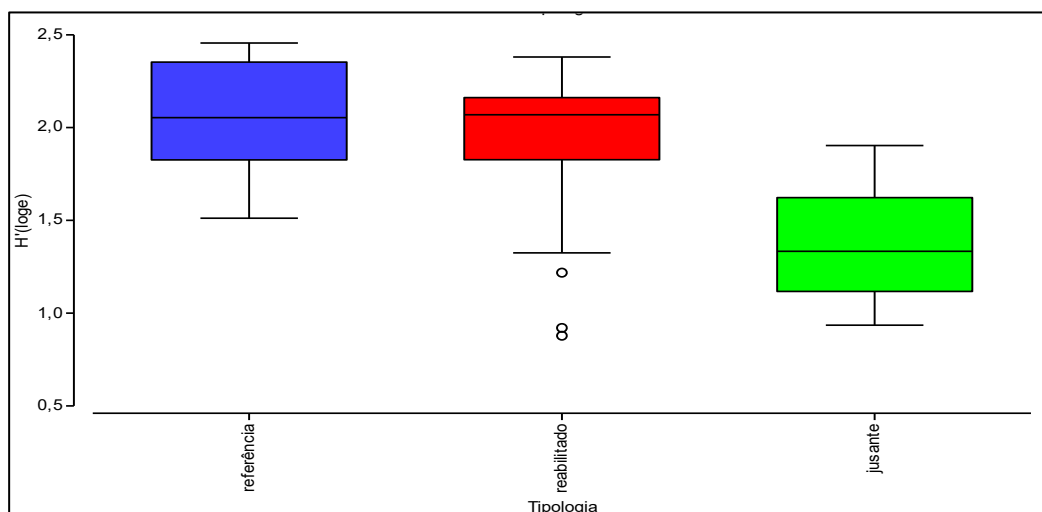


Figura 44: Diversidade H' de Shannon-Wiener das comunidades de invertebrados, distribuídos pelos três setores na Ribeira de Juncal.

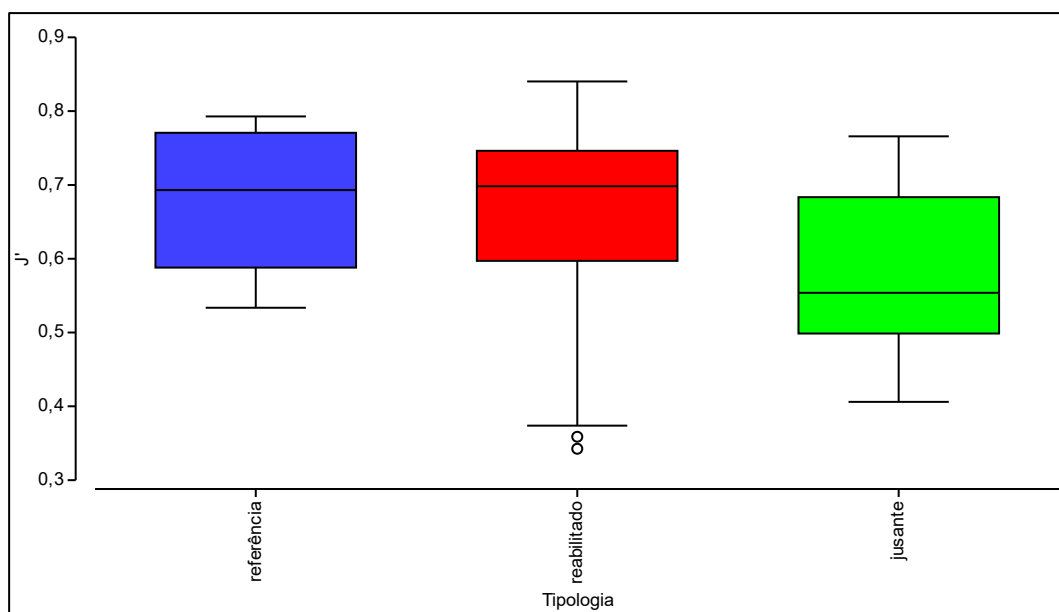


Figura 45: Equitabilidade J' de Pielou das comunidades de macroinvertebrados, distribuídos pelos três setores na Ribeira de Juncal, para os quatro períodos de amostragem.

Na avaliação da qualidade da água, os resultados mostraram um contraste assinalável entre as zonas de referência (J1 e J2) e reabilitadas com zonas a jusante, com base no índice IPTIN (Tabela 08). Outras métricas corroboram a tendência observada. A maioria dos locais tiveram uma classificação entre razoável e medíocre. As zonas que atingiram a classificação boa situaram-se na zona de referência e somente para as estações da primavera e inverno. Já a classificação medíocre ocorreu maioritariamente nas zonas de jusante.

Tabela 8: Resultados do Índice IPTIN das comunidades de macroinvertebrados para as quatro estações do ano.

Nome	J1	J2	J3	J4	J5	J6	J7	J8
Inverno	0,534	0,765	0,63	0,626	0,502	0,408	0,348	0,217
Qualidade	Razoável	Bom	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável	Medíocre	Medíocre
Primavera	0,772	0,774	0,699	0,664	0,57	0,711	0,538	0,362
Qualidade	Bom	Bom	Bom	Razoável	Razoável	Bom	Razoável	Medíocre
Verão	0,446	0,491	0,535	0,328	0,386	0,406	0,226	0,342
Qualidade	Razoável	Razoável	Razoável	Medíocre	Medíocre	Razoável	Medíocre	Medíocre
Outono	0,45	0,644	0,526	0,52	0,448	0,276	0,178	0,296
Qualidade	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável	Medíocre	Mau	Medíocre

3.1.3.4. Grupos funcionais alimentares

A abordagem dos grupos funcionais alimentares é essencial para entender a saúde do ecossistema aquático. Foram encontradas diferenças significativas (Testes K-W, $P < 0,05$) entre setores e, também, entre as estações do ano (Anexo VII). Na época de inverno, à montante da Ribeira de Juncal, foi possível perceber uma heterogeneidade de grupos alimentares quando comparado com os demais pontos de amostragem (Figura 46).

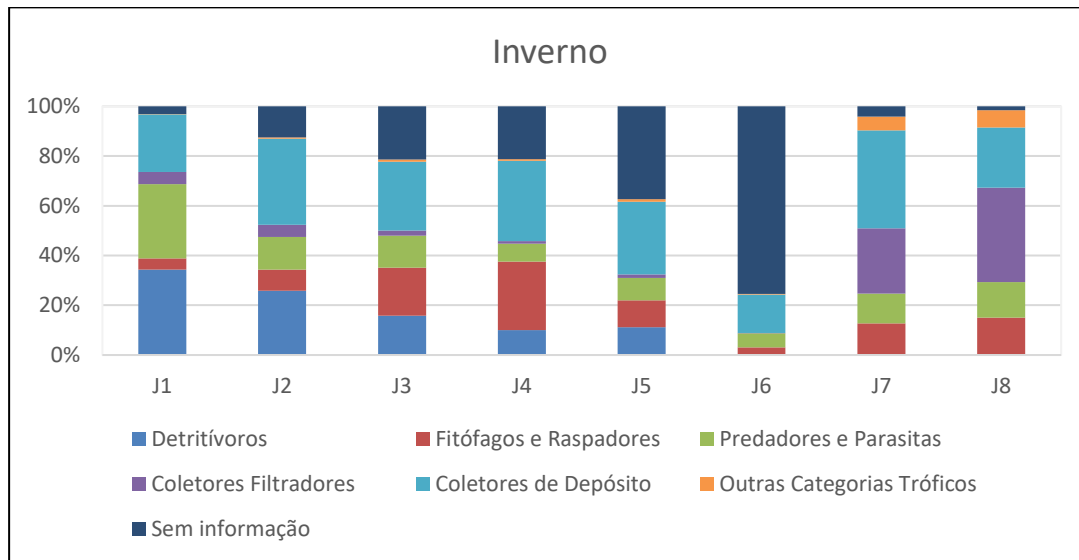


Figura 46: Grupos funcionais alimentares das comunidades de macroinvertebrados da Ribeira de Juncal para a estação de inverno.

Já na época de verão (Figura 47), foi identificado um crescimento de predadores e parasitas. Sua atuação no controle “*top-down*” é capaz de afetar a dinâmica trófica, onde a escassez de presas afeta outros predadores, levando a desequilíbrios na cadeia alimentar.

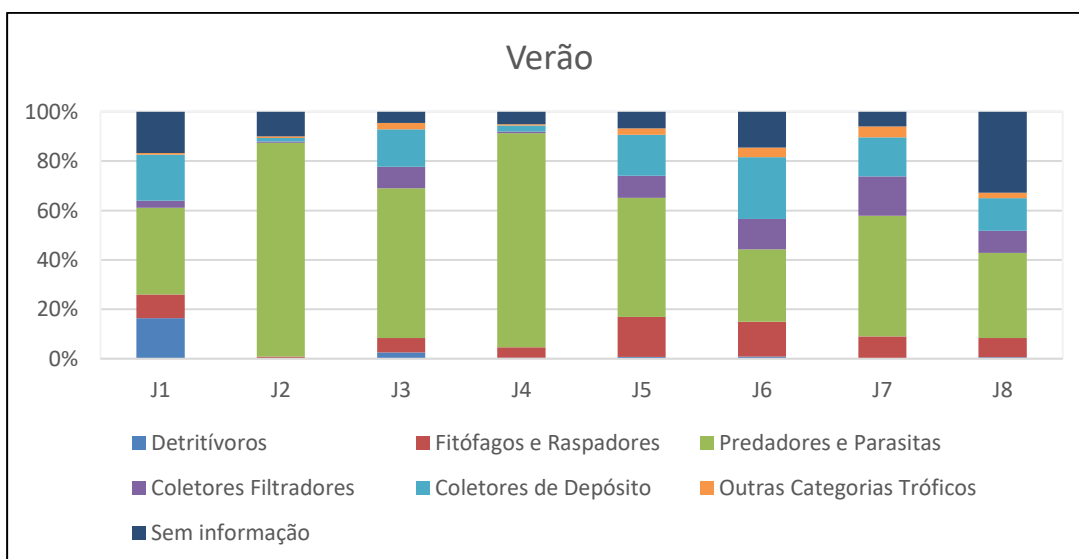


Figura 47: Grupos funcionais alimentares das comunidades de macroinvertebrados da Ribeira de Juncal para a estação de verão.

3.1.4. Elemento de qualidade biológica: peixes

3.1.4.1. Composição da comunidade piscícola

Foram identificados 130 peixes, capturados somente em 4 locais de amostragem situados na zona reabilitada (i.e., J3, J4, J5 e J6) e nas 4 estações do ano, nos anos de 2023 e 2024. Do total de indivíduos, 26,2% corresponderam a espécies nativas e 73,8% a espécies não-nativas. As espécies nativas pertencem a 2 famílias: 1) Leuciscidae: escalo-do-norte *Squalius carolitertii*; e 4) Cobitidae: verdemã-comum *Cobitis paludica*, embora esta espécie possa ter sido translocada do sul do país. Entre as espécies não-nativas foram identificadas 3 famílias de distintas origens: 1) Centrarchidae: perca-sol *Lepomis gibbosus* (Origem: América do Norte); 2) Cyprinidae: carpa *Cyprinus carpio* (Ásia); e 4) Poeciliidae: Gambúsia *Gambusia holbrooki* (América do Norte). A espécie mais abundante na área de estudo é invasora, caso da *Gambusia holbrooki* (60,0%, 78 indivíduos). As capturas por unidade de esforço, apresentadas na Figura 48, fazem sobressair o domínio de espécies não-nativas na zona reabilitada (J3 a J6) (Anexo VIII).

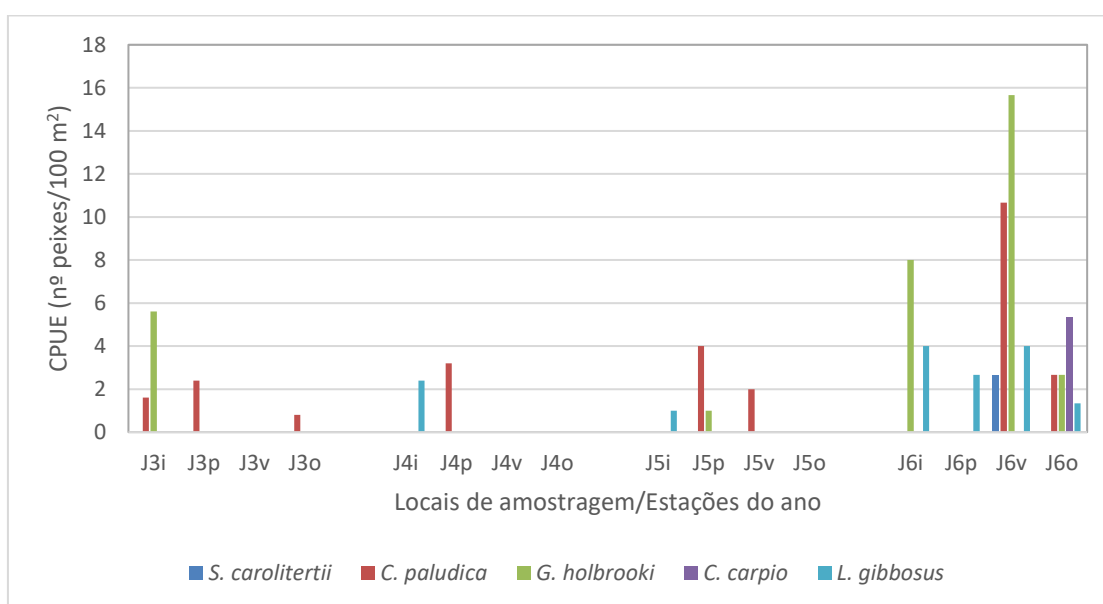


Figura 48: Capturas por unidade de esforço CPUE (nº peixes/ 100 m²) na Ribeira do Juncal, nas 4 estações do ano 2024 (i-inverno; p-primavera; v-verão; o-outono).

3.1.4.2. Tipologia e sazonalidade nas comunidades piscícolas

Os resultados obtidos na análise PERMANOVA, baseados nas abundâncias de peixes, não foram encontradas diferenças significativas quer para as tipologias consideradas (Pseudo-F=1,387, P>0,05), quer para as estações do ano (Pseudo-F=1,086, P>0,05), e inclusive da interação dos dois fatores (Pseudo-F=0,200, P>0,05) (Tabela 09).

Tabela 9: Resultados da análise PERMANOVA das comunidades de peixes para as tipologias e estações do ano amostradas na ribeira do Juncal. Os asteriscos indicam valores significativos.

Origem	GL	SS	MS	Pseudo-F	P (perm)	Unique perms
Tipologia	2	8643,9	4322,0	1,387	0,263	999
Estações do ano	3	10152,0	3384,1	1,086	0,414	998
Tipologia* Estações ano	2	1246,7	623,3	0,2001	0,934	998
Resíduo	5	15579,0	3115,9			
Total	12	34401,0				

A melhoria e complexidade dos habitats dos habitats e microhabitats na zona reabilitada garantiu condições para a colonização e sobrevivência da fauna piscícola. A montante da zona reabilitada não foram capturados peixes devido, em parte, à baixa capacidade biogénica do sistema, i.e., de um curso de água de pequena dimensão, com características temporárias no período estival derivada da retenção água na barragem da Porta da Frágua, situada a montante do primeiro local de amostragem (e.g., J1). Por sua vez, a jusante do Parque Urbano de Mogadouro os inputs de poluição degradam a qualidade da água inviabilizando a presença de peixes. As métricas do nº de indivíduos (N), o nº de taxa (S), equitabilidade de Pielou (J') e diversidade de Shannon-Wiener (H') estão representadas nas Figuras 49 e 50.

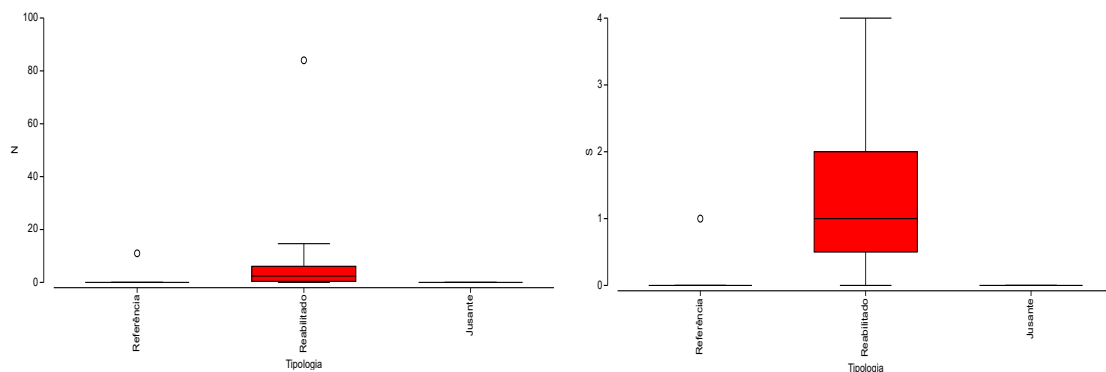


Figura 49. Abundância total (N) e Riqueza taxonómica (S) das comunidades de peixes no setor reabilitado da Ribeira do Juncal, para as 4 estações do ano (2024). Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers). Os pontos representam os valores extremos.

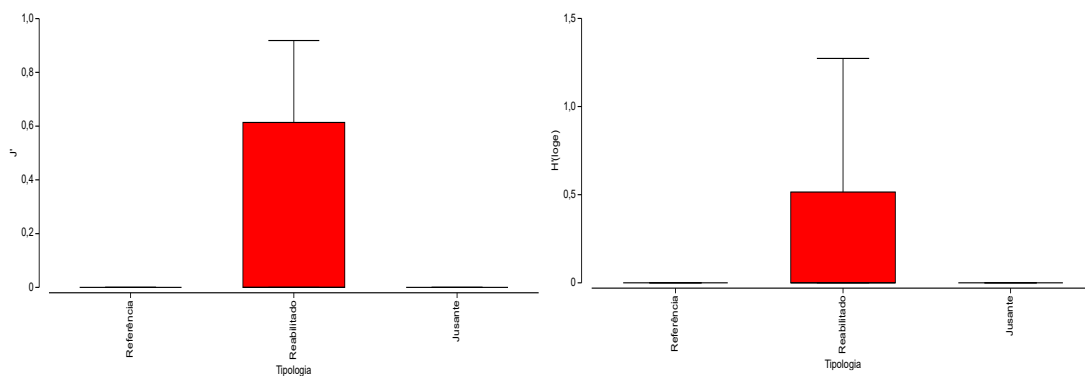


Figura 50: Equitabilidade de Pielou (J') e diversidade de Shannon-Wiener (H') das comunidades de peixes no setor reabilitado da Ribeira do Juncal, para as 4 estações do ano (2024). Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers). Os pontos representam os valores extremos.

No que respeita à qualidade biológica da Ribeira do Juncal, o índice F-IBIP (Tabela 10), atribuiu a classificação de MAU a todos os locais de amostragem e estações do ano. Com efeito, dada a presença massiva de espécies exóticas, i.e., *G. holbrooki*, *C. carpio*, e *L. gibbosus* o F-IBIP penaliza severamente os cursos de água dominados por estas espécies. O seu aparecimento na Ribeira do Juncal está provavelmente associado à Barragem da Porta da Frágua, situada a montante de J1, colonizada com espécies exóticas, para fins de pesca lúdica. Concorre para esta evidência a presença de uma espécie nativa, a verdemã-comum, muitas vezes usada como isco vivo na pesca em albufeiras de espécies exóticas e piscívoras como o achigã (*Micropterus salmoides*), o lúcio (*Esox lucius*) ou a lucioperca (*Zander lucioperca*), não detetadas na área de estudo. Destaque para a presença do escalo-do-norte (*Squalius carolitertii*), espécie nativa da região.

Tabela 10: Resultados do Índice F-IBIP das comunidades de peixes da Ribeira do Juncal, para as quatro estações do ano.

Estação	J1	J2	J3	J4	J5	J6	J7	J8
Inverno	-	-	0,000	0,000	0,000	0,000	-	-
Qualidade			Mau	Mau	Mau	Mau		
Primavera	-	-	0,000	0,000	0,000	0,000	-	-
Qualidade			Mau	Mau	Mau	Mau		
Verão	-	-	-	-	0,000	0,000	-	-
Qualidade					Mau	Mau		
Outono	-	-	0,000	-	-	0,072	-	-
Qualidade			Mau				Mau	

3.2. Ribeira de Carvalhais

3.2.1. Qualidade físico-química da água

Os resultados obtidos para a qualidade ecológica da Ribeira de Carvalhais, relativos às variáveis físico-químicas, podem ser observados nas Figuras 51 a 59. Para a temperatura da água, observou-se uma grande uniformidade em todas as estações do ano. Contudo, deteram-se algumas oscilações, nomeadamente entre os locais extremos, i.e., C1 e C8. A temperatura variou de 8,7 a 10,7 °C, no inverno, e 18 a 22,5 °C no verão.

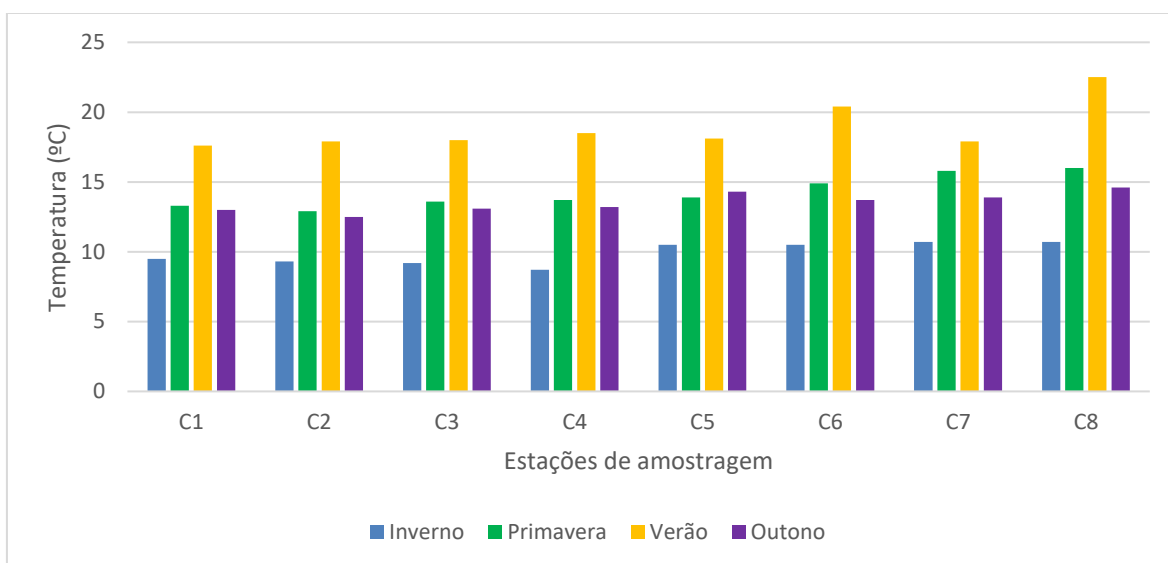


Figura 51: Variação sazonal da temperatura (°C) na Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024).

No que diz respeito aos valores de oxigénio dissolvido, percebeu-se uma diminuição do teor ao longo do eixo longitudinal da Ribeira de Carvalhais (Figura 52).

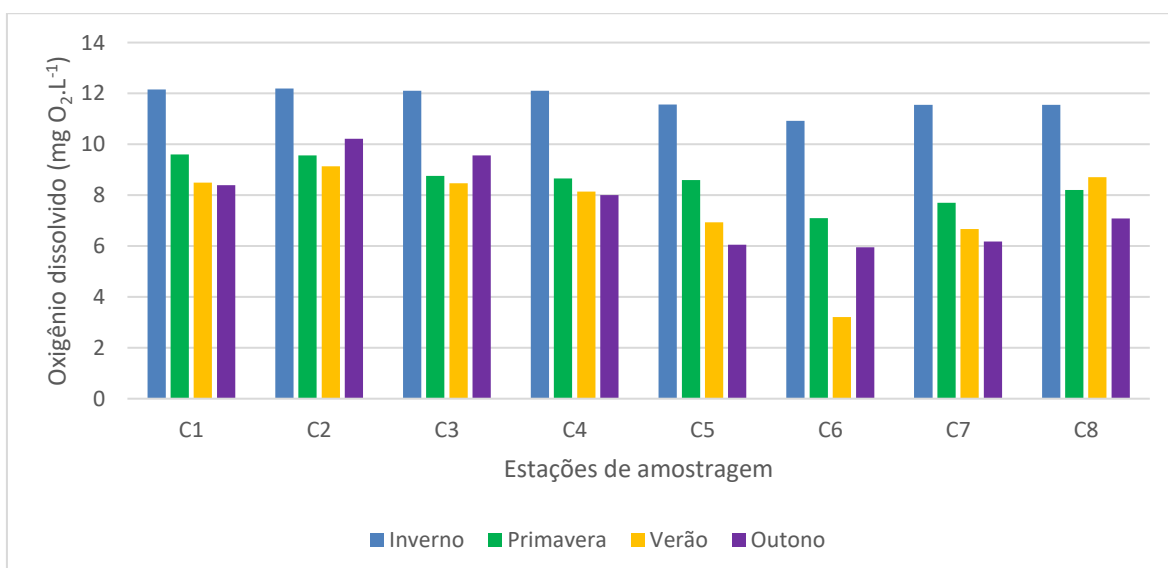


Figura 52: Variação sazonal da concentração de oxigénio dissolvido (mg O₂.L⁻¹) na Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024).

Os valores menores de OD ocorreram na estação de verão e nos locais situados mais a jusante. A Ribeira de Carvalhais possui grande ação antrópica ao longo do seu percurso, principalmente a partir do ponto de amostragem C4, podendo este fator estar diretamente correlacionado com tal tendência observada.

A condutividade elétrica é um parâmetro importante que reflete a quantidade de sais dissolvidos na água, podendo ser influenciada por fatores naturais, como a geologia local e a pluviosidade, ou por atividades humanas, como a agricultura e o lançamento de efluentes. Em relação ao inverno, foi observado valores mais baixos de condutividade elétrica, provavelmente devido ao aumento do volume de água no rio causado pelas chuvas, responsáveis por diluir os sais dissolvidos. No verão tende a apresentar os valores mais elevados, uma vez que a redução do volume de água por causa da estiagem concentra os sais, além do potencial evaporação intensa (Figura 53).

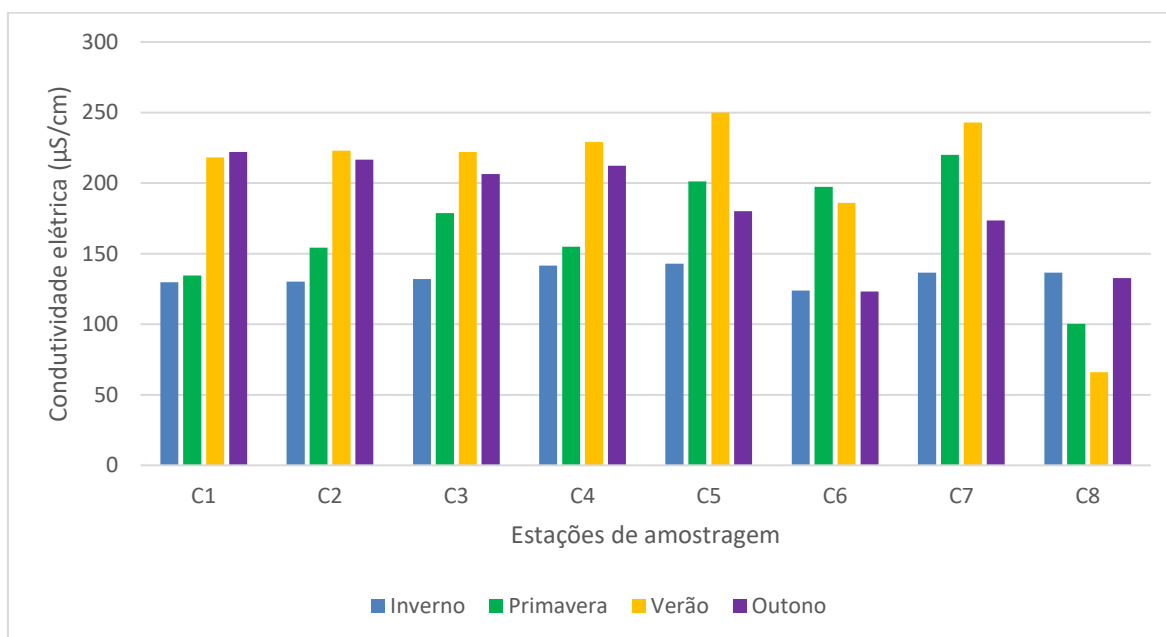


Figura 53: Variação sazonal da condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) na Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024).

Os valores de pH apresentaram, de uma forma geral, um decréscimo a medida em que passam os locais de amostragem. Tal fato pode estar correlacionado com a geologia e a influência antrópica, como por exemplo o despejo de águas residuais não tratadas na região, além de produtos agrícolas. A partir do ponto de amostragem C2, os valores não se encontram dentro do estimado para uma boa classificação de qualidade da água (Figura 54).

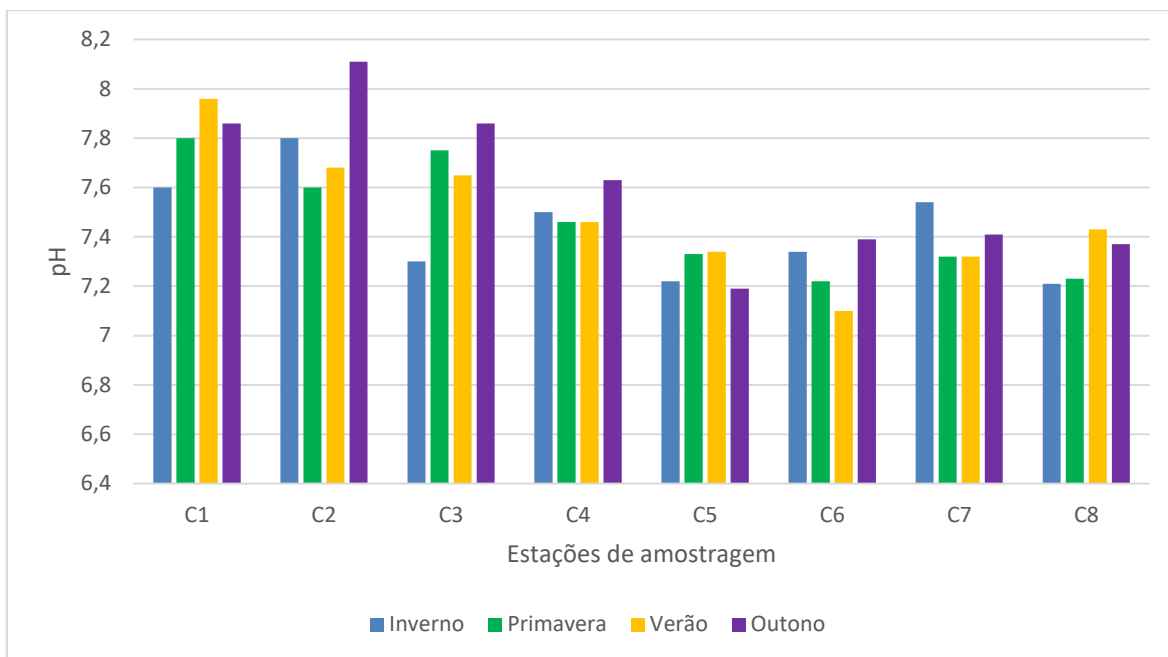


Figura 54: Variação sazonal do pH na Ribeira de (ano de 2023/2024).

Relativa aos valores de acidez total, percebe-se que existe uma tendência crescente nos valores nos locais de amostragem C5, C6 e C7 para a estação de verão. Os valores de acidez total, nas estações quentes, fazem com que zonas com matéria orgânica abundante possa ter um pico de acidez, uma vez que o calor é capaz de acelerar os processos químicos e microbiológicos na água (Figura 55).

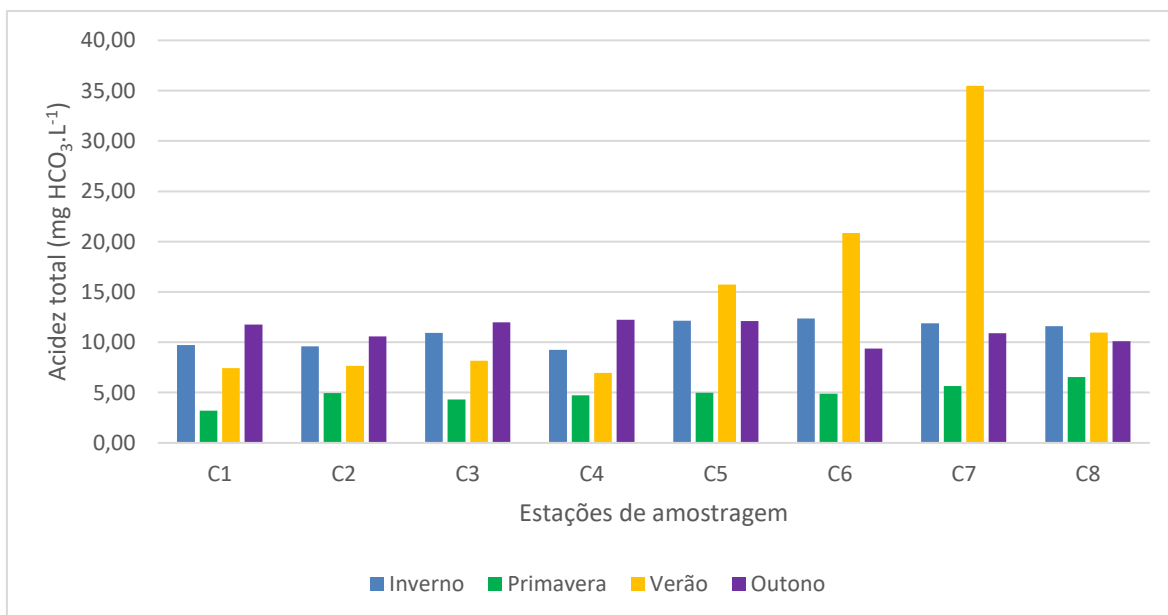


Figura 55: Variação sazonal da acidez total ($\text{mg HCO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$) na Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024).

Relativamente aos fosfatos, é possível perceber um aumento ao longo do eixo longitudinal, mais expressivo nas estações de verão e primavera, o que pode estar correlacionado com o uso de fertilizantes fosfatados nestas zonas (Figura 56).

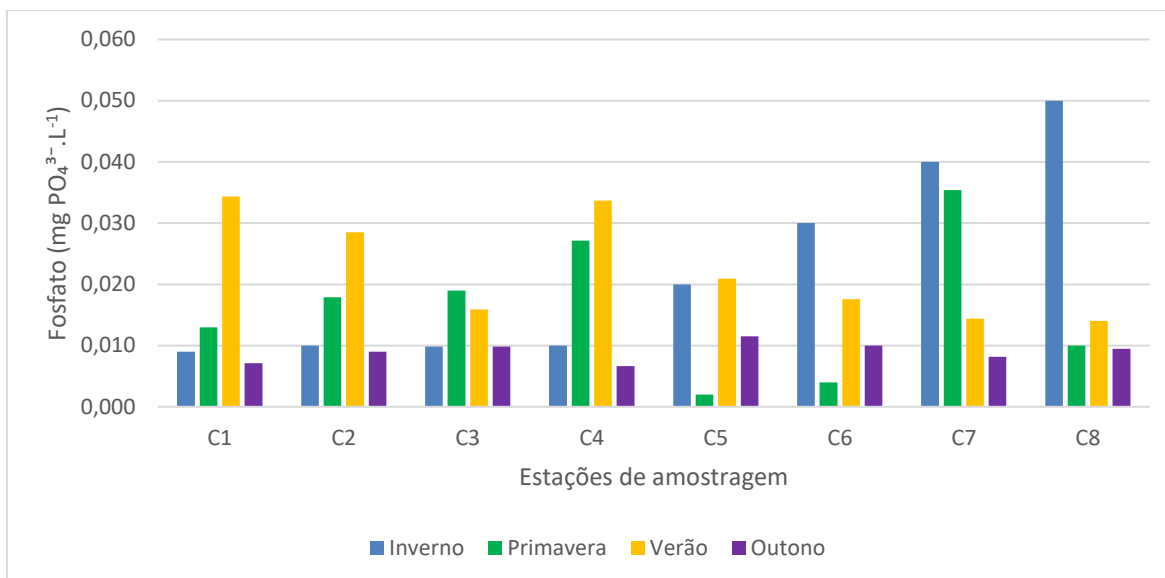


Figura 56: Variação sazonal de fosfatos (PO₄³⁻ · L⁻¹) na Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024).

Os valores mais elevados de nitritos e nitratos podem estar associados à agricultura e urbanização uma vez que na zona de referência, i.e. C1 e C2, são muito baixos (Figura 57).

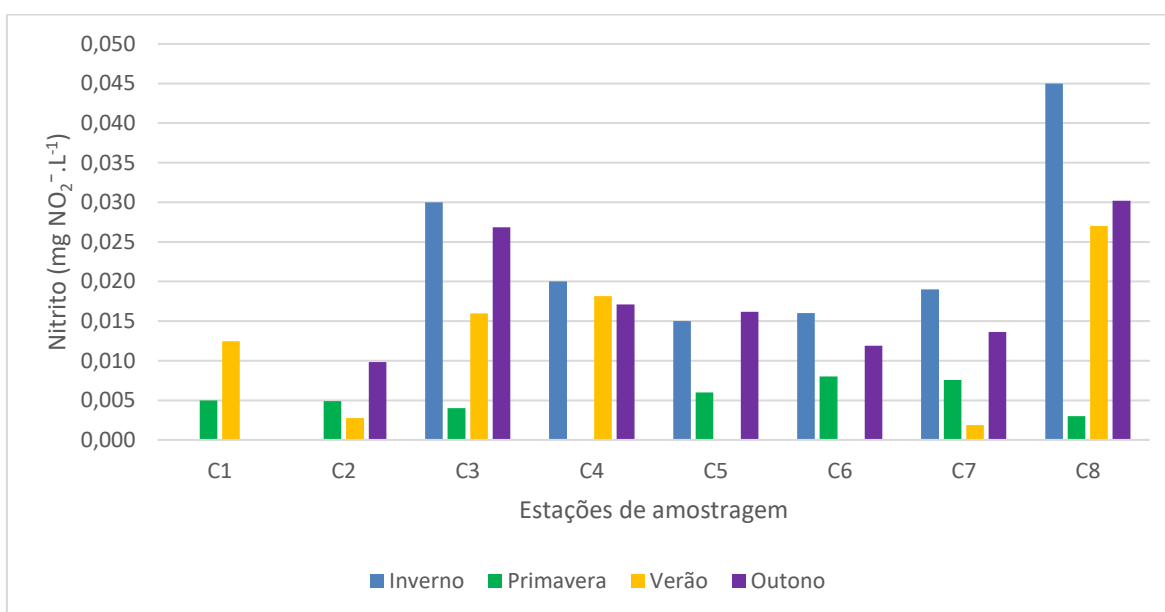


Figura 57: Variação sazonal de nitritos (mg NO₂⁻ · L⁻¹) na Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024).

A relação dos compostos azotados com outros indicadores de qualidade da água é importante, uma vez que os níveis altos de pH, comumente observados durante a estação seca, parecem intensificar os processos de nitrificação. Por outro lado, associados aos picos de condutividade elétrica estão os picos de de nitratos, evidenciando a natureza iónica desses compostos. A interação com os fosfatos intensifica os processos de eutrofização, estabelecendo condições propícias para os blooms de algas (Figura 58).

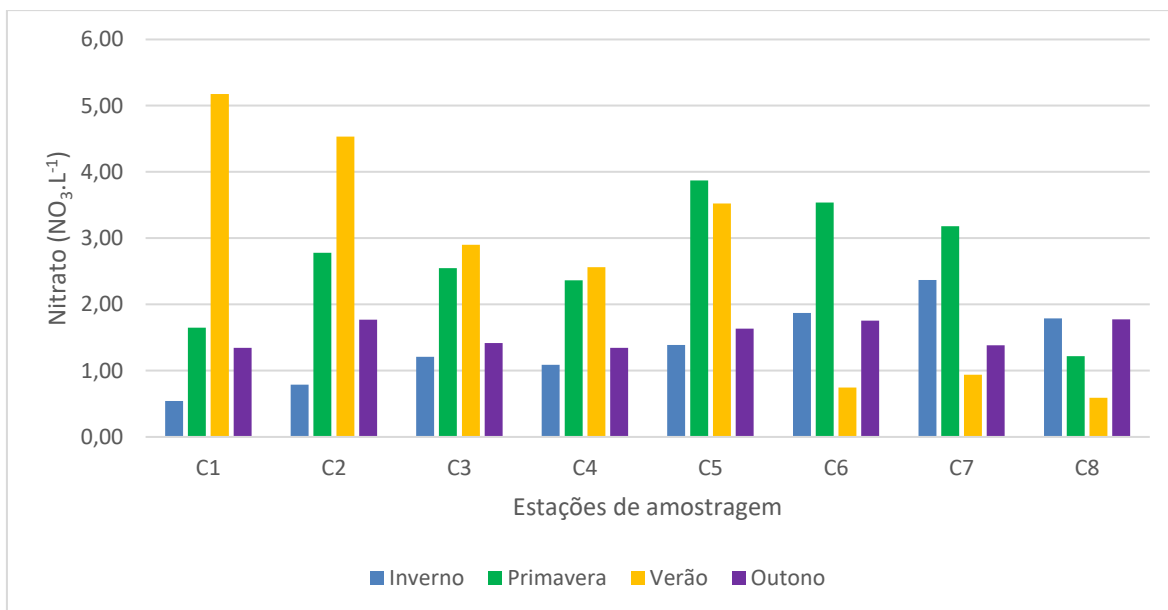


Figura 58: Variação sazonal de nitratos (mg NO₃·L⁻¹) na Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024).

Os índices de oxidabilidade é um indicador que permite avaliar a quantidade de matéria orgânica e inorgânica que pode ser oxidada em um meio aquoso. Portanto, os valores elevados no verão e nos locais de amostragem C6 e C7 sinalizam uma maior presença de matéria orgânica, cargas poluentes ou até mesmo substâncias redutoras na água, reforçando os níveis elevados de fosfatos, nitratos e nitritos mencionados anteriormente (Figura 59).

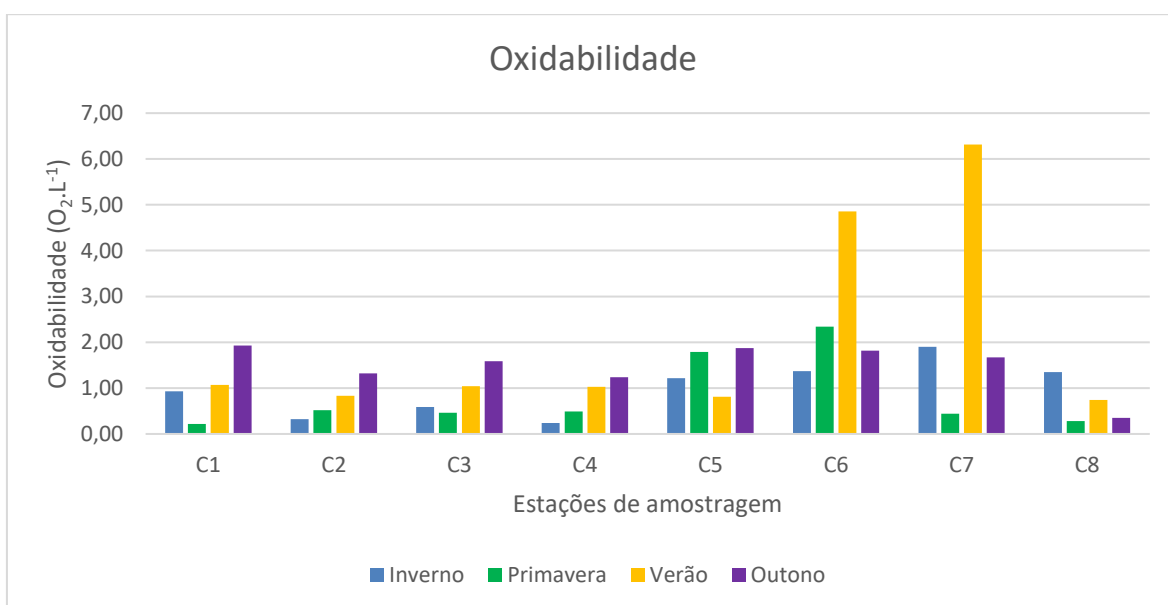


Figura 59: Variação sazonal da oxidabilidade (mg O₂·L⁻¹) na Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024).

Na análise de redundância dbrDA, baseada nas variáveis físico-químicas dos oito pontos de amostragem e estações do ano, a acidez total, oxidabilidade, condutividade da água e concentrações de cloro e nitratos foram as variáveis que mais contribuíram para a

separação evidente dos locais de jusante (i.e., C7 e C8) relativamente aos locais de referência (i.e., C1 e C2) da Ribeira de Carvalhais. Com efeito, as atividades antrópicas estão relacionadas com o incremento destas variáveis, nomeadamente no que respeita a intensificação da agricultura (presença de muitas hortícolas no vale de Carvalhais) e do desenvolvimento urbano (cidade de Mirandela). Por outro lado, foram detetadas diferenças entre as estações de primavera e inverno e as estações de outono e verão provavelmente relacionadas com a disponibilidade de caudais, superior no semestre mais húmido (Figura 60), sendo possível, assim, traçar tendências entre estas duas estações sazonais. Não obstante, percebe-se o maior afastamento dos pontos C6V, C7V e C8V, entendendo-se que existe uma maior discrepância de valores obtidos na análise físico-química para estes pontos de amostragem, correlacionando com zonas altamente urbanas e modificadas, com um baixo caudal da ribeira.

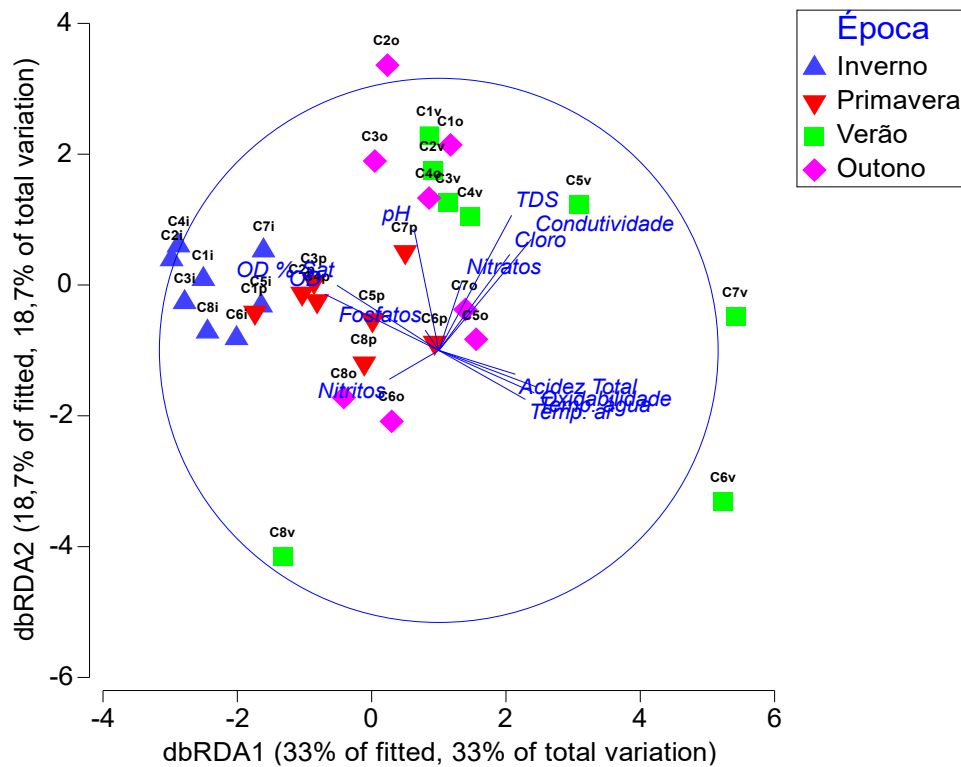


Figura 60: Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) para os locais de amostragem por estação sazonal, baseada nos fatores abióticos medidos na Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024).

No que respeita à análise da variabilidade detectada para cada variável físico-química, levando em conta as 4 zonas definidas, foram identificadas diferenças significativas (Teste H de Kruskal-Wallis, $P < 0,05$) para as variáveis de fosfatos, pH e nitratos (Figuras 61, 62 e 63).

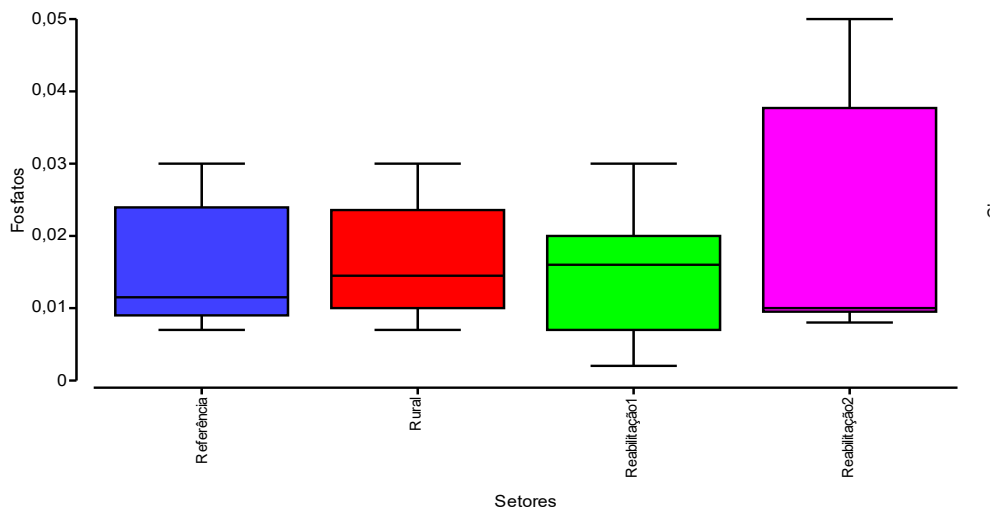


Figura 61: Variação do teor de fosfatos (mg PO₄³⁻.L⁻¹) nos quatro setores definidos para a Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024).

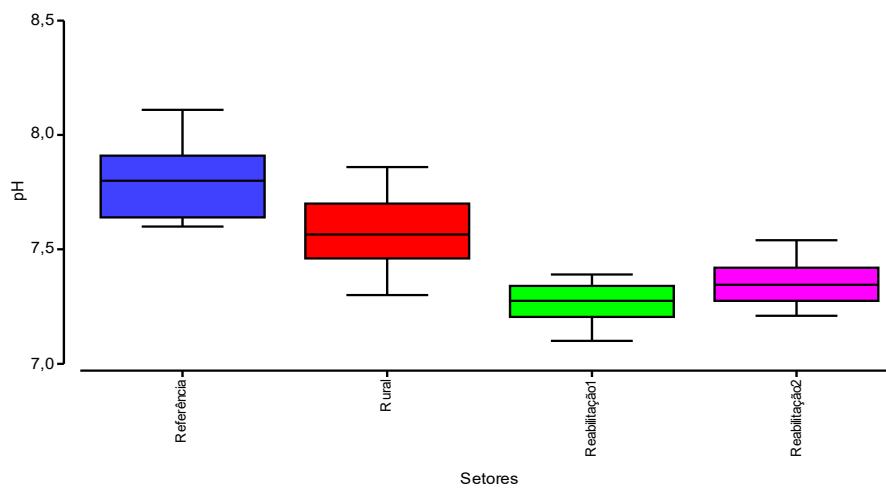


Figura 62: Variação do pH nos 4 setores definidos para a Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024).

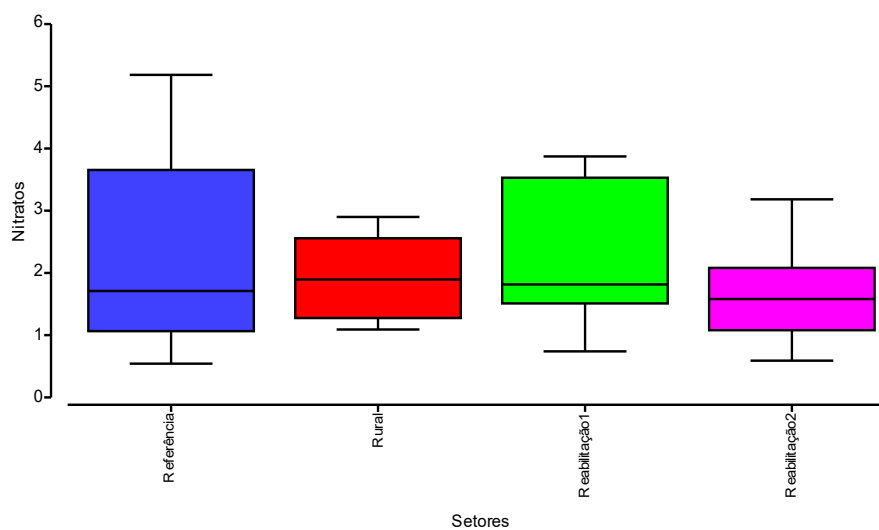


Figura 63: Variação do teor de nitratos (mg NO₃.L⁻¹) nos quatro setores definidos para a Ribeira de Carvalhais (ano de 2023/2024).

3.2.2. Elemento de qualidade hidromorfológica

Na avaliação hidromorfológica da Ribeira de Carvalhais, baseada nos índices HQA, (Figura 64) e HMS (Figura 65) foi encontrada uma qualidade do habitat abaixo da classificação de excelente, i.e., $HQA < 65$ e $HMS > 16$.

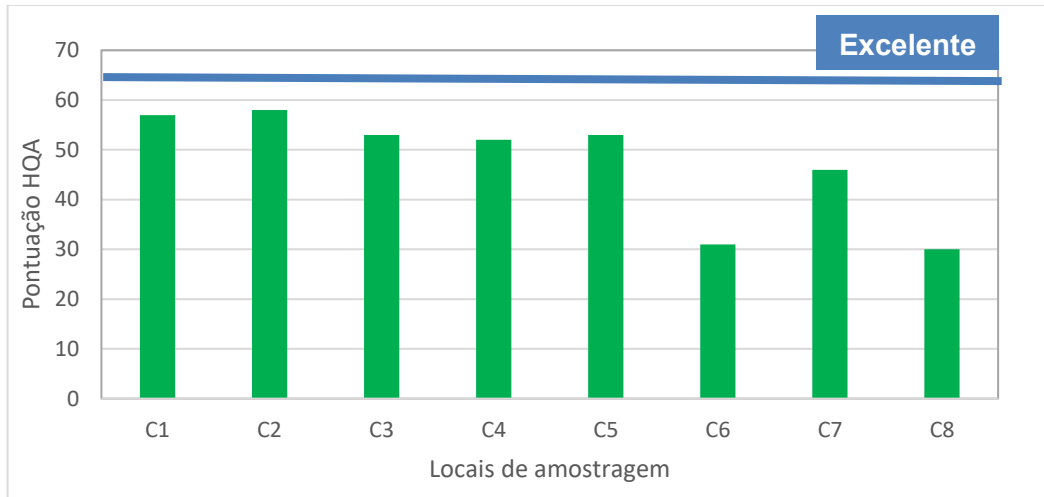


Figura 64: Variação do Índice HQA - Habitat Quality Assessment na Ribeira de Carvalhais (primavera de 2024).

À semelhança da ribeira do Juncal, os resultados obtidos (Anexo V) são fortemente penalizados pela presença de pontes, açudes e artificialização e pisoteio das margens da ribeira.

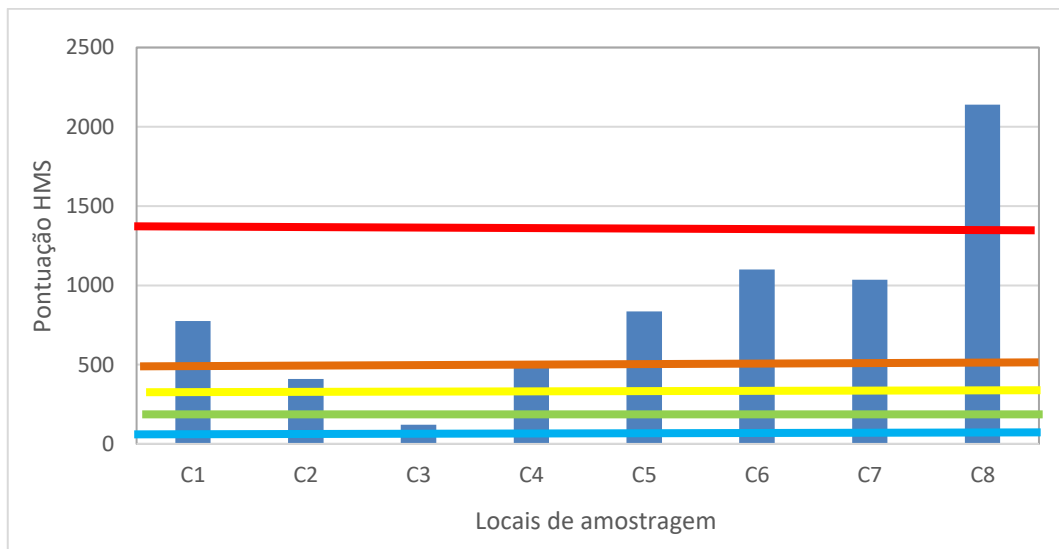


Figura 65: Variação do Índice HMS - Habitat Modification Score na Ribeira de Carvalhais (primavera de 2024). Simbologias da cor das barras: Azul: excelente; verde: predominantemente não modificado; amarelo: obviamente modificado; laranja: significativamente modificado; vermelho: severamente modificado.

3.2.3. Elemento de qualidade biológica: macrofauna bentónica

Foram identificados 6.030 exemplares nos oito pontos de amostragem e quatro estações do ano, distribuídos por 57 grupos faunísticos (principalmente famílias), pertencentes, em sua maioria, aos Arthropoda (e.g., Crustacea, Diptera e Ephemeroptera). A maior abundância de invertebrados foi encontrada nas zonas de referência e nas zonas de influência rural, i.e., entre os locais C1 e C4, enquanto a menor abundância de indivíduos foi detetada no local C7, na zona urbana reabilitada, em Mirandela. Para o caso da Ribeira de Carvalhais, percebe-se uma maior quantidade e diversidade de invertebrados em zonas com pouca ação antrópica, uma vez que o distúrbio e impacto humano mostraram afetar negativamente o ecossistema fluvial.

3.2.3.1. Composição faunística: distribuição e variação sazonal

Em relação à composição faunística das comunidades de macroinvertebrados, observou-se uma drástica variação espacial e temporal. São notórias as diferenças encontradas entre as zonas de referência (C1 e C2), as zonas rurais (C3 e C4), e as zonas reabilitadas, situadas a jusante (C5, C6, C7 e C8) (Figuras 64 e 65).

Na estação do inverno, na zona de referência dominam insetos da ordem Ephemeroptera, organismos que são bioindicadores da boa qualidade da água e que diminuem ao longo da extensão do curso de água. Na zona rural e em especial na zona urbana, diminuiu a diversidade de macroinvertebrados merecendo realce a percentagem de Diptera e Oligochaeta.

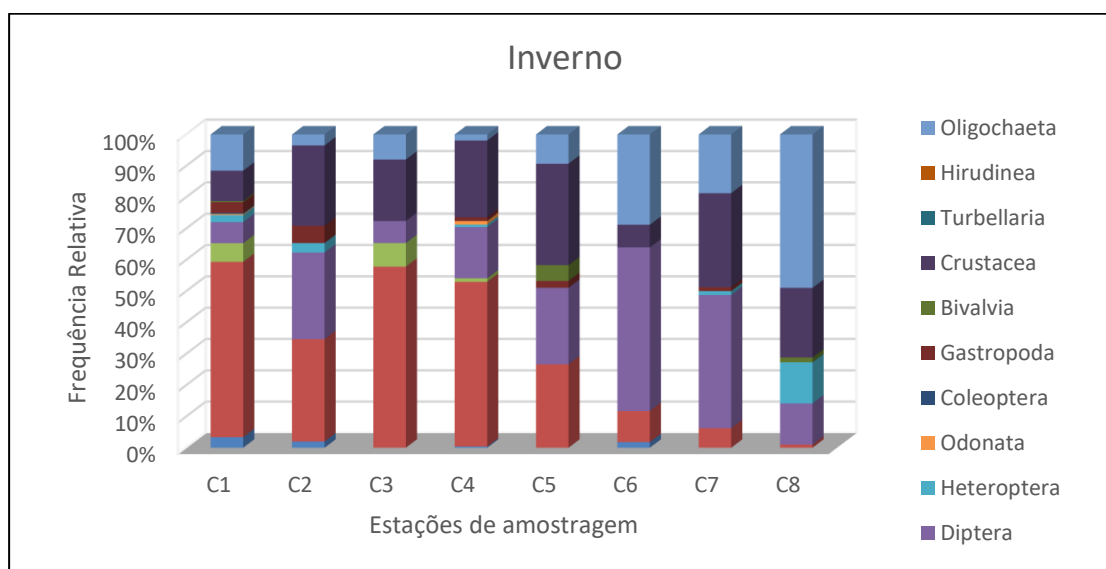


Figura 64: Composição relativa de macroinvertebrados bentónicos na Ribeira de Carvalhais na estação de inverno.

Na estação de verão (Figura 65), detetou-se ainda maior abundância de Diptera, Oligochaeta e Crustacea, organismos muito resistentes à degradação ambiental (e.g. sedimentação, poluição) e aumento da temperatura. Observou-se ainda uma sucessão nas comunidades ao longo das estações do ano (outono e primavera, Anexo VI).

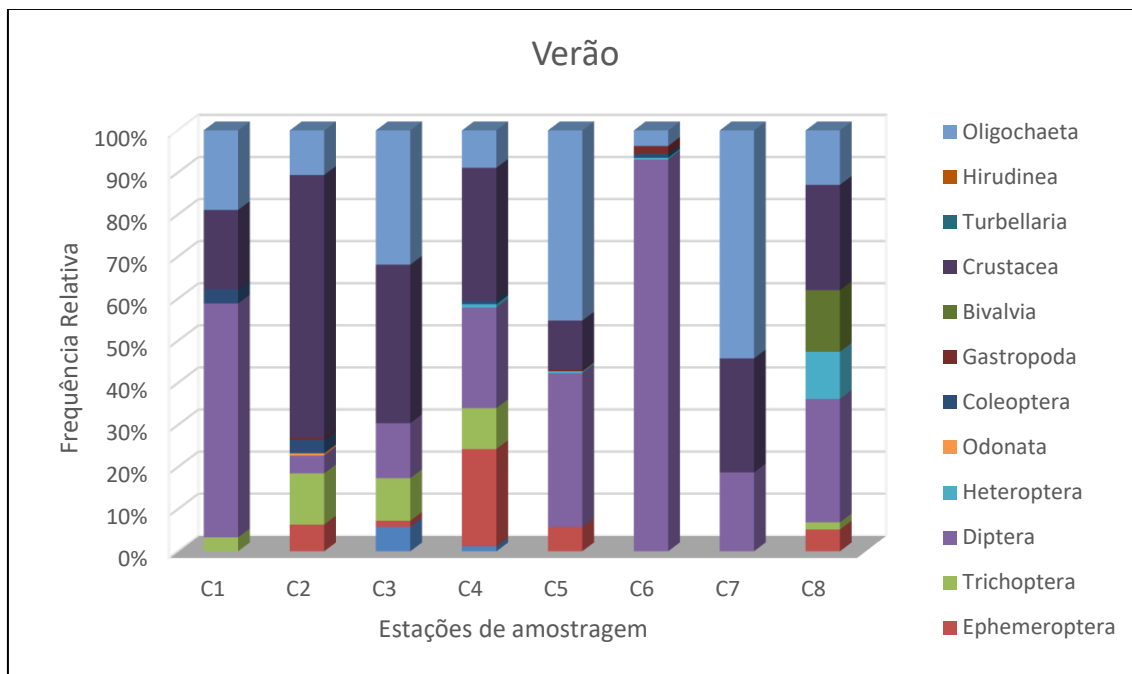


Figura 65: Composição relativa de macroinvertebrados bentônicos na Ribeira de Carvalhais na estação de verão.

3.2.3.2. Tipologia e sazonalidade nas comunidades de invertebrados

Os resultados obtidos na análise PERMANOVA, baseados na abundância das comunidades de invertebrados, mostraram diferenças entre zonas (Pseudo-F=3,9569, P=0,001) e também entre as épocas do ano (Pseudo-F=3,1334, e P=0,001) (Tabela 11).

Tabela 11: Resultados da análise PERMANOVA, baseada nas comunidades de invertebrados, para as tipologias definidas e estações do ano amostradas. Os asteriscos indicam valores significativos.

Origem	GL	SS	MS	Pseudo-F	P (perm)	Unique Perms
Zonas	3	9805,7	3268,6	3,9569	0,001***	999
Época	3	7764,8	2588,3	3,1334	0,001***	999
Zonas*Épocas	9	7483,1	831,45	1,0066	0,493	995
Resíduo	16	13217	826,03			
Total	31	38270				

Tendo em conta as quatro tipologias definidas para a Ribeira de Carvalhais, observaram-se diferenças significativas (Teste H de Kruskal-Wallis, $P < 0,05$) entre setores, no que diz respeito ao número de indivíduos (N) e ao número de taxa (S) (Figura 66 e 67).

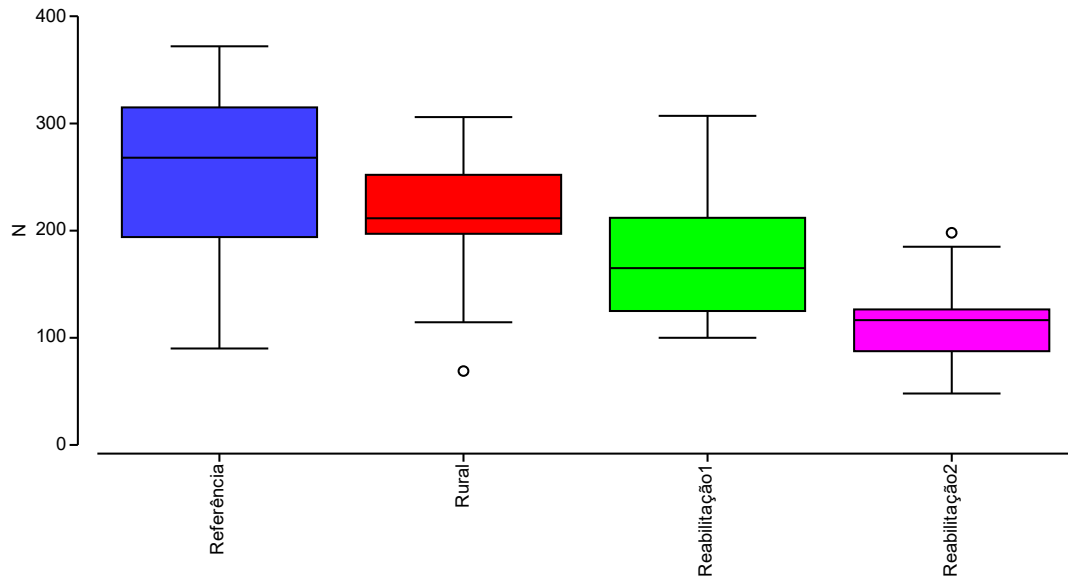


Figura 66: Abundância total (N) das comunidades de macroinvertebrados, distribuídos por quatro setores na Ribeira de Carvalhais, para os quatro períodos de amostragem.

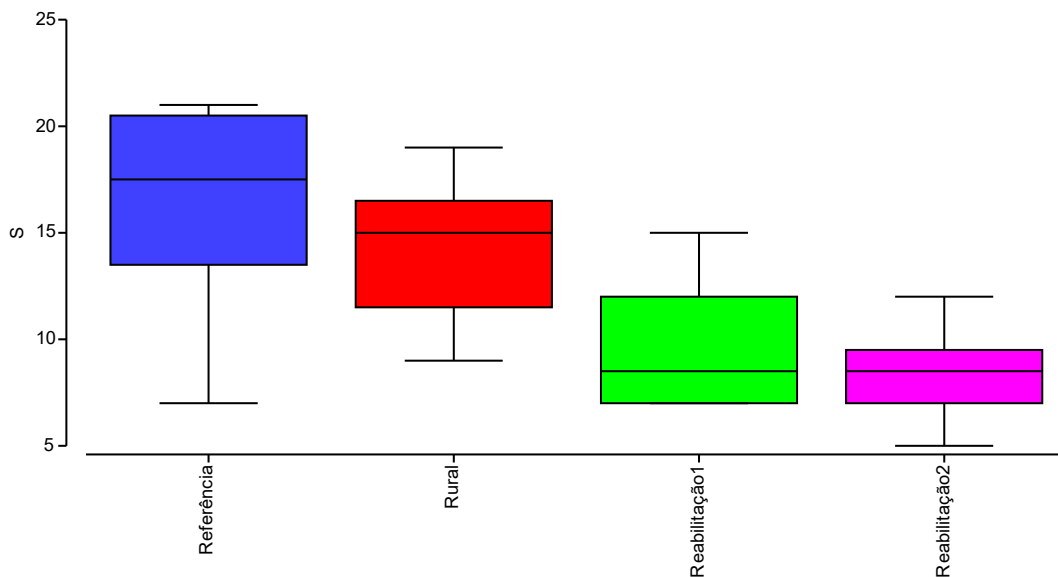


Figura 67: Riqueza taxonómica (S) das comunidades de macroinvertebrados, distribuídos por quatro setores na Ribeira de Carvalhais, para os quatro períodos de amostragem.

A ordenação nMDS (2D, stress = 0,19) confirmou a separação evidente das zonas de referência relativamente às restantes zonas (setores), que apesar de reabilitadas, apresentaram sinais de maior perturbação (Figura 68).

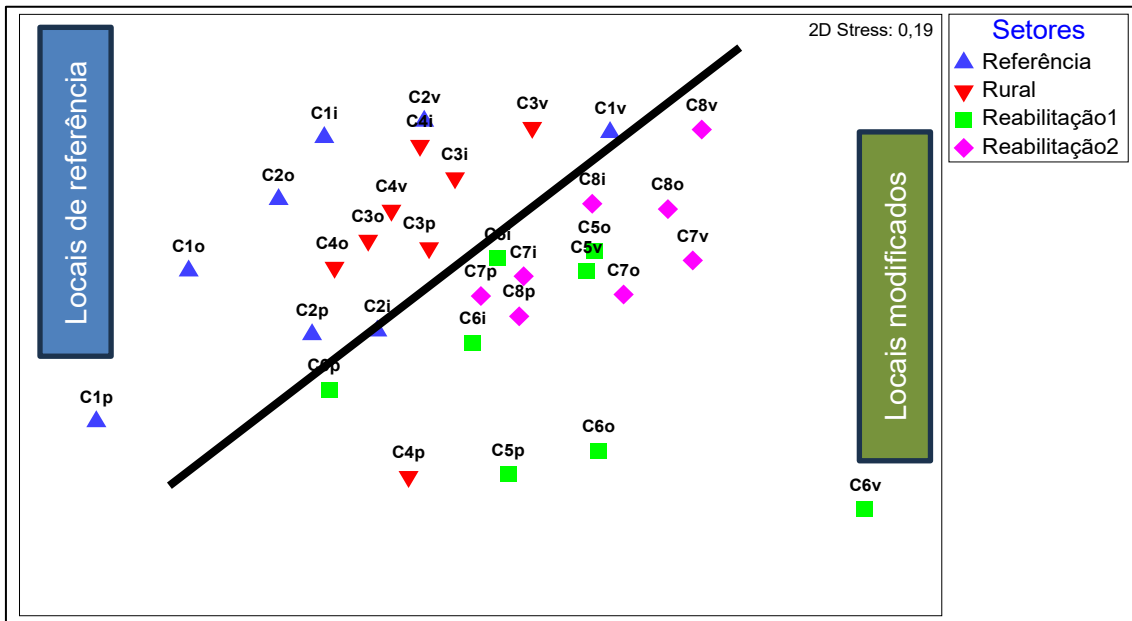


Figura 68: Ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) dos locais de amostragem, para as 4 estações do ano, determinada com base na abundância de invertebrados.

Por sua vez, a ordenação nMDS das comunidades de invertebrados permitiu discriminar (2D, stress = 0,17) entre táxones muito sensíveis à degradação das condições ambientais e táxones muito resistentes à poluição (Figura 69).

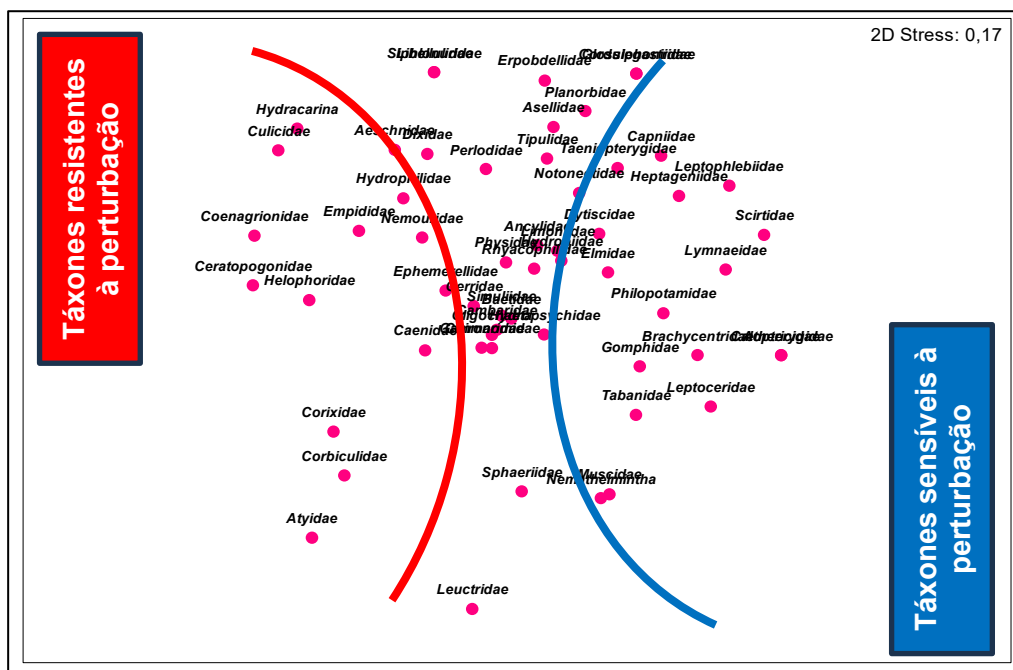


Figura 69: Ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) das comunidades de invertebrados, para os quatro períodos de amostragem.

Assim, as comunidades dos locais de referência estão dominadas por táxones estenobiontes, mais sensíveis à degradação ambiental (e.g., Leptoceridae e Gomphidae). Nas comunidades dos locais modificados, mais resistentes à poluição, ocorrem, maioritariamente, famílias da ordem Diptera (e.g., Tabanidae, Culicidae, Chironomidae).

3.2.3.3. Diversidades e índices bióticos

Foram encontradas diferenças significativas para a equitabilidade J' de Pielou (teste H de K-W, $P < 0,05$) entre os setores na Ribeira de Carvalhais, ao contrário da diversidade H' de Shannon-Wiener (Figuras 70 e 71).

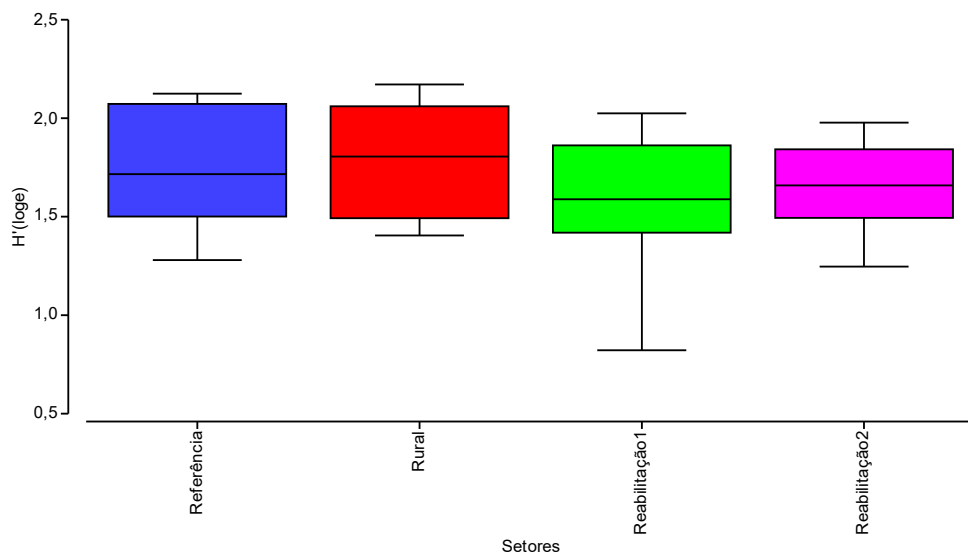


Figura 70: Diversidade H' de Shannon-Wiener das comunidades de invertebrados, distribuídos pelos quatro setores na Ribeira de Carvalhais, para as quatro estações do ano.

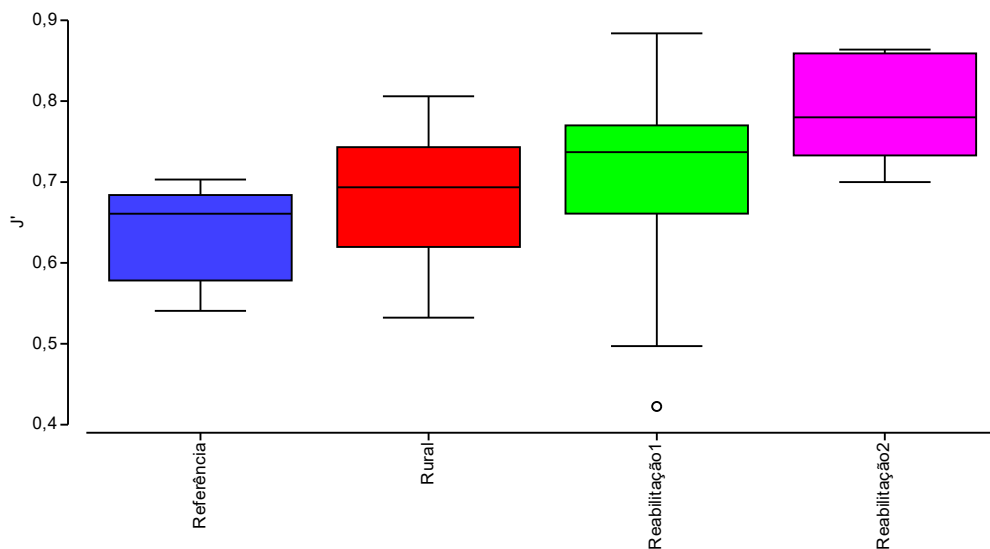


Figura 71: Equitabilidade J' de Pielou das comunidades de invertebrados, distribuídos pelos quatro setores na Ribeira de Carvalhais, para as quatro estações do ano.

Por fim, na avaliação da qualidade da água, os resultados baseados no índice IPTIN (Tabela 12) mostraram um contraste assinalável entre as zonas de referência e rural, com qualidade maioritariamente razoável, relativamente à zona urbana reabilitada, quase sempre de qualidade medíocre, para qualquer estação do ano. O único local de amostragem que atingiu a classificação de “Bom” foi o ponto C2 na estação de outono e, em contrapartida, a única classificação “Mau” foi obtida no ponto C6 na estação de verão. Para além da variação espacial foi ainda encontrada uma tendência para a diminuição da qualidade da água do inverno para o verão na maioria dos locais amostrados. Tal fato, faz pressupor condições ambientais mais severas para as comunidades resultantes dos períodos de seca prolongada com agravamento das condições ambientais. Estes resultados são ainda corroborados por diferentes métricas.

Tabela 12: Resultados da análise PERMANOVA das comunidades de invertebrados para as tipologias e estações do ano amostradas.

Estação	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8
Inverno	0,429	0,425	0,379	0,491	0,327	0,389	0,318	0,301
Qualidade	Razoável	Razoável	Medíocre	Razoável	Medíocre	Medíocre	Medíocre	Medíocre
Primavera	0,630	0,545	0,552	0,556	0,415	0,436	0,404	0,381
Qualidade	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável	Medíocre	Medíocre
Verão	0,302	0,409	0,473	0,655	0,308	0,153	0,295	0,381
Qualidade	Medíocre	Medíocre	Razoável	Razoável	Medíocre	Mau	Medíocre	Medíocre
Outono	0,534	0,729	0,552	0,539	0,297	0,234	0,299	0,255
Qualidade	Razoável	Bom	Razoável	Razoável	Medíocre	Medíocre	Medíocre	Medíocre

3.2.3.4. Grupos funcionais alimentares

A avaliação dos grupos funcionais alimentares (GFA) está apresentada nas Figuras 72 e 73, para as épocas de inverno e verão (ver épocas de primavera e outono no Anexo VII). Poucas diferenças foram encontradas (Testes K-W, $P < 0,05$) entre os setores e, também, entre as estações do ano. Contudo, na zona urbana reabilitada, foi possível identificar a maior presença de grupos detritívoros, maioritariamente concentrada num crustáceo da família Atyidae e espécie *Athyaephyra desmarestii*.

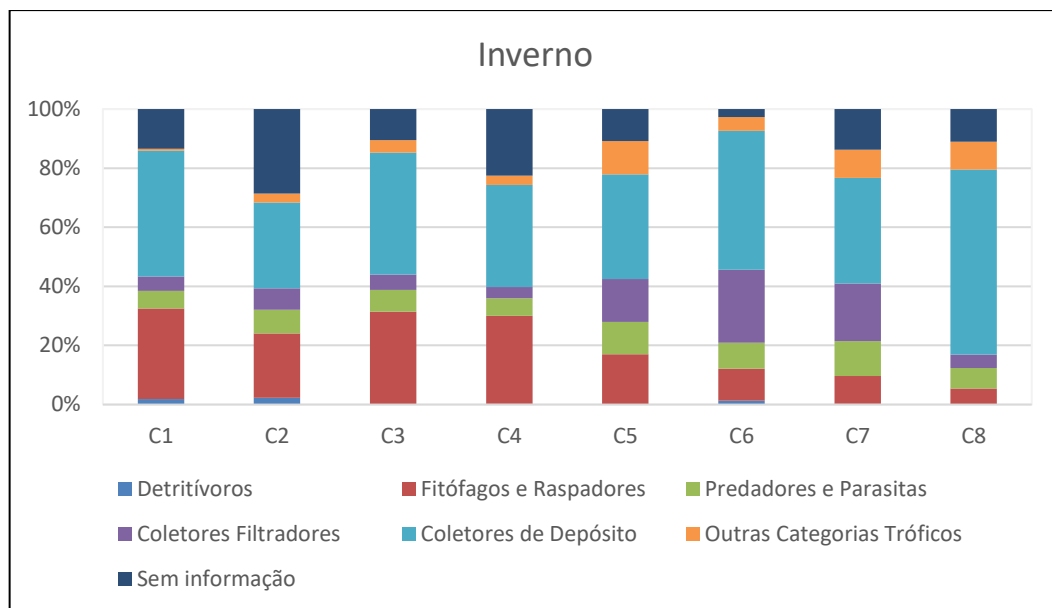


Figura 72: Grupos funcionais alimentares das comunidades de macroinvertebrados da Ribeira de Carvalhais para a estação de inverno.

Já para a época de verão (Figura 73), foi identificado um leve crescimento de coletores e filtradores nos locais C6 e C8. Em ecossistemas aquáticos, os coletores de depósito e os filtradores, são grupos tróficos essenciais na rede alimentar, atuando principalmente no processamento de matéria orgânica particulada fina (FPOM), ao desempenhar um papel crucial na reciclagem de nutrientes e no fluxo de energia. Outrossim, existe o despejo de águas residuais e a presença excessiva de partículas orgânicas suspensas na zona urbana reabilitada, que contribui para a dominância detetada de coletores, muitos deles com elevada plasticidade ecológica.

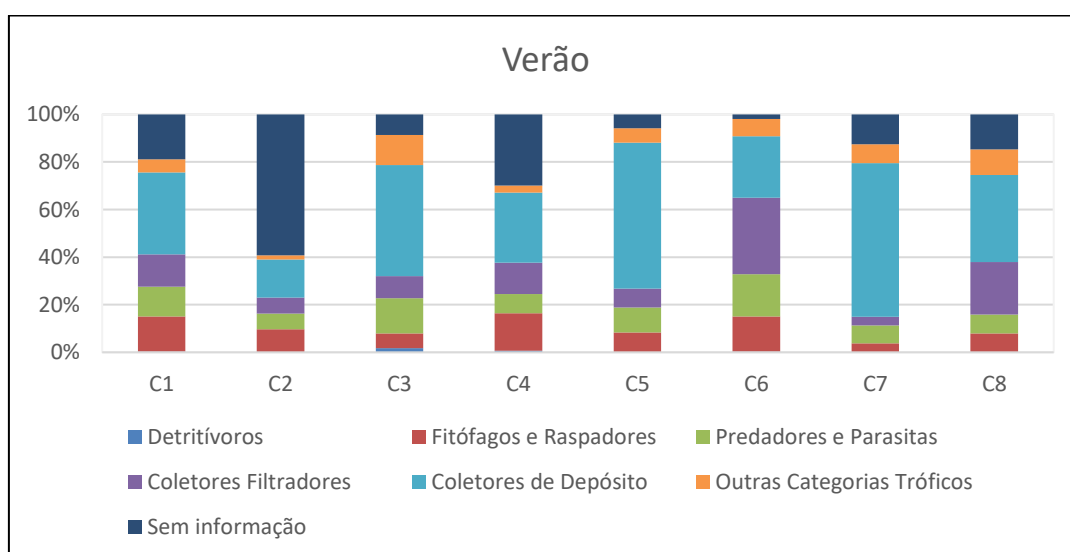


Figura 73: Grupos funcionais alimentares das comunidades de macroinvertebrados da Ribeira de Carvalhais para a estação de verão.

3.2.4. Elemento de qualidade biológica: Fauna piscícola

Foram identificados 3.021 exemplares na ictiofauna da Ribeira de Carvalhais, capturados nos oito locais e quatro períodos de amostragem. Entre as espécies encontradas, cinco correspondem a espécies nativas de Portugal e cinco correspondem a espécies exóticas. Do elenco de peixes nativos fazem parte as seguintes famílias e espécies: 1) Cyprinidae: *Luciobarbus bocagei*, 2) Leuciscidae: *Pseudochondrostoma duriense*, *Squalius alburnoides*, *Squalius carolitertii* e *Achondrostoma asturicense*. Nas espécies não-nativas identificaram-se as famílias e espécies: 1) Gobionidae: *Gobio lozanoi*, 2) Centrarchidae: *Lepomis gibbosus*, 3) Poecilidae: *Gambusia holbrooki*, 4) Leuciscidae: *Alburnus alburnus* e 5) Cyprinidae: *Carassius auratus*.

Foram encontradas abundâncias superiores de *Gambusia holbrooki* e *Gobio lozanoi* nas estações mais críticas do ano, i.e., verão e inverno (Figura 74 e 75). No mais, as espécies exóticas, algumas delas invasoras, também tiveram destaque nas restantes estações do ano, caso da primavera e outono (Anexo VIII), principalmente nos locais de amostragem na zona urbana reabilitada. A dominância de peixes não-nativos está fortemente correlacionada com a superior labilidade ecológica destes peixes para a adaptação em novos ambientes e em particular à poluição e/ou ações antrópicas.

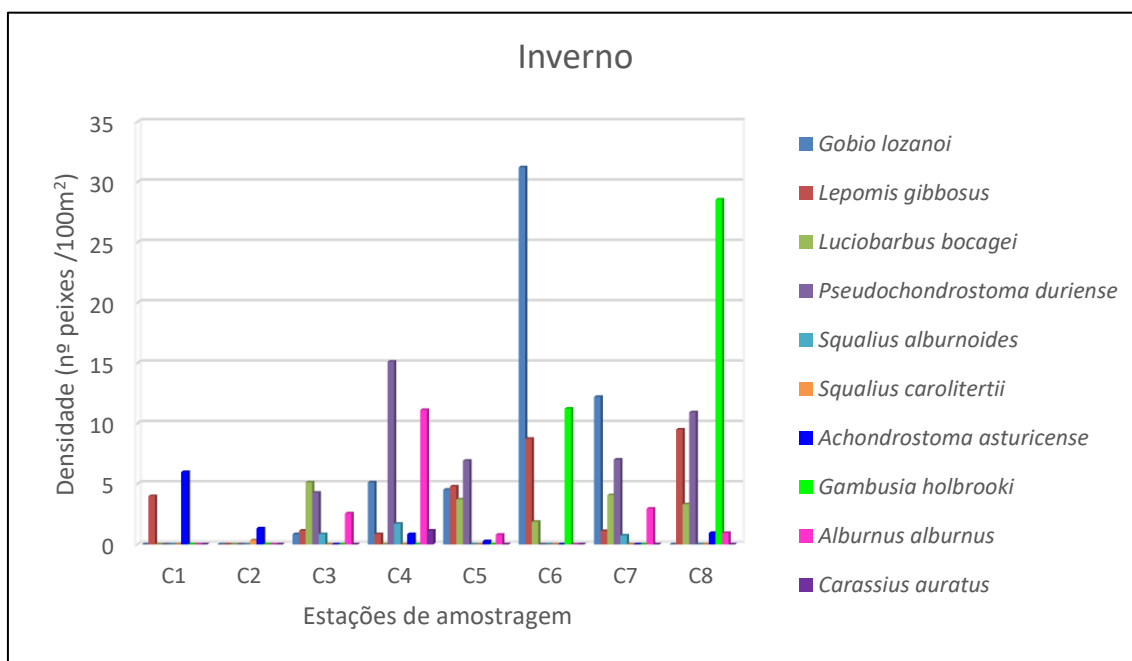


Figura 74: Capturas por unidade de esforço CPUE (nº peixes/ 100 m2) nos oito locais amostrados na Ribeira de Carvalhais (Inverno).

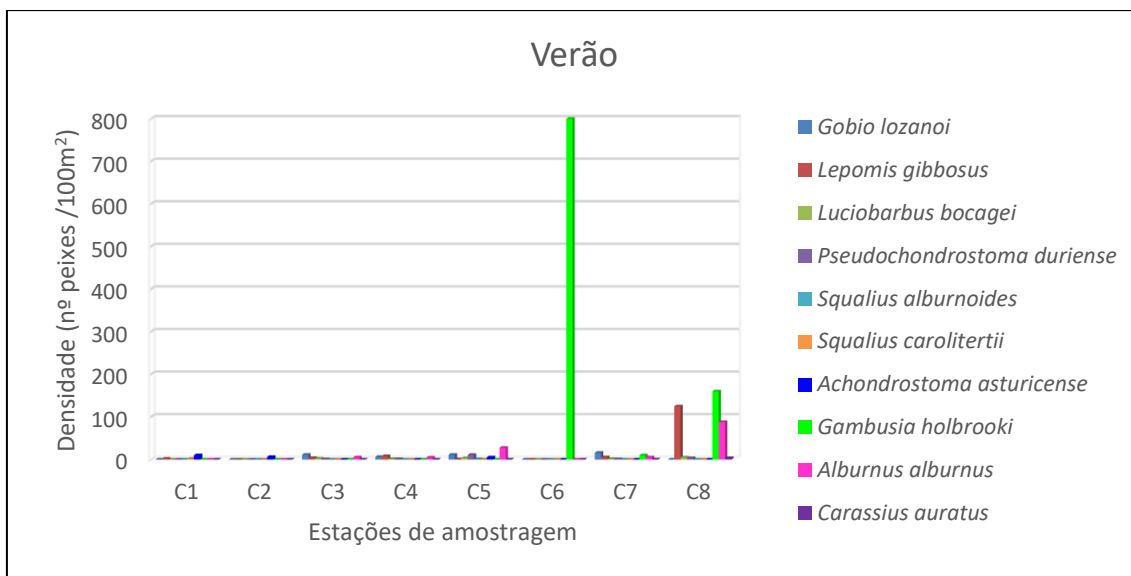


Figura 75: Capturas por unidade de esforço CPUE (nº peixes/ 100 m²) nos oito locais amostrados na Ribeira de Carvalhais (Verão).

3.2.4.1. Biotipologia das comunidades de peixes

Os resultados obtidos na análise PERMANOVA, baseados nas abundâncias das comunidades de peixes, evidenciaram diferenças altamente significativas somente entre setores (zonas) (Pseudo-F=11,524, P=0,001), não tendo sido detetada variação significativa entre estações do ano (Pseudo-F=1,2391, P=0,282) (Tabela 13).

Tabela 13: Resultados da análise PERMANOVA das comunidades de peixes para as tipologias e estações do ano amostradas.

Origem	GL	SS	MS	Pseudo-F	P (perm)	Permutações
Época	3	4298,8	1432,9	1,2391	0,282	999
Setores	3	329978	13326	11,524	0,001***	999
Época*Setores	9	8010	890	0,76963	0,805	999
Resíduo	16	18502	1156,4			
Total	31	70789				

Na análise da abundância e riqueza taxonómica da comunidade piscícola verificou-se uma tendência para o aumento ao longo do eixo longitudinal, seja para o nº de indivíduos (N), seja para o nº de taxa (S), tendo em consideração as quatro tipologias definidas para a Ribeira de Carvalhais (Figuras 76 e 77).

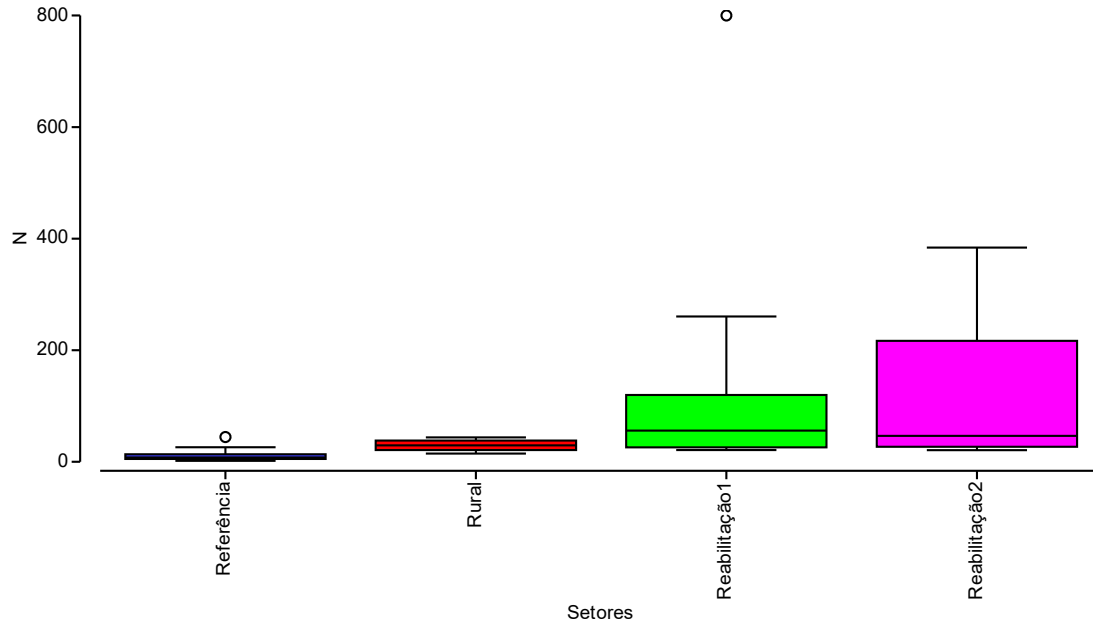


Figura 76: Abundância total (N) das comunidades de peixes, distribuídos pelos quatro setores na Ribeira de Carvalhais, nos quatro períodos de amostragem.

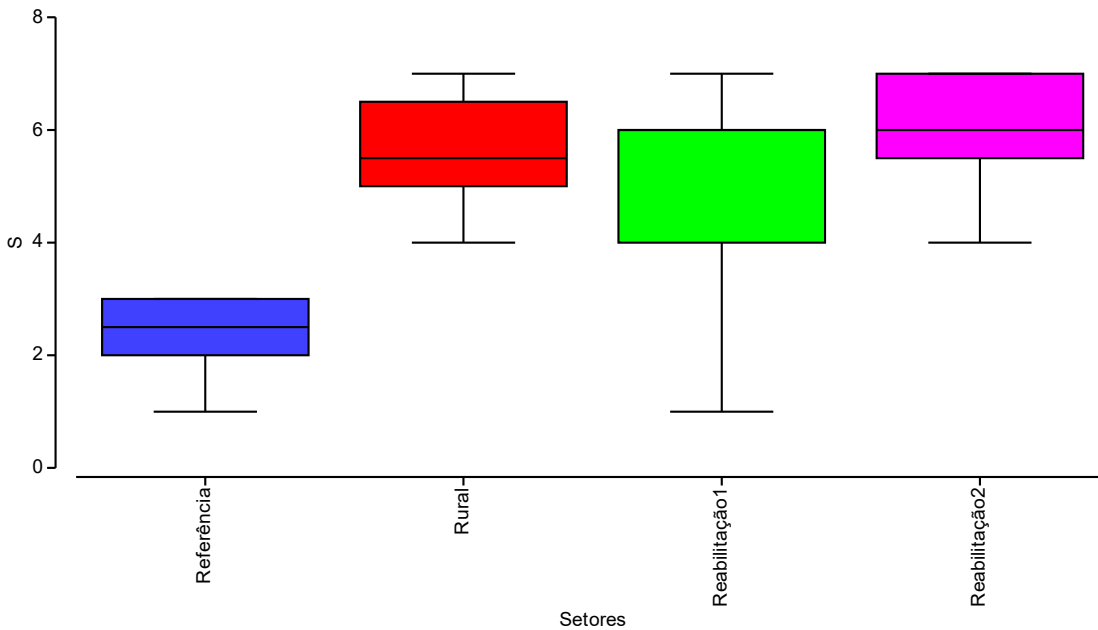


Figura 77: Riqueza taxonômica (S) das comunidades de peixes, distribuídos pelos diferentes setores na Ribeira de Carvalhais, nos quatro períodos de amostragem.

3.2.4.2. Índices de diversidade e qualidade piscícola

Em relação aos índices de diversidade e equitabilidade das comunidades piscícolas, i.e., H' de Shannon-Wiener e equitabilidade J' de Pielou, respetivamente, foram encontradas diferenças significativas (Teste H, de Kruskal-Wallis, $P < 0,05$) apenas para a métrica da diversidade, entre os setores da Ribeira de Carvalhais (Figuras 78 e 79).

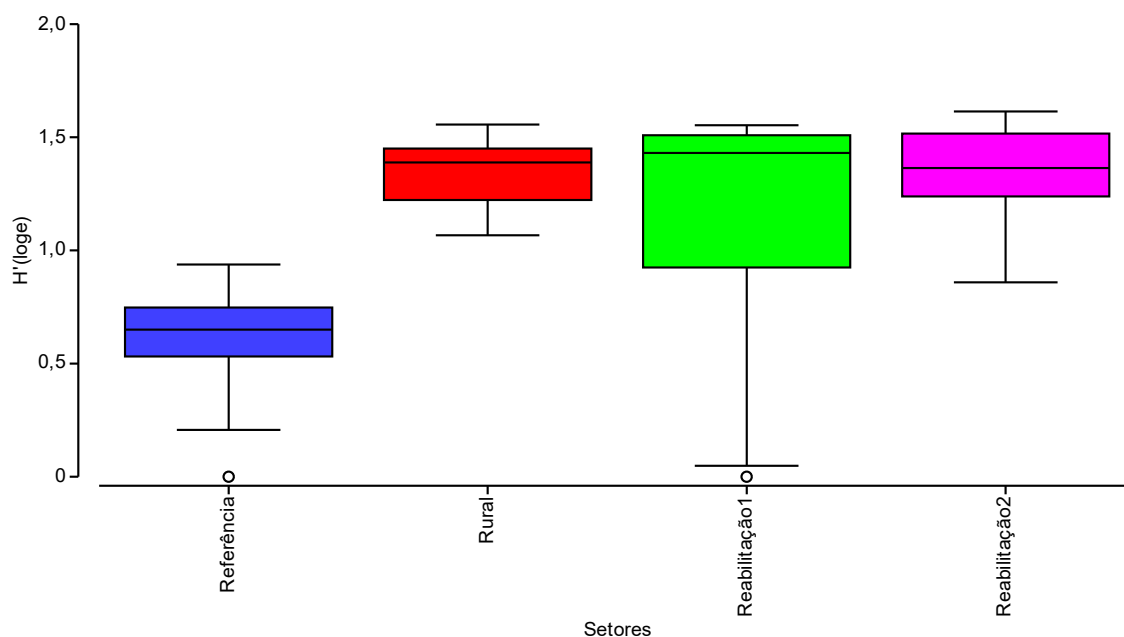


Figura 78: Diversidade H' de Shannon-Wiener das comunidades de peixes, distribuídos pelos diferentes setores na Ribeira de Carvalhais, para quatro períodos de amostragem.

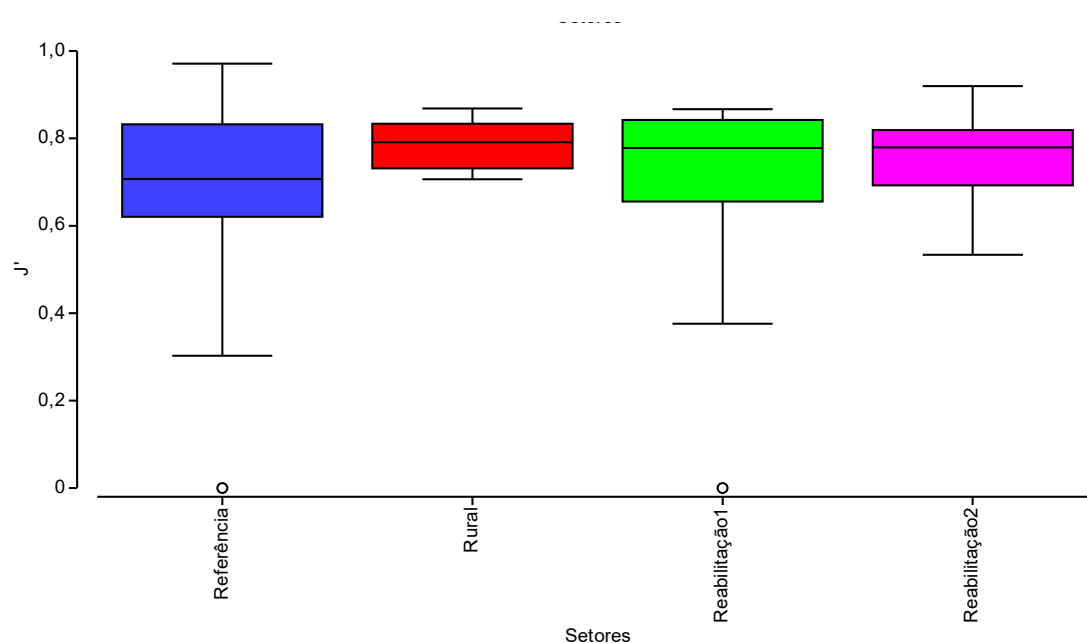


Figura 79: Equitabilidade J' de Pielou das comunidades de peixes, distribuídos pelos diferentes setores na Ribeira de Carvalhais, para quatro períodos de amostragem.

Relativamente à equitabilidade J' de Pielou verificou-se que permaneceu bastante estável e sem variação assinalável entre os setores da Ribeira.

Por fim, em relação ao índice F-IBIP, foi notório uma grande presença de valores razoáveis a partir do ponto de amostragem C4, onde a ação antrópica é mais notória. Com efeito, dada a presença massiva de espécies exóticas, i.e., *G. holbrooki*, *C. carpio*, e *L. gibbosus* o F-IBIP penaliza severamente os cursos de água dominados por estas espécies não-nativas, como mostra a Tabela 14.

Tabela 14: Resultados da análise F-IBIP da comunidade piscícola para a Ribeira de Carvalhais para as estações do ano amostradas.

Estação	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8
Inverno	0,338	0,500	0,278	0,556	0,667	0,667	0,667	0,667
Qualidade	Medíocre	Razoável	Medíocre	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável
Primavera	0,809	0,667	0,667	0,667	0,667	0,667	0,754	0,667
Qualidade	Bom	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável	Bom	Razoável
Verão	0,771	1,000	0,667	0,667	0,667	0,667	0,667	0,667
Qualidade	Bom	Excelente	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável
Outono	0,908	1,000	0,677	0,667	0,667	0,667	0,667	0,667
Qualidade	Excelente	Excelente	Bom	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável

4. DISCUSSÃO

Os resultados obtidos no presente estudo mostraram que a requalificação urbana em ambas as ribeiras, apesar de vários serviços de ecossistema obtidos (e.g. culturais: lazer, recreação; regulação: controlo e cheias) não apresentou ganhos evidentes em termos da condição ecológica e suporte à biodiversidade aquática (i.e., comunidades de peixes e macroinvertebrados). Esta tendência é suportada por estudos onde foram detetadas respostas mais efetivas na riqueza/diversidade de macrófitas, quando comparadas com os peixes e os invertebrados (Kail et al., 2015; Lorenz et al., 2012; Jähnig et al., 2010; Palmer et al., 2010). Outros estudos referem efeitos diferenciados da reabilitação de cursos de água na biodiversidade, com riqueza superior ao nível da fauna terrestre e semiaquática e da vegetação ribeirinha, intermédia para as macrófitas aquáticas e inferior para as comunidades de peixes e de macroinvertebrados (Haase et al., 2013; Jähnig et al., 2009).

Relativamente à Ribeira de Carvalhais (Mirandela), foram implementadas medidas positivas associadas à reabilitação do canal e margens, como a construção de microaçudes galgáveis e a criação do Parque Urbano nas imediações do curso de água. Contudo, subsistem intervenções que, do ponto de vista ecológico, não acrescentaram qualidade como o enrocamento (*rip-rap*) das margens, especialmente no troço da foz com o rio Tua, sem que tenha havido valorização da cortina ripária, e ocorrência atual de espécies ribeirinhas alóctones (e.g., *Arundo donax* e *Ailanthus altissima*). Mesmo a potencial heterogeneidade de habitats e fomento de zonas mais reófilas, entre outras medidas, não

contribuiu para o incremento na biodiversidade aquática e na condição ecológica. De facto, muitas das obras de reabilitação não têm o devido acompanhamento e manutenção afetando o sucesso das intervenções (Moore & Rutherford, 2016). No caso da ribeira de Carvalhais, o controlo da qualidade da água e da dispersão de espécies exóticas tem sido negligenciado e, intervenções recentes, como a construção de muros de gabiões verticais (e.g. margem esquerda, a jusante da ponte próximo da Biblioteca de Mirandela) vieram agravar a qualidade hidromorfológica da ribeira neste troço urbano. Todos estes fatores contribuem para que várias métricas (e.g., riqueza taxonómica, % EPT, diversidade H' de Shannon-Wiener, equitabilidade J' de Pielou; IPTiN, F-IBIP), assinalem uma diminuição na qualidade biológica (e.g., comunidades de macroinvertebrados bentónicos e peixes). No caso da fauna piscícola, acresce a dominância, quase exclusiva, de espécies exóticas invasoras (EEI), como resultado da introdução ilegal, seja intencional ou acidental. O êxito dessas espécies em ambientes modificados é notável, decorrente da fragmentação e degradação ecológica, típica da artificialização dos setores urbanos (Belletti et al., 2020). Com efeito, no setor urbano da Ribeira de Carvalhais existe uma influência assinalável do Açude de Mirandela, no rio Tua, para além da artificialização de grande parte das margens da ribeira no setor urbano, entrada de águas residuais não tratadas e presença massiva de espécies exóticas invasoras. Estas pressões são reportadas em diversos estudos que destacam os impactos negativos para as comunidades nativas por meio de competição, alteração de nicho, hibridização, predação e transmissão de doenças (Mooney & Cleland, 2001) e uma redução significativa da abundância e diversidade (Gallardo et al., 2016). Paralelamente, estes impactos ecológicos têm repercussões negativas na prestação de serviços ecossistémicos (Pejchar & Mooney, 2009) e causam ainda perdas económicas substanciais (Haubrock et al., 2021). No setor de referência da ribeira de carvalhais, situado numa zona de aptidão florestal (e.g. povoamentos de sobreirais) de orografia mais acidentada, é perceptível a presença de pouca ação antrópica. Contudo, no vale de Carvalhais, às portas de Mirandela, a pressão antrópica causada pela agropecuária, é responsável pelo input de nutrientes e alterações na paisagem fluvial. Por fim, no setor urbano de Mirandela a qualidade da água sugere pouca eficiência da ETAR no que diz respeito ao tratamento de águas residuais, podendo levar a fenómenos de eutrofização da massa hídrica. Com efeito, de acordo com os critérios da APA (2021), os parâmetros físico-químicos da água mostraram que o stress ambiental foi mais evidente nas zonas de maior influência humana (e.g., rural e reabilitada), e em particular na estação de verão, com destaque para a acidez total (i.e., $C7 > 35 \text{ mg HCO}_3.L^{-1}$) e oxidabilidade (C6

e $C7 > 4,8 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$). O decréscimo na qualidade da água está também associado a modificações substanciais na qualidade hidromorfológica, mais expressivas no setor urbano reabilitado. A classificação feita para ambos os índices HMS e HQA (i.e., RHS) penalizada severamente as intervenções urbanas usando técnicas de engenharia civil, como a presença de muros de betão e o uso de gabiões para estabilização de taludes e margens, bem presentes na zona urbana reabilitada da ribeira de Carvalhais. Tal padrão é identificado noutros trabalhos onde a presença de técnicas que não utilizam soluções de base natural influencia negativamente tanto o HMS quanto o HQA (Ferreira, 2025). A degradação de habitats aquáticos e ribeirinhos está na base de diversos projetos de reabilitação e restauro ecológico (González del Tánago et al., 2012). Técnicas baseadas em soluções de base natural apontam para respostas biológicas que tendem a ser mais favoráveis em termos de grupos faunísticos e florísticos, com efeitos positivos na riqueza e diversidade de macroinvertebrados, bem como na diversidade de macrófitas (Jähnig et al., 2010). Contudo, na Ribeira de Carvalhais, as respostas bióticas (principalmente a partir do C5), são bem expressivas e assinalam um elevado número de espécies resistentes a alterações dos habitats e uma diminuição da presença de espécies sensíveis. Em relação a fauna piscícola, foi possível perceber um elevado número de espécies exóticas invasoras, com densidades assinaláveis na zona urbana reabilitada. Tal facto, pode estar diretamente correlacionado com a grande capacidade de adaptação das EEIs à desregulação de seus habitats (Ré et al., 2021).

No caso da Ribeira de Juncal (Mogadouro), a criação do 1º Laboratório de Rios do Nordeste de Portugal levou à implementação de uma multiplicidade de técnicas de bioengenharia que visaram garantir uma heterogeneidade de habitats e por conseguinte uma maior biodiversidade. O projeto de reabilitação da ribeira pretendeu recuperar não só as funções do curso de água, mas também criar um espaço de demonstração e potencial replicabilidade no território (Letra, 2017). Após 10 anos da intervenção, os resultados indicaram uma biodiversidade interessante no setor urbano do curso de água, em comparação com as áreas de montante e jusante do curso de água. Contudo, apesar da reabilitação promovida no troço de aproximadamente 1 km, a qualidade ecológica da ribeira apresenta ainda alguns sinais de degradação, nomeadamente no setor de jusante, sujeito a contaminação da água e no setor de montante influenciado pela Barragem da Porta da Frágua, que interfere com os caudais disponibilizados para a ribeira. Assim, na análise físico-química da água, percebeu-se uma maior alteração de parâmetros na estação

do verão, com incremento na temperatura da água e nas concentrações de fosfatos, nitritos e nitratos, maioritariamente associadas às águas residuais lançadas na ribeira. Por outro lado, os níveis de OD, apresentaram quedas bruscas quando comparados com valores a montante da ribeira, estando relacionado com a atividade microbiana na degradação da matéria orgânica. Na zona urbana, foi detetado um elevado crescimento de plantas aquáticas, em parte derivado da qualidade hidromorfológica, dadas as modificações implementadas no canal do rio e no ecótono ripário. A deterioração dos ecossistemas fluviais tem impulsionado o restauro ecológico por meio de métodos que buscam eliminar ou atenuar as pressões e ameaças. É importante destacar para a área recuperada que a promoção de habitats e microhabitats, como a construção de microaçudes permeáveis, é "punida" no âmbito do RHS. Contudo, a implementação de um mosaico diversificado de microhabitats aquáticos na área restaurada parece ter desempenhado um papel crucial no aumento da biodiversidade, especialmente da fauna piscícola e macrobentónica. De acordo com Lin et al. (2022), o restauro de habitats é capaz de aumentar de forma significativa a diversidade da comunidade de invertebrados e de espécies intolerantes e/ou sensíveis a perturbações antrópicas. Locais onde a ação antrópica é controlada ou pouco presente, as respostas de macroinvertebrados tendem a ser mais favoráveis em termos de diversidade (Jähnig et al., 2010). Por exemplo, na ribeira do Juncal, encontrou-se uma biodiversidade similar na comunidade de macroinvertebrados bentónicos entre as zonas de montante e reabilitada. Contudo, em zonas urbanas é normal encontrar, como foi o caso da Ribeira de Carvalhais, uma maior homogeneidade de taxa mais resistentes a distúrbios pertencentes, maioritariamente, aos Crustacea, Annelida, Diptera, Heteroptera, entre outros. Acresce ainda salientar a problemática associada às espécies invasoras, caso da presença de decápodes (e.g. *Pacifastacus leniusculus*) e bivalves (e.g. *Corbicula fluminea*) nas áreas de estudo. No caso da fauna piscícola, a problemática está também identificada com o domínio de espécies exóticas na ribeira do Juncal, com abundâncias mais expressivas em zonas regularizadas. Com efeito, a fragmentação de habitats e a introdução de espécies não nativas estão entre as pressões humanas mais difundidas sobre os ecossistemas dulciaquícolas, conduzindo a uma perda de biodiversidade (Clavero, 2011; Tickner et al., 2020; Latorre et al., 2023). Contudo, apesar dos impactos negativos substanciais sobre a biodiversidade nativa, as infraestruturas fluviais podem retardar a disseminação de espécies invasoras de água doce, justificando a necessidade de considerar algumas consequências ecológicas positivas das barreiras ao projetar técnicas de priorização para remoção e mitigação de barreiras (Daniels et al., 2022).

Importa realçar que as soluções de base natural implicam o recurso a uma multiplicidade de técnicas de bioengenharia que, ao fomentar uma heterogeneidade de habitats, implicam, por norma, um ganho em termos de biodiversidade e qualidade ecológica das massas hídricas reabilitadas (Griffiths, 2002; Zingraff-Hamed et al., 2017; Roni et al., 2008; Poff & Hart 2002; Geist & Hawkins, 2016). Embora este estudo tenha incluído apenas elementos de avaliação ligados à qualidade físico-química da água, hidromorfológica e biológica (invertebrados e peixes), há a necessidade de realizar um ciclo de monitorização mais amplo (vários anos), com periodicidade pelo menos sazonal, e avaliação de acordo com os requisitos da DQA. De forma complementar, é necessária uma análise integrada para além destes elementos, incluindo componentes económicas e sociais para uma escala ainda mais ampla, fazendo com que a perceção dos visitantes seja avaliada, assim como a valoração do capital natural associado aos serviços ecossistémicos garantidos com a reabilitação das ribeiras. O presente estudo identificou a necessidade de gerir e controlar aflúncias de água em ambas as ribeiras. Em contrapartida, a entrada de matéria orgânica no rio e o aumento significativo de macrófitos aquáticos nas áreas recuperadas justifica a criação de um plano de manutenção que, entre outras coisas, busque diminuir a biomassa acumulada, garantindo as funções e serviços dos ecossistemas associados. De acordo como referem Bell et al. (2020), a deterioração dos ambientes naturais urbanos é responsável por diminuir a capacidade de proporcionar benefícios às comunidades humanas. Nesse sentido, o restauro pode contribuir para a sustentabilidade urbana, aprimorando tanto a saúde ecológica desses locais quanto as vantagens públicas que oferecem, apesar de muitos estudos realizados raramente integrarem ambas as visões. Não obstante, a sustentabilidade destas zonas a longo prazo, principalmente em áreas urbanas, pode ser melhorada quando as dimensões ecológicas e sociais trabalham em conjunto. Porém, todos os projetos devem ser adequados a realidade local, implementando novas abordagens e novas tecnologias.

5. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nesta tese, foram avaliados os efeitos da requalificação urbana de dois cursos de água na região Nordeste de Portugal, mais precisamente na biodiversidade e na qualidade ecológica dos setores urbanos das ribeiras de Juncal (Mogadouro) e Carvalhais (Mirandela), situadas no NE de Portugal. Dentre as principais conclusões atingidas no presente trabalho, destacam-se sumariamente, os pontos:

1. Elementos físico-químicos da água: os resultados obtidos enquadram-se, em sua grande maioria, dentro dos valores estabelecidos para o bom estado ecológico de rios dos tipos Norte de Portugal, com exceção de valores encontrados na estação do ano mais crítica (e.g. verão), nomeadamente nas zonas reabilitadas das ribeiras. Com efeito, no verão existe uma mudança nos parâmetros potenciada pelo baixo caudal, em congruência com o aumento da temperatura e grande presença de matéria orgânica nas massas hídricas. Contudo, mesmo em estações não críticas, como outono e primavera, existem parâmetros alterados em locais específicos das ribeiras, que justificam a continuidade da monitorização efetuada no presente estudo;

2. Elementos hidromorfológicos: Ambos os índices HQA e HMS, resultantes da aplicação da metodologia do River Habitat Survey (RHS) demonstraram sinais de perturbação na maioria dos locais amostrados, seja pelo material utilizado para a obra, seja pela forma que a obra foi feita. De facto, ainda existem áreas onde a qualidade do canal e da área ribeirinha adjacente pode ser aprimorada, eliminando os pontos de poluição da água e mantendo fluxos que assegurem condições de reofilia durante todo o ano. Nas áreas recuperadas, a implementação de técnicas de engenharia natural para a construção de microaçudes galgáveis é prejudicada pela metodologia do RHS, mesmo que essas estruturas estejam ligadas a um aumento na biodiversidade. Contudo, é necessário um incentivo às técnicas de bioengenharia e SbNs de forma séria e com o acompanhamento correto, tendo em vista que essa é a abordagem que assegura melhores resultados ecológicos em cursos de água, especialmente nas zonas urbanas.

3. Elementos biológicos – macroinvertebrados: Os táxones estenobiontes, e.g., pertencentes às ordens Plecoptera, Ephemeroptera e Trichoptera, foram encontrados maioritariamente nas zonas de montante, i.e., de referência. O índice IPtIN variou de moderado/bom, em zonas de referência, para medíocre nas zonas perturbadas, incluindo em muitos casos as zonas reabilitadas de ambos os cursos de água. Com efeito, todas as métricas calculadas foram suficientemente sensíveis e identificaram a diminuição da

qualidade biológica como resposta à degradação ambiental e à incapacidade de as obras de reabilitação melhorarem assinalavelmente a qualidade ecológica desses setores. Noutras zonas influenciadas pela ação antrópica, seja pela poluição na Ribeira do Juncal (setor de jusante, J7 e J8), seja pela agricultura intensiva (setor rural de Carvalhais, C3 e C4) foi encontrada fauna euribionte, i.e., mais resistente à contaminação orgânica, como por exemplo organismos pertencentes aos Diptera, Oligochaeta e Crustacea. No mais, foram identificadas espécies exóticas de macroinvertebrados como o lagostim-vermelho, o lagostim-sinal e a ameijoia-asiática (apenas na ribeira de Carvalhais).

4. Elementos biológicos – fauna piscícola: Foi capturado um baixo número de peixes na ribeira de Juncal, apenas detetados nas albufeiras de microaçudes construídos na zona reabilitada. Estes peixes não-nativos resultam de introdução humana deliberada ou das descargas efetuadas na barragem da Porta da Frágua, situada a montante da zona reabilitada. Para o caso de Carvalhais, foi identificada uma maior riqueza taxonómica, porém também concentrada, em sua grande maioria, em espécies exóticas invasoras. A presença de peixes exóticos e translocados (e.g., verdemã-comum) penaliza fortemente a qualidade biológica e está na base da classificação de razoável/mau atribuída pelo F-IBIP para os locais da zona reabilitada em ambas as ribeiras. Contudo, mais recentemente foi identificada a presença de espécies nativas nas ribeiras, caso do escalo-do-norte (*Squalius carolitertii*), justificando a necessidade de uma monitorização e gestão adequada de ambas as zonas reabilitadas da Ribeira do Juncal (Mogadouro) e da Ribeira de Carvalhais (Mirandela), de modo a poder atingir uma integridade ecológica de acordo com os requisitos da Diretiva-Quadro da Água.

Considerações Finais

Com base nos resultados obtidos neste trabalho, é aconselhável continuar a promover a recuperação e a conservação de ambas as ribeiras, recomendando-se a implementação das seguintes medidas:

1. Implementar programas de monitorização contínua da qualidade físico-química da água em todos os setores das ribeiras, principalmente nos setores mais influenciados pela ação humana, onde ocorre uma maior alteração destes parâmetros, de acordo com as metodologias da APA, com a finalidade de avaliar e mitigar os efeitos da poluição orgânica e tanger esforços para que exista um bom funcionamento das ETARs de ambos os municípios, além da exclusão do despejo in natura de águas residuais; Também se deve implementar a monitorização de forma contínua dos restantes elementos

hidromorfológicos e biológicos, com o intuito de garantir uma avaliação destes parâmetros enquadrado nos requisitos da Diretiva Quadro da Água;

2. Incentivar a implementação de estratégias para o controle e erradicação de espécies exóticas invasoras, com particular atenção nos setores reabilitados e zonas urbanas de ambas as ribeiras, além de identificar e erradicar focos de poluição no rio, definindo uma estratégia de controle da poluição difusa e localizada ao longo do rio;

3. Ajudar na formulação de políticas públicas que unam a proteção da biodiversidade à valorização socioeconómica da região, assegurando a viabilidade das ações de reabilitação fluvial e a manutenção dos serviços ecossistémicos para as próximas gerações;

4. Incentivar e coordenar o papel de organizações como a Academia, órgãos estatais como a Agência Portuguesa do Ambiente e o Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas, Organizações Não-Governamentais de Meio Ambiente (ONGAs), dentre outras partes interessadas no que diz respeito a temática de recursos hídricos, englobando iniciativas de educação e conscientização ambiental;

5. Restaurar os habitats aquáticos e ribeirinhos das ribeiras através de técnicas de engenharia natural com o devido acompanhamento socioambiental, visando aumentar a heterogeneidade estrutural e promover a conectividade fluvial, além de desenvolver atividades de educação e sensibilização ambiental com o intuito de manter os avanços já alcançados nas ribeiras.

Neste enquadramento, será possível compatibilizar a conservação das ribeiras de Juncal e de Carvalhais com o uso sustentável dos seus recursos, incentivando um equilíbrio entre as demandas ambientais e sociais, além de garantir a preservação da biodiversidade em zonas urbanas.

REFERÊNCIAS

- Aguiar, C., Ferreira, M. T., & Albuquerque, A. (2013). *Flora e Vegetação de Portugal*. Lisboa: Universidade de Lisboa.
- Albert, J. S., et al. (2021). Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, 50(1), 85-94.
- Alves, P., Correia, O., & Branquinho, C. (2004). *Biodiversidade na Serra de Montesinho*. Bragança: Instituto Politécnico de Bragança.
- Alves, P., Correia, O., & Branquinho, C. (2020). Conservation of biodiversity in the Montesinho Natural Park: challenges and opportunities. *Journal for Nature Conservation*, 54, 125-135.
- APA (Agência Portuguesa do Ambiente). (2016). *Relatório do Estado do Ambiente 2016*. Disponível em: <https://www.apambiente.pt>.
- APA (Agência Portuguesa do Ambiente). (2020). *Relatório do Estado do Ambiente 2020*. Disponível em: <https://www.apambiente.pt>.
- Arvores e arbustos de Portugal. Carvalho-negral (*Quercus pyrenaica*). [S. l.], [s. d.]. Disponível em: <https://www.arvoresearbustosdeportugal.com/portfolio-item/carvalho-negral-quercus-pyrenaica/>. Acesso em: 18 mai. 2025.
- Barbarossa, V. et al. (2021). Threats of global warming to the world's freshwater fishes. *Nat. Commun.* 12, 1701.
- Battemarco, B. P., Veról, A. P., Sousa, M. M., & Miguez, M. G. (2015). *Requalificação Fluvial: Desambiguação e Uniformização de Termos e Conceitos*. XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos.
- Bell S., Graham H. & White P.C.L. (2020). Evaluating Dual Ecological and Well-Being Benefits from Urban Restoration Project. *Sustainability*, 12, 695;
- Belletti, B., Garcia de Leaniz, C., Jones, J., Bizzi, S., Börger, L., Segura, G., Castelletti, A., van de Bund, W., Aarestrup, K., Barry, J., Belka, K., Berkhuisen, A., Birnie-Gauvin, K., Bussetini, M., Carolli, M., Consuegra, S., Dopico, E., Feierfeil, T., Fernández, S., ... Zalewski, M. (2020). More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature*, 588, 436–441.
- Brito, J. C., Santos, X., & Pleguezuelos, J. M. (2018). Biogeography and conservation of Mediterranean vipers. *Amphibia-Reptilia*, 39(2), 123-135.
- Bustamante, M. (2022). Soluções baseadas na natureza e a redução da vulnerabilidade de infraestruturas críticas frente às mudanças do clima. *CEP*, 71, 50.
- Béthemont, J. (1993). La société au miroir du fleuve. In *Le Fleuve et ses Metamorphoses*; Piquet, F., Ed.; Erudition: Paris, France, pp. 13–17.
- Catry, P., Costa, H., & Moreira, F. (2020). *Birds of Portugal: Ornithology of the Continental Territory*. Lisboa: Assírio & Alvim.
- Clavero, M. (2011). Assessing the risk of freshwater fish introductions into the Iberian Peninsula. *Freshw. Biol.* 56 (10), 2145–2155.
- Collares-Pereira, M. J. (Coord.), Alves, M. J., Ribeiro, F., Domingos, I., Almeida, P. R., da Costa, P., Magalhães, M. F. (2021). *Guia dos Peixes de Água Doce e Migradores de Portugal Continental*. Porto, Portugal: Edições Afrontamento.

- Costa, F. D. S., & Cordeiro, J. M. L. (2013). Património hidráulico e arqueologia industrial: o caso do rio Ave no noroeste de Portugal.
- Costa, J. C., Aguiar, C., & Capelo, J. (1998). *Biogeografia e Vegetação de Portugal Continental*. Lisboa: Quercetea.
- Daniels, J. A., Kerr, J. R., & Kemp, P. S. (2023). River infrastructure and the spread of freshwater invasive species: Inferences from an experimentally-parameterised individual-based model. *Journal of Applied Ecology*, 60, 999–1009.
- Darold, F. (2024). *A Convenção de Ramsar e a proteção jurídica das áreas úmidas brasileiras*. Editora Dialética.
- de Oliveira, A. C. F. (2023). *Dinâmica e disponibilidade hídrica nas zonas de pastoreio no Parque Natural de Montesinho. Tese de Mestrado. Instituto Politécnico de Bragança (Portugal)*.
- de Sande Lemos, F. (2020). Zoelas e Civitas Zoelarum: uma unidade étnica no quadro da romanização do Noroeste. *Trabalhos de Antropologia e Etnologia*, 35(2).
- Del Tánago, M. G., & de Jalón, D. G. (2007). *Restauración de ríos: guía metodológica para la elaboración de proyectos*. Centro Publicaciones, Ministerio Medio Ambiente.
- Dey, D., & Arunachalam, A. (2024). Socio-ecological Production Landscapes and Seascapes (SEPLS). In *Sustainable and Traditional Environmental Conservation in Asia: Concept, Approach and Case Studies of Satoyama* (pp. 113-121). Singapore: Springer Nature Singapore.
- Direcção-Geral do Território (DGT). (2018). *Carta de Uso e Ocupação do Solo de 2018 (COS2018)*. Lisboa: DGT e agroecologia: relações e potencialidades. *Cadernos de Agroecologia*, 19(1).
- Dudgeon, D. (2019). Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Curr. Biol.* 29, R960–R967.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z., Knowler, D., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., et al. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* 81, 163–182.
- EEA (European Environment Agency). (2019). *European waters: Assessment of status and pressures 2018*. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu>.
- Environment Agency (2003). *River Habitat Survey in Britain and Ireland: Field Survey Guidance Manual: 2003 Version*. For. Res.
- Espécies Protegidas. Lobo-ibérico. [S. l.], [s. d.]. Disponível em: <https://www.especiesprotegidas.es/lobo-iberico.html>. Acesso em: 18 mai. 2025.
- European Parliament and Council (2000), Directive 2000/60/EC establishing a framework for community action in the field of water policy, *Official Journal of the European Union* L 327, 22.12.2000.
- Ferreira, M. A. A. (2022). *Modelação Hidrológica para Previsão de Fenómenos de Cheia na Bacia do Rio Douro. Tese de Mestrado, Universidade do Porto (Portugal)*.
- Ferreira, M. T., Aguiar, F. C., & Nogueira, C. (2005). *Ecologia Ripícola: Conservação e Gestão*. Coimbra: Universidade de Coimbra.
- Ferreira, M. T., Aguiar, F. C., & Nogueira, C. (2020). *Riparian ecology: conservation and*

- management. Coimbra: University of Coimbra Press.
- Ferreira, N.B.B. (2025). Avaliação do Efeito da Reabilitação de Rios Urbanos na Biodiversidade e Condição Ecológica: O caso do Rio Fervença (Bragança, NE Portugal).
- Gallardo, B., Clavero, M., Sánchez, M. I., & Vilà, M. (2016). Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology*, 22, 151–163.
- García-Barros, E., Munguira, M. L., & Martín, J. (2020). Lepidoptera: Papilionoidea. In *Fauna Ibérica* (Vol. 42). Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales.
- González del Tánago, M., García de Jalón, D., Román, M. (2012). River Restoration in Spain: Theoretical and Practical Approach in the Context of the European Water Framework Directive. *Environmental*
- Griffiths, H., & Parry, M. A. J. (2002). Plant responses to water stress. *Annals of Botany*, 89(7), 801-802.
- Grizzetti, B., Pistocchi, A., Liqueste, C., Udias, A., Bouraoui, F., van de Bund W. (2017). Human pressures and ecological status of European rivers. *SCIENTIFIC Reports*, 7: 205
- Haubrock, P. J., Turbelin, A. J., Cuthbert, R. N., Novoa, A., Taylor, N. G., Angulo, E., Ballesteros-Mejia, L., Bodey, T. W., Capinha, C., Diagne, C., Essl, F., Golivets, M., Kirichenko, N., Kourantidou, M., Leroy, B., Renault, D., Verbrugge, L., & Courchamp, F. (2021). Economic costs of invasive alien species across Europe. *NeoBiota*, 67, 153–190.
- Hermoso, V., Abell, R., Linke, S. & Boon, P. (2016). The role of protected areas for freshwater biodiversity conservation: challenges and opportunities in a rapidly changing world: freshwater protected areas. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 26, 3–11
- Hortal, J., Borges, P. A. V., & Gaspar, C. (2019). Evaluating species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *Journal of Animal Ecology*, 88(1), 274-287.
- INAG (Instituto da Água). (2009). Plano de Gestão de Região Hidrográfica do Norte. Disponível em: <https://www.apambiente.pt>.
- INAG, AFN. (2012). Desenvolvimento de um Índice de Qualidade para a Fauna Piscícola. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território.
- INAG. (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. Instituto da Água, I.P.
- INAG. (2008b). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segunda a Directiva Quadro da Água: Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola. Instituto da Água, I.P.
- Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA). (s.d.). IPMA – Instituto Português do Mar e da Atmosfera. <https://www.ipma.pt/pt/index.html>
- Jähnig, S. C., Brabec, K., Buffagni, A., Erba, S., Lorenz, A. W., Ofenböck, T., Verdonschot, P. F. M., Hering, D. (2010). A comparative analysis of restoration measures and their effects on hydromorphology and benthic invertebrates in 26 central and southern European rivers. *J. Appl. Ecol.* 47, 671–680.

- Kail, J., Brabec, K., Poppe, M., Januschke, K. (2015). The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: a meta-analysis. *Ecol Indic* 58:311–321. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.011>
- Latorre, D., Masó, G., Cano-Barbacil, C., Zamora-Marin, J.M., Almeida, D., Vilizzi, L., Britton, J.R., Cruz, A., Fernández-Delgado, C., González-Rojas, A.G., Miranda, R., Rubio-Gracia, F., Tarkan, A.S., Torralva, M., Vila-Gispert, A., Copp, G.H., Ribeiro, F., (2023). A review and meta-analysis of the environmental biology of bleak *Alburnus alburnus* in its native and introduced ranges, with reflections on its invasiveness. *Rev. Fish Biol. Fish.* 33, 931–975.
- Letra, J. P. F. (2017). *Modelação hidráulica e Reabilitação Fluvial em meio Urbano*. Master's thesis, Instituto Politécnico do Porto (Portugal).
- Lin Q., Zhang Y., Marrs R., Sekar R., Wu N. & Luo X. (2022). The effect of habitat restoration on macroinvertebrate communities in Shaoxi rivers, China *Environmental Science and Pollution Research* (2022) 29: 677–689.
- Linton, J. (2021). Political ecology and river restoration. *River restoration: Political, social, and economic perspectives*, 89-105.
- Lynch, A. J. et al. (2023). People need freshwater biodiversity. *WIREs Water* 10, e1633.
- Magalhães M.F., Amaral S.D., Sousa M., Alexandre C.M., Almeida P.R., Alves M.J., Cortes R., Farrobo A., Filipe A.F., Franco A., Jesus J., Oliveira J.M., Pereira J., Pires D., Reis M., Ribeiro F., Robalo J.I., Sá F., Santos C.S., Teixeira A., Domingos I. (2023). *Livro Vermelho dos Peixes Dulciaquícolas e Diádrimos de Portugal Continental*. FCIências.ID & ICNF, I.P. Lisboa.
- Marques, P. S., & Cunico, A. M. (2021). Ecologia de peixes em riachos urbanos. *Oecologia Australis*, 25(2), 604-604.
- Martins, R. K. M. (2023). *Análise da influência de Soluções Baseadas na Natureza (SBN) em relação a qualidade do ar em zonas industriais—Estudo de caso em Bragança-PT (Master's thesis, Instituto Politecnico de Braganca (Portugal))*.
- McClain, M. E., Boyer, E. W., Dent, C. L., Gergel, S. E., Grimm, N. B., Groffman, P. M.,... & Pinay, G. (2003). Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems*, 301-312.
- MEA (2005) *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Millenium ecosystem assessment. Washington, DC.
- Merritt, R.W. & Cummins, K.W. (2006). Trophic relations of macroinvertebrates. In: *Stream Ecology*. Hauer & Lamberti eds. Academic Press. San Diego. USA. 453-474 pp.
- Mittermeier, R.A., Gil, P.R., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J., Fonseca, G.A.B. da (2005). *Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. Conservation International.
- Mooney, H. A., & Cleland, E. E. (2001). The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98, 5446–5451.
- Moore H.E. & Rutherford I.D. (2017). Lack of maintenance is a major challenge for stream restoration projects. *River Res Applic.*, 33: 1387–1399.
- Moreira, F., Beja, P., & Morgado, R. (2019). Effects of field management and landscape

- context on grassland wintering birds in Southern Portugal. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 275, 59-74.
- Munhoz, L. (2024). Código florestal como exemplo para a União Europeia. *AgroANALYSIS*, 44(05), 31-34.
- Myers, N. (2003). Biodiversity hotspots revisited. *BioScience* 53, 916–917.
- Natural.PT. Documento adicional: Msm1aTmOfwIWzjc2.pdf. 2019. Disponível em: <https://resources.natural.pt/uploads/additionalinformation/2019/06/12/08/Msm1aTmOfwIWzjc2.pdf>. Acesso em: 19 maio. 2025.
- Novais, R. F. (2021). Paisagem Patrimonial e Património Arquitectónico: Uma Leitura a Partir da Quinta de Crasto (Master's thesis, Universidade do Porto (Portugal)).
- Nunes, S. M. S. (2024). Implementação da Diretiva-Quadro da Água e elaboração dos planos de gestão de região hidrográfica em Portugal, estudo de caso: o estuário do Mira.
- Oliveira, J. M. (Coord.), Santos, J. M., Teixeira, A., Ferreira, M. T., Pinheiro, P. J., Geraldes, A., Bochechas, J. (2007). Projecto AQUARIPORT: Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios. Direcção-Geral dos Recursos Florestais, Lisboa, 96pp.
- Ordeix, M.; González, G.; Sanz-Ronda, F.J.; Santos, J.M. (2018). Restoring Fish Migration in the Rivers of the Iberian Peninsula. In *From Sea to Source 2. Protection and Restoration of Fish Migration in Rivers Worldwide*; Brink, K., Gough, P., Royte, J., Schollemma, P.P., Wanningen, H., Eds.; World Fish Migration Foundation: Groningen, The Netherlands.
- Parlamento Europeu e Conselho da União Europeia. (2024). Regulamento (UE) 2024/1991 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 24 de junho de 2024, relativo ao restauro da natureza e que altera o Regulamento (UE) 2022/869. *Jornal Oficial da União Europeia*.
- Pejchar, L., & Mooney, H. A. (2009). Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology & Evolution*, 24, 497–504.
- Pereira, M. (2010). Evolução estratigráfica do Sudoeste do Maciço Ibérico do Ediacariano ao Devónico inferior.
- Perret J., Cobelli O., Taudière A., Andrieu J., Aumeeruddy-Thomas Y., Ben Souissi J., Besnard G., Casazza G., Crochet P.A., Decaens Th., Denis F., Geniez Ph., Loizides M., Médail F., Pasqualini V., Speciale C., Battesti V., Chevaldonné P., Lejeusne C., Richard F. (2023). Time to refine the geography of biodiversity hotspots by integrating molecular data: The Mediterranean Basin as a case study. *Biological Conservation* 284 110162
- Pinto-Correia, T., & Mascarenhas, J. (1999). Contribuição para a Identificação e Caracterização da Paisagem em Portugal Continental. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia.
- PORTAL DRAPNORTE. Produtos DOP, IGP, ETG. Disponível em: <https://portal.drapnorte.gov.pt/servico/desenvolvimento-rural/produtos-dop-igp-etg>. Acesso em: 19 maio 2025.
- QGIS Development Team. (2025). QGIS Geographic Information System (Versão 3.36) [Software de código aberto]. QGIS Association. <https://qgis.org>.

- Reid A.J., Carlson A.K., Creed I.F., Eliason E.J., Gell P.A., Johnson P.T.J., Kidd K.A., MacCormack T.J., Olden J.D., Ormerod S.J., Smol J.P., Taylor W.W., Tockner K., Vermaire J.C., Dudgeon D., & Cooke S.J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94, 849–873.
- Rigotti, J. A., & Rodrigues, L. H. R. (2019). Abordagens metodológicas para revitalização de rios. Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos (23.: Foz do Iguaçu, 2019). Anais [recurso eletrônico]. Porto Alegre: ABRH, 2019.
- Rosa, L. (2024). Avaliação da Evolução Qualitativa das Águas Subterrâneas em Função das Alterações de uso do Solo e da Água na Região do Alentejo. Tese de Mestrado, Universidade de Evora (Portugal).
- Rosalino, L. M., Loureiro, F., & Santos-Reis, M. (2018). Dietary shifts of the genet (*Genetta genetta*) in response to resource variation. *Mammalian Biology*, 90(5), 302-309.
- Russo, D., Ancillotto, L., & Jones, G. (2021). Bats and their use of foraging habitats in Mediterranean landscapes. *Ecography*, 44(2), 197-209.
- Rutherford, I. D., Jerie, K., & Marsh, N. (2000). A rehabilitation manual for Australian streams (Vol. 1, p. 171). Canberra: Land and Water Resources Research and Development Corp. and Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology.
- Ré, A., Rocha, A. T., Campos, I., Marques, S. M., Keizer, J. J., Gonçalves, F. J.,... & Abrantes, N. (2021). Impacts of wildfires in aquatic organisms: biomarker responses and erythrocyte nuclear abnormalities in *Gambusia holbrooki* exposed in situ. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(37), 51733-51744.
- Sayer, C.A., Fernando, E., Jimenez, R.R. et al. (2025). One-quarter of freshwater fauna threatened with extinction. *Nature* 638, 138–145.
- Sillero, N., Campos, J., & Bonardi, A. (2020). Updated distribution and biogeography of amphibians and reptiles of Europe. *Amphibia-Reptilia*, 41(1), 1-31.
- Silva, J. C., Porto, M. F. (2020). Requalificação de rios urbanos no âmbito da renaturalização, da revitalização e da recuperação. *Labor e Engenho*, n. 14, p 1-19.
- SNIRH. (2025). SNIRH (Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos–Portugal).
- Sousa, R., et al. (2014). Biological invasions in Portuguese freshwater ecosystems: An overview. *Limnetica*, 33(2), 205-214.
- Tachet, H., Bournaud, M. & Richoux, P. H. (1981). Introduction à l'étude des macroinvertébrés d'eaux douces. Univ. Claude Bernard et Assoc. de Limnol., Lyon.
- Tachet, H., Richoux, P. H., Bournaud, M. & Usseglio-Polatera, P. (2010). Invertébrés d'eaux douces. Systématique, biologie, écologie. CNRS Éditions, Paris.
- Teixeira, J., Ferrand, N., & Arntzen, J. W. (2020). Biogeography of the golden-striped salamander *Chioglossa lusitanica*: a field survey and spatial modelling approach. *Ecography*, 43(5), 618-624.
- Tickner, D., Opperman, J.J., Abell, R., Acreman, M., Arthington, A.H., Bunn, S.E., Cooke, S.J., Dalton, J., Darwall, W., Edwards, G., Harrison, I., Hughes, K., Jones, T., Leclère, D., Lynch, A.J., Leonard, P., McClain, M.E., Muruven, D., Olden, J.D., Ormerod, S.J., Robinson, J., Tharme, R.E., Thieme, M., Tockner, K., Wright, M., Young, L., (2020). Bending the curve of global freshwater biodiversity loss: na

- emergency recovery plan. *Bioscience*. 70 (4), 330–342.
- Torres, R. T., Carvalho, J. C., & Fonseca, C. (2020). Ungulate populations in the Montesinho Natural Park: trends and conservation. *European Journal of Wildlife Research*, 66(3), 1-12.
- Vári, Á., Podschun, S. A., Erős, T., Hein, T., Pataki, B., Iojă, I. C.,... & Báldi, A. (2022). Freshwater systems and ecosystem services: Challenges and chances for cross-fertilization of disciplines. *Ambio*, 51(1), 135-151.
- Vieira, A., & Costa, F. D. S. (2017). As inundações do rio Douro em 1909: um contributo para o seu estudo a partir dos arquivos históricos da agência portuguesa do ambiente.
- Wahrlich, J., Freitas de Alvarenga, R., Henkes, J. A., de Fátima Rossato, I., & José Simioni, F. (2020). Avaliação da sustentabilidade do ciclo de vida: uma revisão. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, 9(2), 183-201.
- WWAP (World Water Assessment Programme). (2021). The United Nations World Water Development Report 2021: Valuing Water. UNESCO.
- Zidouh, A. (2024). Ecological Assessment of Sabor River (Douro Basin, NE Portugal): Typology, Threats, and Implications for the Aquatic Fauna Conservation. Master's thesis, Universidade do Porto (Portugal).
- Zingraff-Hamed A., Greulich S., Wantzen K.M. & Pauleit S. (2017). Societal drivers of European water governance: a comparison of urban river restoration practices in France and Germany. *Water* 9(3), 206.

ANEXOS

Anexo I – Uso e ocupação do solo para os municípios de Mogadouro e Mirandela

Figura I.1: Uso e ocupação do solo do município de Mogadouro.

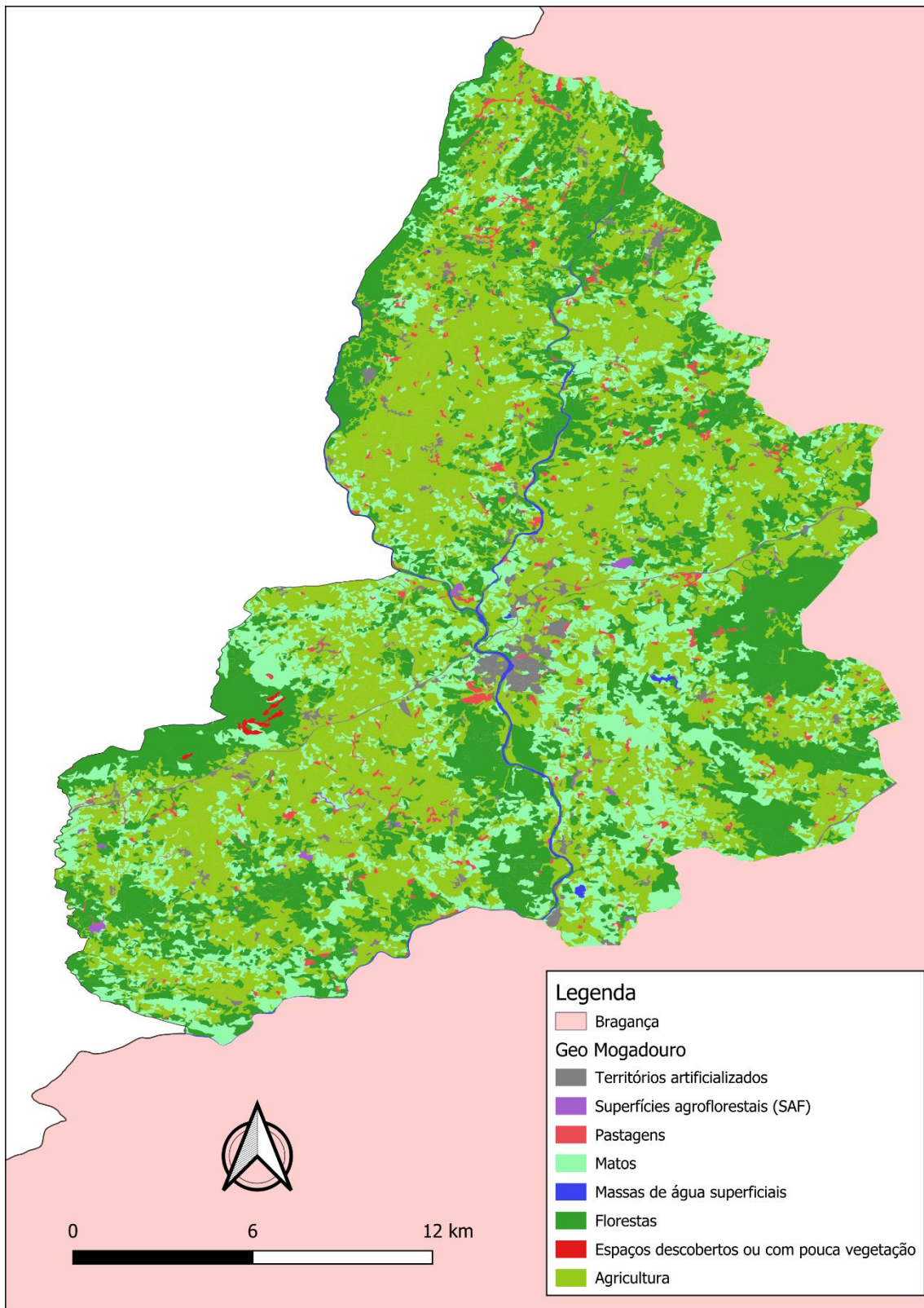
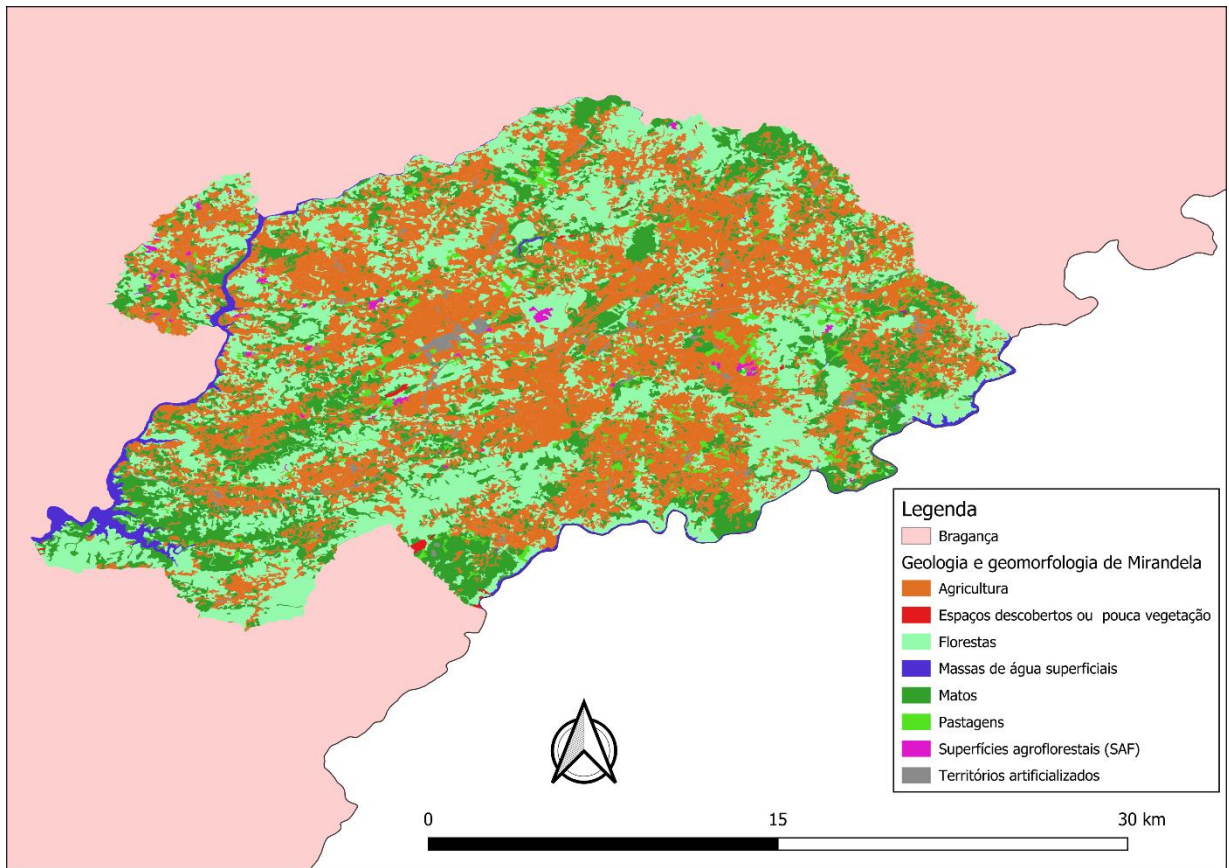


Figura I.2: Uso e ocupação do solo do município de Mirandela.



Anexo II – Coordenadas geográficas dos locais amostrados

Tabela II.1: Coordenadas geográficas dos locais de amostragem para a ribeira de Juncal.

Símbolo	Setor/Tipologia	Local	Curso Água	Latitude WGS84	Longitude WGS84	Altitude
J1	Montante	Mogadouro	Rib Juncal	41.335292°	-6.689981°	700
J2	Montante	Mogadouro	Rib Juncal	41.332124°	-6.697722°	692
J3	Reabilitação	Mogadouro	Rib Juncal	41.331685°	-6.710909°	669
J4	Reabilitação	Mogadouro	Rib Juncal	41.330997°	-6.712183°	668
J5	Reabilitação	Mogadouro	Rib Juncal	41.330173°	-6.713700°	661
J6	Reabilitação	Mogadouro	Rib Juncal	41.329321°	-6.715938°	657
J7	Jusante	Mogadouro	Rib Juncal	41.328867°	-6.722364°	651
J8	Jusante	Mogadouro	Rib Juncal	41.326706°	-6.736977°	639

Tabela II.2: Coordenadas geográficas dos locais de amostragem para a ribeira de Carvalhais.

Símbolo	Setor/Tipologia	Local	Curso Água	Latitude WGS84	Longitude WGS84	Altitude
C1	Montante	Mirandela	Rib Carvalhais	41.520423°	-7.090329°	279
C2	Montante	Mirandela	Rib Carvalhais	41.513939°	-7.106666°	257
C3	Rural	Mirandela	Rib Carvalhais	41.510044°	-7.138573°	230
C4	Rural	Mirandela	Rib Carvalhais	41.515202°	-7.153579°	223
C5	Reabilitação	Mirandela	Rib Carvalhais	41.494312°	-7.180420°	218
C6	Reabilitação	Mirandela	Rib Mourel	41.491535°	-7.178181°	217
C7	Reabilitação	Mirandela	Rib Carvalhais	41.490585°	-7.178925°	217
C8	Reabilitação	Mirandela	Rib Carvalhais	41.488122°	-7.183433°	214

ANEXO III - Portfólio dos locais amostrados na Ribeira do Juncal - 4 estações do ano



Figura III.1. Local de amostragem J1 na Ribeira do Juncal (montante Mogadouro).



Figura III.2. Local de amostragem J2 na Ribeira do Juncal (Casa das Águas Férreas).



Figura III.3. Local de amostragem J3 na Ribeira do Juncal (montante Zona Reabilitada).



Figura III.4. Local de amostragem J4 na Ribeira do Juncal (Ilha da Zona Reabilitada).



Figura III.5. Local de amostragem J5 na Ribeira do Juncal (açude pedra Zona Reabilitada).



Figura III.6. Local de amostragem J6 na Ribeira do Juncal (jusante Zona Reabilitada).



Figura III.7. Local de amostragem J7 na Ribeira do Juncal (próximo Zava).



Figura III.8. Local de amostragem J8 na Ribeira do Juncal (próximo Figueira).

ANEXO IV: Portfolio dos locais amostrados na Ribeira Carvalhais - 4 estações do ano



Figura IV.1. Local de amostragem C1 na Ribeira de Carvalhais (Romeu).



Figura IV.2. Local de amostragem C2 na Ribeira de Carvalhais (Vale de Lobo).



Figura IV.3. Local de amostragem C3 na Ribeira de Carvalhais (Vilar de Ledra).



Figura IV.4. Local de amostragem C4 na Ribeira de Carvalhais (Carvalhais).



Figura IV.5. Local de amostragem C5 na Ribeira de Carvalhais (Mirandela, Lidl).



Figura IV.6. Local de amostragem C6 na Ribeira de Mourel (Mirandela).



Figura IV.7. Local de amostragem C7 na Ribeira de Carvalhais (Mirandela, Biblioteca).



Figura IV.8. Local de amostragem C8 na Ribeira de Carvalhais (Mirandela).

Anexo V – River Habitat Survey

Tabela V.1. Valores do Índice HQA - Habitat Quality Assessment da Ribeira do Juncal.

Características hidromorfológicas	J1	J2	J3-6	J7	J8
Corrente (escoamento)	10	10	11	9	9
Substrato do canal	8	8	8	6	9
Características do canal	6	8	5	6	7
Características das margens	4	6	6	8	6
Estrutura da vegetação	12	10	6	11	10
Point bars	0	0	0	0	0
Vegetação do canal	2	2	7	2	8
Uso do solo	4	6	2	4	3
Características assoc. às árvores	11	11	5	10	9
Características especiais	1	1	0	0	0
Pontuação	58	62	50	56	61
Classe de Qualidade	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior

Tabela V.2. Valores do Índice HMS- Habitat Modification Score da Ribeira do Juncal.

Características hidromorfológicas	J1	J2	J3-6	J7	J8
Culverts	400	0	0	0	400
Artificialização margens e leito	400	190	550	150	50
Reseccionamento margens e leito	0	0	80	0	0
Realinhamento do canal	0	0	0	0	0
Bermas artif. margens elevadas	0	0	0	0	0
Açudes e barragens	0	0	560	255	0
Pontes	0	0	100	100	0
Pisoteio das margens e leito	20	0	20	0	20
Passagens a vau	0	0	0	0	0
Descarga direta e deflectores	0	0	0	0	0
Pontuação	820	190	1310	505	470
Classe	4	2	4	4	3
Categoria	Significativamente modificado	Predom. não modificado	Significativamente modificado	Significativamente modificado	Obviamente modificado
Classe de Qualidade	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior

Tabela V.3. Valores do Índice HQA - Habitat Quality Assessment da Ribeira de Carvalhais.

Características hidromorfológicas	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8
Corrente (escoamento)	9	8	8	8	8	9	9	5
Substrato do canal	8	9	9	7	10	7	9	8
Características do canal	8	6	6	4	2	3	3	1
Características das margens	2	5	6	3	7	1	7	2
Estrutura da vegetação	10	12	11	12	9	2	9	6
Point bars	0	0	0	0	0	0	0	0
Vegetação do canal	4	3	2	5	4	6	2	4
Uso do solo	4	4	0	4	2	0	0	0
Características associadas às árvores	11	11	11	9	11	3	7	4
Características especiais	1	0	0	0	0	0	0	0
Pontuação	57	58	53	52	53	31	46	30
Classe de Qualidade	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior

Tabela V.4. Valores do Índice HMS- Habitat Modification Score da Ribeira de Carvalhais.

Características hidromorfológicas	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8
Culverts	0	0	0	0	0	0	0	0
Artificialização margens e leito	0	190	0	200	200	690	330	640
Reseccionamento margens e leito	0	0	0	0	0	40	40	200
Realinhamento do canal	0	0	0	0	0	0	0	400
Bermas artificiais margens elevadas	0	0	0	0	0	0	20	0
Açudes e barragens	375	0	0	0	435	50	375	600
Pontes	400	200	100	300	200	300	250	300
Pisoteio das margens e leito	0	20	20	20	0	20	20	0
Passagens a vau	0	0	0	0	0	0	0	0
Descarga direta e deflectores	0	0	0	0	0	0	0	0
Pontuação	775	410	120	520	835	1100	1035	2140
Classe	4	3	2	4	4	4	4	5
Categoria	Sig. Mod.	Obv. mod.	Pred. não mod.	Sig. Mod.	Sig. Mod.	Sig. Mod.	Sig. Mod.	Sever. Mod.
Classe de Qualidade	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior

Anexo VI – Composição relativa de macroinvertebrados bentônicos

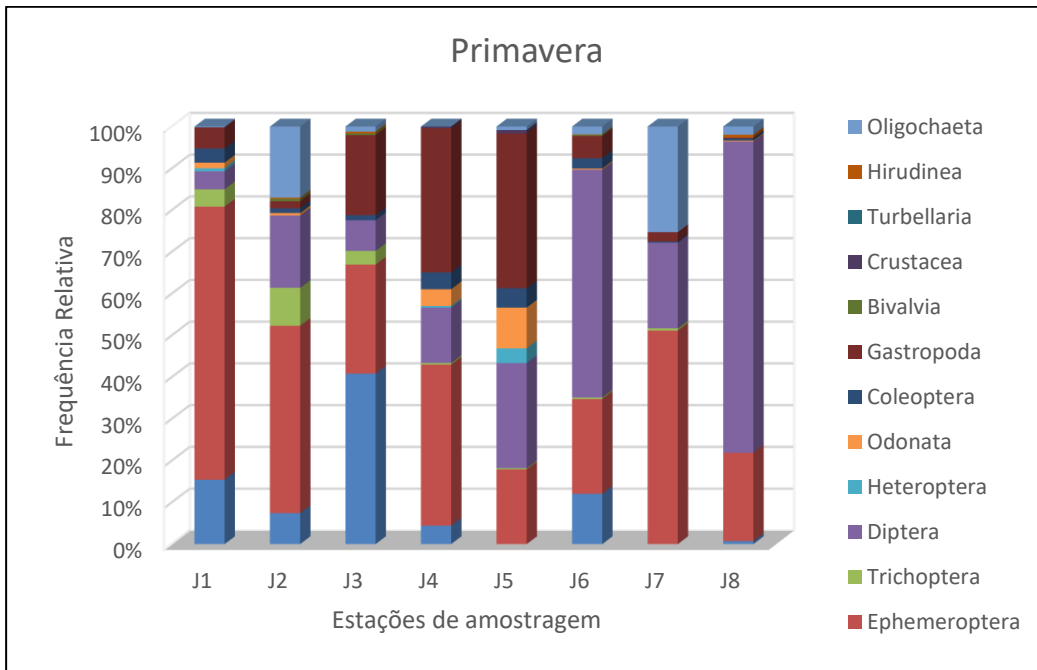


Figura VI.1: Composição relativa de macroinvertebrados bentônicos na Ribeira de Juncal para a estação de primavera.

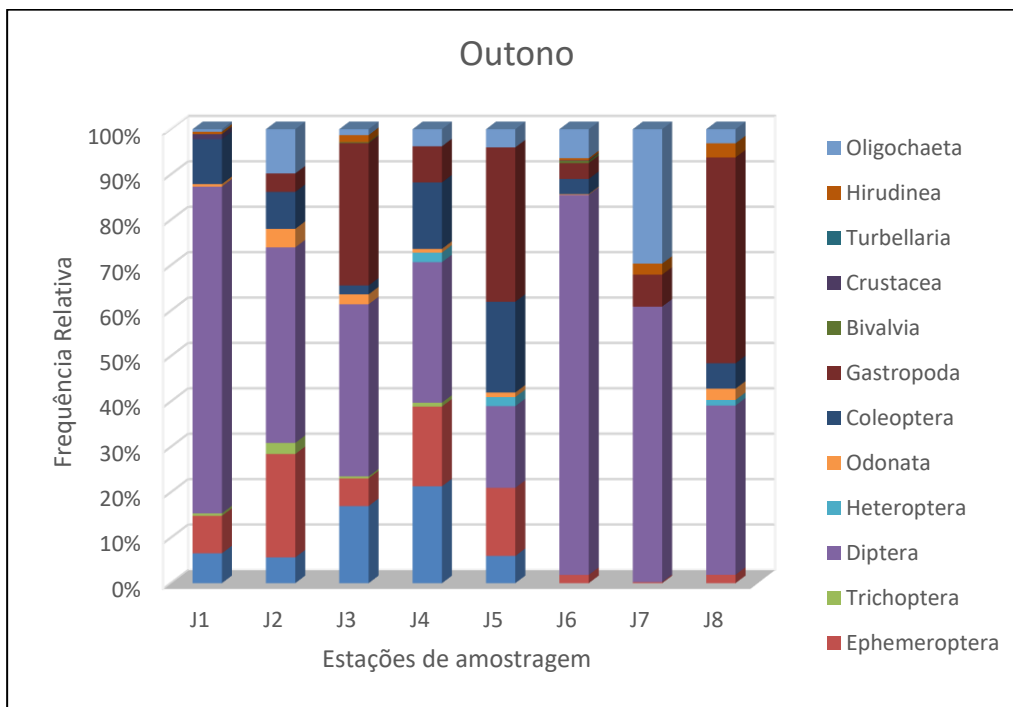


Figura VI.2: Composição relativa de macroinvertebrados bentônicos na Ribeira de Juncal para a estação de outono.

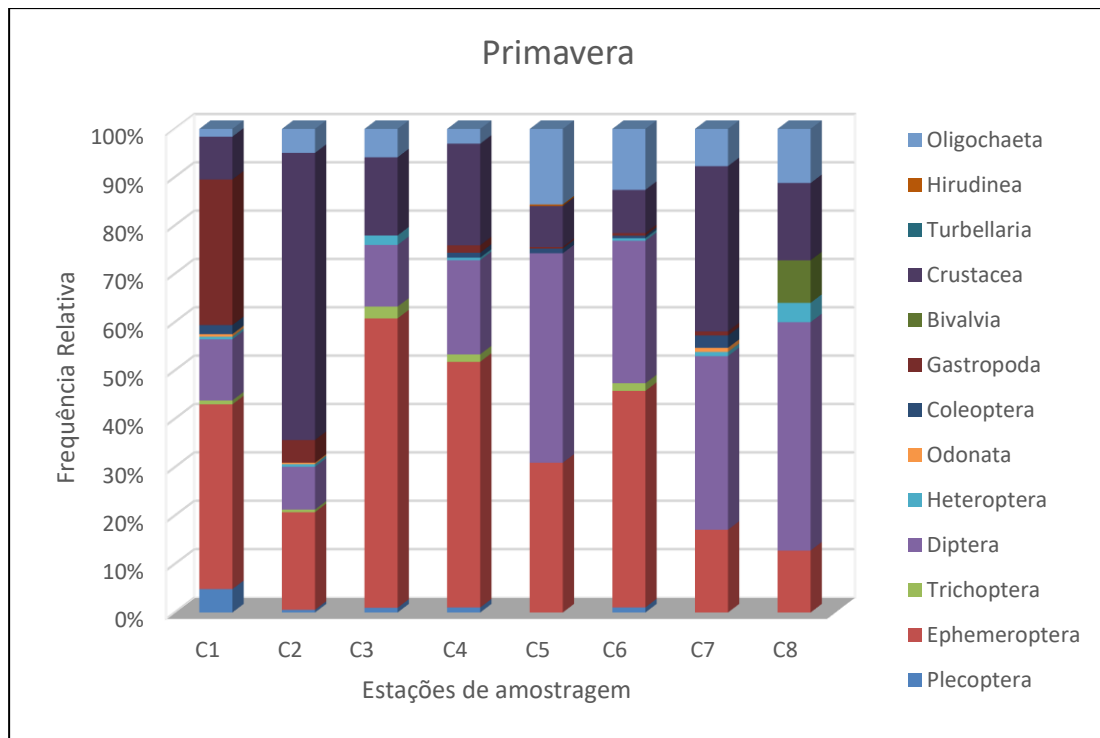


Figura VI.3: Composição relativa de macroinvertebrados bentônicos na Ribeira de Carvalhais para a estação de primavera.

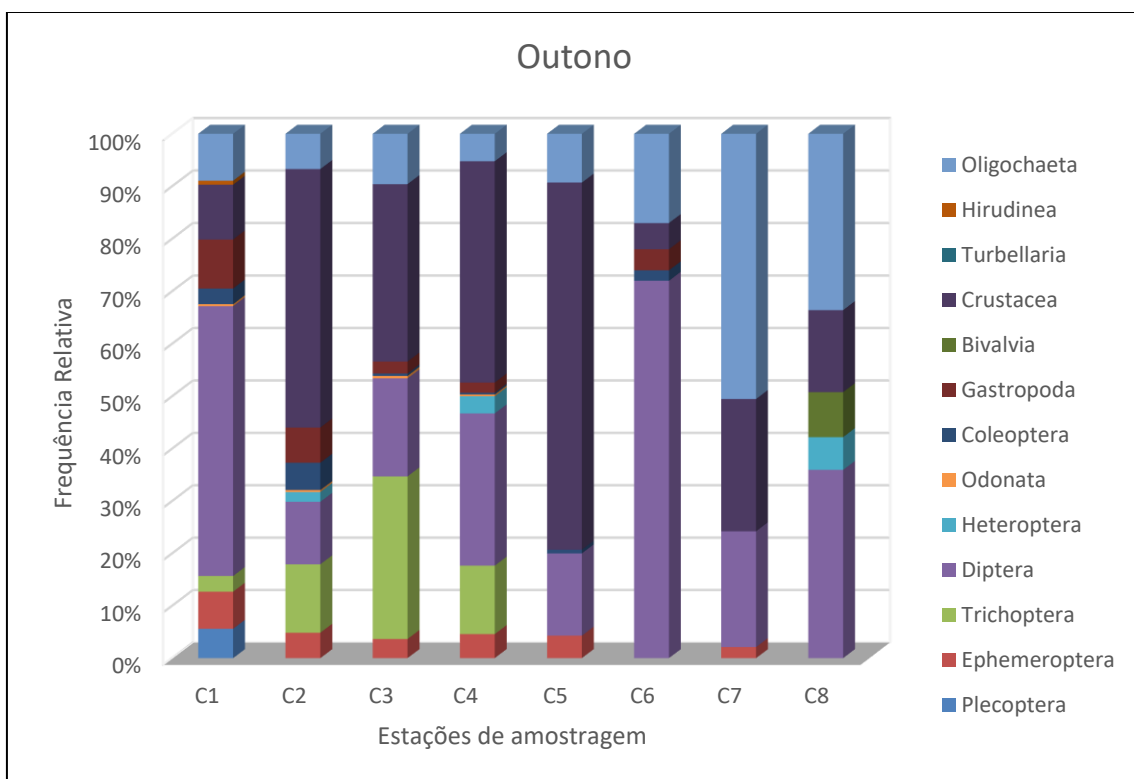


Figura VI.4: Composição relativa de macroinvertebrados bentônicos na Ribeira de Carvalhais para a estação de outono.

Anexo VII – Grupos funcionais alimentares

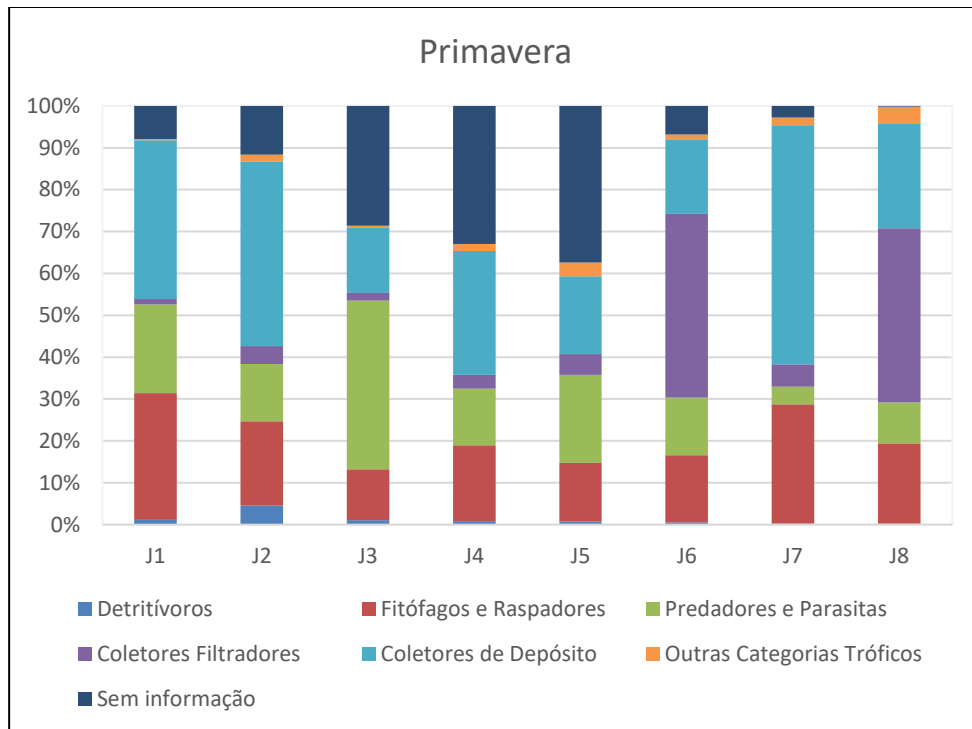


Figura VII.1: Grupos funcionais alimentares das comunidades de macroinvertebrados da ribeira de Juncal para a estação de primavera.

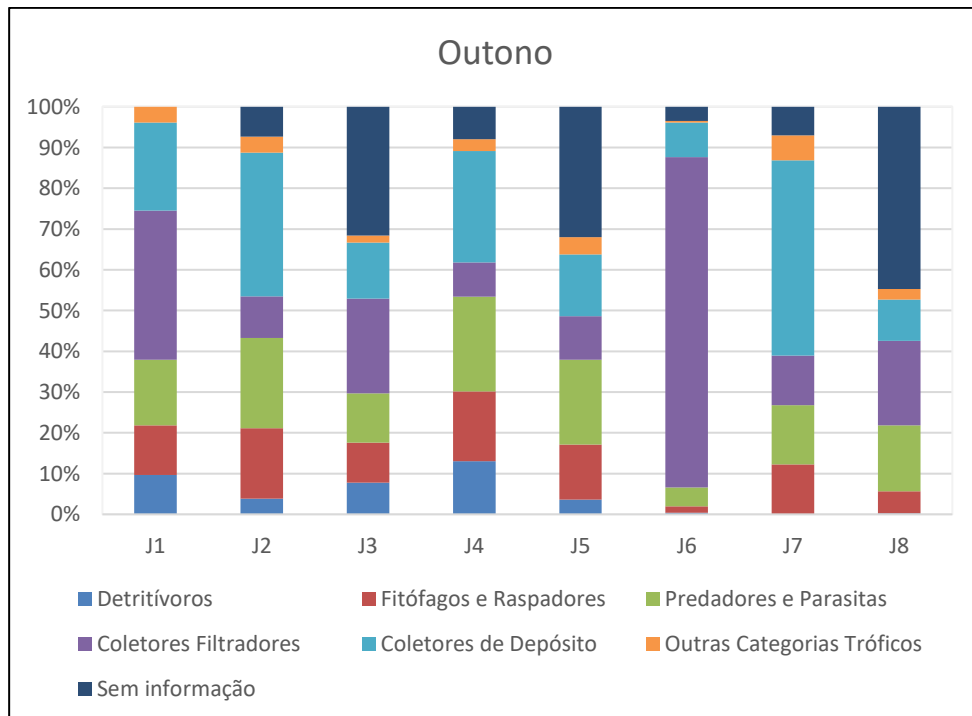


Figura VII.2: Grupos funcionais alimentares das comunidades de macroinvertebrados da ribeira de Juncal para a estação de outono.

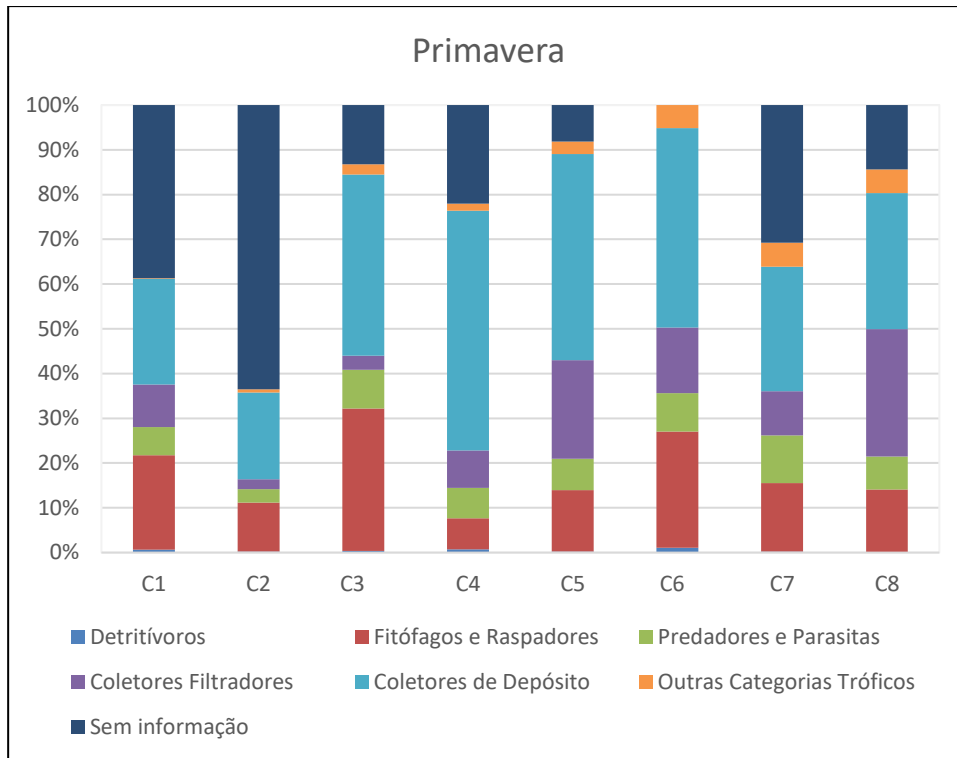


Figura VII.3: Grupos funcionais alimentares das comunidades de macroinvertebrados da ribeira de Carvalhais para a estação de primavera.

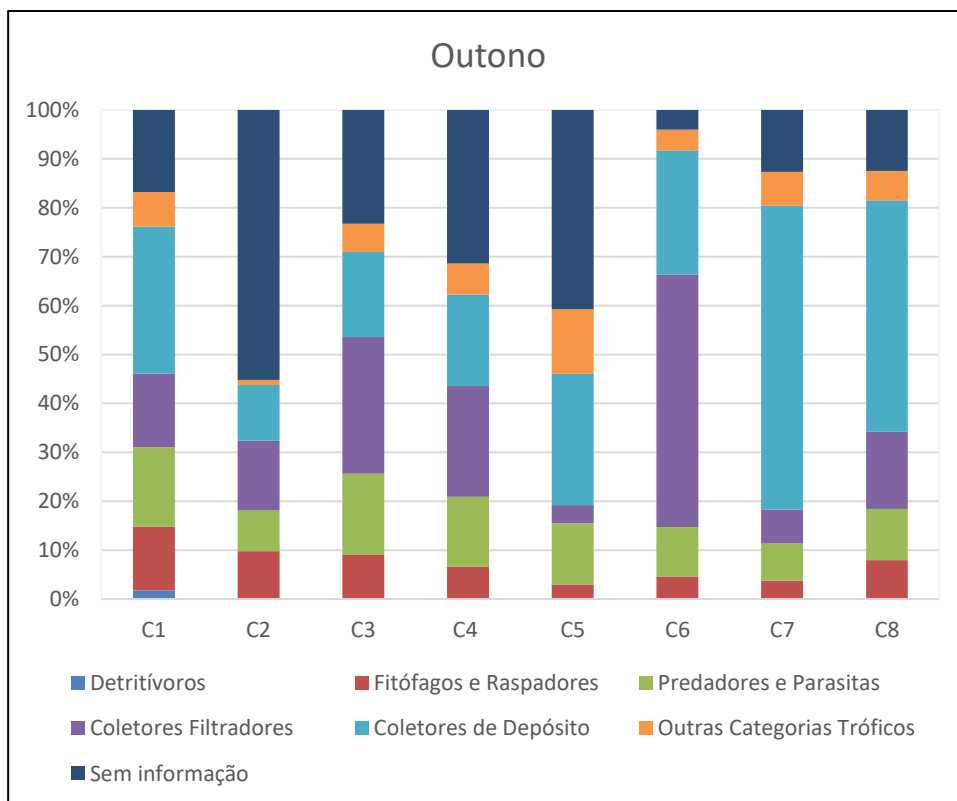


Figura VII.4: Grupos funcionais alimentares das comunidades de macroinvertebrados da ribeira de Carvalhais para a estação de outono.

Anexo VIII – Fauna piscícola: CPUE (nº peixes/ 100 m²)

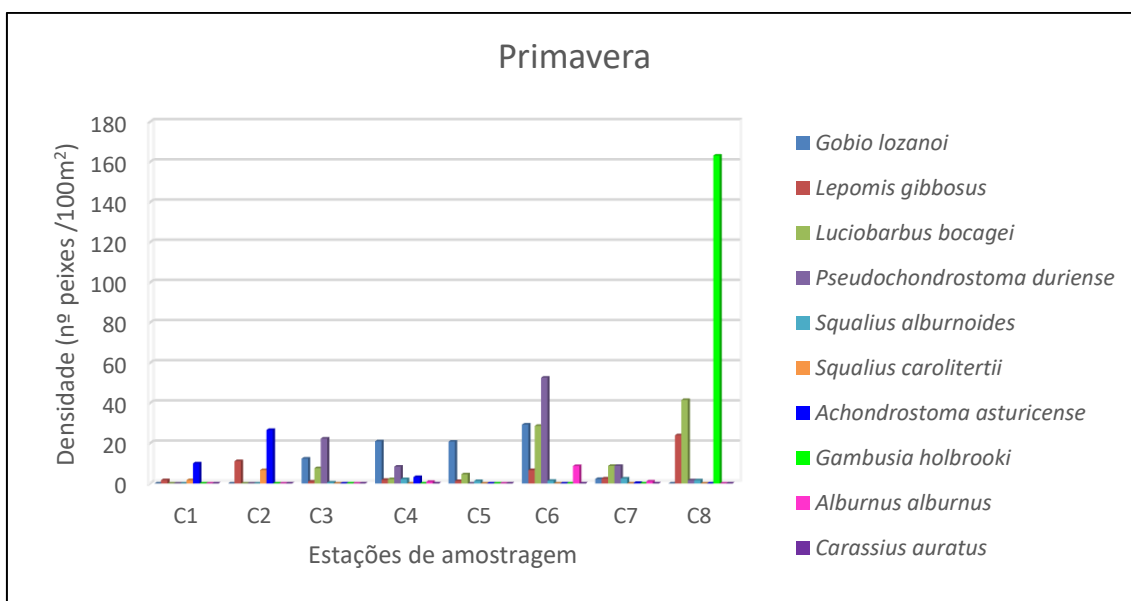


Figura VIII.1: Capturas por unidade de esforço CPUE (nº peixes/ 100 m²) nos oito locais amostrados na Ribeira de Carvalhais (Primavera).

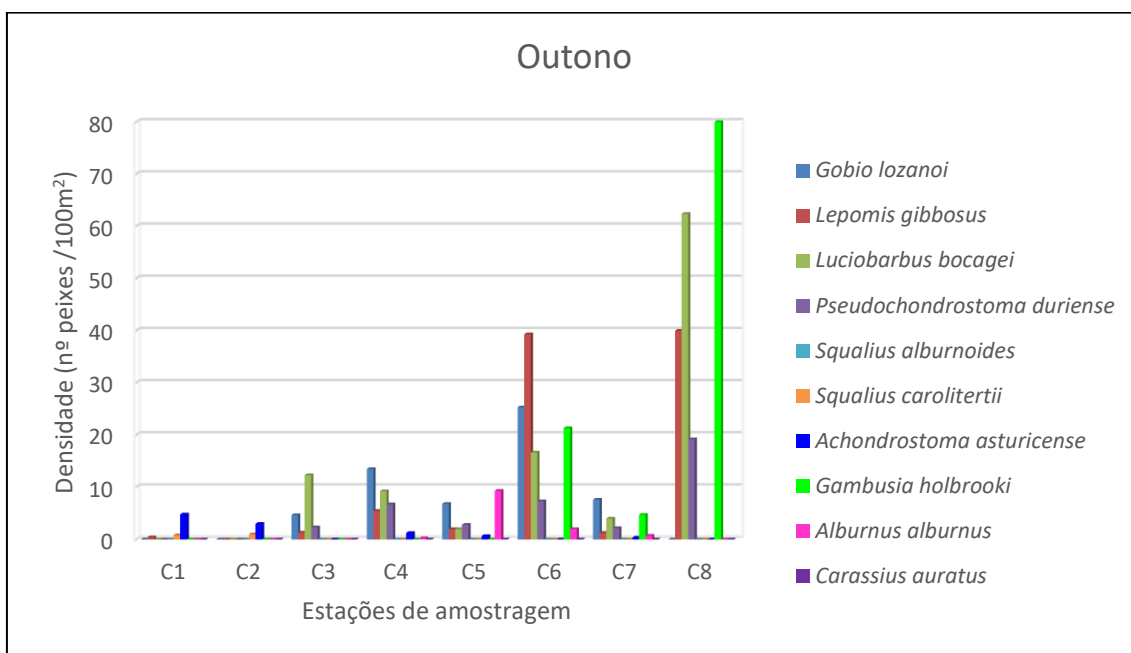


Figura VIII.2: Capturas por unidade de esforço CPUE (nº peixes/ 100 m²) nos oito locais amostrados na Ribeira de Carvalhais (Outono).