



Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

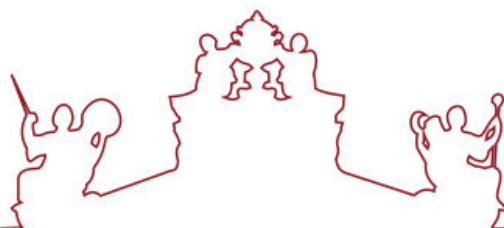
**Avaliação dos usos e da qualidade da água de uma ribeira
intermitente do sul de Portugal**

Miguel Garção Pires

Orientador(es) | Maria Ilhéu

Rosalina Pisco Costa

Évora 2025



Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia

Mestrado em Biologia da Conservação

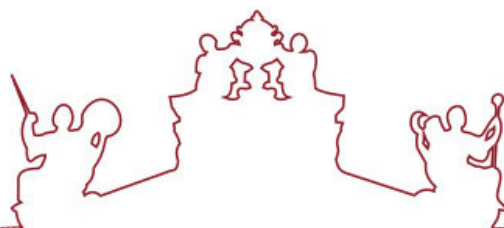
Dissertação

**Avaliação dos usos e da qualidade da água de uma ribeira
intermitente do sul de Portugal**

Miguel Garção Pires

Orientador(es) | Maria Ilhéu
Rosalina Pisco Costa

Évora 2025



A dissertação foi objeto de apreciação e discussão pública pelo seguinte júri nomeado pelo Diretor da Escola de Ciências e Tecnologia:

Presidente | Paulo Sá-Sousa (Universidade de Évora)

Vogais | Maria Ilhéu (Universidade de Évora) (Orientador)
Maria João Feio (Universidade de Coimbra - Faculdade de Ciência e Tecnologia)
(Arguente)

Agradecimentos

Primeiro, gostaria de agradecer às minhas orientadoras por me terem ajudado a trilhar esta caminhada desafiante. À professora Maria, por ser para mim um exemplo de força, dedicação e perseverança, por me ter apoiado nos momentos mais desafiantes desta caminhada, para além de todos os conhecimentos e conselhos que me transmitiu. À professora Rosalina, os meus sinceros agradecimentos por todos os esclarecimentos de dúvidas e ensinamentos que me transmitiu no âmbito das Ciências Sociais.

Ao “avô” Manuel, que me acompanhou durante praticamente todas as campanhas de amostragens, e providenciou-me momentos únicos entre avô e neto.

À Maria José, pelas inúmeras horas de trabalho laboratorial partilhadas, nas quais me ensinou e ajudou imenso, o que permitiu que fossem momentos de aprendizagem únicos.

À Paula Matono, pelos ensinamentos e apoio nos tratamentos estatísticos realizados ao longo do trabalho.

Ao Centro de Investigação em Ciência e Tecnologia para o Sistema Terra e Energia – CREATE (no âmbito do projeto UIDB/06107), pelo fornecimento dos dados da precipitação.

Finalmente, aos meus pais, Rogério e Elsa, por sempre confiaram e acreditaram em mim, para além de me terem acompanhado ao longo deste caminho. Por estarem sempre presentes, o meu maior agradecimento.

Avaliação dos usos e da qualidade da água de uma ribeira intermitente do sul de Portugal

Resumo

Os rios de tipo mediterrânico são ecossistemas de elevada importância ecológica e social, no entanto encontram-se frequentemente expostos a ameaças à sua conservação e consequentemente aos serviços ambientais que prestam às populações humanas. A presente dissertação é composta por dois Capítulos. No primeiro capítulo pretendeu-se estudar os usos e as percepções sociais de uma ribeira intermitente no sul de Portugal (ribeira de Valverde, afluente do rio Sado), e no segundo capítulo procedeu-se à avaliação da qualidade da água da mesma ribeira, tendo em vista a avaliação da qualidade físico-química da água, no enquadramento da Diretiva Quadro da Água. As percepções e atividades desenvolvidas na ribeira foram avaliadas com base na aplicação de um inquérito à população tendo-se identificado três grupos de utilizadores distintos, com percepções heterógenas sobre a qualidade ambiental e da água da ribeira, influenciada pelo contacto direto com o espaço. De modo geral, verificou-se uma elevada valorização da ribeira de Valverde. As atividades de passeio e de estudo destacaram-se como os principais usos da ribeira. O estudo da variação espacial e temporal de diversos parâmetros físico-químicos da qualidade da água, foi realizado ao longo de um sector da ribeira de 15 Km, durante quase dois anos hidrológicos. Os resultados revelam problemas na qualidade físico-química da água, particularmente no período de estio. O gradiente temporal revelou-se mais influente, com variações mais acentuadas durante o período seco, enquanto as variações espaciais evidenciaram a influência das fontes de poluição. As principais fontes de pressão identificadas estão associadas às ETARs das povoações humanas na proximidade da ribeira e à poluição difusa de proveniência agrícola. Conclui-se que a ribeira de Valverde presta relevantes serviços culturais à população e que a atual degradação da qualidade da água representa uma ameaça a estes serviços e à integridade do ecossistema. Conclui-se sobre a necessidade de implementar medidas de gestão e monitorização integradas ecológica e socialmente nas ribeiras intermitentes, adaptadas às especificidades destes ecossistemas.

Palavras-chave: Qualidade ambiental; Percepção social; Serviços de ecossistemas; Rios intermitentes.

Uses and water quality assessment of an intermittent stream in southern Portugal

Abstract

Mediterranean-type rivers are ecosystems of high ecological and social importance, yet they are often exposed to threats to their conservation and, consequently, to the environmental services they provide to human populations. This dissertation consists of two chapters. The first chapter aims to study the uses and social perceptions of an intermittent stream in southern Portugal (the Valverde stream, a tributary of the Sado river), and the second chapter assesses the water quality of the same stream, with a view to evaluating the physical and chemical quality of the water, within the framework of the Water Framework Directive. The perceptions and activities carried out on the stream were assessed based on a survey of the population, which identified three distinct groups of users with heterogeneous perceptions of the environmental and water quality of the stream, influenced by direct contact with the area. In general, the Valverde stream was highly valued. Walking and studying stood out as the main uses of the river. The study of the spatial and temporal variation of various physical and chemical parameters of water quality was carried out along a 15 km stretch of the river over almost two hydrological years. The results reveal problems in the physical and chemical quality of the water, particularly during the summer. The temporal gradient proved to be more influential, with more pronounced variations during the dry season, while spatial variations showed the influence of pollution sources. The main sources of pressure identified are associated with the wastewater treatment plants of human settlements in the vicinity of the stream and diffuse pollution from agricultural sources. It is concluded that the Valverde stream provides important cultural services to the population and that the current degradation of water quality poses a threat to these services and to the integrity of the ecosystem. It is concluded that there is a need to implement ecologically and socially integrated management and monitoring measures in intermittent streams, adapted to the specific characteristics of these ecosystems.

Keywords: Ecosystem services; Environmental quality; Intermittent rivers; Social perception.

Índice Geral

Agradecimentos.....	iii
Resumo.....	iv
Abstract.....	v
Índice de Tabelas.....	viii
Índice de Figuras.....	ix
I. Introdução Geral	1
1. Capítulo 1 - Percepção ambiental e usos de uma ribeira intermitente no sul de Portugal (ribeira de Valverde)	9
1.1. Introdução	9
1.2. Área de Estudo.....	11
1.3. Metodologia.....	12
1.3.1. Amostragem	12
1.3.2. Análise de dados.....	15
1.4. Resultados	16
1.4.1. Caracterização da amostra	16
1.4.2. Frequência de visita à ribeira.....	18
1.4.3. Usos da ribeira de Valverde	19
1.4.4. Importância atribuída à ribeira de Valverde	20
1.4.5. Percepções sobre qualidade ambiental da ribeira	24
1.4.6. Percepções sobre a qualidade da água da ribeira.....	26
1.4.7. Propostas para a melhoria da qualidade da ribeira	30
1.5. Discussão	32
1.5.1. Usos e importância da ribeira	32
1.5.2. Percepção ambiental e da água da ribeira de Valverde.....	35
1.6. Considerações finais	38

2. Capítulo 2 – Avaliação da qualidade da água de uma ribeira intermitente do sul de Portugal (ribeira de Valverde)	39
2.1. Introdução	39
2.2. Área de estudo.....	42
2.2.1. Localização	42
2.2.2. Regime de precipitação	43
2.2.3. Uso e ocupação do Solo	47
2.3. Metodologia.....	50
2.3.1. Amostragem	50
2.3.2. Parâmetros e variáveis em estudo.....	51
2.3.3. Tratamento dos dados e análise estatística e multivariada	53
2.4. Resultados	55
2.4.1. Variação espacial e temporal nos parâmetros físico-químicos da água.....	55
2.4.2. Qualidade físico-química com base nos elementos de qualidade físico-químicos gerais	62
2.4.3. Nível de enriquecimento em nutrientes na água.....	66
2.5. Discussão	91
2.5.1. Variabilidade sazonal.....	91
2.5.2. Variabilidade espacial.....	93
2.5.3. Gradiente espacial vs temporal.....	94
2.6. Implicações para a gestão e conservação.....	95
2.7. Considerações finais	96
3. Conclusão Geral.....	98
4. Referências bibliográficas.....	100
5. Anexos.....	117

Índice de Tabelas

Tabela 1.1: População residente na União das freguesias de Nossa Senhora da Tourega e Nossa Senhora de Guadalupe. Fonte: INE, 2021.....	12
Tabela 1.2: Cálculo da amostra aplicando a fórmula matemática de Sierra Bravo (2001; M-Masculino, F- Feminino).....	13
Tabela 1.3: Composição da amostra considerando as variáveis sociodemográficas – Localidade (n=390), Grupo etário (n=380) e Sexo (n=387) dos inquiridos.....	16
Tabela 1.4: Habilitações literárias (n=328) e situação profissional (n=389) da amostra.....	17
Tabela 2.1: Parâmetros físico-químicos utilizados para a avaliação da qualidade da água, com identificação dos locais de análise (<i>in situ</i> ou laboratório) e respetivas unidades.....	52
Tabela 2.2: Avaliação da qualidade físico-química da água nos locais lóticos ao longo do gradiente espaço-temporal. O vermelho indica situações onde não se cumpre os limiares definidos (NC), o verde indica que cumpre e o azul representa o cumprimento excelente. Os parâmetros em linha identificam os quais contribuem para o incumprimento. As colunas que se encontram rasuradas indicam amostragens que não se realizaram por o ponto ainda não estar presente na rede de amostragem e por motivos logísticos, e “Seco” corresponde à ausência total de água no local no momento de amostragem.....	63
Tabela 2.3: Avaliação da qualidade físico-química da água nos locais lênticos ao longo do gradiente espaço-temporal. O vermelho indica o não cumprimento (NC) dos limiares definidos. Os códigos Hip e Eut correspondem, respetivamente, a estado hipereutrófico e estado eutrófico, relativos à avaliação do estado trófico. As colunas que se encontram rasuradas indicam amostragens que não se realizaram por o ponto ainda não estar presente na rede de amostragem, e “Seco” corresponde à ausência total de água no local no momento de amostragem.....	65

Índice de Figuras

Figura 1.1: Localização da área de estudo a nível nacional (esquerda) e aproximação à área de estudo (direita), com indicação aos aglomerados populacionais e o Pólo académico.....	11
Figura 1.2: Caracterização dos três perfis sociodemográficos em termos de idade, situação profissional e habilitações literárias.....	18
Figura 1.3: Frequência de visita à ribeira de Valverde (n=497).....	19
Figura 1.4: Frequência de realização de várias atividades na ribeira de Valverde. Os valores no interior das barras correspondem ao número de respondentes(n).....	19
Figura 1.5: Associação entre perfis sociodemográficos, atividades realizadas na ribeira de Valverde e frequência de visita, obtida através de Análise de Clusters Hierárquica baseada no <i>Weighted Spearman rank correlation coefficient</i>	20
Figura 1.6: Grau de importância atribuída à ribeira de Valverde (n=247).....	21
Figura 1.7: Categorias de justificações apresentadas na atribuição do grau de importância da ribeira de Valverde.....	21
Figura 1.8: Ordenação dos principais elementos biofísicos e paisagísticos valorizados na ribeira de Valverde.....	22
Figura 1.9: Categorias adicionais associadas à ribeira de Valverde referidas pelos respondentes (n=54).....	23
Figura 1.10: Associação entre os perfis sociodemográficos e elementos biofísicos e paisagísticos, frequência de visita e importância atribuída, obtida através de Análise de Clusters Hierárquica baseada no <i>Weighted Spearman rank correlation coefficient</i> . Nota: a categoria “c1_rochas” corresponde à “Geologia” referida no texto.....	24
Figura 1.11: Perceção sobre a qualidade ambiental da ribeira de Valverde (n=212).	24
Figura 1.12: Justificações apresentadas na avaliação da qualidade ambiental da ribeira de Valverde (n=213).....	25
Figura 1.13: Associação entre os perfis sociodemográficos, a perceção da qualidade ambiental, a frequência de visita e as principais justificações apresentadas pelos respondentes, obtida através da Análise de Clusters Hierárquica baseada no <i>Weighted Spearman rank correlation coefficient</i> . Nota: a categoria “c1_rochas” corresponde à “Geologia” referida no texto.....	26
Figura 1.14: Perceção sobre a boa qualidade da água da ribeira de Valverde (n=47).	26
Figura 1.15: Principais elementos/aspetos apresentados na perceção da qualidade da água.....	27
Figura 1.16: Afetação da qualidade da água nas atividades desenvolvidas pelos respondentes (n=97). Os valores acima das fatias correspondem ao número de respondentes (n). A atividades afetadas estão inseridas na fatia do “Sim”, com os respetivos números de resposta (n).....	28
Figura 1.17: Perceção da variação da qualidade da água da ribeira de Valverde (n=203).	29
Figura 1.18: Associação entre os perfis sociodemográficos, a frequência de visita à ribeira, a perceção da qualidade da água, e os principais elementos utilizados na sua avaliação, obtida através da Análise de Clusters Hierárquica baseada no <i>Weighted Spearman rank correlation coefficient</i>	30

Figura 1.19: Propostas apresentadas pelos respondentes para melhorar a qualidade da ribeira de Valverde (n=145).....	31
Figura 1.20: Associação entre os perfis sociodemográficos, a frequência de visita, os impactos da qualidade da água nas atividades e as propostas para melhorar a ribeira de Valverde, obtida através da Análise de Clusters Hierárquica baseada no <i>Weighted Spearman rank correlation coefficient</i> ...	32
Figura 2.1: Localização da área de estudo a nível nacional (esquerda) e aproximação à área de estudo (direita), com indicação das principais infraestruturas e localidades.....	43
Figura 2.2: Precipitação anual (mm) ao longo dos anos hidrológicos entre 1995-1996 e 2022/2023. A linha laranja representa o limiar inferior para a classificação de ano seco (400 mm), enquanto a linha verde indica o limiar para o ano húmido (700 mm). Os anos de 2020/2021 e 2021/2022 foram destacados com cor diferente para melhor se visualizar o período de estudo.....	45
Figura 2.3: Comparação da precipitação mensal (mm) dos anos hidrológicos de 2020/2021 (roxo) e 2021/2022 (amarelo) com a média mensal da série temporal 1995-2023 (linha azul).....	46
Figura 2.4: Comparação da precipitação mensal acumulada (mm) dos anos hidrológicos de 2020/2021 (roxo) e 2021/2022 (amarelo) com a média mensal acumulada da série temporal 1995-2023 (linha azul).....	46
Figura 2.5: Uso e ocupação do solo na área de estudo, com base na Carta de Ocupação do Solo (Direção-Geral do Território, 2018). As diferentes classes incluem coberturas relevantes para a caracterização e análise da qualidade da água na ribeira de Valverde.....	48
Figura 2.6: Área de olival intensivo identificada através de imagens de satélite (Google, 2024), localizada do lado direito da albufeira da Tourega e adjacente a alguns locais de amostragem da área de estudo.....	49
Figura 2.7: Localização dos 13 locais de amostragem ao longo da ribeira de Valverde. Os locais lóticos (símbolo ondulado) representam locais com escoamento ativo durante o período húmido, enquanto os locais lênticos (símbolo ondulado com barreira) representam locais com influência da albufeira da Tourega. A numeração dos locais está ordenada de montante para jusante.....	50
Figura 2.8: Variação média espacial dos parâmetros físico-químicos (temperatura, pH, oxigénio dissolvido e condutividade) nos locais lóticos (esquerda) e lênticos (direita). Apresenta-se o valor médio de cada parâmetro físico-químico e o respetivo desvio padrão (barras). Os valores de p preferem-se ao teste de Kruskal-Wallis (KW).....	57
Figura 2.9: Variação média temporal dos parâmetros físico-químicos (temperatura, pH, oxigénio dissolvido e condutividade) nos locais lóticos (esquerda) e lênticos (direita). As barras representam o desvio padrão e os valores de p do teste de Kruskal-Wallis (KW) indicam a existência (ou não) de diferenças estatisticamente significativas.....	61
Figura 2.10: Variação espacial da concentração média de amónia (mg/L) nos locais lóticos (esquerda) e lênticos (direita), com barras de desvio-padrão. O valor de p do teste de Kruskal-Wallis (KW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico. <i>Nota: a ordem de grandeza dos valores difere entre locais lóticos (< 80 mg/L) e lênticos (< 0,7 mg/L)</i>	66
Figura 2.11: Variação temporal da concentração média de amónia (mg/L) nos locais lóticos (esquerda) e lênticos (direita), com barras de desvio-padrão. O valor de p do teste de Kruskal-Wallis (KW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico. <i>Nota: a ordem de grandeza dos valores difere entre locais lóticos (< 120 mg/L) e lênticos (< 1 mg/L)</i>	67
Figura 2.12: Esquerda: Coeficiente de variação (%) da concentração de amónia no espaço (locais) e no tempo (meses do ano). Cada boxplot representa os valores do CV sem distinção entre locais lóticos e lênticos. Direita: Coeficiente de variação (%) da concentração de amónia no gradiente espacial (locais) e temporal (meses do ano), distinguindo locais lênticos (verde) e lóticos (azul).....	68

- Figura 2.13:** Comparação da concentração média de amónia (mg/L) entre o período húmido (linha azul) e o período seco (linha cinzenta) nos locais lóticos (esquerda) e nos locais lênticos (direita), com barras de desvio-padrão. O valor de p do teste de Mann-Whitney (MW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico. *Nota: a ordem de grandeza dos valores difere entre locais lóticos (< 160 mg/L) e lênticos (< 0,9 mg/L).....70*
- Figura 2.14:** Comparação do coeficiente de variação (%) de amónia associado ao período húmido e seco, nos locais lóticos (esquerda) e lênticos (direita). O valor de p do teste de Mann-Whitney (MW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico. *Nota: a ordem de grandeza dos valores difere entre locais lóticos (< 250%) e lênticos (< 160%).....71*
- Figura 2.15:** Variação espacial da concentração média de fósforo total (mg/L) nos locais lóticos (esquerda) e lênticos (direita), com barras de desvio padrão. O valor de p do teste de Kruskal-Wallis (KW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico. *Nota: a ordem de grandeza dos valores difere entre locais lóticos (< 7 mg/L) e lênticos (< 1,2 mg/L).....72*
- Figura 2.16:** Variação temporal da concentração média de fósforo total (mg/L) nos locais lóticos (esquerda) e lênticos (direita), com barras de desvio padrão. O valor de p do teste de Kruskal-Wallis (KW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico. *Nota: a ordem de grandeza dos valores difere entre locais lóticos (< 8 mg/L) e lênticos (< 2 mg/L).....73*
- Figura 2.17:** Esquerda: Coeficiente de variação (%) da concentração de fósforo total no espaço (locais) e no tempo (meses do ano). Cada boxplot representa os valores do CV sem distinção entre locais lóticos e lênticos. Direita: Coeficiente de variação (%) da concentração de fósforo total no gradiente espacial (locais) e temporal (meses do ano), distinguindo locais lênticos (verde) e lóticos (azul).....73
- Figura 2.18:** Comparação da concentração média de fósforo total (mg/L) entre o período húmido (linha azul) e o período seco (linha cinzenta) nos locais lóticos (esquerda) e nos locais lênticos (direita), com barras de desvio padrão. O valor de p do teste de Mann-Whitney (MW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico. *Nota: a ordem de grandeza dos valores difere entre locais lóticos (< 12 mg/L) e lênticos (< 1,8 mg/L).....75*
- Figura 2.19:** Comparação do coeficiente de variação (%) de fósforo total associado ao período húmido e seco, nos locais lóticos (esquerda) e lênticos (direita). O valor de p do teste de Mann-Whitney (MW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico. *Nota: a ordem de grandeza dos valores difere entre locais lóticos (< 120%) e lênticos (< 180%).....76*
- Figura 2.20:** Variação espacial da concentração média de CBO5 (mg O₂/L) nos locais lóticos (esquerda) e lênticos (direita), com barras de desvio-padrão. O valor de p do teste de Kruskal-Wallis (KW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico.....77
- Figura 2.21:** Variação temporal da concentração média de CBO5 (mg O₂/L) nos locais lóticos (esquerda) e lênticos (direita), com barras de desvio-padrão. O valor de p do teste de Kruskal-Wallis (KW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico. *Nota: a ordem de grandeza dos valores difere entre locais lóticos (< 20 mg O₂/L) e lênticos (< 60 mg O₂/L).....78*
- Figura 2.22:** Esquerda: Coeficiente de variação (%) da concentração de CBO5 no espaço (locais) e no tempo (meses do ano). Cada boxplot representa os valores do CV sem distinção entre locais lóticos e lênticos. Direita: Coeficiente de variação (%) da concentração de amónia no gradiente espacial (locais) e temporal (meses do ano), distinguindo locais lênticos (verde) e lóticos (azul).....79
- Figura 2.23:** Comparação da concentração média de CBO5 (mg O₂/L) entre o período húmido (linha azul) e o período seco (linha cinzenta) nos locais lóticos (esquerda) e nos locais lênticos (direita), com barras de desvio-padrão. O valor de p do teste de Mann-Whitney (MW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico. *Nota: a ordem de grandeza dos valores difere entre locais lóticos (< 25 mg O₂/L) e lênticos (< 60 mg O₂/L).....80*

Figura 2.24: Comparação do coeficiente de variação (%) de CBO5 associado ao período húmido e seco, nos locais lóticos (esquerda) e lênticos (direita). O valor de p do teste de Mann-Whitney (MW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico.....	81
Figura 2.25: Variação espacial da concentração média de clorofila <i>a</i> (µg/L) nos locais lênticos, com barras de desvio padrão. O valor de p do teste de Kruskal-Wallis (KW) encontra-se na parte superior do lado direito.....	82
Figura 2.26: Variação temporal da concentração média de clorofila <i>a</i> (µg/L) nos locais lênticos, com barras de desvio-padrão. O valor de p do teste de Kruskal-Wallis (KW) encontra-se na parte superior do lado direito.....	83
Figura 2.27: Coeficiente de variação (%) da concentração de clorofila <i>a</i> no espaço (locais) e no tempo (meses do ano). O valor de p do teste de Mann-Whitney (MW) encontra-se na parte superior do lado direito do gráfico.....	84
Figura 2.28: Comparação da concentração média de clorofila <i>a</i> (µg/L) entre o período húmido (linha azul) e o período seco (linha cinzenta) nos locais lênticos, com barras de desvio-padrão. O valor de p do teste de Mann-Whitney (MW) encontra-se na parte superior do lado direito do gráfico.....	85
Figura 2.29: Comparação do coeficiente de variação (%) de clorofila <i>a</i> associado ao período húmido e seco, nos locais lênticos.....	85
Figura 2.30: Dendrograma da Análise Classificatória Hierárquica para os dados lóticos. Agrupamento baseado no coeficiente de semelhança de Bray-Curtis, utilizando o método <i>Complete Linkage</i> . As amostras foram codificadas por local e mês.....	86
Figura 2.31: Diagrama de ordenação MDS das amostras lóticas com projeção dos vetores de correlação entre parâmetros físico-químicos e os eixos. As amostras são codificadas por local e mês. Estão individualizados e circundados os principais grupos identificados na ACH.....	88
Figura 2.32: Dendrograma da Análise Classificatória Hierárquica para os dados lênticos. Agrupamento baseado no coeficiente de semelhança de Bray-Curtis, utilizando o método <i>Complete Linkage</i> . As amostras foram codificadas por local e mês.....	89
Figura 2.33: Diagrama de ordenação MDS das amostras lênticas com projeção dos vetores de correlação entre parâmetros físico-químicos e os eixos. As amostras são codificadas por local e mês. Estão individualizados e circundados os principais grupos identificados na ACH.....	90

I. Introdução Geral

Os rios de tipo mediterrânico são massas de água interiores tendencialmente intermitentes, características das regiões com clima mediterrânico. A sua dinâmica hidrológica é fortemente condicionada por fatores biológicos, químicos e físicos, resultantes da sucessão sazonal entre episódios de enxurrada e períodos de estio, cuja intensidade e durabilidade pode variar de ano para ano (Matono *et al.*, 2019; Ilhéu, 2004).

Estes ecossistemas distinguem-se pela alternância entre condições lóticis e lênticas, tornando-os num dos ecossistemas de água doce mais dinâmicos (Miliša *et al.*, 2022; Arthington *et al.*, 2014). Esta sazonalidade está diretamente associada à intermitência do seu caudal: no outono e inverno, a maior disponibilidade de água restabelece a conectividade longitudinal, predominando condições lóticis. A primavera constitui uma fase de transição, marcada pela diminuição gradual do caudal e pela fragmentação progressiva do sistema, introduzindo o aparecimento de condições lênticas (Boulton *et al.*, 2017; Garcia *et al.*, 2016). Durante o período de estio, a redução acentuada do caudal provoca uma contração acentuada do sistema, originando uma sucessão de pegos, que se constituem como habitats com características lênticas (Ilhéu *et al.*, 2020).

A alternância hidrológica e a consequente variação de condições ambientais criam mosaicos complexos de habitats lóticis, lênticos e terrestres, que albergam uma elevada biodiversidade (Miliša *et al.*, 2022; Tierno de Figueroa *et al.*, 2013). Esta riqueza biológica atribui aos rios mediterrânicos o papel de *hotspots* de biodiversidade (Bonada & Resh, 2013). A qualidade da água destes rios é fortemente condicionada pela combinação entre as variações sazonais e as pressões antrópicas, tornando-os vulneráveis a fenómenos de eutrofização e de redução de oxigénio dissolvido (Matono *et al.*, 2014; Kalogianni *et al.*, 2017). Neste contexto, a análise das variações temporais da qualidade físico-química da água assume particular relevância em rios do tipo mediterrânico, com a alternância entre períodos húmidos e secos a ser determinante na capacidade de diluição, na conectividade do sistema e nos processos biogeoquímicos, sobretudo no período de estio (Datry *et al.*, 2018; Bernal *et al.*, 2012; Gasith & Resh, 1999). Assim, a consideração da dimensão temporal é essencial para uma caracterização mais detalhada da qualidade da água em sistemas intermitentes mediterrânicos.

Nas últimas décadas, as pressões antrópicas sobre os rios mediterrânicos intensificaram-se, sobretudo devido a alterações nos usos de solo e ao aumento da procura

por recursos hídricos (Arthington *et al.*, 2014; Matono *et al.*, 2014). As pressões antropogénicas, juntamente com as fortes variações sazonais e variabilidade no fluxo interanual, resultaram numa redução da qualidade da água em muitos rios intermitentes (Arthington *et al.*, 2014). Este cenário tende a agravar-se sob o efeito das alterações climáticas, que se traduzem em temperaturas médias mais elevadas, alteração dos padrões de precipitação e maior frequência de eventos extremos (Giorgi & Lionello, 2008), intensificando a intermitência dos cursos de água, prolongando os períodos de estio e comprometendo a resiliência ecológica (Douville *et al.*, 2023; Sabater & Tockner, 2009). Como resultado, estes sistemas encontram-se entre os ecossistemas mais ameaçados a nível mundial, apesar de permanecerem sub-representados na investigação científica (Pacheco, 2012).

Entre as principais pressões identificam-se duas tipologias: pontual e difusa. A poluição pontual corresponde a descargas localizadas e identificáveis de poluentes em massas de água superficiais ou subterrâneas, sendo exemplo disso os poluentes presentes nos efluentes das Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) (Zahmatkesh *et al.*, 2022, Wato & Amare, 2020). Antes do tratamento, as águas residuais provenientes de atividades domésticas, comerciais, agrícolas ou industriais, apresentam características físico-químicas e microbiológicas alteradas, contendo agentes poluentes e potencialmente prejudiciais à saúde humana e ao meio ambiente (Etsuyankpa *et al.*, 2024; Monte & Albuquerque, 2010). Apesar do tratamento reduzir substancialmente a carga poluente, o efeito cumulativo das descargas pode contribuir para a degradação da qualidade da água, mesmo quando em conformidade com a legislação portuguesa em vigor¹.

Por outro lado, a poluição difusa resulta de fontes múltiplas e dispersas numa determinada área, como a escorrência agrícola (Matono *et al.*, 2013). A agricultura intensiva e superintensiva constitui uma fonte relevante de nutrientes e agrotóxicos (biocidas variados), além de sedimentos, afetando diretamente a qualidade da água (Wato & Amare, 2020). É expectável que os sistemas agrícolas intensivos continuem a aumentar, o que irá agravar problemas ambientais como erosão do solo, sobre-exploração de recursos hídricos, perda de biodiversidade e degradação da qualidade da água (Matono *et al.*, 2013).

Face ao aumento das pressões antropogénicas, torna-se essencial desenvolver avaliações abrangentes e rigorosas da qualidade da água, visando sensibilizar para os impactos atuais e ameaças futuras (Bartram & Ballance, 1996). Entre os parâmetros mais

¹ Ver DRE: <https://dre.pt/home/-/dre/74116247/details/maximized>

relevantes para a avaliação da qualidade da água, destacam-se a amônia e o fósforo total, principais indicadores de fenômenos de poluição por nutrientes e de eutrofização (Yang *et al.*, 2008); carência bioquímica de oxigênio em cinco dias (CBO5) que reflete a carga orgânica biodegradável, indicando possíveis fenômenos de poluição orgânica (Zhang *et al.*, 2024); e clorofila-*a*, utilizada como indicador da biomassa fitoplanctônica e do estado trófico (Katkaew *et al.*, 2024). A monitorização destes parâmetros permite identificar padrões e os impactos das pressões antrópicas no sistema.

A União Europeia desenvolveu a Diretiva-Quadro da Água (DQA; União Europeia, 2000), que estabelece um quadro de ação comunitária para a proteção das águas superficiais (interiores, de transição e costeiras) e subterrâneas (APA, *s.d.*). Esta diretiva europeia define objetivos ambientais centrados na proteção e melhorias dos ecossistemas aquáticos, incluindo a redução da poluição por substâncias prioritárias, a prevenção da deterioração da qualidade da água, a promoção do uso sustentável dos recursos hídricos e a mitigação dos efeitos de inundações e secas (União Europeia, 2000). O seu principal objetivo é alcançar o Bom Estado Ecológico em todas as massas de água da União Europeia, necessitando de programas de monitorização adequados (vigilância, operacional e de investigação), de modo a avaliar o desvio face as condições de referência de cada tipologia de massa de água (APA, 2021b; Voulvoulis *et al.*, 2016). Assim, a DQA fornece uma abordagem integrada e coordenada para a gestão sustentável da água na União Europeia. Para além da qualidade da água, é essencial reconhecer o valor ecológico e social que os ecossistemas aquáticos proporcionam às comunidades humanas, que pode ser traduzido no conceito de Serviços de Ecossistemas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Os Serviços de Ecossistema (SE) correspondem à capacidade dos ecossistemas em fornecer todas as condições, bens e serviços essenciais para as necessidades humanas (Pereira *et al.*, 2019; Datry *et al.*, 2018; Hanna *et al.*, 2018; Darvill & Lindo, 2015), sustentando o desenvolvimento e sobrevivência das sociedades (Shi *et al.*, 2022). Este conceito integra a ecologia e economia, reconhecendo que os ecossistemas fluviais oferecem uma vasta gama de benefícios, desde fluxo renováveis de água doce e suporte à vida selvagem, até funções de estética, recreativas, espirituais e culturais (Ncube *et al.*, 2021; Gilvear *et al.*, 2016). O conceito de Serviços de Ecossistemas Fluviais (SEF) sublinha o papel determinante dos rios, aquíferos e lagos, valorizando a sua importância ecológica e social (McIntyre *et al.*, 2014).

Embora a literatura sobre os rios intermitentes tenha privilegiado sobretudo a componente ecológica e a qualidade da água, é igualmente relevante compreender a

dimensão social associada a estes ecossistemas. Os usos e percepções associados às ribeiras influenciam diretamente a forma como as comunidades interagem com o ambiente em seu redor, condicionando práticas de conservação e o modo como as ações de gestão são recebidas (Jorda-Capdevila *et al.*, 2021). Vários estudos têm evidenciado que a percepção da qualidade ambiental resulta de uma combinação de fatores sensoriais, cognitivos e culturais, assim como de experiências individuais e coletivas (Christens *et al.*, 2025; Flotemersh & Aho, 2021). Neste sentido, compreender as percepções sociais não pode ser visto como uma componente secundária, mas como uma das componentes principais e essenciais na conservação dos ecossistemas ribeirinhos (Flotemersh & Aho, 2021; Arsénio *et al.*, 2019).

Os ecossistemas ribeirinhos constituem espaços únicos para diversos tipos de atividades, que vão desde atividades recreativas até atividades educativas e de convívio (Grzyb, 2024; Cottet *et al.*, 2023). Estudos mostram que, para além do lazer, os usos associados aos rios e ribeiras possuem um papel determinante nos SE culturais e na ligação das comunidades com o território (Grzyb, 2024; Doi *et al.*, 2013). Relativamente aos sistemas intermitentes, fatores como a acessibilidade, existência de caudal e a disponibilidade de habitats ripícolas são elementos determinantes na realização de atividades (Llanos-Paez & Acuña, 2022). Assim, os usos desempenhados pelas comunidades representam um contributo relevante para o bem-estar humano e para a valorização sociocultural dos ecossistemas.

As percepções e os usos estão profundamente interligados nos ecossistemas ribeirinhos, uma vez que elementos percetivos, como cor, odor e transparência da água, combinados com experiências pessoais e referências culturais, condicionam a forma como é avaliada a qualidade ambiental e da água (Flotemersh & Aho, 2021; U.S. Environmental Protection Agency, 2021). Os usos refletem também como a água é percecionada: quando a qualidade é considerada satisfatória, favorece as atividades recreativas, enquanto a redução do caudal tende a desmotivar a utilização do espaço (Cottet *et al.*, 2023). Ainda assim, estudos recentes mostram que, mesmo em condições de redução ou ausência de caudal, os rios intermitentes mantêm-se relevantes para as comunidades (Nicolás-Ruiz *et al.*, 2025; Jorda-Capdevila *et al.*, 2021).

As percepções sobre os SE têm frequentemente uma natureza regional, influenciada por fatores como as condições geográficas locais, características culturais, experiências de vida, crenças morais e desenvolvimento económico (Zhang *et al.*, 2019). Estas percepções podem variar significativamente entre comunidades rurais e urbanas, refletindo diferentes

níveis de valorização dos ecossistemas (Paing *et al.*, 2022; Gouwakinnou *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2019; Ouko *et al.*, 2018; McNally *et al.*, 2016).

As diferentes percepções sobre o ambiente condicionam o comportamento em relação à proteção e uso sustentável dos recursos naturais. A ausência de consciência ambiental pode resultar na passividade ou mesmo desvalorização de ações de conservação (Zhang *et al.*, 2019). Para ultrapassar essas limitações, é importante a implementação de programas de educação ambiental direcionados, de modo a promover a participação ativa da comunidade na gestão dos ecossistemas (Ouko *et al.*, 2018).

A compreensão das percepções e dos usos que as comunidades atribuem aos SE é essencial para conciliar as necessidades humanas com a conservação da natureza. Este conhecimento permite políticas e medidas de gestão que integrem as necessidades locais, realçando a proteção dos ecossistemas e a gestão sustentável dos recursos e salvaguarda dos meios de subsistência (Gouwakinnou *et al.*, 2019). Nos rios temporários, esta dimensão é extremamente relevante, uma vez que a sua dinâmica hidrológica cria uma sucessão de condições, desde o caudal contínuo até à fragmentação da conectividade, o que afeta simultaneamente os processos ecológicos e os usos e valores sociais associados (Jorda-Capdevila *et al.*, 2021; Gallart *et al.*, 2012). Estudos recentes demonstram que os SE destes ecossistemas são percecionados de diversas formas e, por vezes, contraditórias, variando entre a valorização ecológica, os benefícios recreativos e educativos, e a perceção da degradação do sistema (Jorda-Capdevila *et al.*, 2021).

Ainda que o quadro conceptual dos SE seja uma ferramenta importante para a gestão dos recursos naturais, tende a subestimar a relação entre o comportamento humano e os ecossistemas (Asah *et al.*, 2014). Por isso, integrar o conhecimento local e fomentar processos de aprendizagem social constitui uma abordagem inovadora e relevante para a gestão e política ambiental e social (Christens *et al.*, 2025; Ouko *et al.*, 2018; Asah *et al.*, 2014; Millennium Ecosystem Assessment, 2005), especialmente em cursos de água intermitentes como muitos dos rios e ribeiras do sul de Portugal, de que é exemplo a ribeira de Valverde.

A ribeira de Valverde situa-se no concelho de Évora, sendo afluente da ribeira das Alcáçovas, a qual se insere na bacia hidrográfica do rio Sado (APA, 2022b; Ramalho & Moreira, 2004). Apresenta um regime típico intermitente mediterrânico, com caudal contínuo durante o período húmido e redução ou interrupção de escoamento durante o período seco (Gallart *et al.*, 2012). O traçado da ribeira atravessa áreas com diferentes usos do solo, incluindo áreas agrícolas (com destaque para áreas de olival intensivo e

superintensivo), pastagens melhoradas e localidades, como Valverde e Nossa Senhora de Guadalupe (Direção-Geral do Território, 2018). Ao longo do seu percurso, estão localizadas duas ETARs- ETAR de Valverde e a ETAR de Nossa Senhora de Guadalupe-, cujos efluentes, apesar de tratados, podem ser fontes relevantes de nutrientes e matéria orgânica (Hörchner *et al.*, 2025; Carey & Migliaccio, 2009; Palmer-Felgate *et al.*, 2010). A jusante, encontra-se a albufeira da Tourega, que atua como reservatório de água e regula o caudal da ribeira, contudo, pode reter e libertar nutrientes acumulados, o que poderá afetar a qualidade da água (Wang *et al.*, 2022).

A ribeira de Valverde representa um contexto de ocupação humana histórica e de elevado valor paisagístico. Próximo do seu curso, encontra-se a *Villa Romana* da Tourega, classificada como Sítio de Interesse Público, cujo complexo termal apresenta tanques de banhos, utilizados entre os séculos I e IV d.C. (Figo *et al.*, 2023). O elevado valor paisagístico da ribeira resulta na realização de caminhadas, pesca e atividades desportivas, ao longo do seu percurso, valorizando a paisagens ribeirinhas e de montado (Wanderlog, *s.d.*). Nas proximidades, encontra-se o Pólo da Mitra da Universidade de Évora, inserido na Herdade da Mitra, com cerca de 290 ha de montado, olivais e habitats ripícolas, que funciona como laboratório vivo, sendo um recurso importante para aulas práticas e investigação em ciências ambientais e agrárias (MED, 2024; Universidade de Évora, *s.d.b*).

Estas características particulares conferem à ribeira de Valverde uma relevância ecológica e social significativa, funcionando como habitat para diversas espécies aquáticas e ripícolas, e como espaço de vivências, lazer, ensino-aprendizagem (e de investigação) para a comunidade local e académica. Com base nessa importância, foi desenvolvido um trabalho com o objetivo geral de avaliar os usos e perceção da população relativamente à ribeira de Valverde e a sua qualidade ambiental, bem como caracterizar a variação sazonal e espacial da qualidade da água num sector de 15 Km, iniciando-se a montante da aldeia de Guadalupe até à albufeira da Tourega.

Pretendeu-se realizar uma abordagem integrada incluindo a componente social e a componente ecológica, de modo a conhecer a ribeira de Valverde de forma mais abrangente (Martin-López *et al.*, 2013). A componente social baseou-se no levantamento dos usos e perceções da população que usufrui da ribeira, identificando padrões de frequência, atividades desenvolvidas e perceção da qualidade ambiental da ribeira. A componente ecológica consistiu na monitorização de parâmetros físico-químicos da qualidade da água ao longo de praticamente dois ciclos hidrológicos anuais, de modo a avaliar as suas variações espaço-temporais. A articulação destas duas dimensões fornece uma perspetiva mais

abrangente e completa do estado da ribeira, permitindo sustentar mais assertivamente recomendações de gestão que tenham em conta tanto as necessidades e percepções sociais como a realidade ecológica (Asah *et al.*, 2014).

Deste modo, definiram-se os seguintes objetivos específicos:

1. Caracterizar os usos da ribeira de Valverde pela população local e visitantes, identificando as atividades mais frequentes e os perfis de utilizadores;
2. Avaliar a percepção social sobre a qualidade ambiental e da qualidade da água da ribeira;
3. Estudar os parâmetros físico-químicos mais críticos (amónia, fósforo total, CBO5, clorofila-*a*) e a qualidade físico-química de água ao longo do gradiente espaço-temporal, identificando padrões e possíveis fontes de pressão.

A qualidade ambiental e da água e as comunidades humanas estão intrinsecamente relacionadas. Por um lado, a qualidade ambiental e da água condicionam os usos e os serviços ecossistémicos que podem ser fornecidos, como o lazer, a educação ou a regulação ecológica (Souliotis & Voulvoulis, 2021; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Por outro, as percepções e valores atribuídos pelas comunidades influenciam a conservação dos ecossistemas (Christens *et al.*, 2025; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Esta interdependência resulta na necessidade de reintegrar as dimensões naturais e culturais nos processos de gestão sustentável dos recursos (Subramanian & Nishi, 2023; Pilgrim & Pretty, 2010). Também as Nações Unidas, no âmbito da Década para a Recuperação dos Ecossistemas (2021-2030), realçam que as populações possuem um papel fundamental na conservação e restauro dos ecossistemas, contribuindo assim para a manutenção dos serviços essenciais ao bem-estar humano (United Nations Environment Programme & Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2021). Assim, a presente dissertação integra as componentes social e ecológica como dimensões intrinsecamente relacionadas, analisando simultaneamente os usos e percepções da ribeira de Valverde (Capítulo 1) e a respetiva qualidade da água (Capítulo 2).

A presente dissertação está organizada em dois capítulos principais, para além da introdução e conclusões gerais. O Capítulo 1 aborda as percepções e os usos da ribeira de Valverde, com base em inquéritos aplicados à população local e visitante. É analisada a frequência e tipo de atividades realizadas, a importância atribuída à ribeira, a percepção da qualidade ambiental e da qualidade da água, bem como sugestões para a sua gestão e conservação. O Capítulo 2 centra-se na avaliação da qualidade físico-química da água da

ribeira de Valverde ao longo de praticamente dois ciclos hidrológicos anuais, considerando os parâmetros físico-químicos amónia, fósforo total, CBO5 e clorofila-*a* como os mais críticos. São estudados padrões espaço-temporais e identificadas pressões pontuais e difusas mais relevantes. Avalia-se também o cumprimento dos limiares de qualidade definidos para a componente físico-química da qualidade da água, de acordo com os limiares de qualidade definidos pela Agência Portuguesa do Ambiente e pelo Decreto-Lei nº83/2011 (APA, 2021b). Neste capítulo, a avaliação incide exclusivamente sobre a componente físico-química da qualidade da água, não abrangendo os restantes elementos que integram o estado ecológico.

Por fim, apresentam-se as conclusões gerais, onde são sintetizados os principais resultados e implicações para a gestão e monitorização da ribeira, destacando a importância de integrar abordagens sociais e ecológicas para a conservação de ecossistemas intermitentes mediterrânicos.

1. Capítulo 1 - Perceção ambiental e usos de uma ribeira intermitente no sul de Portugal (ribeira de Valverde)

1.1. Introdução

A perceção pode ser compreendida como um conjunto de interpretações construídas através de estímulos sensoriais, experiências pessoais e enquadramentos culturais, que em simultâneo condicionam a forma como os ecossistemas ribeirinhos são avaliados e valorizados (Flotemersh & Aho, 2021; U.S. Environmental Protection Agency, 2021).

A literatura tem evidenciado de forma consistente que a perceção influencia a importância atribuída a estes ecossistemas, com os fatores explicativos a variarem entre estudos. Flotemersh & Aho (2021) destacam a importância de elementos sensoriais e socioculturais na avaliação da qualidade da água e ambiental, enquanto Arsénio *et al.* (2019) referem que a perceção pode divergir do estado ecológico real do ecossistema. Por sua vez, Christens *et al.* (2025) enquadram essas perceções no conceito de *nature connectedness* (relação com a natureza), realçando o papel da interação Humano-Natureza para a sustentabilidade e para a superação dos desafios ecológicos atuais. Em conjunto, estes trabalhos revelam que compreender a dimensão social não é apenas um complemento à abordagem ecológica, mas uma abordagem indispensável para interpretar as interações entre comunidades e ecossistemas aquáticos. Com isto, esta abordagem aumenta a legitimidade e a eficácia das ações de conservação em contextos ribeirinhos intermitentes.

Os rios e ribeiras constituem espaços de elevado interesse sociocultural, frequentemente associados a atividades recreativas, educativas e de convívio comunitário. Estudos revelaram que a diversidade de usos vai além do lazer, reforçando as dimensões de identidade cultural e de conexão ao território (Grzyb, 2024; Doi *et al.*, 2013). Grzyb (2024), após analisar contextos urbanos, mostrou que fatores como acessibilidade, a atratividade da paisagem e a presença de espaços verdes possuem impacto direto na frequência de visita e no tipo de atividades realizadas. Doi *et al.* (2013), por sua vez, demonstraram que a qualidade da água, a estrutura do habitat e a biodiversidade são determinantes para aumentar o uso recreativo dos rios. Para além destes aspetos, Everard & Moggridge (2012) referem que os rios, mesmo em contextos urbanos, podem ser valorizados como locais de lazer e de contacto com a natureza, usos que contribuem para o bem-estar físico e psicológico das comunidades.

Em síntese, os usos ribeirinhos vão além da vertente recreativa, abrangendo igualmente aspectos ligados à saúde pública e ao interesse das comunidades, reforçando a necessidade de integrar estas dimensões nos planos de conservação dos ecossistemas ribeirinhos intermitentes.

Em rios intermitentes, os usos e percepções apresentam características resultantes da alternância hidrológica entre existência de caudal e períodos secos. A disponibilidade de água e as características visuais e sensoriais, como transparência, cor ou odor, determinam a forma como a qualidade ambiental e da água é percebida e, consequentemente, a frequência e diversidade de atividades desenvolvidas (Cottet *et al.*, 2023; U.S. Environmental Protection Agency, 2021). Estudos revelam que, mesmo em situações de fragmentação do sistema, estes ecossistemas continuam a ser valorizados por diversas funções, realçando a sua importância no quotidiano das comunidades (Nicolás-Ruiz *et al.*, 2025; Jorda-Capdevila *et al.*, 2021). Llanos-Paez & Acuña (2022) destacam ainda que a acessibilidade e o regime sazonal são fatores determinantes no padrão de usos. Assim, os rios intermitentes revelam-se espaços onde percepções e usos se complementam, refletindo a adaptação das populações à sua dinâmica ecológica particular, o que demonstra que a conservação destes sistemas deve considerar em simultâneo fatores ecológicos, percebidos e utilitários, garantindo um maior envolvimento das populações locais.

Apesar do aumento de estudos sobre percepções e usos dos ecossistemas ribeirinhos, grande parte da investigação tem-se concentrado em rios perenes ou em contextos urbanos, resultando numa sub-representação dos rios intermitentes mediterrânicos (Llanos-Paez & Acuña, 2022). Estudos demonstram que estes ecossistemas continuam a ser socialmente relevantes mesmo em períodos de caudal reduzido, contudo poucos trabalhos abordam em simultâneo a percepção da qualidade ambiental e da água e os padrões de usos (Nicolás-Ruiz *et al.*, 2025; Arsénio *et al.*, 2019). Deste modo, analisar de forma integrada as percepções e usos da ribeira de Valverde permite não só colmatar esta ausência de literatura, mas também auxiliar estratégias de monitorização e gestão adaptadas às especificidades mediterrânicas, contribuindo para uma maior conservação destes ecossistemas. Neste contexto, este capítulo tem como objetivos: (1) caracterizar os usos da ribeira de Valverde pela população local e visitantes, identificando as atividades e perfis de utilizadores; (2) avaliar a percepção social sobre a qualidade ambiental e da água; (3) recolher propostas para a gestão e conservação deste ecossistema.

1.2. Área de Estudo

O presente estudo decorreu na União de Freguesias de N.^a Sr.^a da Tourega e N.^a Sr.^a de Guadalupe, no concelho de Évora (Figura 1.1), constituída no âmbito da reforma administrativa nacional. As aldeias de N.^a Sr.^a da Tourega (Valverde) e de N.^a Sr.^a de Guadalupe (Guadalupe) situam-se, respetivamente, a 13,2 km e 13,9 km da cidade de Évora.

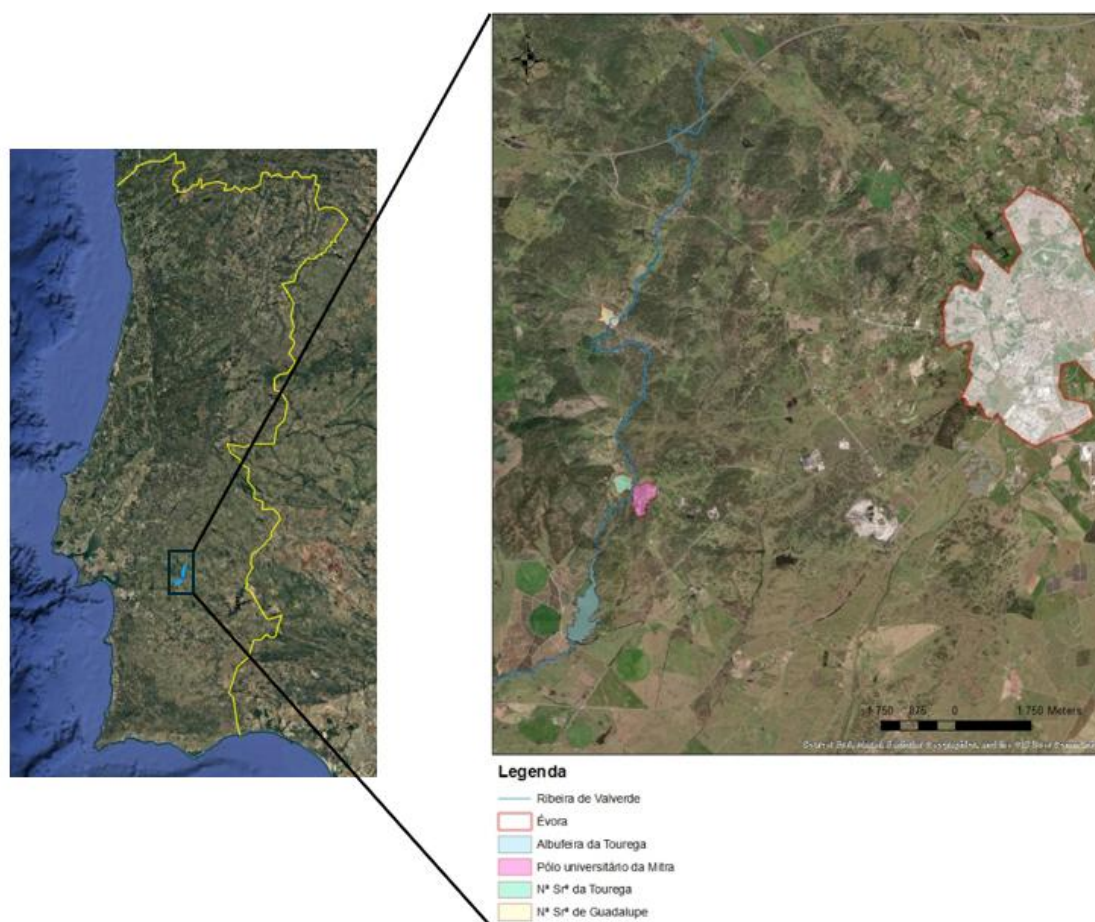


Figura 1.1: Localização da área de estudo a nível nacional (esquerda) e aproximação à área de estudo (direita), com indicação aos aglomerados populacionais e o Pólo académico.

Este território compreende uma área de 263,34 km² e uma população residente de 995 habitantes (União de Freguesias Tourega e Guadalupe, 2024; INE, 2021). À semelhança da tendência populacional do Alentejo (Santos & Rosário, 2022), predominam as faixas etárias [25-64] e ≥ 65] (INE, 2021) (Tabela 1.1). Nesta área, os aglomerados urbanos encontram-se disseminados pelas áreas rurais, com o setor primário (i.e. agricultura e

pecuária) a ser a base da atividade económica local (União de Freguesias Tourega e Guadalupe, 2024).

Tabela 1.1: População residente na União das freguesias de Nossa Senhora da Tourega e Nossa Senhora de Guadalupe. Fonte: INE, 2021

Grupo Etário	Sexo		
	Masculino	Feminino	Total
0 - 14 anos	70	65	135
15 - 24 anos	51	52	103
25 - 64 anos	259	266	525
65 e mais anos	102	130	232
Total	482	513	995

Também inserido na área de estudo encontra-se o Pólo Universitário da Mitra da Universidade de Évora (Figura 1.1), onde é comum a realização de aulas de campo e trabalhos de investigação científica na ribeira de Valverde e sua envolvente (e.g. Sousa, 2010; Ramalho & Moreira, 2004).

A ribeira de Valverde percorre um traçado que cruza as aldeias de Valverde e Guadalupe e o Pólo Universitário Mitra (Figura 1.1). Pertencente à bacia hidrográfica do Sado, apresenta um comprimento de 18,1 km e uma bacia hidrográfica de 72,2 km² (Ramalho & Moreira, 2004). Tal como outros cursos de água tipicamente mediterrânicos, caracteriza-se por um regime hidrológico intermitente, marcado por uma forte sazonalidade. A grande proximidade da ribeira às aldeias de Valverde e Guadalupe, torna-a num lugar de potencial relevância para as respetivas populações.

1.3. Metodologia

1.3.1. Amostragem

No presente trabalho, a metodologia adotada foi descritiva, quantitativa e de corte transversal, adequada para captar as perceções e opiniões de uma amostra de indivíduos num momento específico, assegurando o anonimato (Babbie, 2016). A unidade de análise

compreendeu pessoas com idade igual ou superior a 18 anos e com algum tipo de contacto prévio com a ribeira de Valverde, o que foi aferido através de uma questão inicial aquando da aplicação do inquérito por questionário.

Para a definição do critério de inclusão na amostra foram considerados: ser residente na União de freguesias de N.^a Sr.^a da Tourega e N.^a Sr.^a de Guadalupe ou integrar a comunidade académica da Universidade de Évora com ligação no Pólo da Mitra (incluindo estudantes, docentes, investigadores e outros funcionários não docentes). Tendo em conta a limitação de recursos, optou-se pela constituição de uma amostra não-probabilística, por quotas, recrutada de modo accidental e em bola-de-neve (Babbie, 2016).

A população local elegível foi estimada em 860 indivíduos com idade superior ou igual a 18 anos (Tabela 1.1).

Aplicando a fórmula de cálculo de amostras sobre populações finitas (Sierra Bravo, 2001), prevendo um erro amostral de $\pm 5\%$ e desvio padrão 2σ , obteve-se um valor teórico de 286 indivíduos. A Tabela 1.2 apresenta a distribuição desta amostra segundo grupo etário² e sexo, tendo sido estas as variáveis utilizadas para o cálculo das quotas.

Tabela 1.2: Cálculo da amostra aplicando a fórmula matemática de Sierra Bravo (2001; M-Masculino, F-Feminino)

Grupo etário	Sexo		
	M	F	Total
15 - 24 anos	17	17	34
25 - 64 anos	86	88	175
65 e mais anos	34	43	77
Total	137	149	286

A recolha de dados consistiu na aplicação de um inquérito por questionário eletrónico, autoadministrado através da plataforma LimeSurvey® (LimeSurvey GmbH, 2023), alojada nos servidores da Universidade de Évora (*software open source*). Para responder às limitações de acesso da população idosa, com menor escolaridade ou sem acesso à internet, foi também utilizada uma versão em papel, adaptada para um modo de aplicação heteroadministrado.

² Foi considerado o grupo etário 15-24 anos para contabilizar a população jovem, sendo que é este que, de acordo com o INE, contempla a população residente a partir da maioridade.

O questionário (Anexo I) foi construído com base na revisão de literatura orientada às questões e objetivos do estudo, sendo composto por seis blocos temáticos: (A) frequência à ribeira de Valverde; (B) atividades realizadas e importância atribuída; (C) valorização de elementos biofísicos e paisagísticos; (D) percepção sobre qualidade ambiental e da água; (E) atitudes ambientais comparáveis ao Eurobarómetro; (F) caracterização sociodemográfica. Para garantir maior clareza e abrangência, algumas perguntas incluíram a opção “Outro/a(s)” (Babbie, 2016).

Antes da aplicação final, o questionário foi submetido a um período experimental de pré-teste, durante os meses de julho e agosto de 2022, tendo sido administrados 30 questionários (em formato online e presencial). Este procedimento permitiu avaliar o tempo médio de resposta e clarificar algumas respostas, procedendo às alterações e ajustes necessários na versão final.

A disseminação do questionário online³ foi feita através das redes sociais institucionais e pessoais, correio eletrónico e *SMS*, acompanhados de um breve texto de apresentação do estudo. O meio mais eficaz foi o das redes sociais, tendo gerado um elevado número de respostas em curtos períodos, sobretudo em momentos de campanhas de divulgação. O questionário esteve disponível entre fevereiro e outubro de 2023. O inquérito presencial foi administrado em locais de convívio e repouso, como cafés e bancos de jardim, selecionando-se indivíduos que se encontravam sozinhos, de modo a evitar enviesamento das respostas por influência de terceiros. No final do período de recolha, os dados obtidos eletronicamente foram reunidos com os provenientes dos questionários heteroadministrados, originando uma única base de dados.

Embora o cálculo da amostra teórica fosse de 286 indivíduos, optou-se por manter o questionário acessível durante todo o período definido inicialmente para a recolha, procurando maximizar a robustez numérica da amostra como forma de colmatar as limitações do procedimento não probabilístico. Inicialmente, o LimeSurvey registou 469 respostas; contudo, 34 foram excluídas por não apresentarem qualquer questão respondida (respostas em branco contabilizadas automaticamente pelo *software*). A amostra final integrou 497 questionários válidos (*online* e papel). Entre estes, incluíram-se respondentes que, apesar de não terem submetido o questionário na totalidade, responderam a maior parte das questões, nomeadamente 80 inquéritos em que os participantes indicaram frequentar a ribeira.

³ <https://survey.uevora.pt/index.php/384365?lang=pt>

1.3.2. Análise de dados

A análise de dados combinou abordagens quantitativas e qualitativas. Numa fase inicial, os dados foram organizados e tratados separadamente consoante o tipo de resposta. As respostas fechadas foram analisadas através da estatística descritiva (frequências e percentagens), enquanto as respostas abertas foram sujeitas a análise qualitativa de conteúdo (Bardin, 2009), com o apoio do *software* NVivo11 (QSR International Pty Ltd, 2024), o que permitiu agrupar as respostas em categorias interpretativas temáticas.

Posteriormente, as relações entre variáveis categóricas nominais foram testadas com recurso ao teste estatístico do qui-quadrado de independência (χ^2), enquanto as associações entre variáveis ordinais foram avaliadas através da correlação de Spearman (ρ).

Com o intuito de identificar perfis sociodemográficos, recorreu-se à técnica de *Two-Step Cluster Analysis* no IBM® SPSS Statistics (IBM Corp., 2024), considerando as variáveis local de residência, grupo etário, sexo, habilitações literárias e situação profissional. O local de residência e o sexo foram incluídos no modelo inicial, mas revelaram baixa importância discriminativa, não tendo sido considerados na solução final.

Através do *software* PRIMER v6 com o módulo PERMANOVA (Anderson *et al.*, 2008; Clarke & Gorley, 2006), os perfis sociodemográficos resultantes foram posteriormente relacionados com as perceções e atividades associadas à ribeira através de uma Análise de Clusters Hierárquica (ACH), conduzida pelo método de ligações *complete linkage* e utilizando como medida de proximidade o *weighted Spearman rank correlation coefficient*. Esta técnica foi escolhida pela sua adequação na exploração de padrões integrados de resposta, permitindo compreender de forma mais abrangente a frequência de visita, as perceções ambientais e os usos atribuídos à ribeira.

Por fim, gráficos e tabelas foram produzidos no Microsoft® Excel (Microsoft Corporation, 2025), como apoio à apresentação e interpretação dos resultados. Para efeitos de apresentação gráfica, as categorias com menor expressão foram agrupadas na categoria “Outros”.

1.4. Resultados

1.4.1. Caracterização da amostra

A amostra compreende um total de 497 inquiridos, dos quais 206 apresentam uma taxa de resposta de 100%. A amostra é composta principalmente por respondentes que residem no concelho de Évora (64%), pertencem ao grupo etário 30-64 anos (57%) e são maioritariamente do sexo feminino (55%) (Tabela 1.3)⁴. A faixa etária ≥ 65 anos encontra-se sub-representada relativamente à amostra teórica, o que tem implicações diretas nas restantes variáveis sociodemográficas, designadamente nas habilitações literárias, como veremos em seguida. As pessoas incluídas nesta categoria revelaram maior resistência em ser entrevistadas, e, em muitos casos, não possuíam acesso à internet, o que dificultava também a participação *online*. Apesar de se terem adotado estratégias diversificadas para colmatar esta sub-representação, estas viriam a revelar-se insuficientes para alcançar o número estipulado teoricamente.

Tabela 1.3: Composição da amostra considerando as variáveis sociodemográficas – Localidade (n=390), Grupo etário (n=380) e Sexo (n=387) dos inquiridos

		n	%
Localidade	Concelho de Évora	248	64
	Fora do concelho de Évora	142	36
Grupo etário	18-29	121	32
	30-64	216	57
	≥ 65	43	11
Sexo	Feminino	214	55
	Masculino	173	45

Em termos de habilitações literárias destaca-se a predominância de indivíduos com formação superior (66%) e o menor peso de respondentes com níveis de escolaridade mais baixos. A sobre representação de indivíduos com mais habilitações literárias está ligada

⁴ A amostra real adapta o grupo etário [15-24], definido pelo INE e usado para o cálculo da amostra teórica, a [18-29] tendo em vista colmatar a subtração da população com idade compreendida entre 15-18 anos.

diretamente à sub-representação da população idosa, já antes descrita. Quanto à situação profissional, a maior parte encontra-se empregada por conta de outrem (49%), seguida de estudantes (28%) e reformados (11%) (Tabela 1.4).

Tabela 1.4: Habilitações literárias (n=328) e situação profissional (n=389) da amostra

		n	%
Habilitações literárias	Sem Estudos	6	2
	Ensino Básico (1.º ciclo)	29	7
	Ensino Básico (2.º e 3.º ciclo)	13	3
	Ensino Secundário	83	22
	Licenciatura/Pós-graduação/Mestrado	197	51
	Doutoramento/Pós-Doutoramento	57	15
Situação profissional	Estudante	108	28
	Trabalhador por conta própria	29	7
	Trabalhador por conta de outrem	191	49
	Trabalhador-estudante	9	2
	Reformado	42	11
	Desempregado	10	3

Foram identificados três perfis sociodemográficos (Figura 1.2). O Perfil 1 (52,9%), corresponde sobretudo a adultos entre os 30 e os 64 anos, empregados por conta de outrem e com formação superior. O Perfil 2 (31,6%) é composto maioritariamente por jovens até 29 anos, estudantes do ensino superior. Já o Perfil 3 (15,5%) integra respondentes com 65 ou mais anos, sobretudo reformados e com baixa escolaridade.

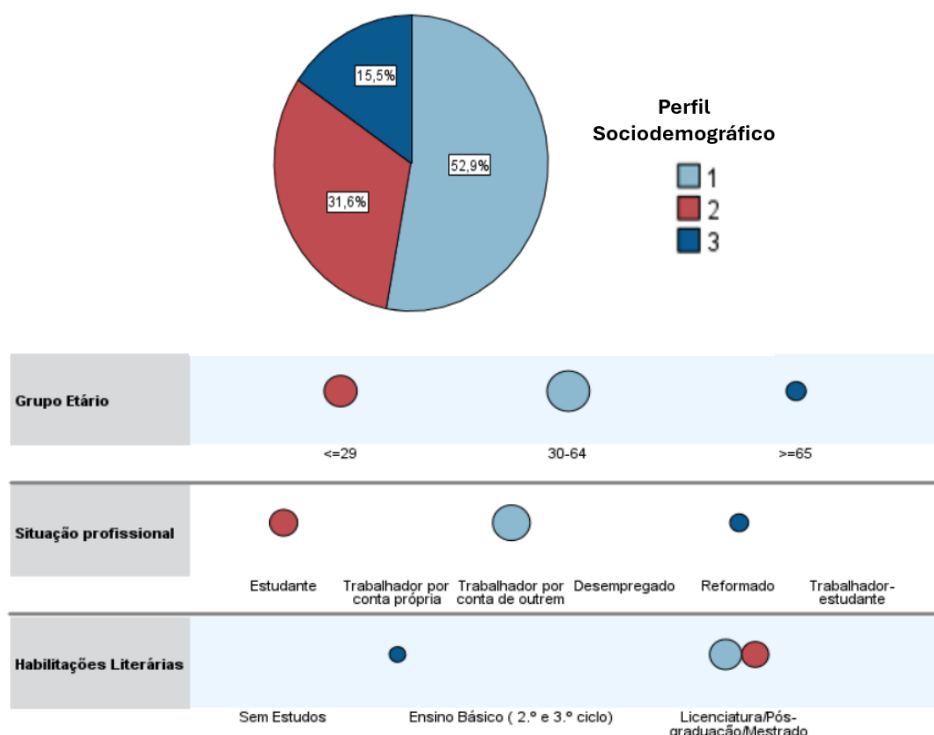


Figura 1.2: Caracterização dos três perfis sociodemográficos em termos de idade, situação profissional e habilitações literárias.

Os resultados obtidos encontram-se alinhados com os Eurobarómetros recentes (Anexo II), especialmente de 2021 e 2023 (European Commission, 2025, 2023, 2021, 2020, 2017). Ações como a reciclagem, a utilização de dados reutilizáveis e a redução do consumo de energia e água revelaram-se alinhadas com os dados europeus, embora os respondentes demonstrem maior valorização da proteção ambiental e de práticas sustentáveis específicas, relacionadas com a energia e água. Para além destas, comportamentos mais recentes, como teletrabalho, alimentação sustentável e compra em segunda mão, surgem com destaque nos relatórios de 2021 e 2023, tendência que é corroborada pelos dados recolhidos neste estudo.

1.4.2. Frequência de visita à ribeira

Aproximadamente 57% (n=286) afirmaram visitar a ribeira, contrapondo com 43% (n=211) referiram nunca o fazer. A diferença entre estes grupos revelou-se estatisticamente significativa ($\chi^2=108,9$; df= 3; $p<0,001$) (Figura 1.3).

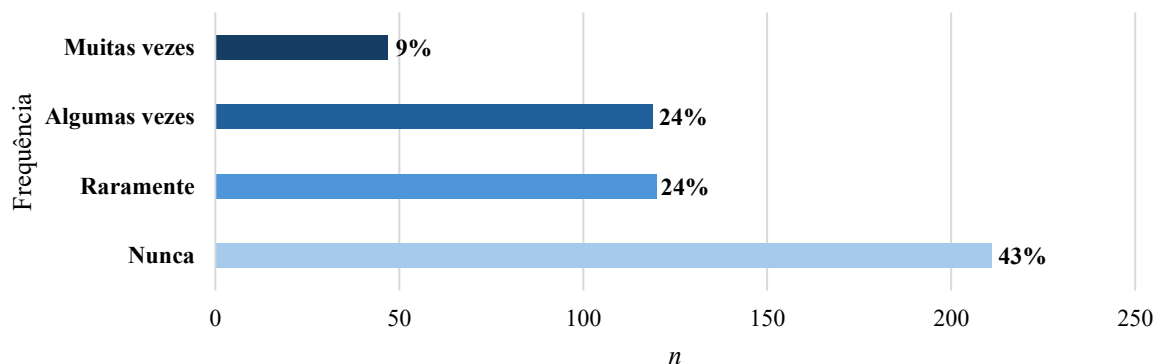


Figura 1.3: Frequência de visita à ribeira de Valverde (n=497).

1.4.3. Usos da ribeira de Valverde

Relativamente às atividades desenvolvidas na ribeira (Figura 1.4), a mais comum é “Passear e/ou caminhar”, considerada frequente ou muito frequente por 125 respondentes, seguindo-se “Estudar/Investigar” (n=43). Por outro lado, as atividades menos praticadas são “Meditar/Rezar”, assinalada por 201 respondentes como nunca ou raramente praticada, e “Pescar”, indicada por 210 respondentes. Apesar de apresentarem valores relativamente baixos, atividades como “Praticar desporto”, “Passear animais de estimação” e “Participar em eventos culturais” registaram alguma relevância, envolvendo mais de 10% de respondentes. A frequência das diferentes atividades diferiu significativamente entre si ($\chi^2=460,6$; $df= 18$; $p=0,001$). Para além destas atividades, 17 respondentes referiram ainda outras práticas, como observação de aves e plantas, e sessões fotográficas.

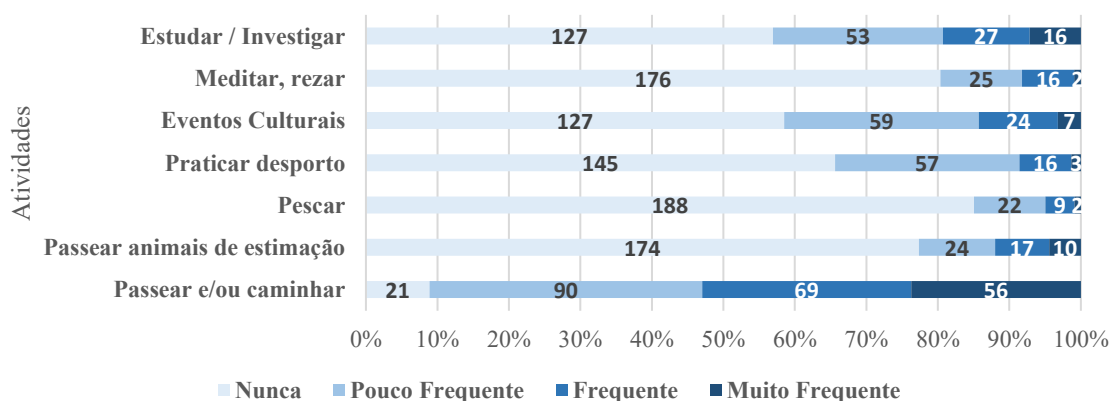


Figura 1.4: Frequência de realização de várias atividades na ribeira de Valverde. Os valores no interior das barras correspondem ao número de respondentes (n).

A relação entre os perfis sociodemográficos e as atividades realizadas na ribeira, explorada através da ACH, revelou que os indivíduos do Perfil 1 visitam a ribeira com maior frequência ($\rho = 0,188$; $p < 0,001$), realizando sobretudo a atividade “Passear e/ou caminhar” (Figura 1.5). O Perfil 2 revelou uma associação positiva com “Estudar/Investigar” ($\rho = 0,158$; $p < 0,05$). Por sua vez, verificou-se uma correlação inversa entre os Perfis 2 e 3 ($\rho = -0,258$; $p < 0,001$), o que indica que, apesar de estarem próximos no dendograma, apresentam tendências opostas, isto é, quando um destes grupos se associa mais a determinada atividade, o outro tende a associar-se menos.

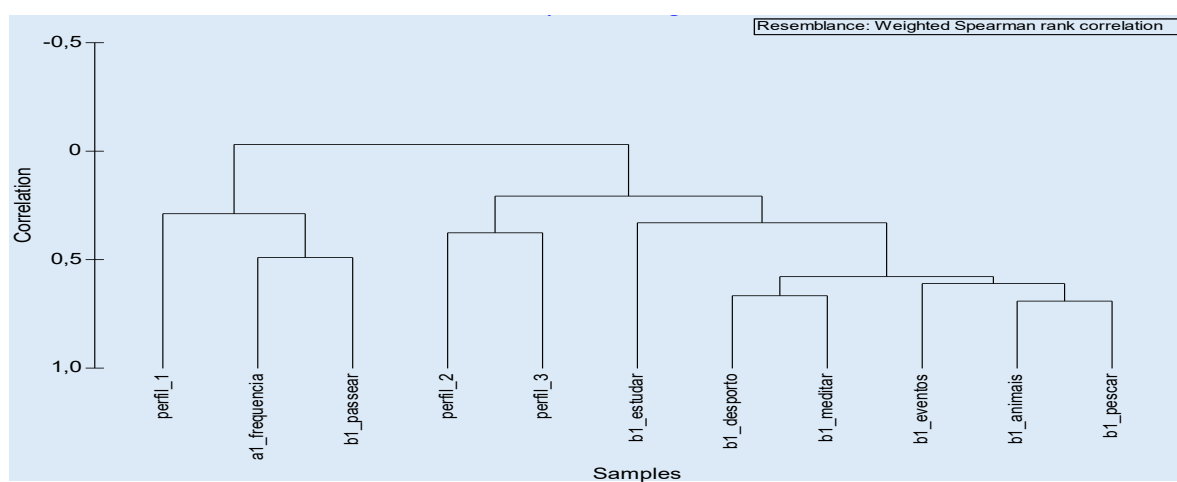


Figura 1.5: Associação entre perfis sociodemográficos, atividades realizadas na ribeira de Valverde e frequência de visita, obtida através de Análise de Clusters Hierárquica baseada no *Weighted Spearman rank correlation coefficient*.

1.4.4. Importância atribuída à ribeira de Valverde

Os níveis de importância atribuídos à ribeira de Valverde variaram significativamente entre os respondentes ($\chi^2 = 178,700$; $df = 3$; $p = 0,001$). Observou-se uma predominância das respostas que valorizam a ribeira, com 46% a classificá-la como “Importante” e 46% como “Muito importante”. Em contraste, apenas 7% atribuíram a classificação de “Pouco importante” e 1% consideraram a ribeira “Nada importante” (Figura 1.6).

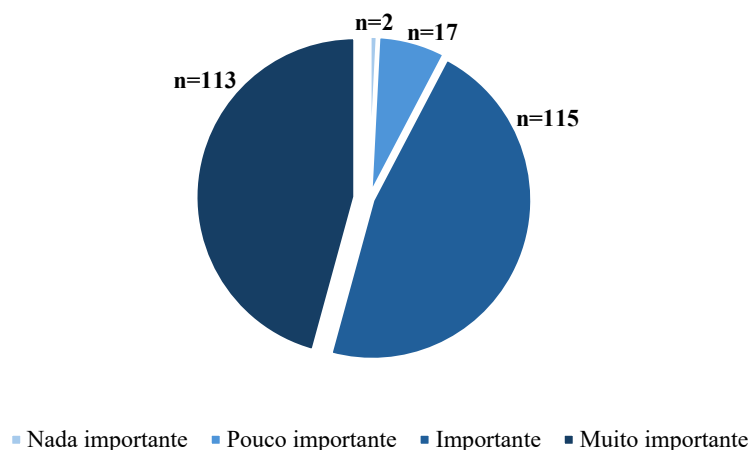


Figura 1.6: Grau de importância atribuída à ribeira de Valverde (n=247).

Nas justificações apresentadas para a importância atribuída à ribeira (Figura 1.7), a categoria “Natural” foi a mais referida (n=105). As categorias “Social” (n=71) e “Outros” (n=6) foram as únicas comuns a todos os graus de importância. Verificaram-se diferenças significativas na distribuição das justificações entre os diferentes graus de importância atribuídos ($\chi^2=50,364$; $df=12$; $p<0,001$). O número de justificações também variou consoante o grau de importância; apenas 4 justificações foram registadas entre os respondentes que consideraram a ribeira “Pouco importante”, contrastando com 121 e 150 justificações apresentadas pelos respondentes que a classificaram como “Importante” e “Muito importante”, respetivamente.

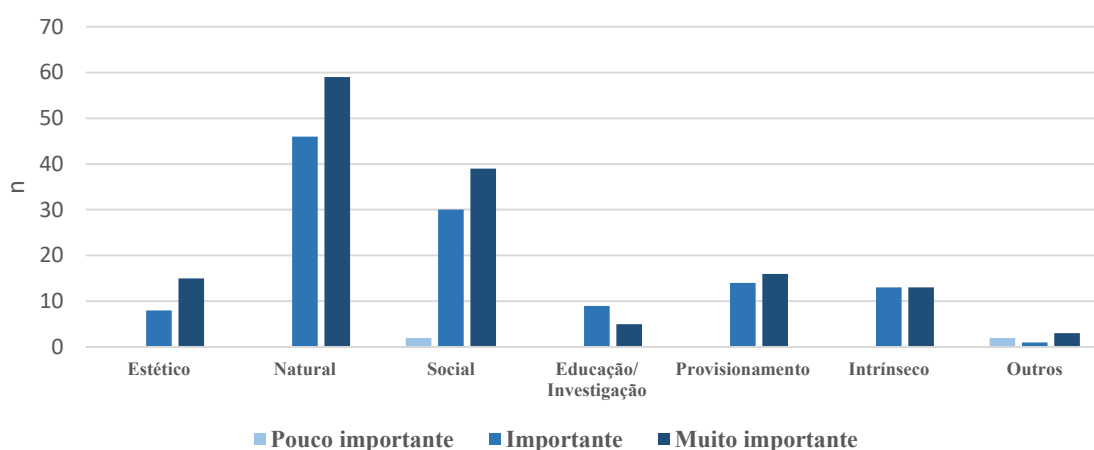


Figura 1.7: Categorias de justificações apresentadas na atribuição do grau de importância da ribeira de Valverde.

Em relação à ordenação dos principais elementos biofísicos e paisagísticos valorizados (Figura 1.8), a “Biodiversidade” foi o elemento que mais vezes surgiu em 1.º lugar (n=88), seguindo-se a “Água” (n=58) e a “Paisagem” (n=51). Estes três elementos também são os que mais ocorrem nos três primeiros lugares: “Biodiversidade” (n=169), “Água” (n=161) e “Paisagem” (n=122). Por outro lado, os elementos que mais frequentemente ocuparam o 4.º, 5.º e 6.º lugar foram a “Albufeira” (n=165), “Geologia” (n=164) e “Vegetação” (n=104). As diferenças observadas foram estatisticamente significativas ($\chi^2=495,5$; $df=25$; $p<0,001$), confirmando que a valorização atribuída aos elementos não é homogênea.

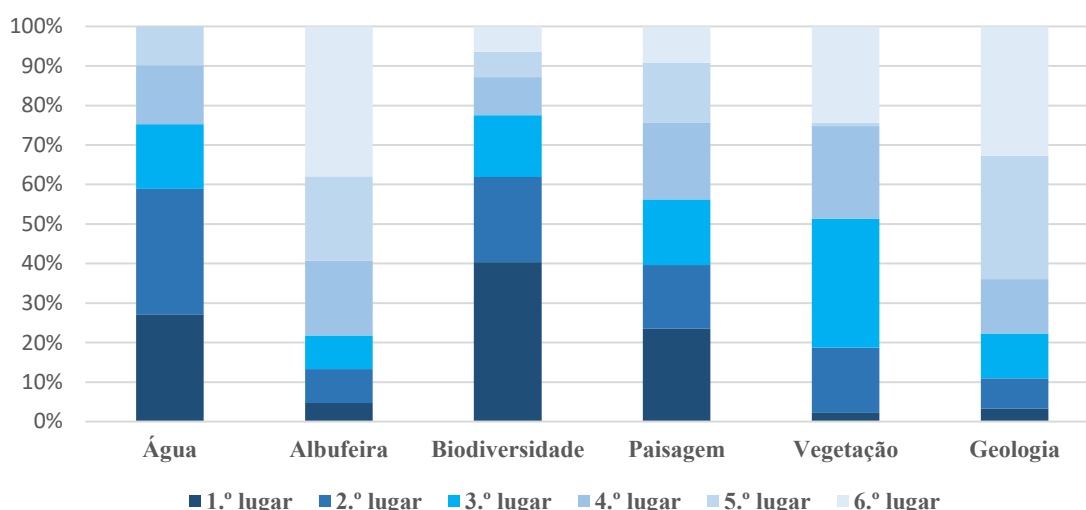


Figura 1.8: Ordenação dos principais elementos biofísicos e paisagísticos valorizados na ribeira de Valverde.

Para além dos elementos biofísicos e paisagísticos previamente avaliados (Figura 1.8), os respondentes tiveram ainda a possibilidade de indicar, em resposta aberta, outros elementos que consideravam relevantes (Figura 1.9). Algumas destas respostas enquadraram-se em categorias já referidas, como “Natural” (35%) e “Social” (33%), enquanto outras deram origem a novas categorias, como “Cultural” (13%), “Tranquilidade” (11%) e “Outros”

(7%). Estas menções complementares refletem sobretudo dimensões percecionais e sociais, que surgem além da listagem inicial de elementos proposta no questionário.

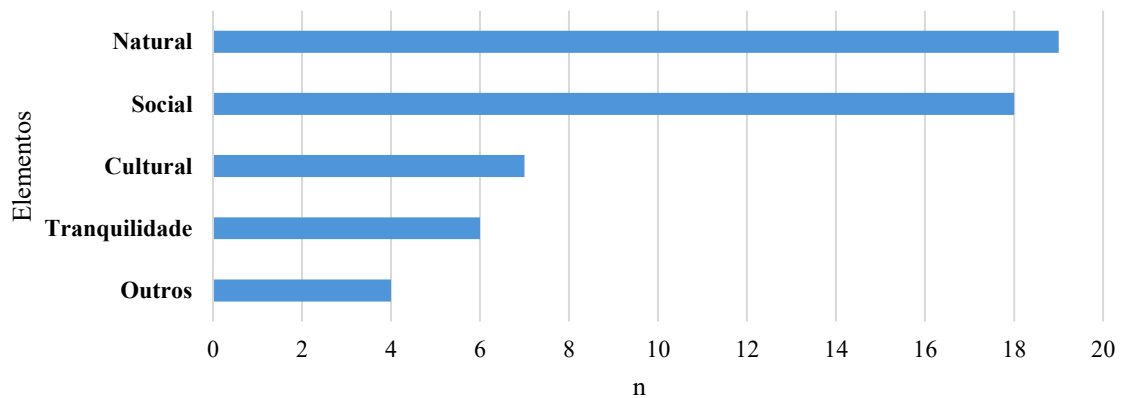


Figura 1.9: Categorias adicionais associadas à ribeira de Valverde referidas pelos respondentes (n=54).

Cruzando os perfis sociodemográficos com os resultados da classificação dos elementos biofísicos e paisagísticos, frequência de visita e importância atribuída (Figura 1.10), verificam-se padrões distintos. O Perfil 1 apresenta uma frequência elevada de visita à ribeira, atribui-lhe grande importância e destaca sobretudo a “Biodiversidade”, a “Vegetação”, a “Geologia” e a “Paisagem”. O Perfil 2 valoriza particularmente a “Água” e a “Albufeira”, tal como o Perfil 3, que também associa maior relevância a estes elementos. Contudo, o Perfil 3 tende a considerar a ribeira menos importante, o que revela uma perceção diferenciada deste perfil comparativamente aos restantes.

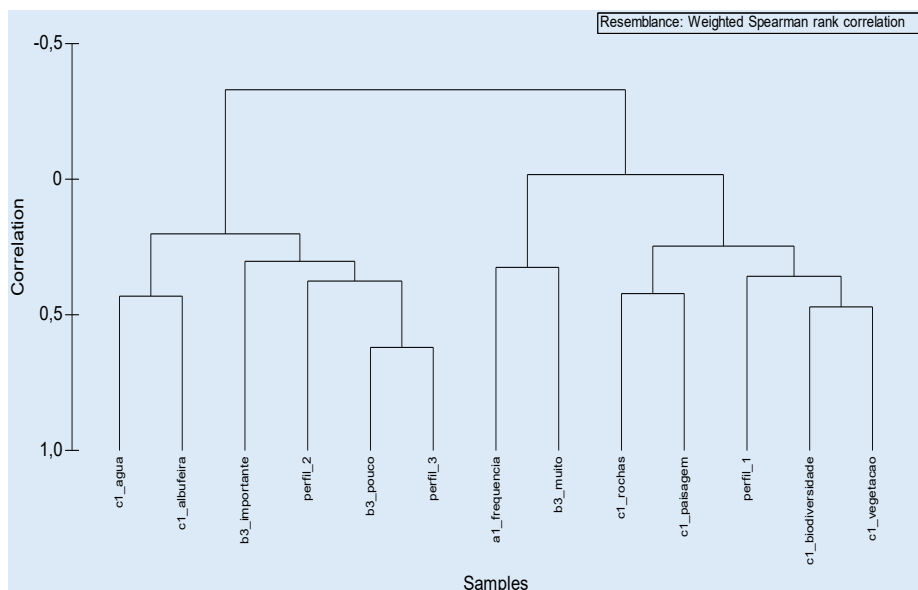


Figura 1.10: Associação entre os perfis sociodemográficos e elementos biofísicos e paisagísticos, frequência de visita e importância atribuída, obtida através de Análise de Clusters Hierárquica baseada no *Weighted Spearman rank correlation coefficient*. Nota: a categoria “c1_rochas” corresponde à “Geologia” referida no texto.

1.4.5. Perceções sobre qualidade ambiental da ribeira

Embora não se tenham verificado diferenças estatisticamente significativas na avaliação da qualidade ambiental da ribeira de Valverde ($\chi^2 = 2,1$; $df = 2$; $p > 0,5$), os resultados indicam que a maior fração dos respondentes (37%) afirmou desconhecer se a ribeira de Valverde apresenta boa qualidade ambiental (Figura 1.11). Por outro lado, 34% consideraram que a ribeira possui boa qualidade, enquanto 29% afirmaram o contrário.

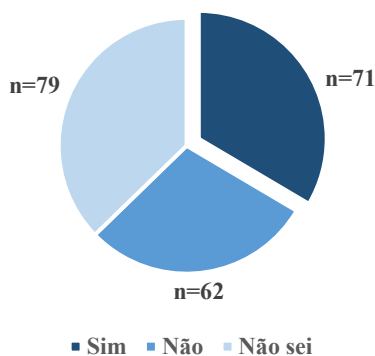


Figura 1.11: Perceção sobre a qualidade ambiental da ribeira de Valverde (n=212).

As justificações apresentadas variaram entre os três grupos de resposta (Figura 1.12). Entre os que responderam “Não sei” predominam as referências à falta de informação disponível (60%), às variações sazonais da ribeira (16%) e ao facto de não frequentarem a ribeira (16%). Os respondentes que consideraram que a ribeira “Não” possui boa qualidade referiram sobretudo problemas de poluição (41%), de gestão ambiental insuficiente (27%) e de características da água percebidas como negativas (22%). Por sua vez, o grupo que respondeu “Sim” apresentou maior diversidade de justificações, salientando o aspeto natural do espaço (27%) e o facto de se apresentar sem resíduos (20%).

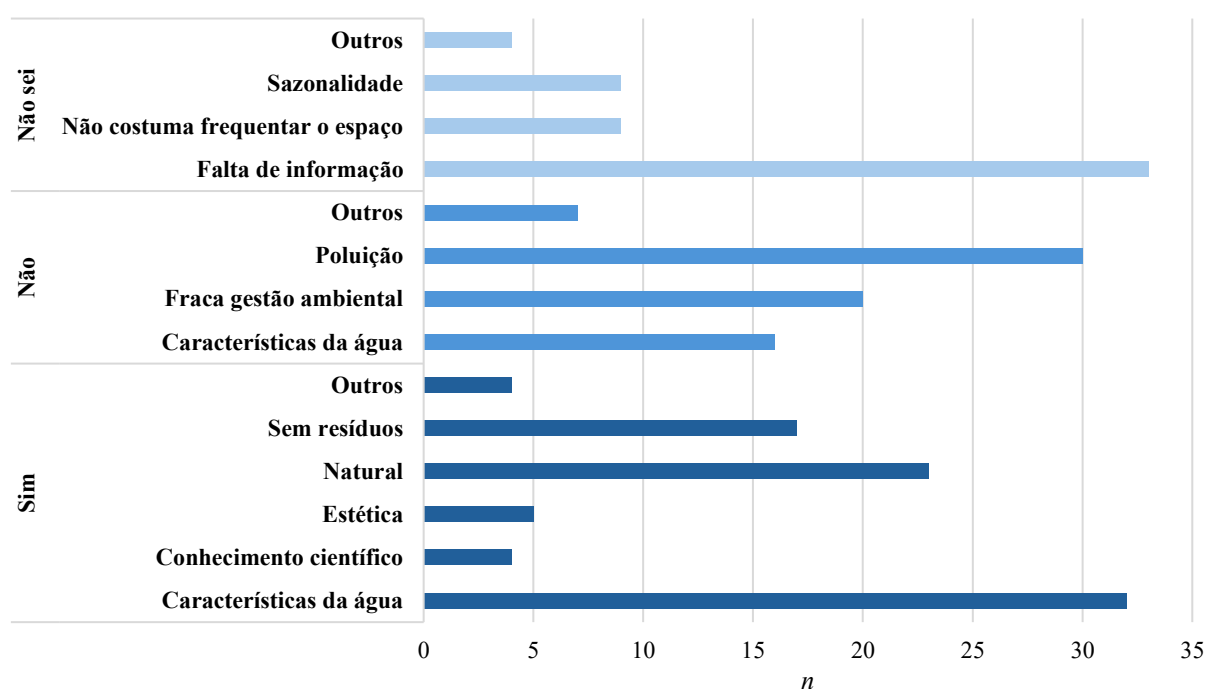


Figura 1.12: Justificações apresentadas na avaliação da qualidade ambiental da ribeira de Valverde (n=213).

A Figura 1.13 mostra a associação entre os perfis sociodemográficos, a frequência de visita, a perceção da qualidade ambiental e as justificações apresentadas pelos respondentes. O Perfil 1 agrupou-se sobretudo com a perceção negativa da qualidade ambiental, justificando-se com problemas de poluição e fraca gestão ambiental. Por outro lado, o Perfil 3 assumiu uma perceção ambiental positiva, destacando justificações assentes em elementos naturais, na ausência de resíduos e no aspeto da água, além de se associar a uma frequência

mais baixa de visita. Já o Perfil 2 associou-se sobretudo às respostas de incerteza (“Não sei”), que se justificaram maioritariamente com a falta de informação disponível.

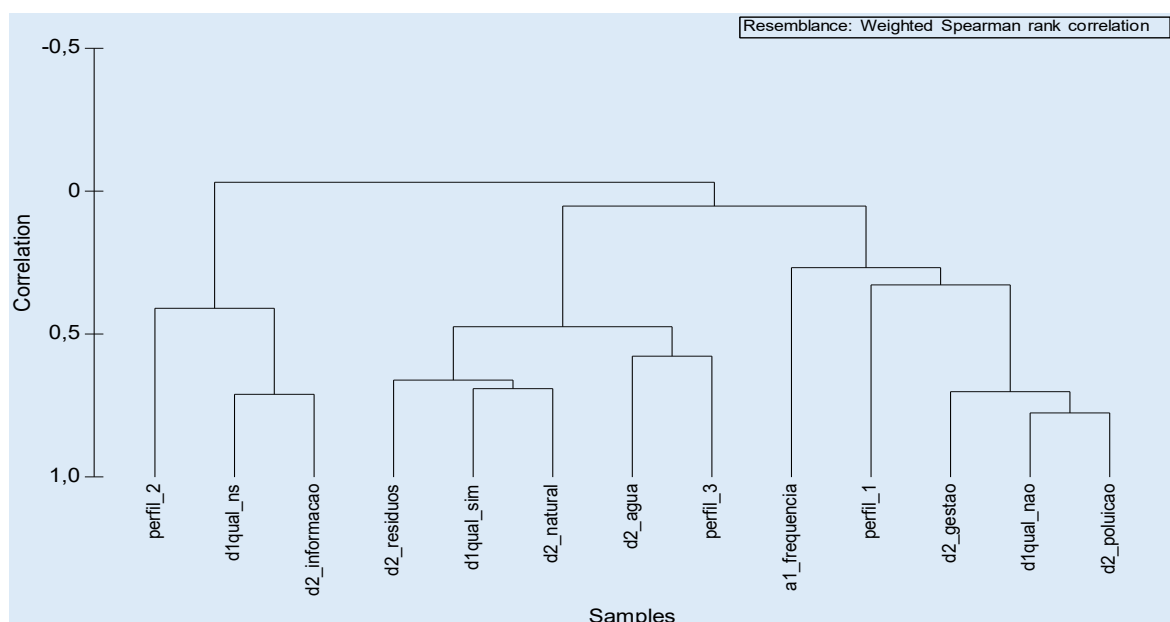


Figura 1.13: Associação entre os perfis sociodemográficos, a percepção da qualidade ambiental, a frequência de visita e as principais justificações apresentadas pelos respondentes, obtida através da Análise de Clusters Hierárquica baseada no *Weighted Spearman rank correlation coefficient*. Nota: a categoria “c1_rochas” corresponde à “Geologia” referida no texto.

1.4.6. Percepções sobre a qualidade da água da ribeira

Com base nas justificações apresentadas na questão anterior, foi possível avaliar a percepção da água por parte de um subconjunto de respondentes (n=47). Desses, 26 consideraram que a água da ribeira apresenta boa qualidade, contrastando com 21 que indicaram que a água da ribeira não possui boa qualidade (Figura 1.14).

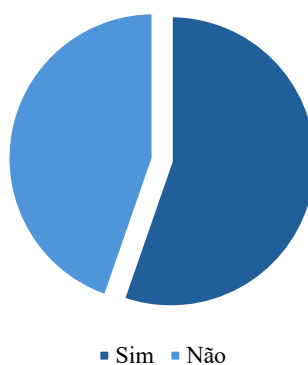


Figura 1.14: Percepção sobre a boa qualidade da água da ribeira de Valverde (n=47).

As principais justificações diferem entre ambos os grupos de resposta. Os respondentes que consideraram a água com boa qualidade basearam-se sobretudo em aspetos sensoriais, enquanto os que a avaliaram negativamente destacaram problemas identificados a partir de conhecimentos técnico-científicos e observações diretas, como a presença de detritos orgânicos, cor escura e sedimentos. Na escolha dos principais aspetos para avaliar a qualidade (Figura 1.15), verificaram-se diversas respostas, com destaque para o “Cheiro” (73%), os “Resíduos” (70%), a “Espuma” (63%), a “Transparência” (68%) e a “Cor” (58%).

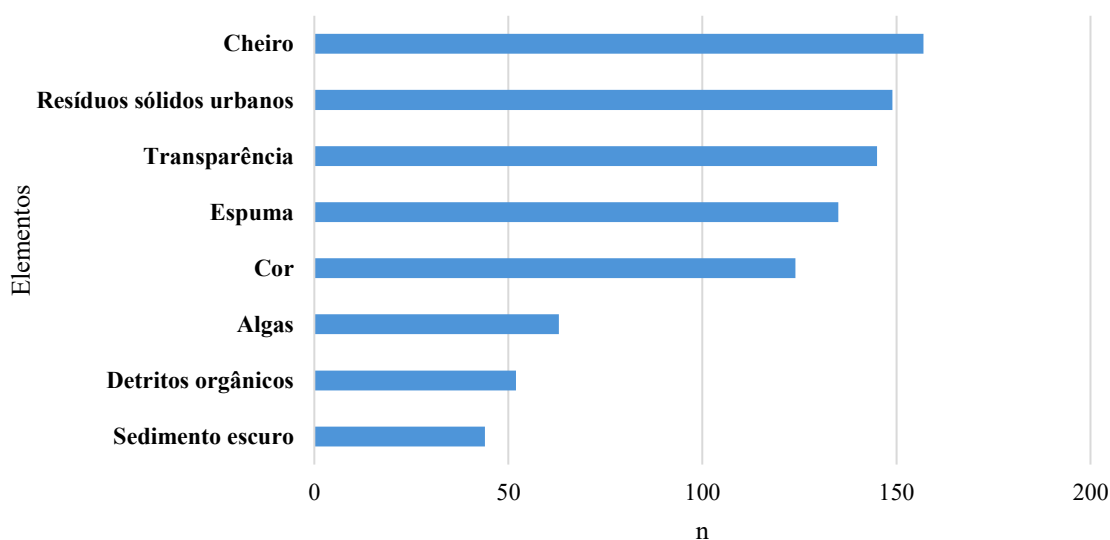


Figura 1.15: Principais elementos/aspetos apresentados na perceção da qualidade da água.

Para além dos aspetos já referidos, alguns respondentes indicaram que a qualidade da água deve ser avaliada através de diferentes critérios, nomeadamente elementos biológicos (53%), físico-químicos (24%), sensoriais (12%) e hidrológicos (12%).

A maioria dos respondentes (n=74) afirmou que a qualidade da água influencia as atividades que desenvolvem na ribeira (Figura 1.16). Das atividades referidas, destacam-se o “Passear”, o “Pescar” e os “Banhos”, a que se juntam outras atividades com menor expressão.

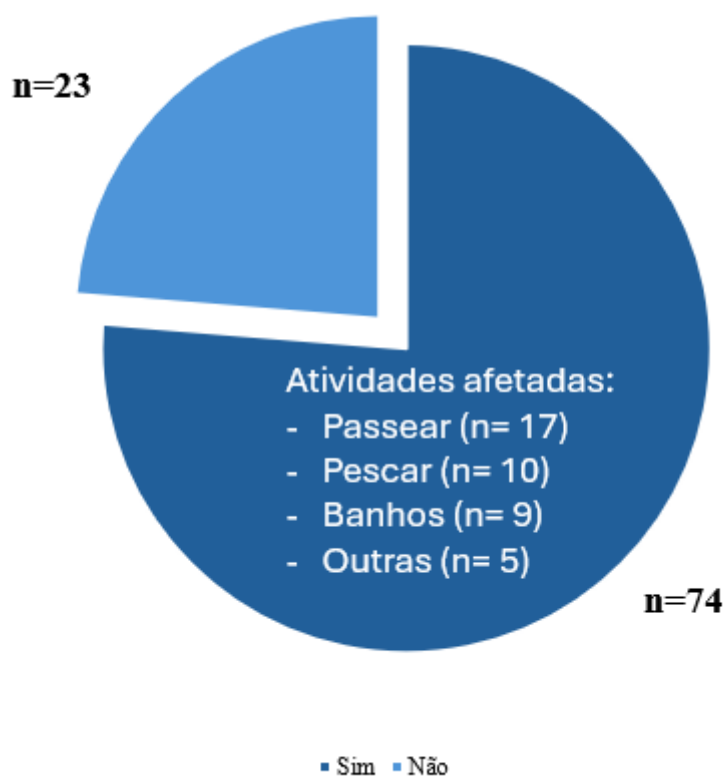


Figura 1.16: Afetação da qualidade da água nas atividades desenvolvidas pelos respondentes (n=97). As atividades afetadas estão inseridas na fatia do “Sim”, com os respetivos números de resposta (n).

A maioria dos respondentes (66%) considerou que a qualidade da água varia sazonalmente, enquanto 4% afirmaram que a qualidade se mantém constante, com os restantes a não apresentarem uma posição definida (Figura 1.17).

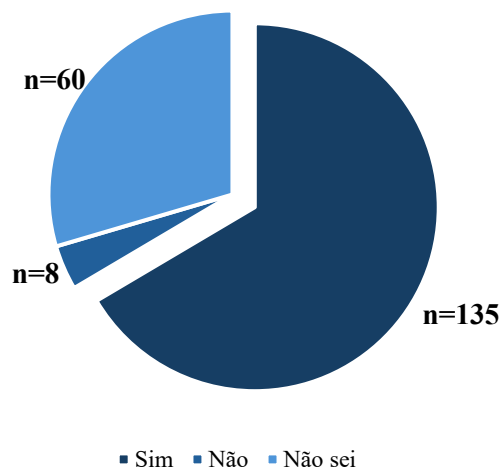


Figura 1.17: Percepção da variação da qualidade da água da ribeira de Valverde (n=203).

A Figura 1.18 evidencia padrões distintos entre os perfis sociodemográficos, a frequência de visita à ribeira, a percepção sobre a qualidade da água e os elementos utilizados na sua avaliação. O Perfil 1 associa-se sobretudo a características como a transparência e o cheiro, refletindo uma avaliação tendencialmente positiva da qualidade da água. O Perfil 2 revelou uma percepção mais negativa, associada a elementos como cor escura, sedimentos e presença de detritos, baseando-se ainda em conhecimento técnico-científico. Já o Perfil 3, embora sem uma posição claramente definida, destacou a presença de algas na determinação da qualidade da água, estando simultaneamente associado a uma elevada frequência de visita à ribeira.

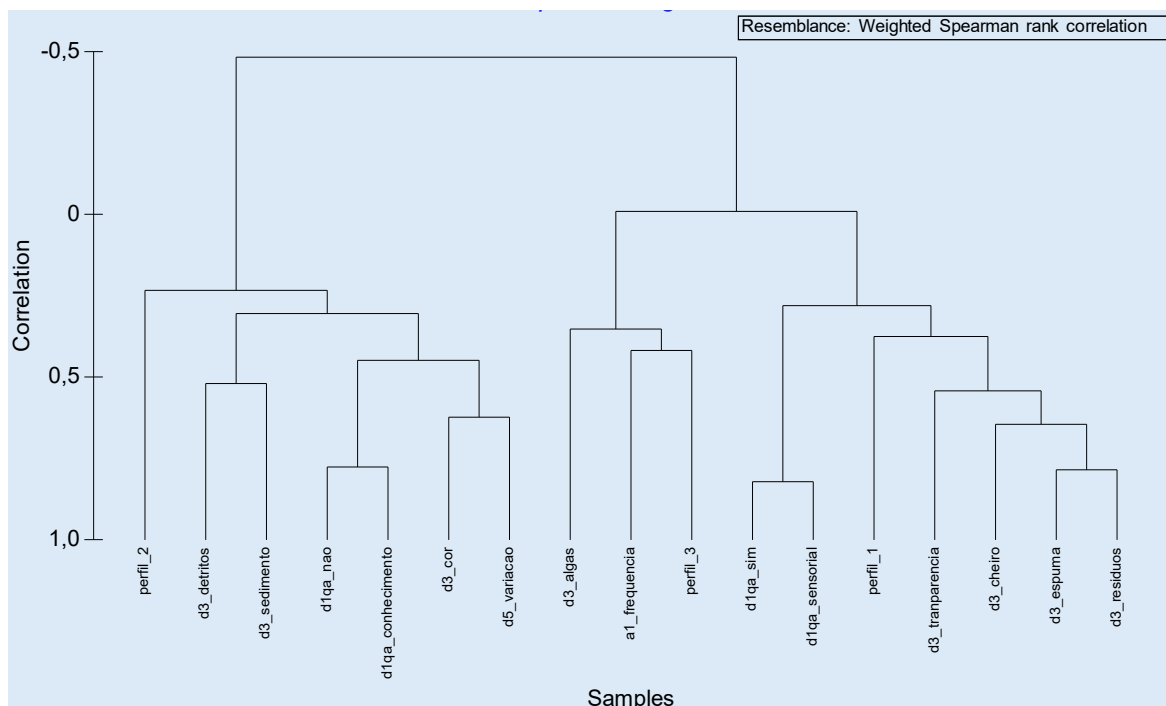


Figura 1.18: Associação entre os perfis sociodemográficos, a frequência de visita à ribeira, a percepção da qualidade da água, e os principais elementos utilizados na sua avaliação, obtida através da Análise de Clusters Hierárquica baseada no *Weighted Spearman rank correlation coefficient*.

1.4.7. Propostas para a melhoria da qualidade da ribeira

Em resposta à questão aberta [*Se fosse convidado/a a apresentar propostas de intervenções para melhorar a qualidade da Ribeira, quais seriam?*], os respondentes apresentaram uma variedade considerável de propostas para melhorar a qualidade da ribeira de Valverde (Figura 1.19). As propostas incidiram sobretudo no reforço de estratégias de gestão ambiental (33%), como a melhoria das margens e a conservação dos espaços ribeirinhos. O combate à poluição também foi frequentemente referido (24%), destacando a necessidade de reduzir as fontes de poluição e respetivos impactes. Outras propostas incluíram a monitorização da qualidade da água (13%), a educação e sensibilização ambiental (8%), a fiscalização para cumprimento das leis ambientais (7%), a realização de campanhas de dinamização da ribeira (6%) e a melhoria dos acessos à ribeira (5%).

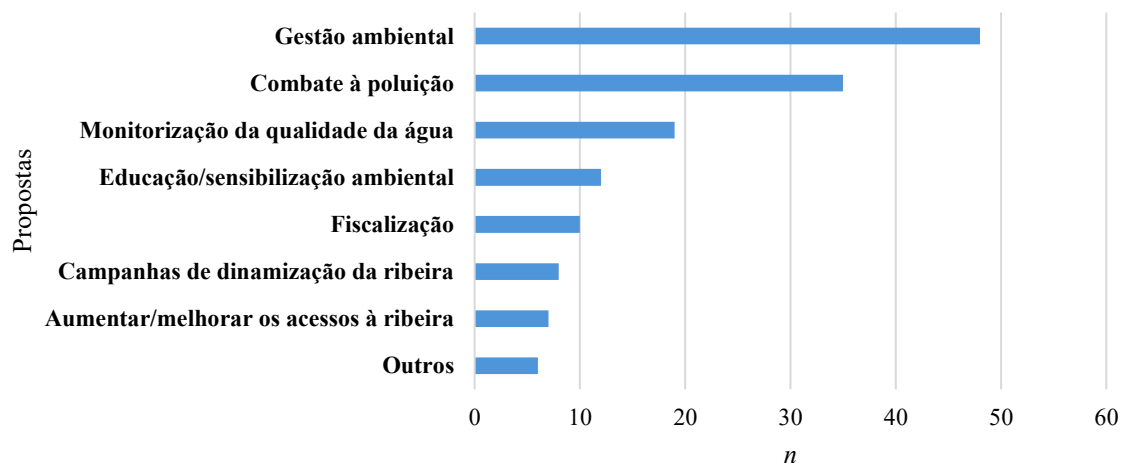


Figura 1.19: Propostas apresentadas pelos respondentes para melhorar a qualidade da ribeira de Valverde (n=145).

Na Figura 1.20 pode observar-se a associação entre os perfis sociodemográficos, a frequência de visita, os impactos da qualidade da água nas atividades e as propostas de intervenção para melhorar a ribeira. O Perfil 1 surgiu associado às respostas que afirmam que a qualidade da água afeta as atividades, frequentado com muita frequência a ribeira. O Perfil 3 esteve sobretudo associado às propostas de combate à poluição e de monitorização da qualidade da água, aparecendo ainda relacionado com medidas de fiscalização e sensibilização. Já o Perfil 2 não estabeleceu uma ligação clara a categorias específicas, surgindo de forma mais isolada.

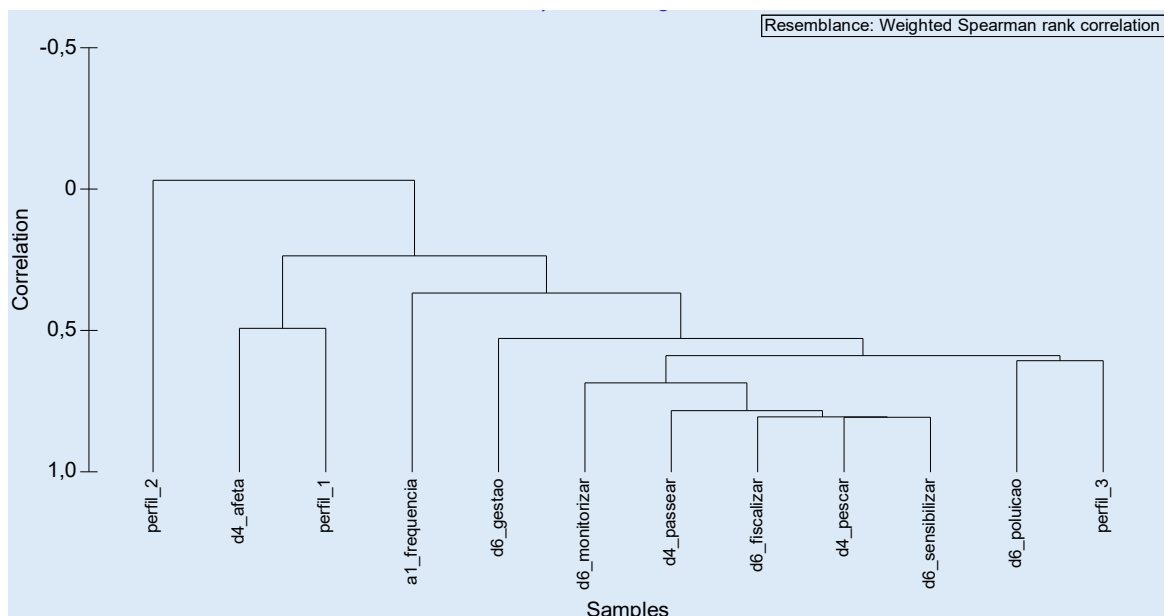


Figura 1.20: Associação entre os perfis sociodemográficos, a frequência de visita, os impactos da qualidade da água nas atividades e as propostas para melhorar a ribeira de Valverde, obtida através da Análise de Clusters Hierárquica baseada no *Weighted Spearman rank correlation coefficient*.

1.5. Discussão

1.5.1. Usos e importância da ribeira

Os resultados deste estudo indicam que a maioria dos respondentes visita frequentemente a ribeira. Este dado pode ser interpretado de diferentes formas. Por um lado, sugere uma consciencialização perante a importância dos contactos com a natureza para a saúde e bem-estar (Jimenez *et al.*, 2021; Mayer *et al.*, 2009; Pretty *et al.*, 2005). Por outro, poderá estar simplesmente ligado à proximidade deste espaço aos locais de residência e trabalho. A localização junto a aglomerados populacionais, como a cidade de Évora, as aldeias de Guadalupe e Valverde e o Pólo da Mitra da Universidade de Évora, constitui um fator adicional de atração, facilitando o uso regular. Esta tendência pode também ser associada à hipótese da biofilia, que defende uma ligação inata do ser humano à natureza e que se manifesta na procura de espaços verdes e ribeirinhos para lazer e bem-estar psicológico (Capaldi *et al.*, 2015; Kellert, 2000). Assim, a utilização frequente da ribeira

pode ser vista como prática recreativa e como uma ligação biofílica, que realça a importância dos ecossistemas ribeirinhos enquanto espaços de contacto direto com a natureza.

Caminhar e passear são as atividades mais frequentemente realizadas, provavelmente devido à simplicidade de execução e ao crescente reconhecimento dos benefícios destas práticas para a saúde física e mental (Piercy *et al.*, 2018; Mayer *et al.*, 2009). No entanto, no caso da ribeira de Valverde, nem todos os utilizadores têm a mesma facilidade na realização destas atividades. Os declives e a irregularidade no terreno podem limitar a utilização por pessoas mais idosas ou com dificuldades motoras. A acessibilidade revela-se uma limitação considerável, aspeto também realçado em outros estudos sobre espaços ribeirinhos (Zingmark *et al.*, 2021). Para além das barreiras físicas, podem também existir fatores de ordem social e pessoal: a escassez de tempo, o desinteresse pela natureza, a prioridade dada a outros passatempos ou até condições ambientais adversas que podem condicionar as visitas (Zamora *et al.*, 2021). Estes constrangimentos ajudam a compreender os padrões observados nos perfis sociodemográficos: o Perfil 1, composto maioritariamente por adultos em idade ativa, associa-se mais a caminhadas frequentes, enquanto o Perfil 3, composto por indivíduos mais idosos, tende a apresentar menor participação nestas atividades devido a possíveis limitações de acessibilidade. Adicionalmente, verificou-se que muitos indivíduos com 65 ou mais anos não costumam visitar a ribeira e mostraram menor receptividade a responder ao inquérito, o que poderá ter contribuído para a baixa representatividade desta faixa etária. Ainda assim, a presença de indivíduos do Perfil 3 na ribeira evidencia que a ribeira constitui um espaço intergeracional, suscitando o interesse dos vários perfis etários e sociais.

Estudar surge como a segunda atividade mais frequentemente realizada, o que pode ser explicado pela proximidade ao Pólo da Mitra da Universidade de Évora e pela existência de espaços propícios ao lazer ao longo da ribeira. Para muito estudantes, sobretudo de cursos associados às Ciências Ambientais, a ida à ribeira pode funcionar simultaneamente como uma oportunidade de escape à rotina académica, de aprendizagem prática e de contacto direto com a biodiversidade local. Este padrão parece evidente no grupo de indivíduos do Perfil 2, constituído maioritariamente por jovens até 29 anos e estudantes do ensino superior, que se associa de forma positiva à atividade estudar/investigar. A realização de eventos culturais e de convívio social, ainda que menos frequentes, reforçam a importância da ribeira enquanto espaço comunitário. Estes diferentes usos enquadram-se nos Serviços de Ecossistemas (SE) culturais, incluindo o lazer, a educação ambiental e o interesse pelos ecossistemas ribeirinhos (Jorda-Capdevila *et al.*, 2021; Asah *et al.*, 2014; Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Por outro lado, pescar e meditar são as atividades menos realizadas pelos respondentes. A prática reduzida da pesca pode estar relacionada com limitações de acessibilidade e de condições locais, uma vez que a disponibilidade de espaços adequados e a acessibilidade são fatores determinantes para a prática de atividades recreativas em ambientes ribeirinhos (Grzyb, 2024; Llanos-Paez & Acuña, 2022). Quanto à meditação, estudos mostram que esta prática tende a ocorrer em ambientes naturais que ofereçam características como tranquilidade e contacto direto com a natureza (Djernis *et al.*, 2019; Lymeus, 2019). Contudo, a baixa frequência desta atividade poderá indicar que essas características não são plenamente percebidas pelos utilizadores, limitando a sua realização. Ainda assim, mesmo sendo menos frequentes, estas atividades, juntamente com a observação de fauna e flora e sessões fotográficas, demonstram a diversidade de potenciais usos da ribeira, complementando a valorização global do espaço.

Importa salientar que as atividades maioritariamente realizadas – como caminhar, estudar e a realização de convívios – são tendencialmente de baixo impacto, não comprometendo de modo relevante a integridade ecológica da ribeira. Pelo contrário, podem até reforçar a perceção da sua relevância e sensibilizar os utilizadores para a necessidade de preservar o ecossistema (Jorda-Capdevila *et al.*, 2021; Arsénio *et al.*, 2019). Neste sentido, estas práticas estão diretamente ligadas à manutenção e à valorização dos Serviços de Ecossistemas; por um lado, ao dependerem da qualidade ecológica, refletem a importância dos serviços de regulação e de suporte, como a conservação da biodiversidade; por outro, ao promoverem lazer, educação ambiental e qualidades estéticas, reforçam os papéis dos SE culturais (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

A ribeira foi considerada importante e muito importante pela maioria dos respondentes, refletindo a sua valorização enquanto recurso natural e social (Nordensvärd *et al.*, 2022). Entre as justificações apresentadas, destacaram-se sobretudo as de dimensão natural e social, sendo esta última comum a todos os grupos de resposta. Tal resultado sugere que a ribeira é percebida não apenas como um recurso ecológico, mas também como um espaço comunitário com potencial para promover a coesão social (Kim & Kaplan, 2004). De realçar que diferentes respondentes atribuíram o mesmo nível de importância à ribeira por diferentes razões, o que revela a diversidade de perceções que sustentam a importância do espaço em diversas vertentes.

Os resultados mostram que, entre os elementos ambientais avaliados, a biodiversidade, a água e paisagem foram os mais valorizados, aparecendo com mais frequência nas primeiras posições. Já a albufeira da Tourega, a geologia e a vegetação

surgiram em posições mais baixas, o que indica que são vistas como menos centrais. Para além destes, alguns respondentes referiram outros aspetos, o que reforça, mais uma vez, que a ribeira é percecionada de diversas formas. A literatura tem mostrado que elementos como a biodiversidade e paisagem são frequentemente reconhecidos como serviços culturais e estéticos dos ecossistemas (Daniel *et al.*, 2012; Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

O grupo de respondentes que se enquadra no Perfil 1 (adultos entre os 30 e os 64 anos, maioritariamente com formação superior e empregados por conta de outrem), foi o que visitou com mais frequência a ribeira e que a classificou como muito importante. Este perfil destacou principalmente os aspetos naturais e paisagísticos da ribeira, o que sugere uma ligação próxima com o espaço. A literatura mostra que quanto mais próximo e regular é o contacto com a natureza, maior a criação de vínculos emocionais e de bem-estar psicológico, o que pode resultar na valorização e conservação da ribeira (Garza-Terán, 2022). Já os respondentes dos Perfis 2 e 3 classificaram a ribeira como importante e pouco importante, respetivamente. Contudo, ambos realçaram a importância dos mesmos elementos: água e a albufeira da Tourega. No caso do Perfil 2, constituído sobretudo por jovens até 29 anos e estudantes, esta preferência poderá estar relacionada com a perceção da ribeira enquanto espaço de aprendizagem académica e de lazer. Já os respondentes com Perfil 3, composto sobretudo por pessoas idosas e reformadas, parecem percecionar a ribeira como um recurso de fruição estética e utilitário (para abastecimento de água). Alguns estudos (e.g. U.S. Environmental Protection Agency, 2021 e Miller *et al.* 2006) destacam estas dimensões como formas de valorização destes ecossistemas. Em ambos os casos, é realçada a importância destes recursos, o que evidencia os SE providenciados pela ribeira, sobretudo pelo seu valor recreativo. Deve também notar-se que a amostra apresenta uma sub-representação em termos de habilitações escolares, o que permite equacionar quais serão efetivamente os usos e perceções por parte de uma população que, apesar de partilhar a mesma faixa etária, difere substancialmente em termos de capitais escolares.

1.5.2. Perceção ambiental e da água da ribeira de Valverde

A qualidade ambiental da ribeira não foi consensual entre os respondentes. De realçar que as formulações de algumas perguntas podem não ter sido formuladas com a precisão de resposta desejada. Por exemplo, a questão [*Considera que a ribeira de Valverde apresenta*

boa qualidade?] foi formulada com o intuito de obter informações sobre a qualidade da água da ribeira, contudo, a formulação da pergunta induziu os inquiridos a responder em função da qualidade ambiental da ribeira. Para além daqueles com maior consciência ambiental poderem ser mais críticos sobre o estado da qualidade ambiental (Kousar *et al.*, 2022), também a sensibilidade e o conhecimento podem influenciar as justificações. As razões apresentadas demonstraram uma grande variedade de perceções sobre a qualidade da ribeira, destacando-se a poluição, a ausência de gestão ambiental e a presença ou ausência de resíduos sólidos urbanos. As justificações com base na falta de informação realça a necessidade de programas de monitorização da qualidade da ribeira e respetiva comunicação dos resultados à população. Com isto, caso se otimize a gestão ambiental e o combate os fenómenos de poluição, a qualidade ecológica poderá aumentar, resultando num possível aumento valorização social da ribeira.

Todos os perfis sociodemográficos de respondentes forneceram informações que podem ser complementares e integradas, fornecendo assim uma visão mais abrangente sobre a qualidade ambiental da ribeira. Os respondentes com Perfil 1 realçaram a deficiente gestão ambiental e poluição da ribeira, enquanto os do Perfil 3 referiram aspetos positivos diretamente observáveis. Os respondentes com Perfil 2 destacaram a necessidade de reforçar a divulgação dos dados sobre o estado de qualidade da ribeira. Estas diferenças poderão ser explicadas, em parte, pelos níveis de escolaridade associados a cada perfil, com o Perfil 3 a possuir as menores habilitações literárias, revelando uma perceção marcada pela proximidade à ribeira em detrimento da literacia ambiental que é mais evidente em grupos com níveis de escolaridade superior.

Os resultados mostram também que não foi consensual a perceção sobre a qualidade da água da ribeira. Esta situação pode estar associada ao facto de a perceção sobre a qualidade da água variar no espaço e no tempo (Arthington *et al.*, 2014). Observou-se uma grande variedade de elementos identificados para justificar a qualidade da água entre os perfis de respondentes. Esta variedade demonstra a complexidade subjacente à avaliação da qualidade da água, que requer conhecimentos objetivos. A maioria dos respondentes reconheceu que a qualidade da água da ribeira varia sazonalmente. Este reconhecimento realça uma vez mais a complexidade ambiental característica dos sistemas intermitentes (Arthington *et al.*, 2014). É importante reconhecer e responder às variações sazonais dos cursos de água intermitentes, de modo a assegurar um ecossistema ribeirinho saudável e resiliente, que albergue uma elevada biodiversidade, assim como a realização de atividades recreativas ao longo de todo o ano. Os indivíduos do Perfil 1, que assinalou que a ribeira

apresentava boa qualidade da água, justificou-se com base em elementos sensoriais, como o cheiro, a aparência da água e o aspeto da envolvente ribeirinha, aspetos frequentemente utilizados na perceção da qualidade da água (Flotemersch e Aho, 2021). Por outro lado, os do Perfil 2, que percecionaram má qualidade da água, basearam-se em indicadores de poluição, em resultados de análises laboratoriais e na diversidade de espécies existentes na ribeira. Estas justificações indicam uma perceção mais informada e detalhada, provavelmente obtida no contexto profissional/académico, e que coincidiu com alguns resultados obtidos no Capítulo 2, onde se verificaram concentrações de nutrientes elevadas juntos de locais onde é habitual uma forte afluência de pessoas. Os indivíduos do Perfil 3, ainda que não tenha uma posição bem definida, referiram a necessidade de monitorizar a qualidade da água, o que reflete uma aproximação ao trabalho desenvolvido no Capítulo 2, onde são monitorizados indicadores da qualidade de água.

O reconhecimento do impacto que a qualidade da água apresenta nas atividades realizadas ao longo da ribeira indica que a qualidade da água não é apenas um parâmetro de qualidade ambiental, mas também um parâmetro de uso recreativo e comunitário da ribeira (Barnett *et al.*, 2018). Alguns estudos sugerem que programas de educação ambiental, o aumento de investimento na gestão ambiental, incluindo a implementação de programas de monitorização regular da qualidade da água, tendem a beneficiar a qualidade ambiental dos ecossistemas, e podem promover a valorização ambiental e o desenvolvimento de atividades recreativas por parte da população, aumentando assim os SE culturais prestados pela ribeira (Jorda-Capdevila *et al.*, 2021; Ardoin *et al.*, 2020; Asah *et al.*, 2014)

As propostas apresentadas para melhoria da qualidade da ribeira revelaram um conjunto diversificado de preocupações com a gestão e conservação da ribeira. Vários respondentes recomendaram a melhoria das estratégias de gestão ambiental, contudo, nem sempre as estratégias de gestão ambiental são interpretadas positivamente pela população. Por isso, estas devem ser acompanhadas de uma comunicação eficaz à população e envolvimento das partes interessadas para não haver uma perceção negativa e consequente afetação dos SE culturais (Arsénio *et al.*, 2019). A implementação de programas de educação ambiental, poderá apoiar estratégias de conservação dos ecossistemas, uma vez que promovem e aprimoram atitudes, valores e conhecimentos ambientais (Ardoin *et al.*, 2020). Programas de monitorização regular da qualidade da água, que foram referenciados em diversas propostas, são essenciais na gestão ambiental, uma vez que identificam fontes de poluição e podem contribuir para o uso sustentável da água da ribeira (Chapman & Sullivan,

2022). Todas as propostas vão no sentido de preservar a ribeira de Valverde, o que realça o reconhecimento da sua importância assim como da conservação e dos serviços que presta.

1.6. Considerações finais

Este trabalho revelou que a ribeira de Valverde alberga uma diversidade de usos, refletindo a sua importância enquanto espaço natural e social. A importância atribuída à ribeira reflete a conscientização ambiental crescente, ainda que as percepções sobre qualidade ambiental e da água sejam pouco consistentes. São necessárias estratégias de gestão, comunicação e educação ambiental, capazes de aumentar a divulgação de informação e fomentar a participação ativa na conservação da ribeira. No futuro, seria relevante aprofundar o estudo da história da ribeira, as memórias das pessoas com a ribeira e explorar a evolução temporal das percepções e usos da ribeira de Valverde.

2. Capítulo 2 – Avaliação da qualidade da água de uma ribeira intermitente do sul de Portugal (ribeira de Valverde)

2.1. Introdução

A qualidade da água é um elemento-chave na caracterização dos sistemas tipicamente mediterrânicos. Em particular, parâmetros como a temperatura, o oxigénio dissolvido, a concentração de nutrientes e matéria orgânica são determinantes para a estrutura e dinâmica das comunidades associadas a estes ecossistemas (Cid *et al.*, 2017; Dodds & Smith, 2016; Gasith & Resh, 1999).

Neste sentido, a União Europeia, através da Diretiva-Quadro da Água (DQA; União Europeia, 2000), estabeleceu como objetivo principal assegurar que todas as massas de água europeias atinjam, no mínimo, o Bom Estado Ecológico, integrando parâmetros biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos (Voulvoulis *et al.*, 2017). Em Portugal, a DQA foi transposta para a legislação nacional através da Lei da Água (Lei n.º 58/2005), com o Instituto da Água (INAG, 2008) e a Agência Portuguesa do Ambiente (APA; 2022a, 2021b) responsáveis pela definição das tipologias de rios e os critérios para a classificação do estado das massas de água.

A avaliação do estado trófico é um complemento fundamental na determinação da qualidade da água em massas de água com características lânticas, indicando a disponibilidade de nutrientes e a sua relação com processos de eutrofização. O excesso de compostos azotados e fosfatados resulta frequentemente na proliferação de produtores primários, conduzindo a alterações nas comunidades aquáticas e a flutuações acentuadas dos níveis de oxigénio dissolvido (Dodds & Smith, 2016; Camargo *et al.*, 2005). Deste modo, o Índice de Estado Trófico (TSI), desenvolvido por Carlson (1977), é amplamente aplicado em massas de água lânticas para determinação do estado trófico (Stednick & Hall, 2003).

Em ribeiras intermitentes mediterrânicas, a qualidade da água e o estado trófico assumem relevância acrescida devido à elevada variabilidade hidrológica, típica destes ecossistemas. Os períodos de estio promovem a fragmentação do sistema, reduzindo significativamente a capacidade de diluição, potenciando o aumento da concentração de nutrientes e matéria orgânica, enquanto ampliam as flutuações de oxigénio dissolvido (Karouzas *et al.*, 2018; Bernal *et al.*, 2012). A alternância sazonal entre períodos húmidos e

secos condiciona fortemente a estrutura e funcionamento das comunidades aquáticas, aumentando a vulnerabilidade a pressões antrópicas (Karouzas *et al.*, 2018; Matono *et al.*, 2014). Esta vulnerabilidade reforça a necessidade de avaliar indicadores físico-químicos e biológicos que permitam caracterizar a qualidade da água em ribeiras intermitentes.

A qualidade da água em cursos de água intermitentes pode ser analisada através de parâmetros, que permitem identificar pressões naturais e antrópicas relacionadas com nutrientes e matéria orgânica (Feio & Teixeira, 2019; Dodds & Smith, 2016). Entre os parâmetros físico-químicos mais relevantes destacam-se a amónia e o fósforo total, frequentemente utilizados como indicadores de poluição por nutrientes e de episódios de eutrofização (Zhang *et al.*, 2024; Dodds & Smith, 2016; Camargo *et al.*, 2005). A carência bioquímica de oxigénio em cinco dias (CBO5) é um indicador clássico da carga orgânica biodegradável, geralmente associado à poluição orgânica (Zhang *et al.*, 2024). A clorofila *a* constitui uma medida da biomassa fitoplanctónica e do estado trófico, permitindo avaliar a intensidade de fenómenos de eutrofização (Roche *et al.*, 2022; Lorenzen, 1967). Assim, estes indicadores constituem ferramentas essenciais para avaliar a qualidade da água, e a sua variabilidade em sistemas intermitentes mediterrânicos é fortemente condicionada pelas pressões antrópicas e pela elevada sazonalidade hidrológica.

As pressões antrópicas sobre os ecossistemas aquáticos podem ter origem pontual ou difusa. De origem pontual, as descargas de efluentes de estações de tratamento de águas residuais (ETAR) introduzem nutrientes e matéria orgânica que afetam a qualidade da água e a integridade do biota aquático (Castelar *et al.*, 2022; Palmer-Felgate *et al.*, 2010). Por outro lado, a agricultura intensiva representa uma fonte de poluição difusa, promovendo a introdução de nutrientes, pesticidas e sedimentos para os cursos de água, com impacto direto no funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Madjar *et al.*, 2022; Feio & Teixeira, 2019; Ockenden *et al.*, 2017; Skoulidakis *et al.*, 2017).

As alterações hidromorfológicas representam outra fonte de pressão sobre os ecossistemas intermitentes mediterrânicos. A presença de barragens modifica o regime hidrológico natural, reduzindo a conectividade do sistema e alterando as condições físico-químicas da água, impactando fortemente a produtividade e a biodiversidades destes ecossistemas (Aristi *et al.*, 2014). Para além disso, as albufeiras de barragem funcionam como reservatórios de nutrientes e sedimentos, cuja acumulação e posterior libertação podem contribuir para fenómenos de eutrofização (Shaughnessy *et al.*, 2019). Neste sentido as pressões hidromorfológicas conduzem também a pressões na conectividade longitudinal dos ecossistemas ribeirinhos.

A degradação da galeria ribeirinha representa outra pressão sobre os ecossistemas ribeirinhos. A galeria ribeirinha desempenha um papel fundamental na qualidade da água, ao regular a temperatura, estabilizar as margens, reduzir a entrada de sedimentos e contribuir para a diminuição das concentrações de nutrientes, sendo determinante no controlo de fontes de poluição de origem agrícola (Tabacchi *et al.*, 2000; Naiman & Décamps, 1997; Osborne & Kovacic, 1993). No entanto, diversas pressões antrópicas tendem a comprometer estas funções ecológicas, como a remoção da vegetação ripícola para fins urbanísticos e agrícolas, compactação dos solos e pisoteio do gado (Dosskey *et al.*, 2010; Sweeney *et al.*, 2004). Estes impactes afetam todo o ecossistema, uma vez que estas alterações reduzem a capacidade natural de regulação da ribeira, favorecendo episódios de eutrofização e a instabilidade ecológica (Sweeney & Newbold, 2014).

As variações intra e interanual têm um papel determinante na qualidade da água em ribeiras intermitentes, particularmente aqueles que estão sujeitos ao enriquecimento em nutrientes e matéria orgânica, como é o caso de um elevado número de cursos de água no sul de Portugal. Durante os períodos de estio, a redução ou mesmo ausência de caudal favorece a acumulação de nutrientes e matéria orgânica, enquanto os episódios de cheia promovem a renovação do fluxo de água, aumentando a diluição destes compostos, o que pode conduzir a elevadas variações na qualidade da água (Karouzas *et al.*, 2018; Skoulikidis *et al.*, 2017; Bernal *et al.*, 2012).

Os ecossistemas intermitentes de tipo mediterrânico albergam comunidades altamente resilientes (Cid *et al.*, 2017), tornando-os num hotspot de biodiversidade (Bonada & Resh, 2013), contudo, ainda permanecem sub-representados na literatura (Datry *et al.*, 2018; Skoulikidis *et al.*, 2017). Esta falta de informação pode comprometer estratégias de conservação eficazes, especialmente perante as pressões antrópicas e as alterações climáticas (Datry *et al.*, 2018). A qualidade da água é fundamental para a integridade do biota aquático e consequentemente para assegurar a qualidade ecológica. A avaliação dos elementos físico-químicos de suporte aos elementos biológicos é neste sentido fundamental para o cumprimento dos objetivos da DQA. A análise da literatura indica que os parâmetros físico-químicos, nomeadamente a amónia, o fósforo total, a CBO5 e a clorofila-*a*, são fundamentais na monitorização da qualidade da água. No entanto, nos ecossistemas intermitentes de tipo mediterrânico, estes parâmetros podem apresentar elevada variabilidade, pois estes sistemas são fortemente condicionados por variações hidrológicas sazonais e interanuais naturais e pressões antrópicas (Cid *et al.*, 2017; Gasith & Resh, 1999).

Neste enquadramento, o presente estudo pretende contribuir para reforçar o conhecimento sobre o funcionamento das ribeiras intermitentes de tipo mediterrânico, através da avaliação das variações temporais e espaciais de um conjunto de parâmetros da qualidade de água (amónia, fósforo total, CBO5 e clorofila *a*) na ribeira de Valverde.

2.2. Área de estudo

2.2.1. Localização

A ribeira de Valverde situa-se no concelho de Évora, integrando a bacia hidrográfica das Alcáçovas que, por sua vez, está inserida na bacia hidrográfica do rio Sado (Ramalho & Moreira, 2004). Este curso de água insere-se na tipologia de Rios do Sul de Pequena Dimensão (INAG, 2008), caracterizado por temperaturas médias anuais elevadas (aproximadamente 16°C), precipitação média anual baixa (a rondar os 600 mm) e uma área de drenagem inferior a 100 km². A bacia hidrográfica desta ribeira possui boa drenagem, uma vez que apresenta uma densidade de drenagem de 7,25 km/km² (Ramalho & Moreira, 2004). O seu regime hidrológico é muito variável, intra e interanualmente, sendo considerado temporário ou intermitente (INAG, 2008).

O curso da ribeira estende-se por 18,1 km, com uma área de 72,2 km² e atravessa duas localidades – Guadalupe e Valverde, e a Herdade da Mitra. O curso da ribeira é intercetado pela barragem da albufeira da Tourega localizada a jusante da aldeia de Valverde que para além ser um local importante para o regadio e para atividades de lazer, é um local de interesse para observação de aves, com um registo de 134 espécies diferentes avistadas nesta área (eBird, *n.d.*).

A área de estudo integra o troço compreendido entre a aldeia de Guadalupe e a albufeira da Tourega (Figura 2.1).

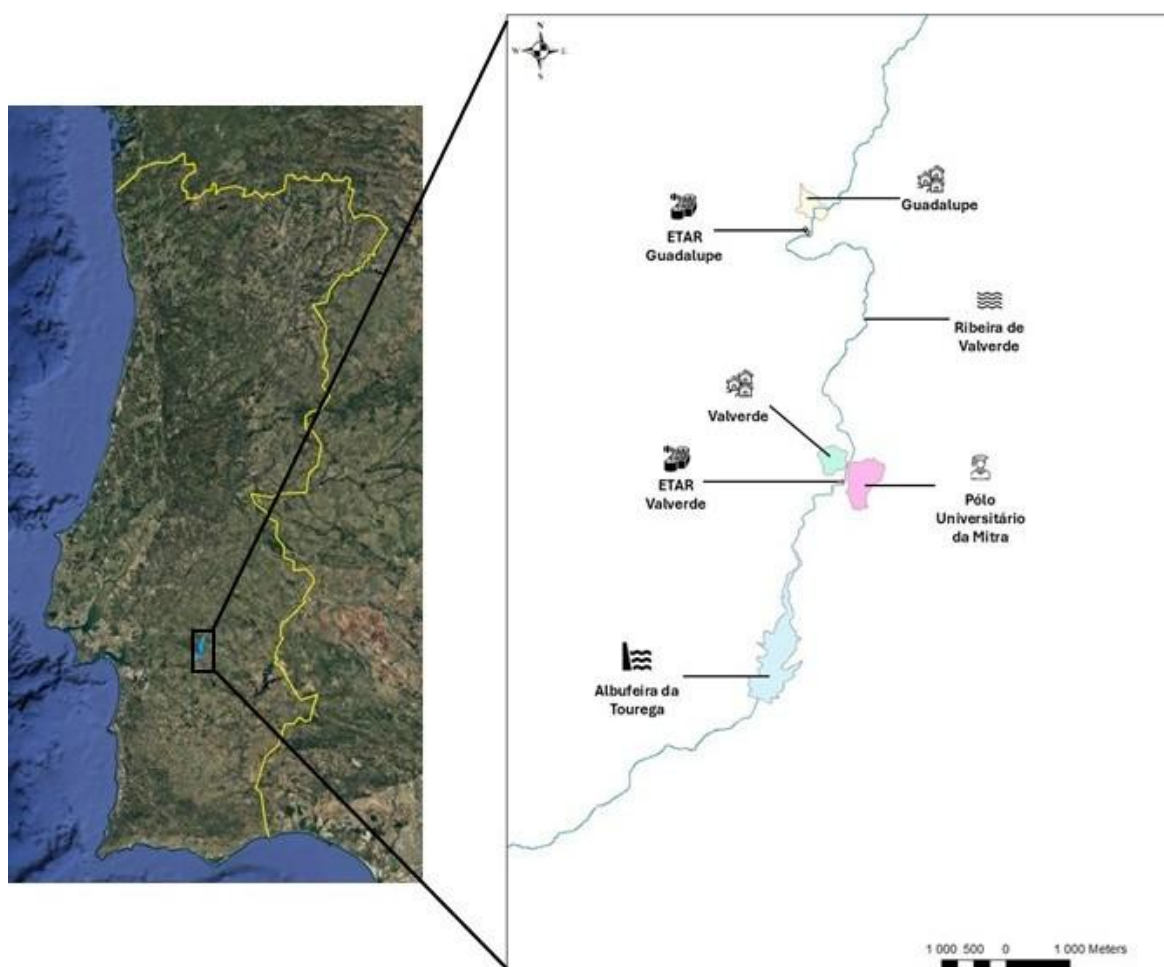


Figura 2.1: Localização da área de estudo a nível nacional (esquerda) e aproximação à área de estudo (direita), com indicação das principais infraestruturas e localidades.

2.2.2. Regime de precipitação

A caracterização da precipitação da área de estudo foi elaborada com base em diversos dados analisados especificamente neste estudo. Para tal, foram recolhidos e processados dados de precipitação da Estação Meteorológica da Mitra do Centro de Geofísica de Évora (Universidade de Évora, *s.d.a*). Como estes dados continham falhas na série de precipitação desejada, estes foram complementados com dados de referência provenientes do Copernicus Climate Change Service (*s.d.*), para o mesmo intervalo temporal, tendo-se recorrido ao cálculo da regressão linear e do r^2 entre ambas as séries. O valor de $r^2=0,87$, indica que os dados provenientes do Copernicus Climate Change Service são fiáveis para preencher as falhas da estação da Mitra. A partir da série de precipitação foi

calculada a precipitação acumulada para cada ano hidrológico para o intervalo temporal 1995-2023, os limiares dos anos secos e húmidos e a linha de tendência da normal de 28 anos da precipitação acumulada mensal ao longo do ano. A tipologia de rio da ribeira de Valverde confere-lhe, para além de variabilidade interanual, uma elevada variabilidade intra-anual. Como tal, é igualmente importante a análise à série de precipitação mensal local, com identificação dos meses que estão abaixo ou acima da média móvel mensal relativa à normal climática, que no presente caso foi 28 anos (Figuras 2.2 e 2.3).

Apresentam-se apenas os dados da precipitação (e não de temperatura atmosférica) pelo facto destes, em conjunto com os usos do solo, serem potencialmente os fatores eco hidrológicos mais determinantes na variabilidade dos parâmetros da qualidade da água. Dado a limitação de dados de escoamento (com rigor) disponíveis para bacias de dimensão reduzida, como a da ribeira de Valverde, a avaliação dos padrões de precipitação constitui a melhor aproximação possível para avaliar os efeitos hidrológicos na dinâmica da qualidade da água.

O ano hidrológico pode classificar-se como ano seco e ano húmido se a precipitação for inferior ao percentil 20 (390,2 mm) e superior ao percentil 80 (721,1 mm), respetivamente (Agência Portuguesa do Ambiente, 2022a). Durante esta série temporal, ocorreram cinco anos secos (18%), dezasseis anos regulares (57%) e sete anos húmidos (25%). O valor mínimo anual de precipitação (328,4 mm) registou-se no ano 2014/2015, tendo o valor máximo de precipitação (1109,9 mm) ocorrido no ano de 1995/1996. Até 2001, registaram-se 85% dos anos húmidos, com o único ano húmido pós-2001 a ocorrer em 2009/2010. Desde o último ano húmido (2009/2010), os anos intercalaram entre anos regulares e anos secos (Figura 2.2).

Os dois anos hidrológicos em estudo (2020/2021 e 2021/2022) apresentaram valores anuais de precipitação bastante distintos. O ano 2020/2021 registou valores de precipitação anual próximos do limiar definido para anos húmidos, enquanto 2021/2022 se destacou como consideravelmente mais seco, com valores próximos ao limiar considerado para anos secos (Figura 2.2).

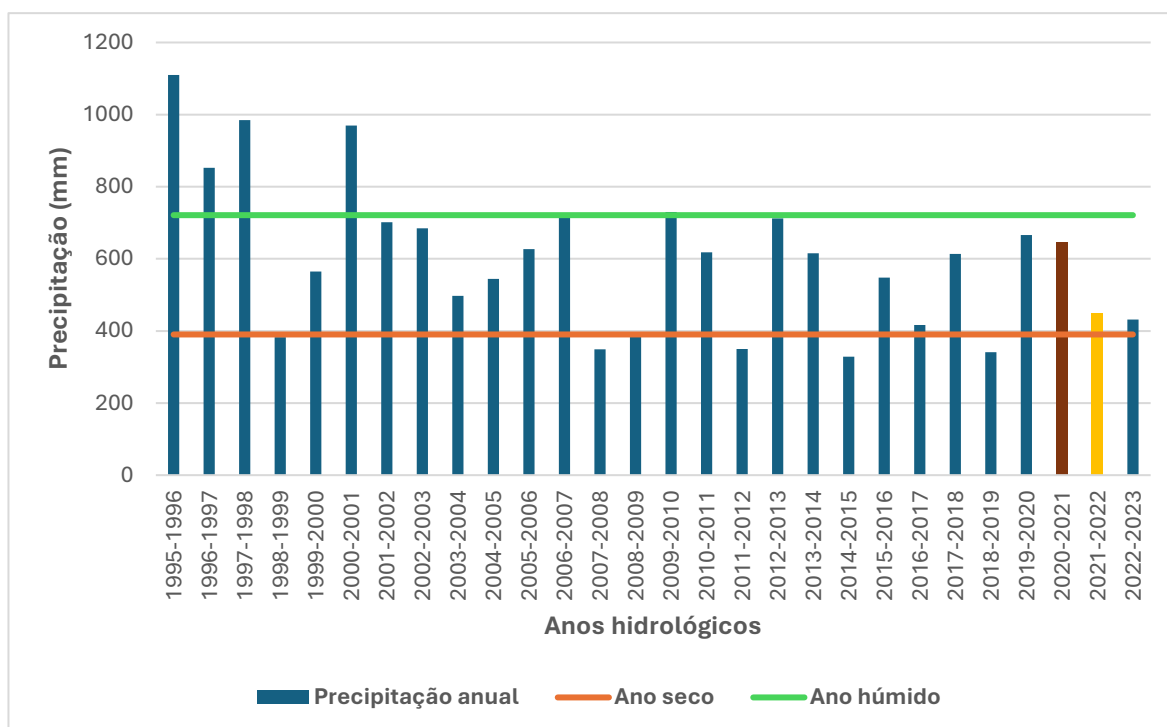


Figura 2.2: Precipitação anual (mm) ao longo dos anos hidrológicos entre 1995/1996 e 2022/2023. A linha laranja representa o limiar inferior para a classificação de ano seco (400 mm), enquanto a linha verde indica o limiar para o ano húmido (700 mm). Os anos de 2020/2021 e 2021/2022 foram destacados com cor diferente para melhor se visualizar o período de estudo.

Nos anos de 2020/2021 e 2021/2022 verificou-se uma marcada variabilidade interanual, com 2020/2021 a apresentar valores mais próximo da média da normal climática, enquanto 2021/2022 destacou-se por um regime claramente mais seco e irregular (Figura 2.3). O mês de outubro foi o único mês em que os dois anos hidrológicos em estudo superaram a média mensal móvel dos últimos 30 anos.

O ano de 2020/2021 apresentou precipitação acima da média mensal móvel num número considerável de meses (Figura 2.3), refletindo-se em elevada precipitação acumulada ao longo do ano (Figura 2.4), enquanto em 2021/22 o regime de precipitação foi exatamente ao contrário com uma precipitação mensal acumulada abaixo da média mensal móvel (Figura 2.4). É de realçar a elevada variabilidade intranual e interanual típica das regiões de clima mediterrânico.

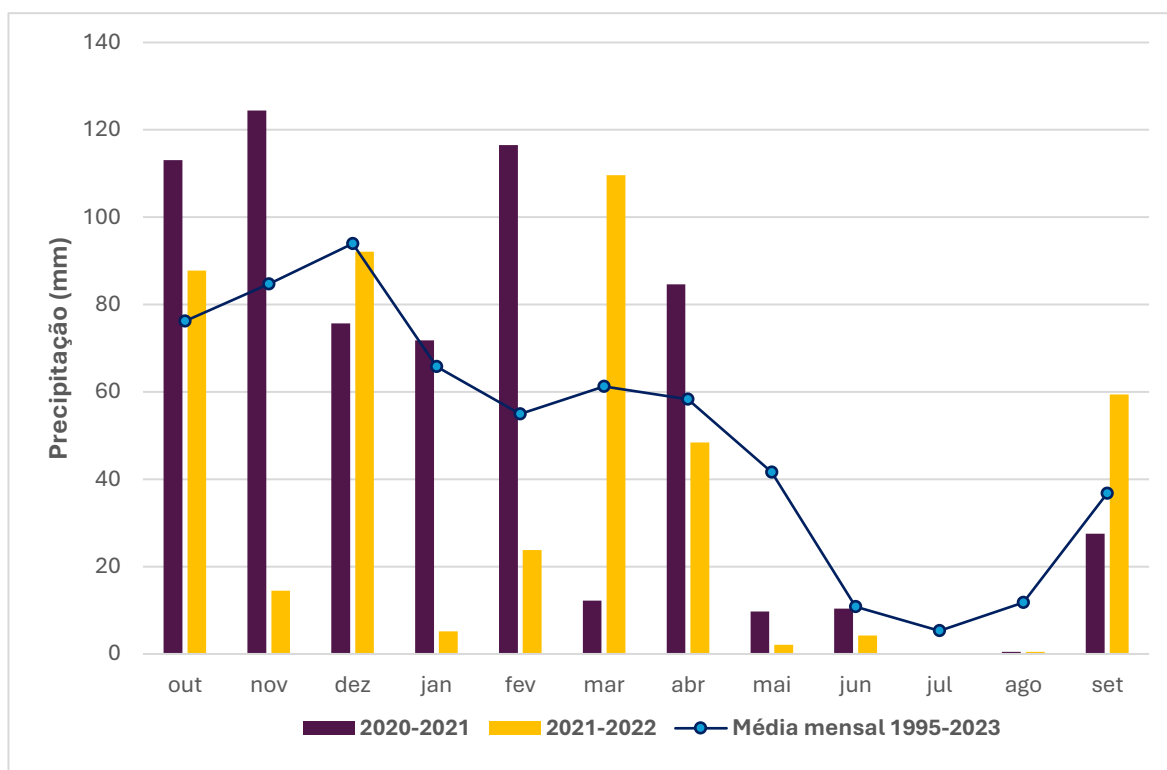


Figura 2.3: Comparação da precipitação mensal (mm) dos anos hidrológicos de 2020/2021 (roxo) e 2021/2022 (amarelo) com a média mensal da série temporal 1995-2023 (linha azul).

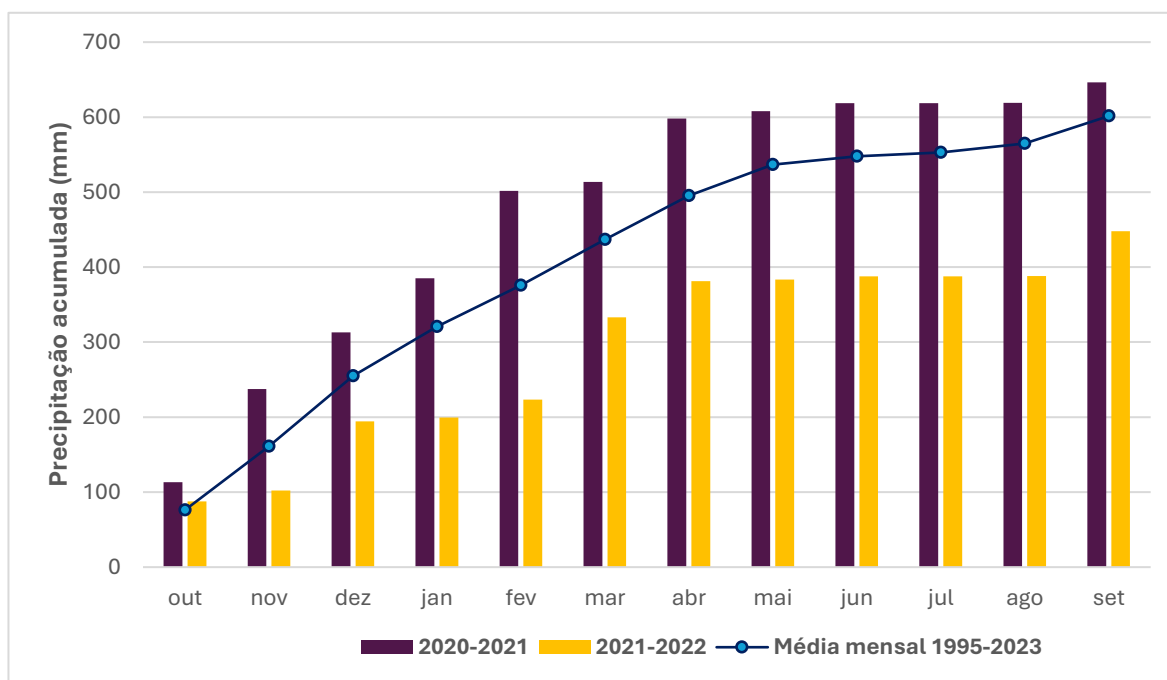


Figura 2.4: Comparação da precipitação mensal acumulada (mm) dos anos hidrológicos de 2020/2021 (roxo) e 2021/2022 (amarelo) com a média mensal acumulada da série temporal 1995-2023 (linha azul).

2.2.3. Uso e ocupação do Solo

O software ArcMap 10.4.1. (Environmental Systems Research Institute, 2016) permitiu a elaboração do mapa dos locais de amostragem, garantindo uma representação georreferenciada precisa da área de estudo, e a utilização da Carta de Ocupação do Solo (COS; Direção-Geral do Território, 2018) para caracterizar a cobertura e uso do solo na área envolvente à ribeira. Como complemento, o software Google Earth Pro (Google, 2024) foi utilizado para elaboração de mapas mais simples e verificação visual e atualização de informações espaciais, permitindo realçar mudanças recentes nas áreas circundantes, que não estavam contempladas na COS e noutras bases de dados de análise espacial. A integração destes softwares permitiu uma análise mais detalhada da área de estudo, assim como as áreas circundantes, o que auxilia na interpretação dos resultados.

Segundo a COS (Direção-Geral do Território, 2018), a área de estudo está maioritariamente inserida em superfícies agroflorestais de sobreiro e azinheira e em pastagens melhoradas (Figura 2.5). Estão também presentes áreas de florestas de eucalipto, sobreiro e azinheira, culturas temporárias de sequeiro e regadio. Em menor expressão, estão presentes áreas de olival, vinhas e florestas de pinheiro manso. Na área de estudo estão inseridas duas povoações já anteriormente referidas (Nossa Senhora de Guadalupe e Valverde), assim como duas estações de tratamento de águas residuais associadas às mesmas. A dimensão populacional das aldeias inseridas na área de estudo encontra-se descrita no Capítulo 1 [secção 1.2. Área de estudo (p.11)].

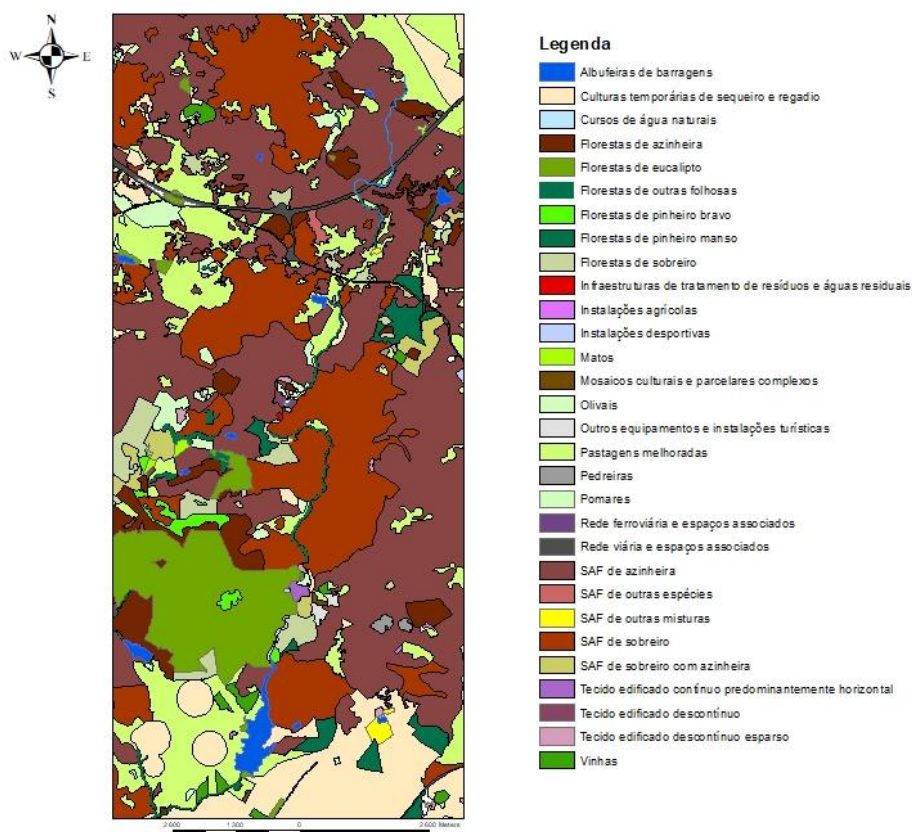


Figura 2.5: Uso e ocupação do solo na área de estudo, com base na Carta de Ocupação do Solo (Direção-Geral do Território, 2018). As diferentes classes incluem coberturas relevantes para a caracterização e análise da qualidade da água na ribeira de Valverde.

Observações diretas no terreno e as imagens de satélite (Google, 2024), permitiram identificar alterações no uso do solo relativamente à COS 2018, em algumas áreas adjacentes à área de estudo, nomeadamente a área de olival intensivo identificada na Figura 2.6. Estas alterações podem representar um aumento de poluição difusa para ribeira, devido à intensificação agrícola geralmente conduzir a um acréscimo de entrada de nutrientes e agrotóxicos nos ecossistemas aquáticos (Matono *et al.* 2013).

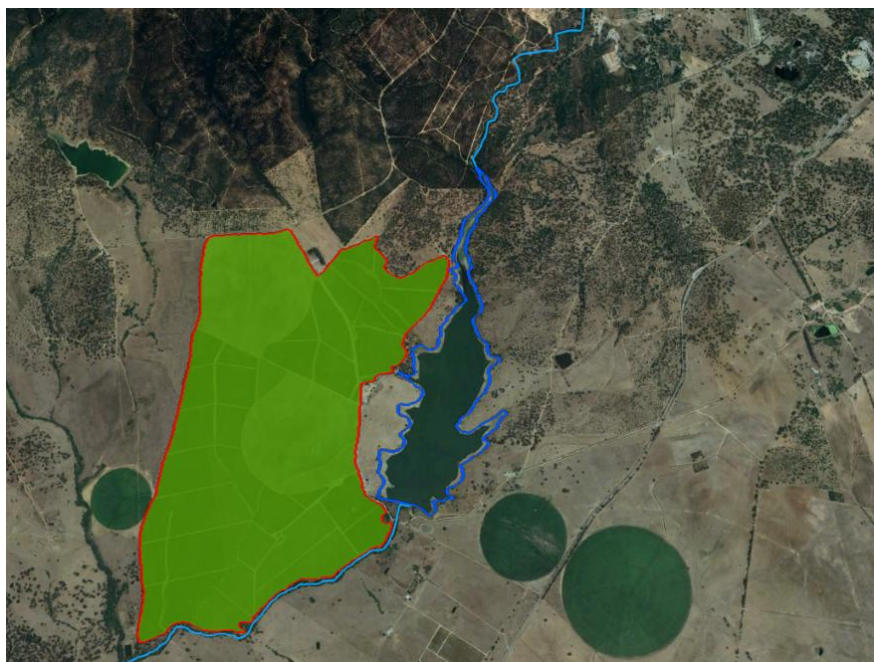


Figura 2.6: Área de olival intensivo identificada através de imagens de satélite (Google, 2024), localizada do lado direito da albufeira da Tourega e adjacente a alguns locais de amostragem da área de estudo.

Na área de estudo, foram identificadas duas ETARs: ETAR de Nossa Senhora de Guadalupe e a ETAR de Valverde (Figura 2.1.). Como o nome indica, a ETAR de Nossa Senhora de Guadalupe situa-se próxima da localidade de Nossa Senhora de Guadalupe e possui uma capacidade de 450 hab. eq. (habitantes equivalentes) (Diário da República, 2008). A ETAR de Valverde, localizada próxima de Valverde e possui uma capacidade de 505 hab. eq. (Diário da República, 2008).

As Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETARs) são infraestruturas com extrema importância para os cursos de água, uma vez que o seu principal objetivo é o tratamento de águas provenientes de meios urbanos e industriais, permitindo que estas sejam reutilizadas ou escoadas para rio ou mar (Ferreira, 2021). Em Portugal, os efluentes tratados são regulados pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA), em conformidade com a Diretiva 98/15/CE e o Decreto-Lei n.º 152/97 (Diário da República, 1997; APA, 2021a). Estes efluentes devem respeitar os valores limites de emissão, de modo a cumprirem os parâmetros ambientais estabelecidos, para minimizarem o seu impacto sobre os cursos de água.

2.3. Metodologia

2.3.1. Amostragem

Foram definidos 13 locais de amostragem de colheita de água ao longo da ribeira de Valverde (Figura 2.7), cobrindo diferentes sectores do gradiente longitudinal da ribeira. A seleção dos locais seguiu critérios de tipologia hidromorfológica agrupados em dois grupos:

- Locais lóticos: RV1 a RV8 e RV13, correspondentes a perfis hídricos lóticos, com escoamento visível e contínuos durante o período húmido;
- Locais lânticos: RV9 a RV12, localizados na albufeira da Tourega, representam os perfis hídricos lânticos, i.e. sem escoamento unidirecional.

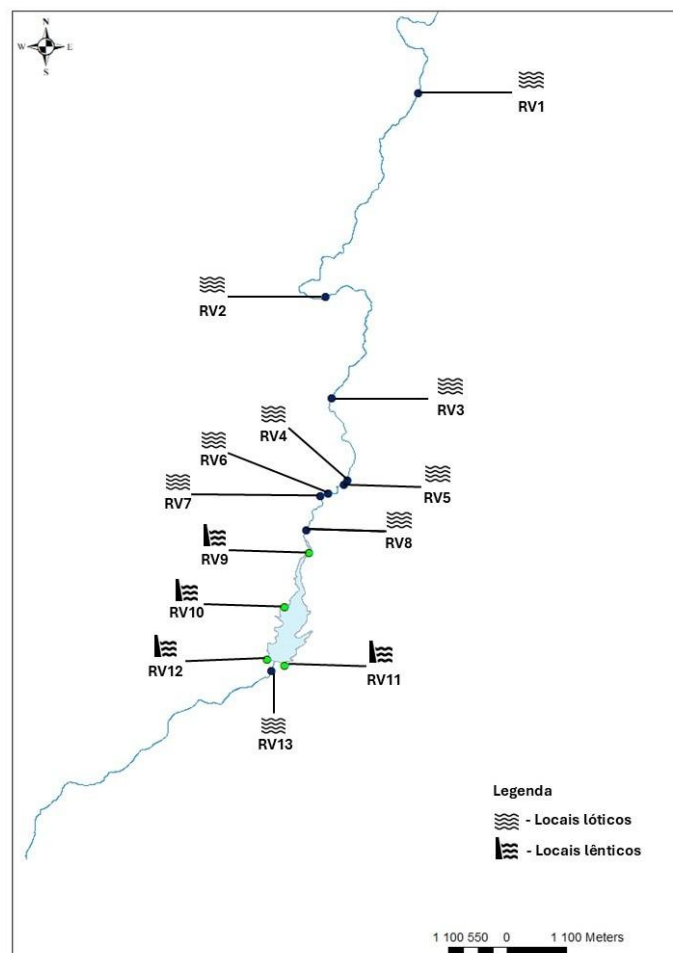


Figura 2.7: Localização dos 13 locais de amostragem ao longo da ribeira de Valverde. Os locais lóticos (símbolo ondulado) representam locais com escoamento ativo durante o período húmido, enquanto os locais lânticos (símbolo ondulado com barreira) representam locais com influência da albufeira da Tourega. A numeração dos locais está ordenada de montante para jusante.

Os locais com perfil lótico correspondem a troços fluviais naturais, sem influência direta da albufeira da Tourega. Por outro lado, os locais com perfil lântico encontram-se inseridos na albufeira, com dinâmica hidrológica característica de massas de água artificializadas, distinta dos locais com perfil lótico. Importa salientar que, embora estas massas de água apresentem características lânticas, não são equivalentes aos pegos (*pools*) naturais que se formam ao longo da ribeira durante o período de estio.

Foi também considerado o potencial impacto das fontes de pressão pontais, tais como as ETARs. Os locais RV2 e RV5 situam-se imediatamente a jusante da ETAR de Guadalupe e de Valverde, respetivamente, representando um troço sob influência da descarga de efluentes. Por outro lado, o RV13 localiza-se imediatamente a jusante da albufeira da Tourega, representando um troço com forte influência da barragem da albufeira. Alguns locais de amostragem são potencialmente afetados pelos diferentes usos do solo adjacentes, incluindo agrícolas a zonas urbanas, o que realça a heterogeneidade do sistema (Figura 2.5).

O período de amostragem decorreu entre março de 2021 e junho de 2022, com a frequência de amostragem a ser mensal (excetuando setembro de 2021, quando não foi possível realizar amostragens). Todas as amostragens decorreram ao início da manhã, próximo da hora antes do nascer do sol. A escolha deste período permitiu criar uma padronização e comparabilidade entre as amostras, minimizando a influência de variações devido ao ciclo circadiano.

A colheita da água foi realizada com frasco de plástico devidamente higienizado e identificado com local e data da amostragem, virado contra a corrente e submergido na profundidade adequada até ficar cheio sem transbordar. Após a colheita as amostras foram transportadas numa mala térmica para o laboratório, no prazo máximo de duas horas. Os procedimentos de colheita e amostragem foram desenvolvidos conforme norma ISO 5667 e as guias técnicos da APA (APA, 2021b; International Organization for Standardization, 2014).

2.3.2. Parâmetros e variáveis em estudo

A escolha dos elementos físico-químicos (Tabela 2.1.) teve por base o documento *Critérios para a Classificação do Estado das Massas de Água Superficiais* (APA, 2021b),

que insere estes elementos como de suporte, utilizados na avaliação da componente físico-química da qualidade da água, no enquadramento da DQA.

Tabela 2.1: Parâmetros físico-químicos utilizados para a avaliação da qualidade da água, com identificação dos locais de análise (*in situ* ou laboratório) e respetivas unidades

Local de análise	Parâmetros	Unidades
<i>in situ</i>	Temperatura	°C
	pH	Escala de Sorensen
	Oxigénio dissolvido	mg/L
	Condutividade	µS/cm
Laboratório de Ecologia Aquática- Universidade de Évora	Amónia	mg/L
	Nitritos	mg/L
	Nitratos	mg/L
	Fosfatos	mg/L
	Fósforo Total	mg/L
	Carência Bioquímica de Oxigénio aos 5 dias	mg O ₂ /L
	Sólidos Suspensos Totais	mg/L
	Clorofila <i>a</i>	µg/L

A caracterização físico-química da água foi realizada *in situ*, com o auxílio de uma sonda multiparâmetros Willis Towers Watson® (WTW). Os restantes parâmetros foram analisados em laboratório, determinados de acordo com o Métodos Standard (APHA, 1998) e seguindo os protocolos de apoio do Laboratório de Ecologia Aquática do Departamento de Paisagem, Ambiente e Ordenamento da Universidade de Évora. Devido a limitações logísticas no laboratório, a determinação de fósforo total apenas começou a partir do dia 3 de maio de 2021.

A determinação da clorofila *a* (Chl *a*) foi realizada com o método espectralométrico e a Equação Monocromática de Lorenzen (1967):

$$\bullet \quad Chl\ a \left(\frac{mg}{m^3} \right) = \frac{A \times K \times (6650 - 665\ a) \times v}{Vf \times l}$$

A Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO) aos 5 dias foi determinada através do sistema monométrico (Sawyer *et al.*, 2003).

O estado trófico (TSI - Trophic State Index) foi avaliado nos locais com características lânticas (RV9; RV10; RV11; RV12), a partir do Índice do Estado Trófico de Carlson (Carlson, 1977). Para estes locais, o cálculo estado trófico teve por base as concentrações de fósforo total e de clorofila *a*, permitindo obter o estado de eutrofização de acordo com as equações:

- Clorofila *a*: $TSI (Chl) = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,68 \times \ln(Chl)}{\ln 2} \right)$
- Fósforo total: $TSI (TP) = 10 \left(6 - \frac{\ln\left(\frac{48}{TP}\right)}{\ln 2} \right)$

A classificação do estado trófico através dos valores de clorofila *a* – TSI (Cl *a*), e de fósforo total - TSI (P Total) seguiu o documento “*Applicability of trophic status indicators to Colorado plains reservoirs*” (Stednick & Hall, 2003).

A qualidade da água foi classificada com base no documento “*Critérios para a Classificação do Estado das Massas de Água*” (APA, 2021b), elaborado no âmbito dos resultados da Diretiva Quadro da Água (DQA). Este sistema de classificação permite avaliar o cumprimento dos limiares definidos para a componente físico-química (Anexos III; IV e V). De realçar que neste trabalho não se realizou qualquer estudo sobre os elementos biológicos, não sendo possível avaliar o estado ecológico das massas de água em estudo.

Foi também avaliado o padrão de precipitação ocorrido durante o período 2020-2022 por forma a contextualizar, e explorar, a relação entre esta variável e os dados físico-químicos da qualidade da água. Nos cursos de água temporários, o regime de escoamento está fortemente dependente do regime de precipitação (Bessa e Fernandes, 2010). A reduzida bacia de drenagem da ribeira de Valverde, aliada ao seu carácter temporário, determina uma grande dependência do escoamento em função da precipitação. No sul de Portugal existe uma forte relação entre a qualidade da água e o escoamento superficial, sobretudo quando as massas de água estão sujeitas a pressões antrópicas (Matono *et al.*, 2014) pelo que é espectável que variações na precipitação possam afetar diretamente os parâmetros da qualidade da água (Ferreira & Moreira, 2022).

2.3.3. Tratamento dos dados e análise estatística e multivariada

No tratamento e análise dos dados, o software Microsoft Excel® (Microsoft Corporation, 2025) permitiu a organização dos dados e gerar tabelas e gráficos (gráficos de barras e linhas), com o intuito de observar tendências e padrões nos dados recolhidos. Este software permitiu ainda calcular os coeficientes de variação, através do cálculo da média e desvio-padrão. Para complementar, utilizou-se o IBM® SPSS Statistics for Windows (IBM Corp., 2019) e o jamovi® (The jamovi project, 2022) no cálculo dos testes estatísticos de

Mann-Whitney e Kruskal-Wallis, gráficos Boxplot e outras análises exploratórias de apoio à interpretação dos resultados.

As análises multivariadas foram realizadas com o software PRIMER v6 com o módulo PERMANOVA+ (Anderson *et al.*, 2008; Clarke & Gorley, 2006), para comparar dados físico-químicos entre locais lóticos e lênticos. Foram consideradas apenas amostras com dados completos, excluindo registos incompletos.

Os dados foram submetidos a uma transformação logarítmica $\log(x+1)$, de forma a minimizar a influência de *outliers* e aproximar a distribuição da normalidade. De seguida, procedeu-se à padronização dos dados, garantindo que todos os parâmetros físico-químicos tivessem o mesmo peso nas análises multivariadas, independentemente das suas unidades ou ordens de grandeza.

Foi utilizada a Análise Classificatória Hierárquica (ACH) para identificar grupos de amostras, com base nas suas semelhanças em termos de parâmetros físico-químicos. A matriz de semelhança foi construída com o coeficiente de Bray-Curtis e o método de ligação utilizado foi o *Complete Linkage*. As amostras foram codificadas segundo o local e mês de amostragem, o que permitiu detetar padrões tanto espaciais como temporais.

O Escalamento Multidimensional Não Métrico (MDS) foi aplicado para explorar a semelhança entre amostras, com base no coeficiente de Bray-Curtis, e destacar padrões na estrutura multivariada dos dados. A projeção dos vetores de correlação (com base nos coeficientes de correlação de Pearson) entre os parâmetros físico-químicos e os eixos da ordenação permitiu identificar as variáveis que mais contribuem para a estrutura observada. À semelhança da ACH, as amostras foram codificadas por local e mês de amostragem, facilitando a interpretação das tendências temporais e espaciais.

2.4. Resultados

2.4.1. Variação espacial e temporal nos parâmetros físico-químicos da água

No período de estudo, a variação espacial dos principais parâmetros físico-químicos foi analisada ao longo do gradiente longitudinal de estações (Figura 2.7), tendo em consideração as suas características lóticas e lênticas. Embora se reconheça que as condições ambientais e físico-químicas da água variam ao longo do ano, foram utilizados valores médios e respetivos desvios-padrão para analisar as variações espaciais nos parâmetros físico-químicos da água.

A temperatura média da água (Figura 2.8) nos locais lóticos variou aproximadamente entre os 13°C e 16,5°C, não havendo diferenças estatisticamente significativas entre locais (Kruskal-Wallis; $p > 0,1$). No entanto o local RV3, foi o que apresentou menor temperatura média (13°C) tendo-se verificado um aumento a partir do RV5 e registando-se o valor médio mais elevado no RV13 (16,5°C). Apesar de se observar alguma variabilidade, a tendência geral sugere um aumento progressivo da temperatura no gradiente longitudinal de montante para jusante ao longo do sector fluvial com características lóticas. Nos locais com características lênticas (Figura 2.8), a temperatura média apresentou valores mais elevados comparativamente aos locais lóticos, variando entre 16,5°C e 19°C, sem diferenças significativas entre eles (Kruskal-Wallis; $p > 0,1$). No primeiro local de características lênticas (RV9), a temperatura média foi de 16,5°C, aumentando progressivamente até atingir o valor médio mais alto registado nos locais RV11 e RV12 (aproximadamente 19°C). Tal como aconteceu nos locais lóticos, as barras de erro indicam alguma dispersão dos valores, contudo verifica-se uma tendência geral de aumento da temperatura média ao longo do gradiente longitudinal também nos locais lênticos.

Os locais lóticos apresentaram valores médios de pH com variação entre aproximadamente os 7,2 e os 8,0 (Figura 2.8), registando-se alguma flutuação dos valores, mas sem grandes desvios extremos e com ausência de diferenças significativas (Kruskal-Wallis; $p > 0,1$). O RV13 foi o local que registou o valor médio de pH mais elevado (~8,0), assim como o valor absoluto mais elevado (9,9). Os locais lênticos apresentaram maiores valores médios de pH comparativamente aos locais lóticos (Figura 2.8), variando entre 7,5

e 9,5, com uma tendência crescente ao longo do gradiente espacial e com diferenças estatisticamente significativas (Kruskal-Wallis; $p < 0,001$). Os locais RV10 e RV11 foram os que registaram os valores absolutos mais elevados de pH (9,9).

As concentrações médias de oxigénio dissolvido na água (OD) apresentaram o valor mais baixo no local RV1, aumentando progressivamente até atingir os valores mais elevados nos locais RV6, RV7 e RV8 (Figura 2.8). No local RV13, localizado a jusante da albufeira, verificam-se uma descida nas concentrações de OD, registando-se neste local o valor absoluto mais baixo da campanha de amostragem (1,3 mg/L). Os valores médios variaram entre aproximadamente os 6 mg/L e 9 mg/L, observando-se uma variabilidade interpontual elevada, embora sem diferenças estatisticamente significativas entre locais (Kruskal-Wallis; $p > 0,1$). Relativamente aos locais lânticos (Figura 2.8), também não se registam diferenças significativas entre locais (Kruskal-Wallis; $p > 0,1$). As concentrações de OD foram superiores nos locais lânticos, com concentrações médias entre 9 e 11mg/L aproximadamente, com o local RV10 a registar o maior valor absoluto (17,3 mg/L), e RV9 a registar o menor valor absoluto (2,1 mg/L).

Os locais de perfil lótico apresentam valores médios de condutividade entre aproximadamente 230 e 450 $\mu\text{S/cm}$ (Figura 2.8), com diferenças estatisticamente significativas entre locais (Kruskal-Wallis; $p < 0,01$). Verifica-se um decréscimo gradual entre os locais RV1 e RV3, onde se observa o menor médio de todos os locais em estudo (228 $\mu\text{S/cm}$). O valor médio de condutividade mais elevado observou-se no local RV5 (421 $\mu\text{S/cm}$), que se localiza imediatamente a jusante da ETAR de Valverde. Segue-se um decréscimo nos valores até ao local RV7, voltando a aumentarem em RV8 e RV13. Nos locais com características lânticas (Figura 2.8), os valores oscilaram entre aproximadamente 250 e 320 $\mu\text{S/cm}$, sem diferenças significativas (Kruskal-Wallis; $p > 0,1$). Relativamente à tendência geral, ocorreu uma ligeira diminuição inicial de RV9 para RV10, onde se regista o valor mais baixo, e voltando a aumentar ligeiramente em RV12. Comparativamente aos locais lóticos, os locais lânticos revelaram menor variação nos valores da condutividade.

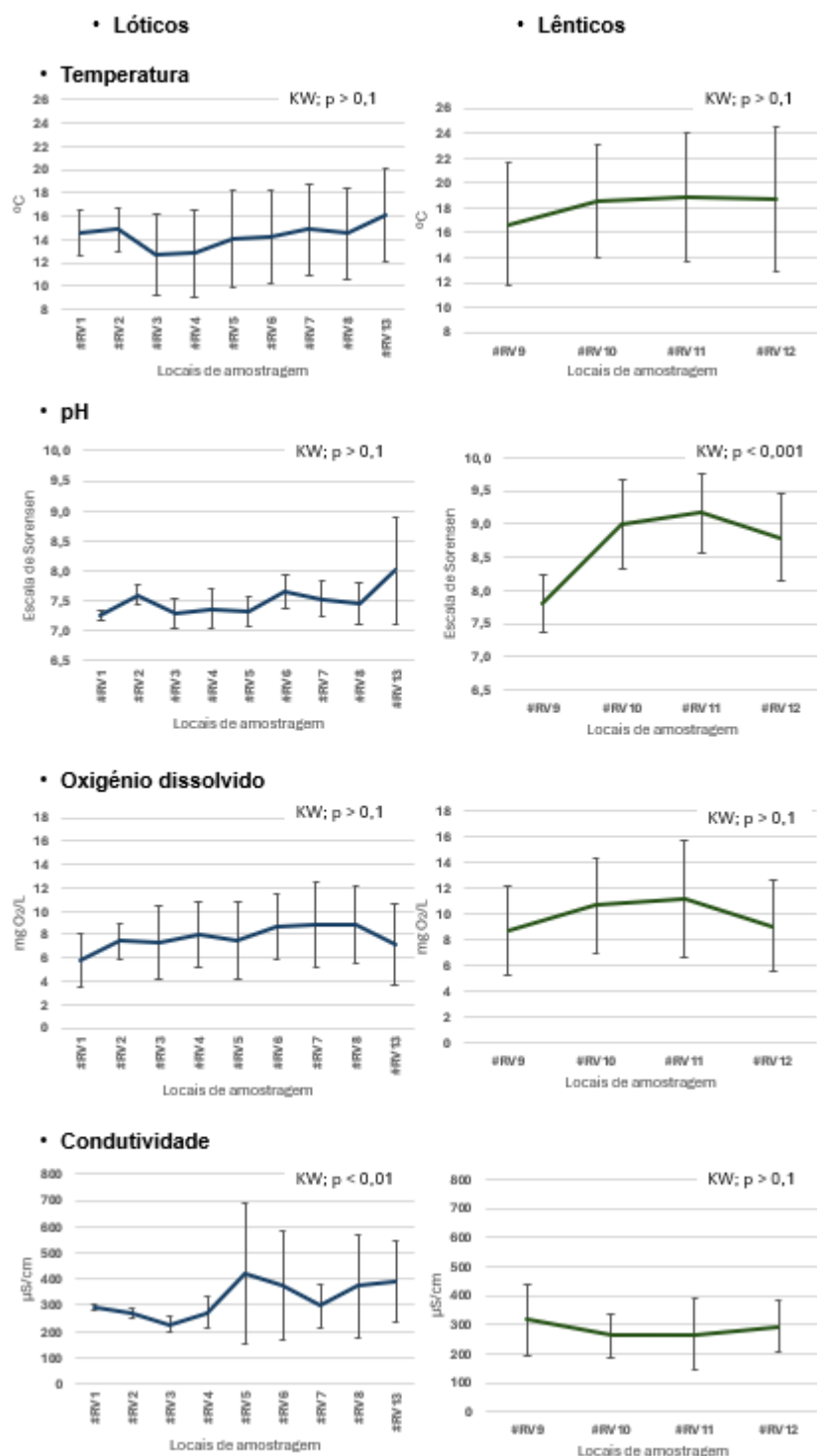


Figura 2.8: Variação média espacial dos parâmetros físico-químicos (temperatura, pH, oxigénio dissolvido e condutividade) nos locais lóticos (esquerda) e lênticos (direita). Apresenta-se o valor médio de cada parâmetro físico-químico e o respetivo desvio padrão (barras). Os valores de p preferem-se ao teste de Kruskal-Wallis (KW).

A variação temporal dos principais parâmetros físico-químicos foi analisada considerando os perfis lóticos e lênticos de cada local de amostragem (Figura 2.7). Ainda que se reconheça a variabilidade intra-anual das condições ambientais e físico-químicas da água, foram utilizados os valores médios e respectivos desvio-padrões para analisar as variações temporais. Os valores médios mensais de cada parâmetro resultaram dos valores agregados dos locais com perfis lóticos e lênticos.

Os locais com perfis lóticos (Figura 2.9) apresentaram valores médios de temperatura da água com diferenças altamente significativas (Kruskal-Wallis; $p < 0,001$) ao longo do tempo verificando-se um aumento desde março de 2021 até atingir um pico entre junho e agosto do mesmo ano (aproximadamente 17-18°C). Após outubro de 2021, ocorreu um declínio progressivo da temperatura média, com uma diminuição acentuada em novembro de 2021, atingindo os valores médios mais baixos em janeiro de 2021 (aproximadamente 6°C). Fevereiro de 2022 marcou o início do aumento da temperatura média da água, mantendo-se esta tendência até maio-junho de 2022. Nos locais lênticos, a temperatura média da água (Figura 2.9) apresentou um padrão de variação semelhante aos lóticos (Kruskal-Wallis; $p < 0,001$), contudo com variações mais acentuadas e valores médios mais elevados, com o pico em agosto de 2021 (aproximadamente 25°C). Após agosto de 2021, a temperatura média começou a baixar, atingindo os valores mais baixos em janeiro de 2021 (aproximadamente 9°C), semelhante ao observado nos locais lóticos. A partir de fevereiro de 2022, verificou-se um aumento constante até atingir valores de aproximadamente 23°C em junho de 2022. Verificou-se uma amplitude térmica maior nos locais lênticos comparativamente aos locais lóticos, sendo que os últimos possuem uma menor variação dos valores de temperatura.

Nos locais lóticos, durante o período de estudo, os valores médios de pH variaram entre aproximadamente 7,1 e 7,8, apresentando diferenças significativas entre os meses (Kruskal-Wallis; $p < 0,001$) (Figura 2.9). Em março de 2021, os valores médios de pH foram de 7,5, aumentando em maio de 2021, onde atingiu o pico nesse ano, com aproximadamente 7,7. Durante o verão e outono de 2021, houve uma diminuição do pH, com o valor mínimo de 7,2 a registrar-se em agosto de 2021. Após esta data, os valores de pH voltaram a aumentar constantemente até ao valor médio máximo registado (7,8) em fevereiro de 2022. Nos meses seguintes, o pH voltou a decrescer gradualmente, até ao valor de 7,3 em junho de 2022. Maio de 2021 foi o mês que registou, simultaneamente, os valores absolutos máximo (9,9) e mínimo (6,62). Os locais lênticos (Figura 2.9) apresentaram valores de pH consistentemente mais elevados comparativamente aos lóticos, ao longo de todo o período de monitorização,

com valores entre aproximadamente 7,6 e 9,1, contudo, não se registaram diferenças significativas entre meses (Kruskal-Wallis; $p > 0,1$). Além disso, a amplitude da variação dos valores médios mensais foi também superior nos locais lânticos. Entre março e junho de 2021, observou-se um aumento no valor médio de pH até ao valor máximo próximo de 9,2. Após este pico, os valores diminuíram ligeiramente até novembro de 2021, flutuando em torno de 9,0. A partir de dezembro de 2021, o pH diminuiu tendencialmente até ao valor mínimo de aproximadamente 7,6, em maio de 2022. Após esta data, os valores de pH voltam a aumentar em junho atingindo 8,6. De realçar que a primavera de 2021 registou o valor absoluto mínimo (7,1 em abril) e máximo (9,9 em maio e junho).

Os valores médios na concentração de OD (Figura 2.9) nos locais lóticos apresentaram variações muito significativas ao longo do tempo (Kruskal-Wallis; $p < 0,001$), tendo variado entre aproximadamente 3 e 13 mg/L. Março de 2021 registou o valor médio máximo (13 mg/L), tendo os valores decrescido até julho de 2021, quando se registou o menor valor médio de OD (3 mg/L). Após este mínimo, existiu uma recuperação gradual até dezembro de 2021, tornando a baixar em fevereiro de 2022, tendo-se registado o valor absoluto mínimo (1,3 mg/L). Observou-se um aumento em março de 2022, contudo os valores decrescem gradualmente até junho de 2022, mês em que se regista novamente valores de OD muitos baixos. O padrão de variação dos valores de OD nos locais lânticos (Figura 2.9) apresenta uma variação semelhante (Kruskal-Wallis; $p < 0,001$), mas com valores médios geralmente superiores aos registados nos locais lóticos, com março de 2021 a registar o valor absoluto máximo (17,3 mg/L). Em junho de 2021 também se verificou uma descida acentuada dos valores do OD, com julho de 2021 a registar o mínimo absoluto (2,1 mg/L) mas a recuperação subsequente é superior e mais rápida, atingindo valores superiores a 12 mg/L em agosto de 2021. Até janeiro de 2022, os valores mantiveram-se relativamente constantes, com pequenas oscilações, até uma nova descida entre fevereiro e maio de 2022. Em junho de 2022, ocorreu um ligeiro aumento dos valores de OD, fixando-se em torno de 6 mg/L.

Nos locais lóticos, a condutividade apresentou diferenças temporais altamente significativas ao longo do tempo (Kruskal-Wallis; $p < 0,001$) apresentando valores mais baixos (aproximadamente 200-300 $\mu\text{S}/\text{cm}$) nos primeiros meses de 2021 e aumentando a partir de julho de 2021 até atingir o pico máximo em outubro de 2021 (aproximadamente 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Figura 2.9). Após este pico, a condutividade diminuiu abruptamente em novembro de 2021, estabilizando em torno de 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ até dezembro de 2021. A partir de janeiro de 2022, ocorreu uma nova queda, apresentando valores relativamente estáveis e

baixos até abril de 2022 (aproximadamente 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Até ao final da campanha de amostragens, observou-se um ligeiro aumento a partir de maio de 2022. Tal como nos locais lóticos, os locais lênticos apresentaram uma variação significativa nos valores médios da condutividade ao longo do tempo (Kruskal-Wallis; $p < 0,001$) (Figura 2.9). Março de 2021 apresentou valores médios semelhantes aos registados nos locais lóticos (aproximadamente 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e os valores aumentam gradualmente até dezembro de 2021, com o valor médio máximo registado de 480 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Após este valor médio máximo, existiu uma redução brusca em janeiro de 2022 (225 $\mu\text{S}/\text{cm}$). No entanto, contrariamente aos locais lóticos, há um segundo pico em março de 2022 (aproximadamente 440 $\mu\text{S}/\text{cm}$), seguindo-se uma diminuição progressiva, mantendo-se relativamente constantes valores médios até junho de 2022. Assim, a amplitude de variação dos valores médios mensais foi bastante superior nos locais lóticos comparativamente aos locais lênticos.

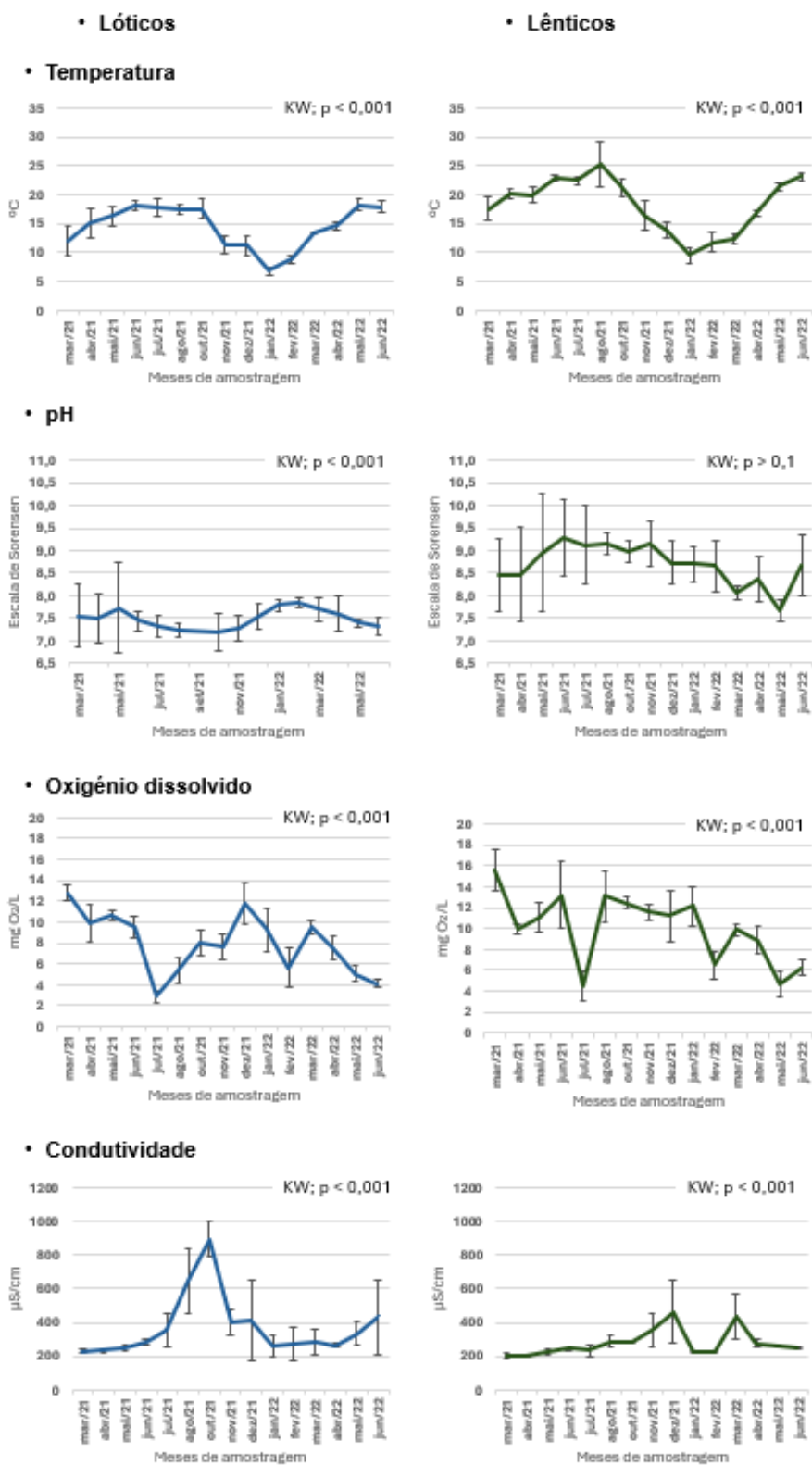


Figura 2.9: Variação média temporal dos parâmetros físico-químicos (temperatura, pH, oxigénio dissolvido e condutividade) nos locais lóticos (esquerda) e lênticos (direita). As barras representam o desvio padrão e os valores de p do teste de Kruskal-Wallis (KW) indicam a existência (ou não) de diferenças estatisticamente significativas.

2.4.2. Qualidade físico-química com base nos elementos de qualidade físico-químicos gerais

A qualidade físico-química da água, com base nos elementos físico-químicos gerais de suporte aos elementos de qualidade biológica, foi avaliada ao longo do gradiente espacial e temporal com o objetivo de verificar o cumprimento dos limiares definidos para a componente físico-química da qualidade da água (Tabela 2.2).

Durante o período de amostragens, realizadas entre março de 2021 e junho de 2022, os locais com perfis lóticos registraram flutuações na qualidade da água (Tabela 2.2), porém registou-se uma tendência para o não cumprimento dos limiares definidos para esta componente. Excetuando abril de 2021 e março de 2022, nos restantes meses as condições da qualidade da água configuraram situações de não conformidade, tendo-se verificado que em 103 ocasiões de amostragens, 74 não cumpriram os limiares de qualidade físico-química estabelecidos.

Os locais que apresentaram maior proporção de incumprimentos relativamente às ocasiões de amostragem foram: RV7 (86%), RV13 (85%), RV5 (80%), RV6 (80%) e RV8 (80%). Por outro lado, o que regista menor percentagem de incumprimentos é o local RV3 (38%), indicando ser o local com melhor qualidade de água no setor em estudo. De entre os parâmetros analisados, o fósforo total destacou-se, como o principal parâmetro responsável pela não conformidade, apresentando valores superiores aos limiares definidos em 58 ocorrências (78%). Para além do fósforo total, o CBO5 (31%), o déficit de oxigénio dissolvido (28%) e a elevada concentração em fosfatos (24%) também foram relevantes para situações de incumprimento.

Tabela 2.2: Avaliação da qualidade físico-química da água nos locais lóticos ao longo do gradiente espaço-temporal. O vermelho indica situações onde não se cumpre os limiares definidos (NC), o verde indica que cumpre e o azul representa o cumprimento excelente. Os parâmetros em linha identificam os quais contribuem para o incumprimento. As colunas que se encontram rasuradas indicam amostragens que não se realizaram por o ponto ainda não estar presente na rede de amostragem e por motivos logísticos, e “Seco” corresponde à ausência total de água no local no momento de amostragem

Data		#RV1	#RV2	#RV3	#RV4	#RV5	#RV6	#RV7	#RV8	#RV13
22/03/2021	Limiar físico-químico			Cumpre	NC	NC	NC	NC	NC	NC
	Parâmetro responsável			NO2	OD (+)	OD (+)	OD (+)	OD (+)	OD (+)	STS
19/04/2021	Limiar físico-químico			Cumpre	Cumpre	Cumpre	Cumpre	NC	NC	Excelente
	Parâmetro responsável			NO2	NO2	NO2	NO2	OD (+)	STS	
17/05/2021	Limiar físico-químico			Cumpre	NC	Cumpre	NC	NC	NC	Cumpre
	Parâmetro responsável			NH4, NO2, P total	NH4	NH4; NO2; P total	NH4	NH4	NH4; PO	NH4; CBO5; STS
31/05/2021	Limiar físico-químico			NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
	Parâmetro responsável			PO; P total	P total	PO; P total	N02; PO; P total	N02; PO; P total	PO; P total	P total; CBO5; STS
28/06/2021	Limiar físico-químico			NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
	Parâmetro responsável			OD (-); P total	OD (-); P total; CBO5	OD (-); NH4; NO2; PO; P total; CBO5	OD (-); PO; P total	OD (-); P total	OD (-); P total	OD (-); NO2; P total; CBO5; STS
09/08/2021	Limiar físico-químico					NC	NC	NC	NC	
	Parâmetro responsável			SECO	SECO	OD (-); NH4; PO; P total; CBO5	P total; CBO5	P; CBO5; STS	P total; CBO5; STS	SECO
06/10/2021	Limiar físico-químico					NC	NC		NC	
	Parâmetro responsável			SECO	SECO	NH4; NO2; PO; P total; CBO5	PO; P total; CBO5	SECO	P total; CBO5	SECO
15/11/2021	Limiar físico-químico			Cumpre	Cumpre	NC	NC	NC	NC	NC
	Parâmetro responsável			OD; P total; CBO5	OD; P total	PO; P total	P total	P total	P total	NH4; P total; CBO5; STS
13/12/2021	Limiar físico-químico			NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
	Parâmetro responsável			P total	P total	P total	OD (+); P total	OD (+); PO; P total	OD (+); P total	P total; CBO5
17/01/2022	Limiar físico-químico			Cumpre	Cumpre	NC	NC	Cumpre	Cumpre	NC
	Parâmetro responsável			P total	P total	P total	CBO5	P total	P total	OD (-); NO2; P total
21/02/2022	Limiar físico-químico			Cumpre	Cumpre	NC	Cumpre	NC	Cumpre	NC
	Parâmetro responsável			OD	OD	P total	OD	CBO5	OD; P total	OD (-); NH4; P total; CBO5
28/03/2022	Limiar físico-químico	Excelente	Cumpre	Excelente	Cumpre	Cumpre	Cumpre	Cumpre	Cumpre	NC
	Parâmetro responsável		NO2		NO2	NO2; PO; P total	NO2; P	NO2; P total	NO2; PO; P total	P total
26/04/2022	Limiar físico-químico	NC	NC	Cumpre	Cumpre	NC	NC	NC	NC	NC
	Parâmetro responsável	OD (-)	P total	OD; P total	OD; P total	P total	P total	P total	P total	CBO5
23/05/2022	Limiar físico-químico	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
	Parâmetro responsável	OD (-); P total	P total	OD (-); P total	OD (-); P total	OD (-); NH4; NO2; PO; P total	NO2; P205; P	P total	P total	NO2; P total; CBO5; STS
20/06/2022	Limiar físico-químico			NC	SECO	NC	NC	NC	NC	NC
	Parâmetro responsável			OD (-); P total; CBO5		OD (-); NH4; PO; P total; CBO5	OD (-); NH4; PO; P total	OD (-); PO; P total; CBO5; STS	OD (-); P total; CBO5	OD (-); P total; CBO5; STS

Nos quatro locais com perfil lântico (RV9, RV10, RV11 e RV12), verificou-se um cenário de absoluto incumprimento dos limiares definidos da componente físico-química da qualidade da água (Tabela 2.3). O parâmetro clorofila *a* (Cl *a*) foi aquele cujos valores mais se observaram acima dos valores de referência, com 93% de situações de incumprimento, seguindo-se o fósforo total (86%) e a CBO5 (73%). O incumprimento dos limiares de referência esteve ainda associado, embora com menor expressão, a concentrações elevadas de fosfatos (7%), amónia (4%) e nitritos (2%).

Para além da determinação da qualidade físico-química, foi calculado o estado trófico (Tabela 2.3). Os resultados revelam que a maioria dos locais com características lânticas apresentavam cenários constantes de hipereutrofização (Hip). O local RV9 apresentou estado “Eutrófico” (Eut), durante os meses de janeiro, fevereiro e março de 2022, o que revela um nível de eutrofização relativamente mais baixo em relação aos restantes meses do ano.

Tabela 2.3: Avaliação da qualidade físico-química da água nos locais lênticos ao longo do gradiente espaço-temporal. O vermelho indica o não cumprimento (NC) dos limiares definidos. Os códigos Hip e Eut correspondem, respetivamente, a estado hipereutrófico e estado eutrófico, relativos à avaliação do estado trófico. As colunas que se encontram rasuradas indicam amostragens que não se realizaram por o ponto ainda não estar presente na rede de amostragem, e “Seco” corresponde à ausência total de água no local no momento de amostragem

Data		#RV9	#RV10	#RV11	#RV12
22/03/2021	Limiar físico-químico	NC	NC	NC	
	Parâmetro responsável	OD (+)	OD (+); STS; Cl a	OD; Cl a	
19/04/2021	Limiar físico-químico	NC	NC	NC	
	Parâmetro responsável	Cl a	Cl a	Cl a	
17/05/2021	Limiar físico-químico	NC	NC	NC	
	Parâmetro responsável	P total; CBO5; Cl a	CBO5; Cl a	OD (+); NH4; P total; CBO5; STS; Cl a	
	Estado trófico	Hip	Hip	Hip	
31/05/2021	Limiar físico-químico	NC	NC	NC	NC
	Parâmetro responsável	PO; P total; CBO5; Cl a	OD (+); P total; CBO5; STS; Cl a	OD (+); P total; CBO5; Cl a	OD (+); NH4; P total; CBO5; STS; Cl a
	Estado trófico	Hip	Hip	Hip	Hip
28/06/2021	Limiar físico-químico	NC	NC	NC	NC
	Parâmetro responsável	OD (-); P total; CBO5; STS; Cl a	OD (-); P total; CBO5; STS; Cl a	P total; CBO5; STS; Cl a	OD (-); NO2; P total; CBO5; STS; Cl a
	Estado trófico	Hip	Hip	Hip	Hip
09/08/2021	Limiar físico-químico	NC	NC	NC	NC
	Parâmetro responsável	PO; P total; CBO5; STS; Cl a	OD (+); P total; CBO5; STS; Cl a	OD (+); P total; CBO5; STS; Cl a	OD (+); P total; CBO5; STS; Cl a
	Estado trófico	Hip	Hip	Hip	Hip
06/10/2021	Limiar físico-químico		NC	NC	NC
	Parâmetro responsável	SECO	P total; CBO5; STS; Cl a	OD (+); P total; CBO5; STS; Cl a	OD (+); P total; CBO5; STS; Cl a
	Estado trófico		Hip	Hip	Hip
15/11/2021	Limiar físico-químico	NC	NC	NC	NC
	Parâmetro responsável	P total; STS; Cl a	P total; CBO5; STS; Cl a	OD (+); P total; STS; Cl a	P total; CBO5; STS; Cl a
	Estado trófico	Hip	Hip	Hip	Hip
13/12/2021	Limiar físico-químico	NC	NC	NC	NC
	Parâmetro responsável	OD (+); P total	OD (+); P; CBO5; STS; Cl a	P total; CBO5; STS; Cl a	PO; P total; CBO5; STS; Cl a
	Estado trófico	Hip	Hip	Hip	Hip
17/01/2022	Limiar físico-químico	NC	NC	NC	NC
	Parâmetro responsável	OD (+); P	OD (+); P total; CBO5; STS; Cl a	OD (+); P total; CBO5; STS; Cl a	P total; CBO5; STS; Cl a
	Estado trófico	Eut	Hip	Hip	Hip
21/02/2022	Limiar físico-químico	NC	NC	NC	NC
	Parâmetro responsável	P total	P total; CBO5; STS; Cl a	P total; CBO5; STS; Cl a	P total; CBO5; STS; Cl a
	Estado trófico	Eut	Hip	Hip	Hip
28/03/2022	Limiar físico-químico	NC	NC	NC	NC
	Parâmetro responsável	P total; Cl a	P total; CBO5; STS; Cl a	P total; CBO5; STS; Cl a	P total; STS; Cl a
	Estado trófico	Eut	Hip	Hip	Hip
26/04/2022	Limiar físico-químico	NC	NC	NC	NC
	Parâmetro responsável	P total; Cl a	P total; CBO5; Cl a	P total; Cl a	P total; CBO5; Cl a
	Estado trófico	Hip	Hip	Hip	Hip
23/05/2022	Limiar físico-químico	NC	NC	NC	NC
	Parâmetro responsável	OD (-); P total; CBO5; Cl a	P total; CBO5; Cl a	PO; P total; CBO5; Cl a	OD (-); P total; CBO5; Cl a
	Estado trófico	Hip	Hip	Hip	Hip
20/06/2022	Limiar físico-químico	NC	NC	NC	NC
	Parâmetro responsável	P total; CBO5; STS; Cl a	P total; CBO5; STS; Cl a	P total; CBO5; STS; Cl a	P total; CBO5; STS; Cl a
	Estado trófico	Hip	Hip	Hip	Hip

2.4.3. Nível de enriquecimento em nutrientes na água

Considerando que a degradação da qualidade da água da ribeira de Valverde está em grande medida relacionada com o elevado enriquecimento em nutrientes, foram analisadas variações espaciais e temporais nas concentrações dos principais nutrientes (amónia, fósforo total) que afetam diretamente a qualidade da água e o estado ecológico, assim como variações nos indicadores biológicos (CBO5 e clorofila *a*) que respondem a este enriquecimento.

2.4.3.1. Variações espaciais e temporais univariadas

Amónia

Nos locais lóticos destacou-se uma elevada concentração média de amónia no local RV5 (16 mg/L), acompanhada por um desvio-padrão muito elevado que ultrapassa os 50 mg/L (Figura 2.10). Verificaram-se diferenças estatisticamente significativas entre locais (Kruskal-Wallis; $p < 0,05$). Relativamente aos locais lânticos (Figura 2.10), os valores médios são mais heterogéneos e consideravelmente mais baixos, com um aumento gradual de montante para jusante, tanto dos valores de amónia, como do respetivo desvio-padrão, com o local RV12 a ser o local com os registos mais elevados. Apesar desta tendência não foram observadas diferenças significativas na concentração média de amónia entre locais (Kruskal-Wallis; $p > 0,1$).

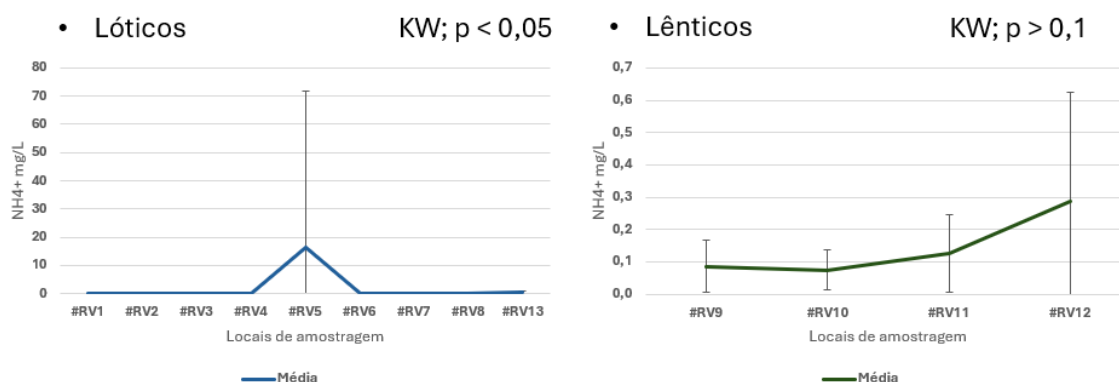


Figura 2.10: Variação espacial da concentração média de amónia (mg/L) nos locais lóticos (esquerda) e lânticos (direita), com barras de desvio-padrão. O valor de p do teste de Kruskal-Wallis (KW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico. *Nota: a ordem de grandeza dos valores difere entre locais lóticos (< 80 mg/L) e lânticos ($< 0,7$ mg/L).*

Ao longo do tempo de amostragem, o valor médio da concentração em amónia nos locais lóticos apresentou-se relativamente constante ao longo de grande parte do período de amostragens (Figura 2.11), com algumas oscilações em junho (1,10 mg/L) e outubro de 2021 (1,63 mg/L), tendo apresentado um aumento em junho de 2022 (36 mg/L), com um desvio-padrão superior a 80 mg/L. Estes três meses destacaram-se por concentrações de amónia e respetivos desvios-padrão elevados, configurando um cenário ambiental potencialmente crítico. As diferenças entre os meses de amostragens revelaram-se estatisticamente significativas (KW; $p < 0,001$). Nos locais lênticos os valores da concentração em amónia apresentaram um aumento gradual entre março e junho de 2021, atingindo neste mês um valor máximo de 0,35 mg/L e um desvio-padrão de aproximadamente 0,5 mg/L (Figura 2.11), constituindo-se como valores extremos. A partir desta data os valores descenderam até novembro de 2021, com valores entre 0,01 e 0,03 mg/L. Em dezembro de 2021 regista-se um ligeiro pico de 0,1 mg/L, seguindo-se um período, de janeiro a maio de 2022, onde a concentração de amónia não foi detetada. Em junho de 2022, voltou a registar-se um pequeno pico na concentração de amónia na ordem dos 0,06 mg/L. Estas diferenças foram estatisticamente significativas (KW; $p < 0,001$).

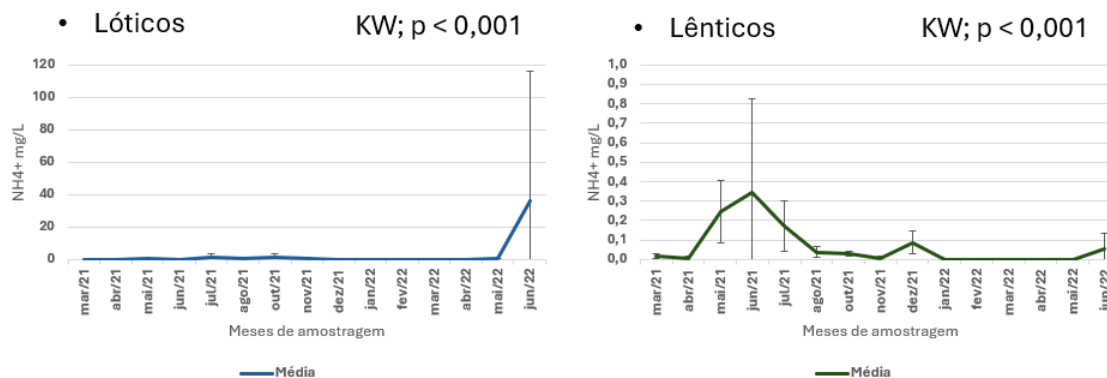


Figura 2.11: Variação temporal da concentração média de amónia (mg/L) nos locais lóticos (esquerda) e lênticos (direita), com barras de desvio-padrão. O valor de p do teste de Kruskal-Wallis (KW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico. *Nota: a ordem de grandeza dos valores difere entre locais lóticos (< 120 mg/L) e lênticos (< 1 mg/L).*

A Figura 2.12, à esquerda, apresenta os coeficientes de variação (CVs) da concentração da amónia, considerando a totalidade das amostragens realizadas ao longo do gradiente espacial e do gradiente temporal. Observa-se que o gradiente temporal apresenta uma mediana superior (228%), comparativamente à componente espacial (110%). O gradiente temporal revelou maior variabilidade, com valores entre 52% e 332%, enquanto no gradiente

espacial os valores oscilaram entre 82% e 151%, com um *outlier* a atingir os 333%. O CV do gradiente espacial apresenta um valor médio de 132%, enquanto no gradiente temporal se observa um valor de 207%. O resultado do teste de Mann-Whitney comprova a diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$), indicando que o padrão de variabilidade da concentração de amónia difere entre os dois tipos de gradiente, apresentando maior variabilidade ao longo do ano do que entre locais.

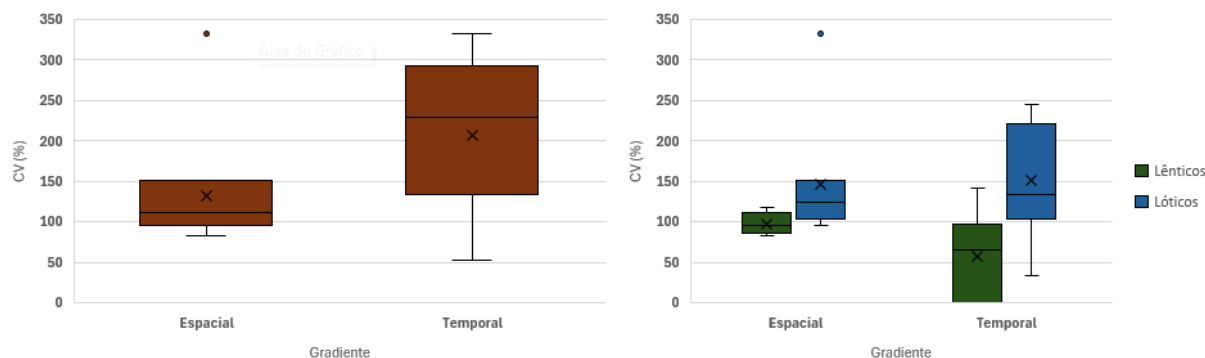


Figura 2.12: Esquerda: Coeficiente de variação (%) da concentração de amónia no espaço (locais) e no tempo (meses do ano). Cada boxplot representa os valores do CV sem distinção entre locais lóticos e lênticos. Direita: Coeficiente de variação (%) da concentração de amónia no gradiente espacial (locais) e temporal (meses do ano), distinguindo locais lênticos (verde) e lóticos (azul).

A Figura 2.12, à direita, apresenta ainda os coeficientes de variação (CVs) da concentração de amónia, complementando a informação à esquerda, discriminando os locais lóticos e lênticos para ambos os gradientes. Este detalhe permite perceber se a variabilidade observada está associada ao perfil hidrológico de cada local. No gradiente espacial (Figura 2.12), os locais lóticos apresentaram uma mediana mais elevada de CV (125%) comparativamente à mediana dos locais lênticos (95%). A amplitude interquartil nos locais lóticos também foi superior, com valores a variar entre 95% e 151%, sendo ainda registada a presença de um *outlier* de 333%. No gradiente temporal, embora a mediana seja ligeiramente superior (133%), observa-se uma maior dispersão dos dados, com os valores a oscilarem entre 33% e 244%. Apesar das diferenças observadas, a comparação estatística, com recurso ao teste de Mann-Whitney, não revelou diferenças estatísticas significativas ($p > 0,1$), sugerindo que a variabilidade da concentração de amónia nos locais com características lóticas é semelhante em ambos os gradientes. Nos locais lênticos (Figura 2.12), no gradiente espacial, a variabilidade da concentração foi menor, com os valores a oscilarem entre 82% e 117% e uma mediana de 95%. Já no gradiente temporal, a mediana situou-se nos 65%, com os valores a variarem entre

0 e 141%. O teste de Mann-Whitney ($p > 0,1$) revelou que, apesar das referidas diferenças nos locais lóticos, não existe uma diferença estatisticamente significativa, embora se comprove uma maior variabilidade ao longo do gradiente temporal.

A comparação da concentração de nutrientes entre o período húmido e seco, nos locais lóticos e lênticos permite-nos obter uma visualização dos padrões de variação espaciais e temporais em função da sazonalidade das condições do ecossistema.

Nos locais lóticos, durante o período húmido, a concentração média de amónia ao longo do gradiente espacial apresenta valores a oscilarem entre 0,05 mg/L e 0,40 mg/L (Figura 2.13). No período seco, os valores médios de amónia são baixos em quase todos os locais, exceto em RV5, onde se regista um pico abrupto de 45,86 mg/L, acompanhado de um desvio-padrão muito elevado ($\sim 94,67$ mg/L) (Figura 2.13). Assim, o período húmido caracteriza-se por valores médios relativamente mais constantes, e menores ocorrências extremas, contrariamente ao período seco que apresentou um pico extremo em RV5. As diferenças referidas são estatisticamente significativas (Mann-Whitney; $p < 0,01$), indicando discrepâncias na concentração média de amónia entre os períodos húmido e seco.

Os locais com características lênticas apresentaram valores médios de amónia relativamente baixos no período húmido (Figura 2.13), com os valores a oscilarem entre 0,06 mg/L (RV9) e 0,27 mg/L (RV11). Neste último local, regista-se o desvio-padrão mais expressivo ($\sim 0,15$ mg/L). No período seco (Figura 2.13), destaca-se o RV12, onde se regista uma média de 0,33 mg/L e um desvio padrão de $\sim 0,50$ mg/L, evidenciando o pico máximo de valores. Os restantes locais apresentaram concentrações mais baixas, com valores de 0,13 mg/L em RV9, 0,07 mg/L em RV10 e 0,05 mg/L em RV11, com este último ponto a revelar-se o ponto com menor concentração. Com isto, entre ambos os períodos, o local RV11 destaca-se no período húmido com a maior concentração média, enquanto o RV12 revela o valor médio mais elevado do período seco, sugerindo diferenças intrapontuais entre períodos. As diferenças enunciadas entre ambos os períodos revelaram-se estatisticamente significativas (Mann-Whitney; $p < 0,001$).

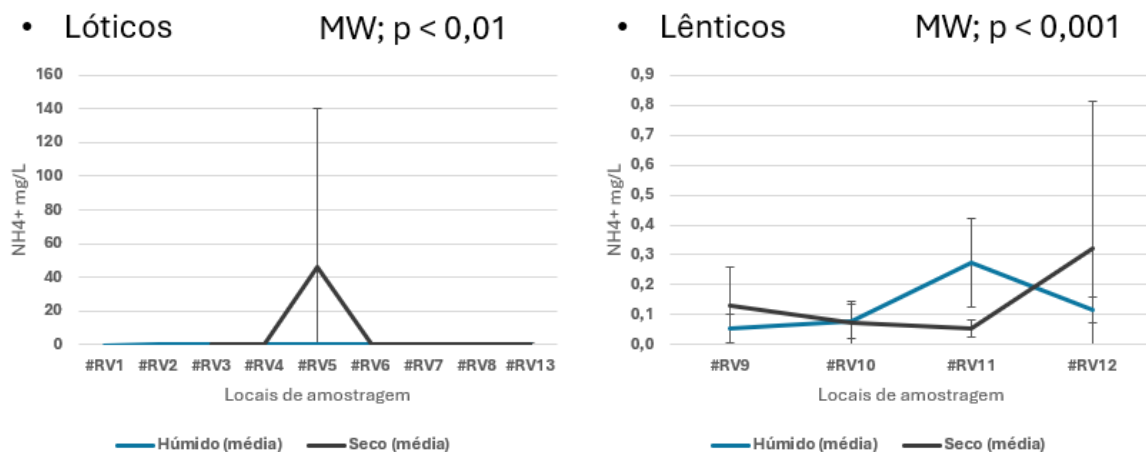


Figura 2.13: Comparação da concentração média de amônia (mg/L) entre o período húmido (linha azul) e o período seco (linha cinzenta) nos locais lóticos (esquerda) e nos locais lênticos (direita), com barras de desvio-padrão. O valor de p do teste de Mann-Whitney (MW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico. Nota: a ordem de grandeza dos valores difere entre locais lóticos (< 160 mg/L) e lênticos ($< 0,9$ mg/L).

Observou-se que nos locais lóticos, o CV da amônia apresentou uma menor dispersão de valores no período húmido, com valores entre aproximadamente 100% e 170%, enquanto no período seco a dispersão foi mais elevada, oscilando entre aproximadamente 20% e até 200% (Figura 2.14). A média foi superior no período húmido comparativamente ao período seco. O resultado do teste estatístico (Mann-Whitney; $p > 0,1$), indica que, apesar das diferenças visíveis na dispersão dos dados de cada período, não existiu uma diferença estatisticamente significativa entre o período húmido e seco. Nos locais lênticos (Figura 2.14), os valores dos CVs, no período húmido, apresentaram menor dispersão, situando-se aproximadamente entre 40% e 90%, enquanto o período seco apresentou uma variabilidade consideravelmente superior, com valores a oscilarem entre os 50% e 150%. A média é inferior no período húmido quando comparado com o período seco. Apesar de maior variabilidade observada no período seco, o resultado do teste de Mann-Whitney ($p > 0,1$) indica que os períodos não apresentam uma variação significativa nos valores do CV dos locais lênticos.

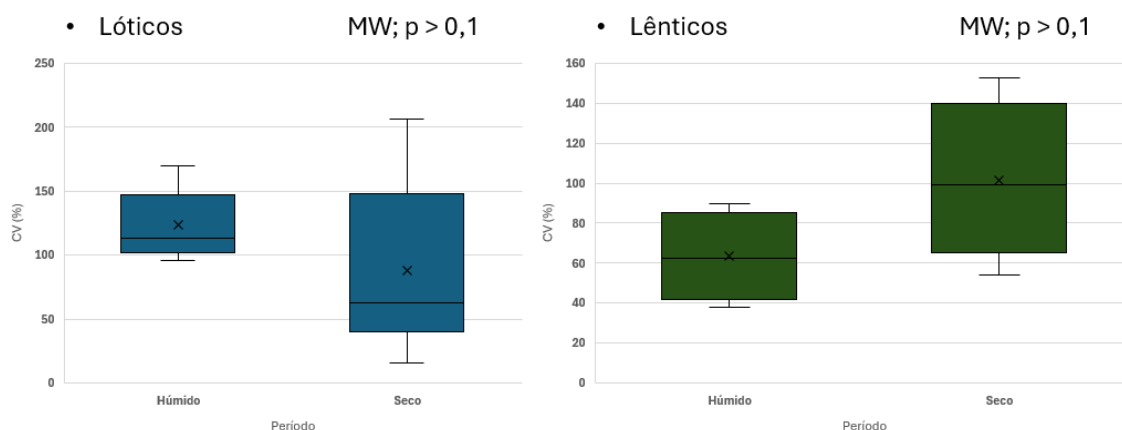


Figura 2.14: Comparação do coeficiente de variação (%) de amónia associado ao período húmido e seco, nos ocais lóticos (esquerda) e lênticos (direita). O valor de p do teste de Mann-Whitney (MW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico. *Nota: a ordem de grandeza dos valores difere entre locais lóticos ($< 250\%$) e lênticos ($< 160\%$).*

Fósforo total

Relativamente às concentrações de fósforo total, todos os locais lóticos registaram valores inferiores a 0,5 mg/L, com desvios-padrão reduzidos, exceto em RV5, onde os valores superaram os 2 mg/L, com um desvio-padrão expressivo (~ 4 mg/L) (Figura 2.15). Apesar das diferenças observadas em RV5, não foram detetadas diferenças estatisticamente significativas nas concentrações médias de fósforo total entre os locais (Kruskal-Wallis; $p > 0,05$). De realçar que os locais a jusante de RV5 apresentaram concentrações médias mais elevadas, assim como desvios-padrão, comparativamente aos locais a montante de RV5. Nos locais lênticos, as concentrações médias variaram entre aproximadamente 0,2 mg/L e 0,4 mg/L, com desvios-padrão a acompanharem o aumento dos valores médios (Figura 2.15). Os locais RV10 e RV12 registaram os valores médios mais elevados, acompanhados de desvios-padrão igualmente elevados. Entre os locais lênticos não se detetaram diferenças estatisticamente significativas (Kruskal-Wallis; $p > 0,1$).

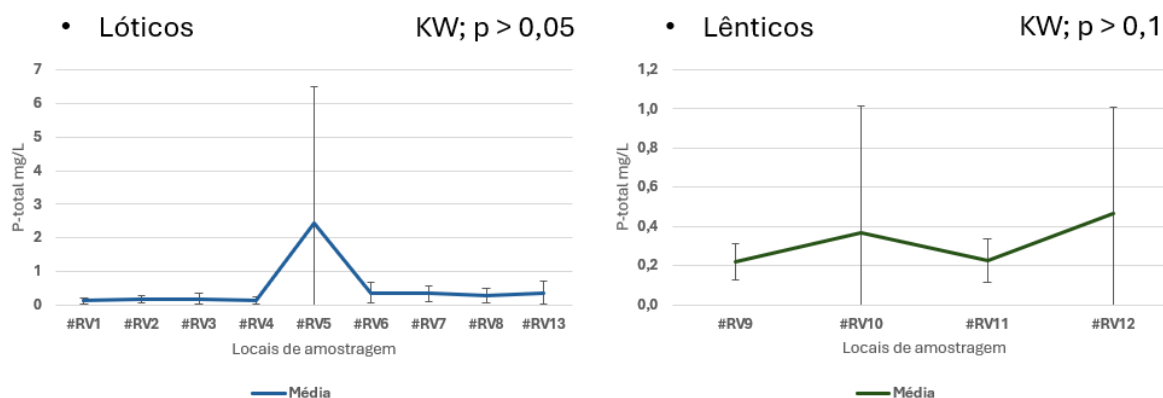


Figura 2.15: Variação espacial da concentração média de fósforo total (mg/L) nos locais lóticos (esquerda) e lênticos (direita), com barras de desvio padrão. O valor de p do teste de Kruskal-Wallis (KW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico. *Nota: a ordem de grandeza dos valores difere entre locais lóticos (< 7 mg/L) e lênticos ($< 1,2$ mg/L).*

As concentrações médias de fósforo total nos locais lóticos (Figura 2.16) apresentaram valores baixos entre maio e julho de 2021, tendo aumentado entre agosto e outubro de 2021 (aproximadamente 3,00 mg/L), quando se observaram também elevados desvios-padrão, refletindo elevadas variações entre locais (entre 3 e 4 mg/L aproximadamente). Após este período, os valores médios de fósforo total diminuíram drasticamente até maio de 2022, voltando a observar-se um pico em junho (2,20 mg/L). Estas variações temporais foram estatisticamente significativas (Kruskal-Wallis; $p < 0,001$), com agosto e outubro de 2021 a registaram as concentrações médias mais elevadas, e os desvios-padrão mais elevados, juntamente com junho de 2022. Nos locais lênticos, a concentração média de fósforo total em maio de 2021 foi de 0,30 mg/L e manteve-se relativamente contante até agosto de 2021, quando atingiu o valor máximo de 0,92 mg/L, com um desvio-padrão superior a 1 mg/L (Figura 2.16). Este pico é seguido por uma queda em outubro de 2021 para valores de aproximadamente 0,3 mg/L, mantendo-se relativamente constante até aumentar em janeiro de 2022 (0,66 mg/L), com o aumento do desvio-padrão também. Após esta data, a concentração média de fósforo decresceu e manteve-se relativamente constante entre fevereiro e junho no intervalo de valores 0,12 mg/L a 0,30 mg/L. As diferenças enunciadas não foram estaticamente significativas (Kruskal-Wallis; $p > 0,5$).

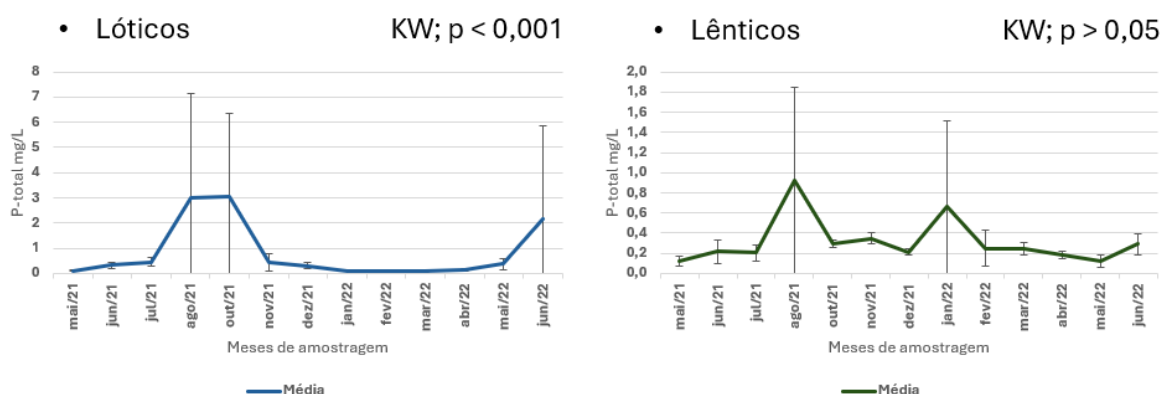


Figura 2.16: Variação temporal da concentração média de fósforo total (mg/L) nos locais lóticos (esquerda) e lênticos (direita), com barras de desvio padrão. O valor de p do teste de Kruskal-Wallis (KW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico. *Nota: a ordem de grandeza dos valores difere entre locais lóticos (< 8 mg/L) e lênticos (< 2 mg/L).*

A Figura 2.17 apresenta o CV da concentração de fósforo total para o conjunto de amostragens ao longo do gradiente espacial e temporal. No gradiente espacial, os valores de CV variaram entre 43% e 166%, com o registo de um *outlier* de 176%. A mediana situou-se nos 70% e o valor médio nos 88%. A variabilidade foi mais ampla no gradiente temporal, com CVs entre 29% e 224%, uma mediana de 73% e valor médio de 100%. Apesar de se observar maior variabilidade no gradiente temporal, o teste de Mann-Whitney ($p > 0,1$) não revelou diferenças estatisticamente significativas entre os dois gradientes, sugerindo que as variabilidades das concentrações de fósforo total foram semelhantes no espaço e o tempo.

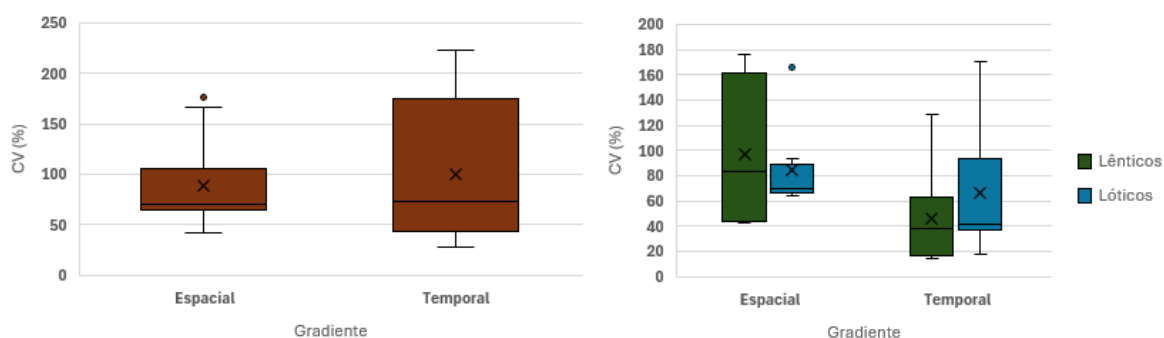


Figura 2.17: Esquerda: Coeficiente de variação (%) da concentração de fósforo total no espaço (locais) e no tempo (meses do ano). Cada boxplot representa os valores do CV sem distinção entre locais lóticos e lênticos. Direita: Coeficiente de variação (%) da concentração de fósforo total no gradiente espacial (locais) e temporal (meses do ano), distinguindo locais lênticos (verde) e lóticos (azul).

A Figura 2.17, à direita, detalha a variabilidade do CV da concentração de fósforo total para os locais lênticos e lóticos, tanto no gradiente espacial como temporal. Nos locais lênticos, a variabilidade espacial do fósforo total apresentou-se bastante elevada, com os valores do CV

a oscilar entre 43% e 176%, uma mediana de 83% e um valor médio de 97%. Já no gradiente temporal, a dispersão diminuiu, com CVs entre 14% e 129%, uma mediana de 38% e uma média de 46%. Apesar desta diferença evidente, o teste de Mann-Whitney não revelou diferenças estatisticamente significativas entre os gradientes espacial e temporal nos locais com características lênticas ($p > 0,05$), ainda que o valor do teste se encontre próximo do limiar de significância. Relativamente aos locais lóticos, no gradiente espacial, os CVs situaram-se entre 64% e 94%, com uma mediana de 70% e um valor médio de 84%, enquanto no gradiente temporal os valores do CV variaram entre 17% e 170%, com uma mediana de 41% e um valor médio de 66% (Figura 2.17). Também neste caso, apesar das diferenças constatadas, o teste de Mann-Whitney não revelou diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,05$), contudo, a maior dispersão no gradiente temporal pode indicar maior variabilidade na concentração de fósforo nos locais lóticos.

Nos locais lóticos, o período húmido revelou concentrações médias de fósforo total moderadas (Figura 2.18), com valores a oscilarem entre 0,11 mg/L (RV4) e 0,38 mg/L (RV13), onde se registou o pico máximo. Os valores do desvio-padrão foram relativamente elevados, com os locais RV5 (~0,26 mg/L), RV6 (~0,2 mg/L) e RV7 (0,19 mg/L) a revelarem valores de desvio padrão muito próximos das médias registadas. O local com o desvio-padrão mais elevado foi o RV13, com um valor ~0,45 mg/L. No período seco (Figura 2.20), registou-se um pico médio muito acentuado em RV5, onde o valor médio de fósforo total atinge 5,88 mg/L, acompanhado por um desvio-padrão elevado (4,98 mg/L). Os restantes locais registaram valores médios consideravelmente mais baixos, com valores a oscilarem entre 0,28 mg/L e 0,59 mg/L, sendo superiores aos valores médios registados no período húmido. Assim, o período húmido apresentou concentrações médias de fósforo total constantes entre os locais de amostragem, com desvios-padrão mais elevados entre RV5 e RV7. No período seco, observaram-se concentrações médias mais elevadas comparativamente ao período húmido, especialmente no RV5, onde se registou um pico acentuado, acompanhado por um desvio-padrão elevado. O resultado do teste de Mann-Whitney ($p < 0,001$) confirmou que estas diferenças são estatisticamente significativas.

Nos locais lênticos, durante o período húmido (Figura 2.18), as concentrações médias de fósforo total nos locais RV9, RV10 e RV11 foram relativamente estáveis, com valores a rondar 0,2 mg/L. Contudo, o ponto RV12 revela um aumento pronunciado, atingindo o valor médio de 0,56 mg/L. O desvio-padrão segue o mesmo padrão, com os três primeiros locais a registarem valores entre 0,07 mg/L e 0,1 mg/L, e atingindo 0,7 mg/L no local RV12. O período seco revelou concentrações médias mais elevadas em quase todos os locais (Figura 2.20), com

o local RV10 a atingir o pico máximo (0,66 mg/L) e obtendo o maior desvio padrão (~1,0 mg/L). O desvio-padrão foi moderado nos restantes locais, com valores a oscilarem entre ~0,07 mg/L e ~0,16 mg/L. Comparando ambos os períodos, durante o período húmido, os valores médios foram mais constantes nos locais RV9, RV10 e RV11, enquanto RV12 destacou-se por apresentar a maior concentração média e o desvio-padrão mais elevado. No período seco, os valores médios foram maioritariamente superiores, com o pico a ocorrer em RV10, acompanhado pelo maior desvio-padrão. Apesar das diferenças enunciadas, o teste de Mann-Whitney ($p > 0,05$) não revelou diferenças estatisticamente significativas.

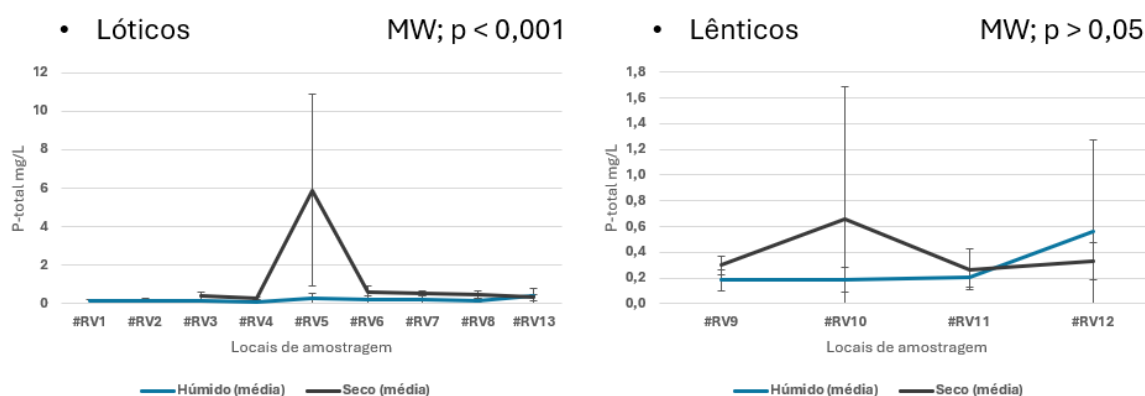


Figura 2.18: Comparação da concentração média de fósforo total (mg/L) entre o período húmido (linha azul) e o período seco (linha cinzenta) nos locais lóticos (esquerda) e nos locais lênticos (direita), com barras de desvio padrão. O valor de p do teste de Mann-Whitney (MW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico. *Nota: a ordem de grandeza dos valores difere entre locais lóticos (< 12 mg/L) e lênticos ($< 1,8$ mg/L).*

A Figura 2.19 apresenta a variação do CV do fósforo total nos locais lóticos durante os períodos húmido e seco. Os resultados revelaram que, durante o período húmido, os valores do CV foram superiores, com um valor médio de aproximadamente 70%. Já no período seco, a média situou-se nos 50%, com um intervalo interquartil mais reduzido, e com os valores a variarem entre 25% e 85%, aproximadamente. O teste de Mann-Whitney revelou a diferença significativa entre os dois períodos ($p < 0,05$), o que revela que os valores de fósforo total são influenciados pelas condições presentes em cada período.

A variação do CV do fósforo total nos locais lânticos, durante os períodos húmido e seco, encontra-se representado na Figura 2.19. No período húmido, o valor médio rondou os 65%, com um intervalo interquartil entre aproximadamente 35% e 130%. No período seco, a média foi ligeiramente superior ao registado no período húmido, com um valor de 70%, e um intervalo interquartil entre 25% e 160%, aproximadamente. O resultado do teste estatístico de Mann-Whitney ($p > 0,1$) revelou que não existe uma diferença estatisticamente significativa, o que sugere que a variabilidade do fósforo total durante ambos o período não parece ser afetado pelo regime hidrológico, contrariamente ao que foi observado nos locais lóticos.

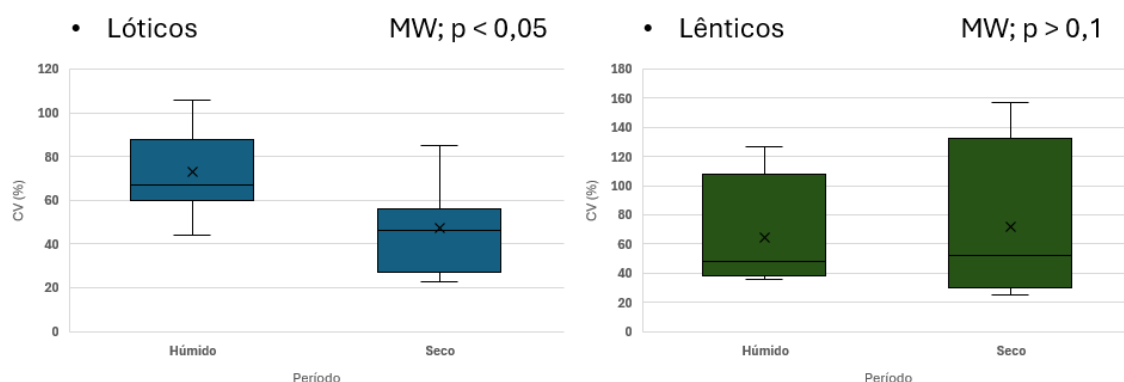


Figura 2.19: Comparação do coeficiente de variação (%) de fósforo total associado ao período húmido e seco, nos locais lóticos (esquerda) e lânticos (direita). O valor de p do teste de Mann-Whitney (MW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico. Nota: a ordem de grandeza dos valores difere entre locais lóticos ($< 120\%$) e lânticos ($< 180\%$).

Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO5)

A maior parte dos locais lóticos apresentou valores médios de CBO5 baixos (inferiores a 5 mg/L), com uma ligeira tendência crescente ao longo do gradiente longitudinal, à exceção do local RV13, que registou um pico de 14 mg O₂/L, acompanhado de um elevado desvio-padrão (Figura 2.20). Constatou-se uma variação espacial marcada, com o teste estatístico a evidenciar diferenças estatisticamente significativas (Kruskal-Wallis; $p < 0,01$). Relativamente aos locais lânticos, observaram-se valores médios próximos de 10 mg O₂/L entre os locais RV9 e RV11, aumentando para 24 mg O₂/L em RV12 (Figura 2.20). O desvio-padrão também foi consideravelmente superior em RV12, ultrapassando os 20 mg O₂/L. As diferenças observadas entre locais foram estatisticamente significativas (Kruskal-Wallis; $p < 0,05$). Deste modo, as concentrações médias foram geralmente mais elevadas nos locais lânticos, com um pico médio crítico em RV12, contrastando com os valores médios consideravelmente inferiores nos locais

lóticos. Em ambos os casos, os picos máximos (RV13 nos lóticos e RV12 nos lênticos) foram acompanhados de desvios-padrão elevados, indicando grande variabilidade.

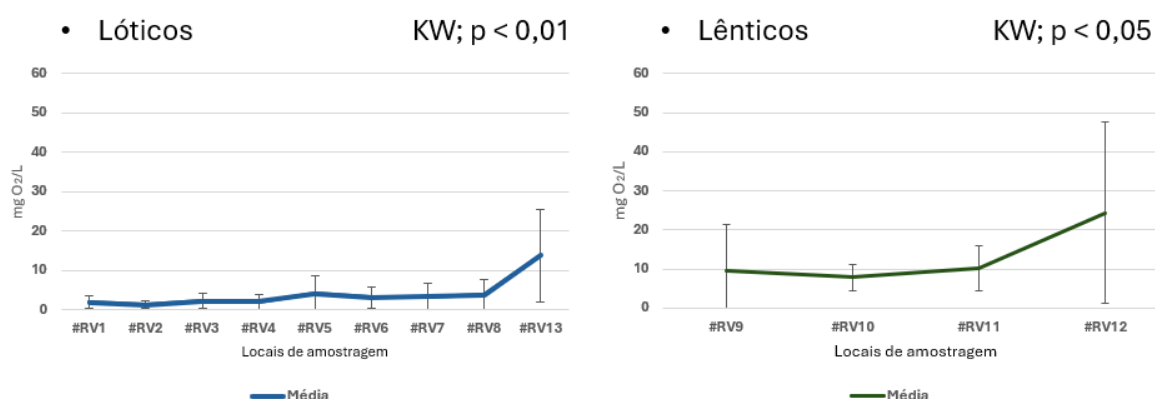


Figura 2.20: Variação espacial da concentração média de CBO5 (mg O₂/L) nos locais lóticos (esquerda) e lênticos (direita), com barras de desvio-padrão. O valor de p do teste de Kruskal-Wallis (KW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico.

Os valores médios de CBO5 nos locais lóticos seguiram uma tendência crescente entre março (0,44 mg O₂/L) e outubro (9,30 mg O₂/L) de 2021, quando se registou o valor máximo (Figura 2.21). De novembro de 2021 a março de 2022, a tendência foi sobretudo decrescente, atingindo o valor mínimo de 0,87 mg O₂/L, voltando a subir a partir de março novamente até junho quando volta o valor de 9,30 mg O₂/L. Os desvios-padrão mais elevados foram registados a junho (~6 mg O₂/L), julho (~8 mg O₂/L), novembro (~11 mg O₂/L) e dezembro (~9 mg O₂/L) de 2021. As diferenças observadas foram estatisticamente significativas (Kruskal-Wallis; $p < 0,001$). Nos locais lênticos (Figura 2.21), os valores médios de CBO5 em cada mês foram muito variáveis, com vários picos ao longo do período de amostragens: junho (21,40 mg O₂/L; desvio-padrão = ~20 mg O₂/L) e agosto (24,00 mg O₂/L; desvio-padrão = ~15 mg O₂/L) de 2021 e fevereiro (23,58 mg O₂/L; desvio-padrão = ~30 mg O₂/L) e junho (13,28 mg O₂/L; desvio-padrão = ~5 mg O₂/L) de 2022. Os valores médios mínimos foram registados em março (3,00 mg O₂/L) e março (3,93 mg O₂/L) de 2022. Estas variações no tempo revelaram-se estatisticamente diferentes (Kruskal-Wallis; $p < 0,01$). Comparando as duas tipologias de locais, verificou-se que os locais lênticos apresentaram um padrão temporal mais irregular, marcado por picos de elevada magnitude em diferentes meses do ano (junho e agosto de 2021, fevereiro de 2022), acompanhados por desvios-padrão consideravelmente mais elevados.

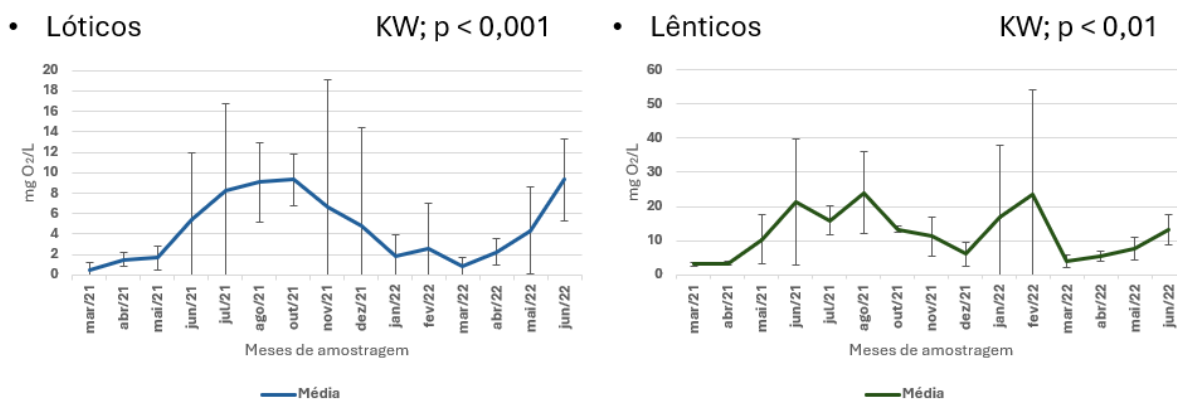


Figura 2.21: Variação temporal da concentração média de CBO5 (mg O₂/L) nos locais lóticos (esquerda) e lênticos (direita), com barras de desvio-padrão. O valor de p do teste de Kruskal-Wallis (KW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico. *Nota: a ordem de grandeza dos valores difere entre locais lóticos (< 20 mg O₂/L) e lênticos (< 60 mg O₂/L).*

Na Figura 2.22, à esquerda, apresentam-se os valores de CV da concentração de CBO5 ao longo do todo o período de amostragem, comparando os gradientes espacial e temporal. Observa-se que os valores de CV no gradiente espacial variam entre 42% e 123%, com uma mediana de 86% e um valor médio de 84%. O gradiente temporal apresentou maior variabilidade, com os valores de CV a oscilarem entre 27% e 218%, uma mediana de 109% e uma média de 110%. Apesar do gradiente temporal revelar maior variabilidade da concentração de CBO5, de acordo com o resultado do teste de Mann-Whitney ($p > 0,1$) não há diferenças estatisticamente significativas entre os dois gradientes.

A Figura 2.22, à direita, desagrega os valores de CV da CBO5, entre locais lênticos e lóticos, para o gradiente espacial e temporal. Os locais lênticos, no gradiente espacial, os valores de CV variam entre 42% e 123%, com uma mediana de 76% e valor médio de 79%. No gradiente temporal, embora a mediana e a média do CV sejam menores (48% e 52%, respetivamente) comparativamente ao gradiente espacial, observa-se uma maior variabilidade no gradiente temporal, com valores compreendidos entre 6% e 129%. Após a aplicação do teste de Mann-Whitney entre os gradientes espacial e temporal, este revelou não haver diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,1$). Nos locais lóticos, os resultados foram distintos – no gradiente espacial, os valores de CV oscilaram entre 57% e 106%, com uma mediana de 88% e um valor médio de 86%. Em contraste, no gradiente temporal verificou-se uma maior amplitude de variação, com valores entre 27% e 199% e uma mediana de 99%. Apesar da

variabilidade temporal ser superior nos locais lóticos, o resultado do teste de Mann-Whitney ($p > 0,1$) indica que não existirem diferenças significativas entre os gradientes temporal e espacial.

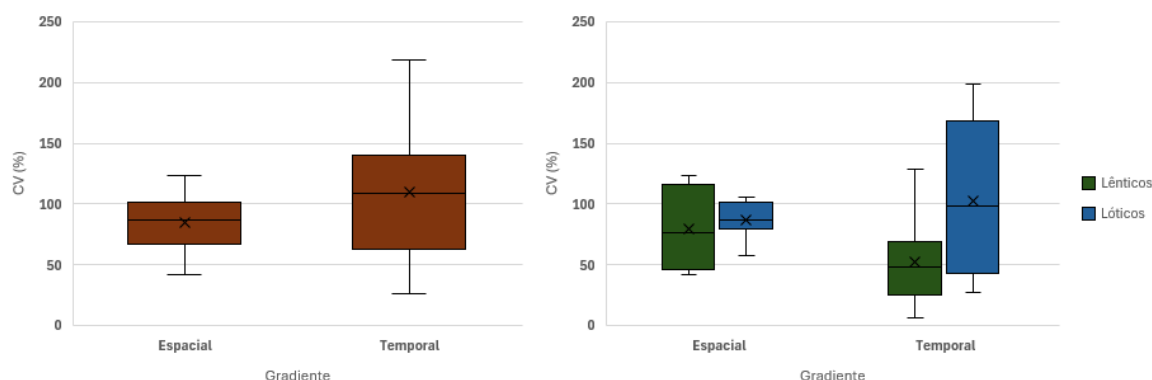


Figura 2.22: Esquerda: Coeficiente de variação (%) da concentração de CBO5 no espaço (locais) e no tempo (meses do ano). Cada boxplot representa os valores do CV sem distinção entre locais lóticos e lênticos. Direita: Coeficiente de variação (%) da concentração de amônia no gradiente espacial (locais) e temporal (meses do ano), distinguindo locais lênticos (verde) e lóticos (azul).

Nos locais lóticos, os valores médios de CBO5 (Figura 2.23), no período húmido, mantiveram-se relativamente baixos e estáveis entre as estações RV1 e RV8, oscilando entre 1,40 mg O₂/L e 1,97 mg O₂/L. O desvio-padrão seguiu um padrão semelhante, com valores reduzidos, variando entre 0,8 mg O₂/L e 1,68 mg O₂/L. A exceção ocorreu no local RV13, onde o valor médio atingiu 11,49 mg O₂/L, acompanhado por um desvio-padrão de 12,13 mg O₂/L. No período seco (Figura 2.25), os valores médios de CBO5 foram substancialmente superiores, com as estações RV3 e RV4 a revelarem as médias mais baixas (4,2 mg O₂/L e 4,1 mg O₂/L, respetivamente). Em RV5, ocorreu um aumento da média, atingindo o valor 8,32 mg O₂/L, acompanhado de um desvio-padrão de 4,57 mg O₂/L. Tal como no período húmido, o local RV13 destacou-se pelo valor médio mais elevado (21,77 mg O₂/L), acompanhado pelo desvio-padrão mais elevado (6,61 mg O₂/L).

Comparando ambos os períodos, verificou-se que as concentrações médias de CBO5 foram mais baixas no período húmido, mantendo-se próximas de 2 mg O₂/L entre RV1 e RV8, exceto RV13 que apresentou um valor médio mais elevado. No período seco, os valores médios aumentaram em todos os locais, com RV5 a registar um aumento pronunciado e RV13 a destacar-se novamente como ponto crítico, apresentando a maior concentração média acompanhada por um desvio-padrão elevado. Assim, o período seco apresentou valores médios mais elevados e maior variabilidade espacial relativamente ao período húmido. As diferenças

apontadas entre ambos os períodos revelaram-se estatisticamente significativas, com base no resultado do teste de Mann-Whitney ($p < 0,001$).

Durante o período húmido, os locais lânticos revelaram valores médios com uma tendência crescente ao longo do gradiente espacial. Inicialmente, em RV9, os valores médios iniciaram-se em 3,91 mg O₂/L, com um desvio-padrão moderado (~3,90 mg O₂/L), aumentando progressivamente até à estação RV12 (Figura 2.23). Em RV12, a média registou o valor mais elevado (24,57 mg O₂/L), acompanhada de um desvio-padrão muito elevado (~28,3 mg O₂/L). No período seco, a tendência inicial foi diferente, com um registo elevado da média no local RV9 (22,53 mg O₂/L) (Figura 2.23). Após este valor, registou-se uma média de 11,36 mg O₂/L em RV10, aumentando progressivamente até RV12. Em RV12, registou-se, de novo, o maior valor médio (24,06 mg O₂/L), assim como o maior desvio-padrão (16,93 mg O₂/L).

Entre os dois períodos, verificou-se que, no húmido, os valores médios de CBO5 aumentaram progressivamente ao longo do gradiente espacial, com RV12 a apresentar a maior concentração média e variabilidade. Já no período seco, a tendência revelou-se menos constante, com os dois valores médios mais elevados a serem registados em RV9 e RV12, este último que voltou a destacar-se como o ponto com maior concentração média. Ambos os períodos apresentaram diferenças, que se revelaram estatisticamente significativas (Mann-Whitney: $p < 0,001$).

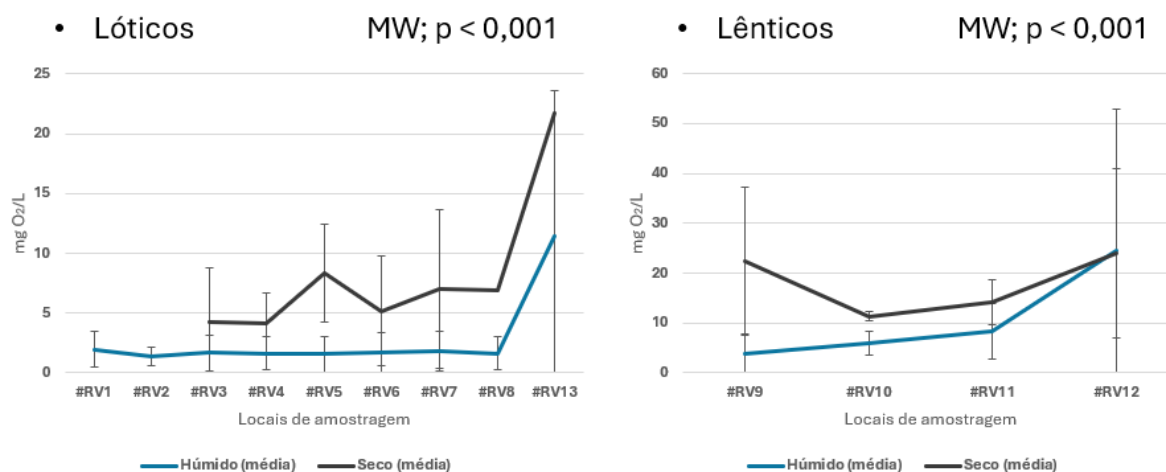


Figura 2.23: Comparação da concentração média de CBO5 (mg O₂/L) entre o período húmido (linha azul) e o período seco (linha cinzenta) nos locais lóticos (esquerda) e nos locais lânticos (direita), com barras de desvio-padrão. O valor de p do teste de Mann-Whitney (MW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico. Nota: a ordem de grandeza dos valores difere entre locais lóticos (< 25 mg O₂/L) e lânticos (< 60 mg O₂/L).

A Figura 2.24 apresenta a comparação do CV da CBO5 entre os períodos húmido e seco. O CV, nos locais lóticos, foi superior no período húmido, com valores a variarem entre aproximadamente 55% e 110%, enquanto no período seco os valores se situam entre 30% e 70% (Figura 2.26). Também o valor médio foi superior no período húmido, com 85%, sendo que no período seco ronda os 55%. A dispersão de valores foi superior também no período húmido, o que indica uma maior variabilidade da CBO5 neste período. O resultado do teste estatístico de Mann-Whitney indica que existem diferenças estatisticamente significativas entre os períodos ($p < 0,01$), o que sugere que o CV dos valores de CBO5 foram significativamente superiores no período húmido comparativamente ao período seco.

A comparação do CV dos valores de CBO5, nos locais lênticos, durante os períodos húmido e seco encontra-se representado na Figura 2.24. Como se pode observar, no período húmido os valores de CV variam aproximadamente entre 40% e 115%, com um valor médio de 80%. Relativamente ao período seco, este possuiu uma amplitude interquartil de 10% a 50%, e um ponto médio de 45%. Com base nisto, é possível verificar que existe maior variabilidade de valores durante o período húmido. Apesar das diferenças observadas, o teste estatístico de Mann-Whitney ($p > 0,1$) indica que não existe uma diferença estatisticamente significativa que afirme que a variabilidade de CBO5 seja significativamente diferente entre ambos os períodos.

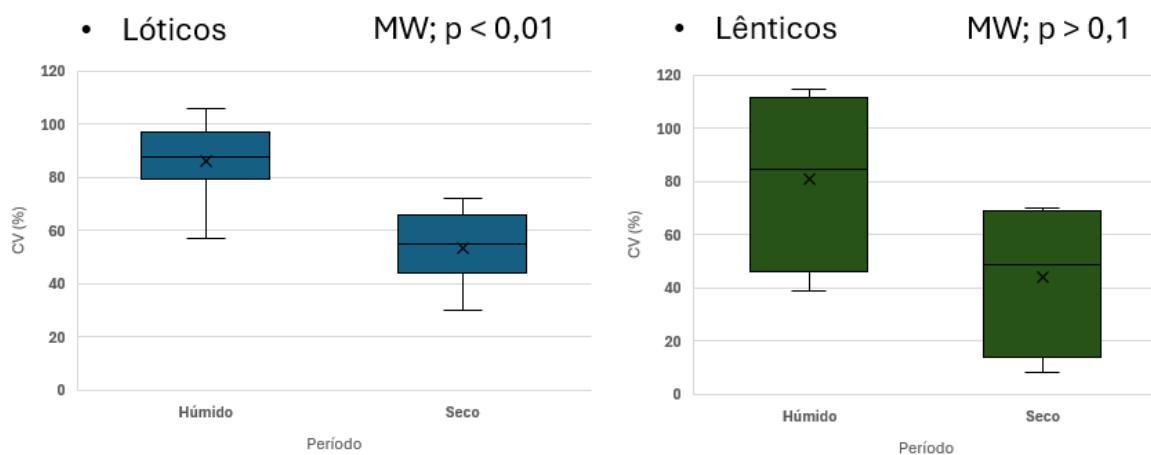


Figura 2.24: Comparação do coeficiente de variação (%) de CBO5 associado ao período húmido e seco, nos locais lóticos (esquerda) e lênticos (direita). O valor de p do teste de Mann-Whitney (MW) encontra-se na parte superior do lado direito em cada gráfico.

Clorofila *a*

A concentração média em clorofila *a* foi avaliada exclusivamente nos locais lânticos, tendo-se observado um valor elevado no local RV9 (166 µg/L) assim como no local RV11, onde se observa o valor máximo registado (188 µg/L) (Figura 2.25). Os desvios-padrão foram acentuados, sobretudo em RV9, com valores superiores a 350 µg/L. O teste de Kruskal-Wallis não evidenciou diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$), apesar do valor se encontrar próximo do limiar de significância.

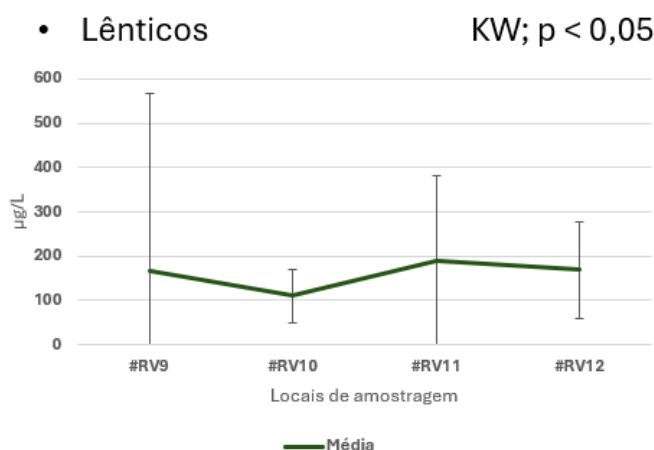


Figura 2.25: Variação espacial da concentração média de clorofila *a* (µg/L) nos locais lânticos, com barras de desvio padrão. O valor de p do teste de Kruskal-Wallis (KW) encontra-se na parte superior do lado direito.

Nos locais lânticos, a concentração média em clorofila *a* em março de 2021 foi de 34 µg/L e aumentou progressivamente até ao valor máximo registado, em agosto de 2021 com 670 µg/L (desvio-padrão= ~500 µg/L) (Figura 2.26). Após este pico, a média decresceu progressivamente até atingir 32 µg/L, em março de 2022, voltando a aumentar até junho de 2022 (175 µg/L). As diferenças mensais foram estatisticamente significativas (Kruskal-Wallis; $p < 0,01$).

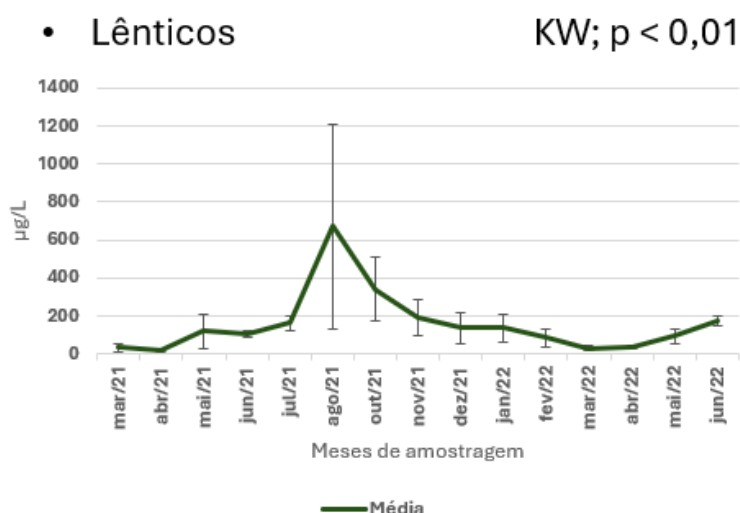


Figura 2.26: Variação temporal da concentração média de clorofila *a* (µg/L) nos locais lênticos, com barras de desvio-padrão. O valor de p do teste de Kruskal-Wallis (KW) encontra-se na parte superior do lado direito.

A Figura 2.27 representa os valores médios do CV da clorofila *a*, calculado para o total das amostragens realizadas nos locais lênticos, diferenciando-se os valores obtidos ao longo do gradiente espacial e gradiente temporal.

O gradiente espacial apresentou valores de CV que variam entre 54% e 242%, com uma mediana de 84% e um valor médio de 116%, constatando-se assim uma maior dispersão dos dados neste gradiente, refletida pela amplitude elevada interquartil. Em contraste, o gradiente temporal apresentou valores de CV entre 15% e 93%, com uma mediana situada nos 58% e uma média de 54%, evidenciando uma variabilidade consideravelmente mais reduzida. Embora as variabilidades sejam marcadamente diferentes entre os dois gradientes, o teste de Mann-Whitney ($p > 0,1$) não revelou haver diferenças estatisticamente significativas entre os gradientes.

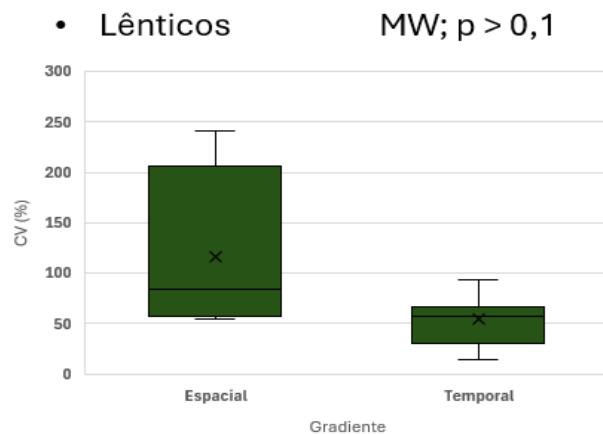


Figura 2.27: Coeficiente de variação (%) da concentração de clorofila *a* no espaço (locais) e no tempo (meses do ano). O valor de p do teste de Mann-Whitney (MW) encontra-se na parte superior do lado direito do gráfico.

Durante o período húmido, a concentração média de clorofila *a* aumentou ao longo do gradiente espacial, com o desvio-padrão a seguir a mesma tendência (Figura 2.28). Os valores médios iniciam-se nos 36,60 $\mu\text{g/L}$ (RV9), com desvio-padrão de $\sim 46 \mu\text{g/L}$, atingindo 132,92 $\mu\text{g/L}$ (RV12), acompanhado de um desvio-padrão de 109,90 $\mu\text{g/L}$. O período seco apresentou um padrão mais irregular, com a média a iniciar-se nos 489,38 $\mu\text{g/L}$ (RV9), decresceu em RV10 para 150,13 $\mu\text{g/L}$, tornou a aumentar em RV11 (333,19 $\mu\text{g/L}$), e voltou a diminuir em RV12 (217,83 $\mu\text{g/L}$) (Figura 2.28). Neste período, o desvio-padrão possui um padrão igual ao registado na média, com um registo extremamente elevado em RV9 de 703,29 $\mu\text{g/L}$.

Comparando os dois períodos, o período húmido apresentou um padrão de aumento progressivo e relativamente constante, com os desvios-padrão a apresentarem a mesma tendência. Por outro lado, o período seco apresentou concentrações médias com um padrão menos constante, com valores mais elevados em todos os locais e um pico extremo em RV9, acompanhado pelo maior desvio-padrão registado. A comparação estatística entre os dois períodos, através do teste de Mann-Whitney ($p < 0,001$), evidenciou diferenças estatisticamente significativas nas concentrações de clorofila *a*.

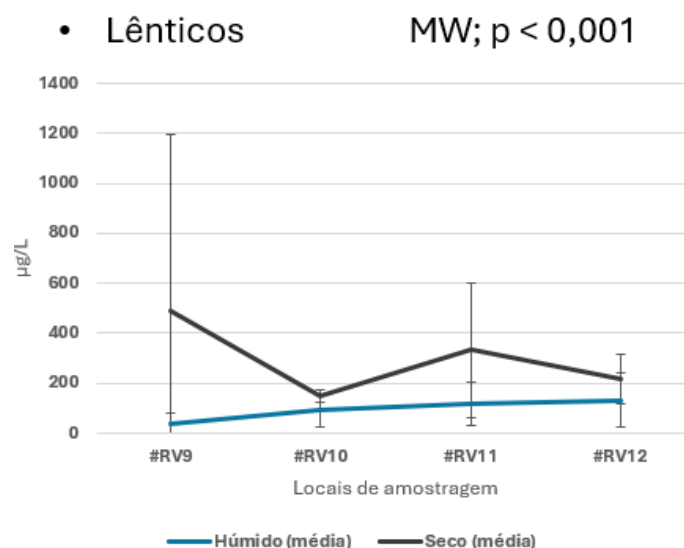


Figura 2.28: Comparação da concentração média de clorofila a ($\mu\text{g/L}$) entre o período húmido (linha azul) e o período seco (linha cinzenta) nos locais lênticos, com barras de desvio-padrão. O valor de p do teste de Mann-Whitney (MW) encontra-se na parte superior do lado direito do gráfico.

O CV da clorofila a nos locais lênticos durante os períodos húmido e seco encontra-se representado na Figura 2.29. No período húmido, os valores de CV variaram aproximadamente entre 70% e 125%, com um valor médio de 90%. Já o período seco apresentou uma variabilidade consideravelmente superior, com uma amplitude de valores entre 15% e 145%, e um valor médio de 70%. O resultado do teste de Mann-Whitney ($p > 0,1$) indica que não há diferenças estatisticamente significativas entre os dois períodos, i.e. a variabilidade na concentração de clorofila a é semelhante em ambos os períodos, húmido e seco.

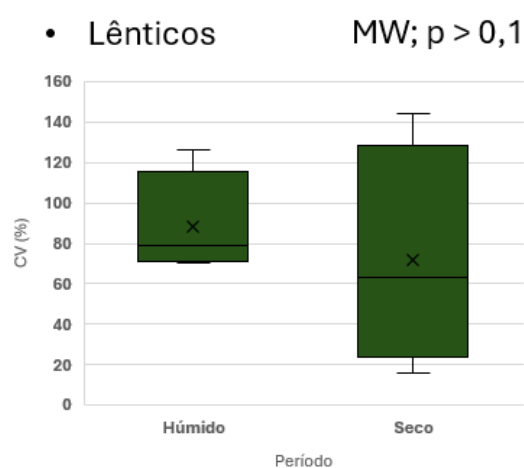


Figura 2.29: Comparação do coeficiente de variação (%) de clorofila a associado ao período húmido e seco, nos locais lênticos.

2.4.3.2. Análise multivariada: ordenação e classificação dos parâmetros físico-químicos no espaço e no tempo

Para sumarizar a relação entre os diferentes parâmetros físico-químicos da água tendo em consideração o gradiente temporal e espacial dos dados utilizou-se a análise multivariada, tendo-se recorrido tanto à ordenação como à classificação.

Nos locais lóticos, a Análise Classificatória Hierárquica (ACH) de todas as amostras evidencia uma organização dos dados sobretudo em função do gradiente temporal, ainda que também existam agrupamentos de amostras em função dos locais (espacial) (Figura 2.30). As amostras provenientes dos mesmos locais não se mantêm próximas ao longo dos meses, o que sugere condições físico-químicas da água variáveis ao longo do ano, considerando um mesmo local de amostragem.

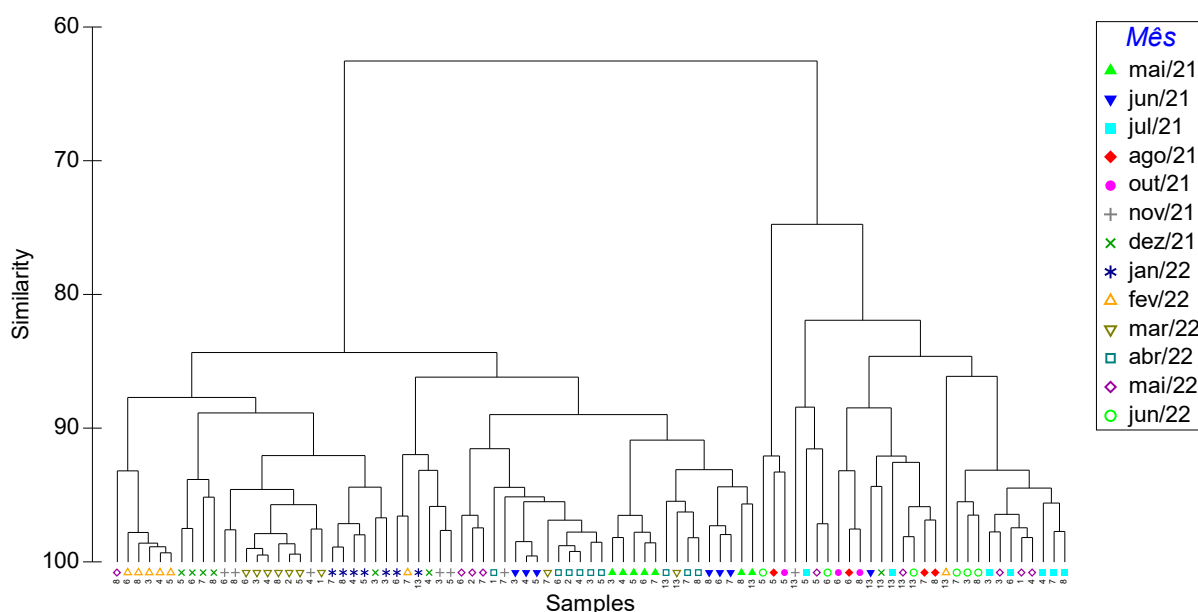


Figura 2.30: Dendrograma da Análise Classificatória Hierárquica para os dados lóticos. Agrupamento baseado no coeficiente de semelhança de Bray-Curtis, utilizando o método *Complete Linkage*. As amostras foram codificadas por local e mês.

As amostras dos locais RV3, RV4 e RV5 recolhidas entre março e maio tendem a agrupar-se, refletindo semelhanças no perfil global dos parâmetros analisados, ainda que não se destaque o parâmetro responsável. Por outro lado, as amostras dos mesmos locais,

correspondentes aos meses de verão (julho-agosto) surgiram em agrupamentos distintos, evidenciando a separação sazonal. Alguns grupos incluem amostras de diferentes locais, mas do mesmo mês, o que reforça a organização temporal dos dados. Observa-se ainda que certas amostras, como algumas dos locais RV2 e RV6, encontram-se isoladas ou fora dos grupos mais definidos, sugerindo maior variabilidade local ou condições distintas em determinados períodos.

A estrutura geral dos agrupamentos formados indica que os locais de perfil lótico apresentam variações marcadas ao longo do tempo, com uma componente sazonal evidente, resultando em clusters predominantemente organizados em função do mês de amostragem.

O diagrama MDS (Figura 2.31) reforça a estrutura observada na análise anterior, evidenciando uma ordenação das amostras segundo um gradiente sazonal bem definido. As amostras recolhidas na primavera (março a maio) distribuem-se numa extremidade do gráfico, enquanto as de verão (julho-agosto) se posicionam na extremidade oposta. Já as amostras de outono (setembro-novembro) distribuem-se em posições intermédias no gráfico, entre os grupos de primavera e verão.

Os vetores de correlação projetados na figura indicam que o OD e o pH estão mais associados às amostras recolhidas nos meses de inverno e primavera, enquanto a amónia, a condutividade e a CBO5 contribuem para a separação das amostras de verão. A temperatura da água apresenta uma influência mais transversal, correlacionando-se com amostras de diferentes períodos ao longo do gradiente temporal.

Verificou-se que em diversos meses, amostras de locais distintos (i.e. RV3, RV6 e RV8) tendem a aproximar-se, sugerindo que apresentam semelhanças nos perfis globais de parâmetros, mesmo sendo de locais relativamente distantes, reforçando a componente temporal. Espacialmente, o local RV5 aproxima-se com os locais RV3 e RV4 em algumas ocasiões de amostragem, e mais distante noutros, possivelmente devido aos picos de amónia e fósforo total registados. O local RV13 surge frequentemente afastado, o que sugere que possui características espaciais próprias que o distingue dos restantes. Em suma, nos locais de perfil lótico parece verificar-se uma predominância da variação temporal na explicação da variabilidade dos dados.

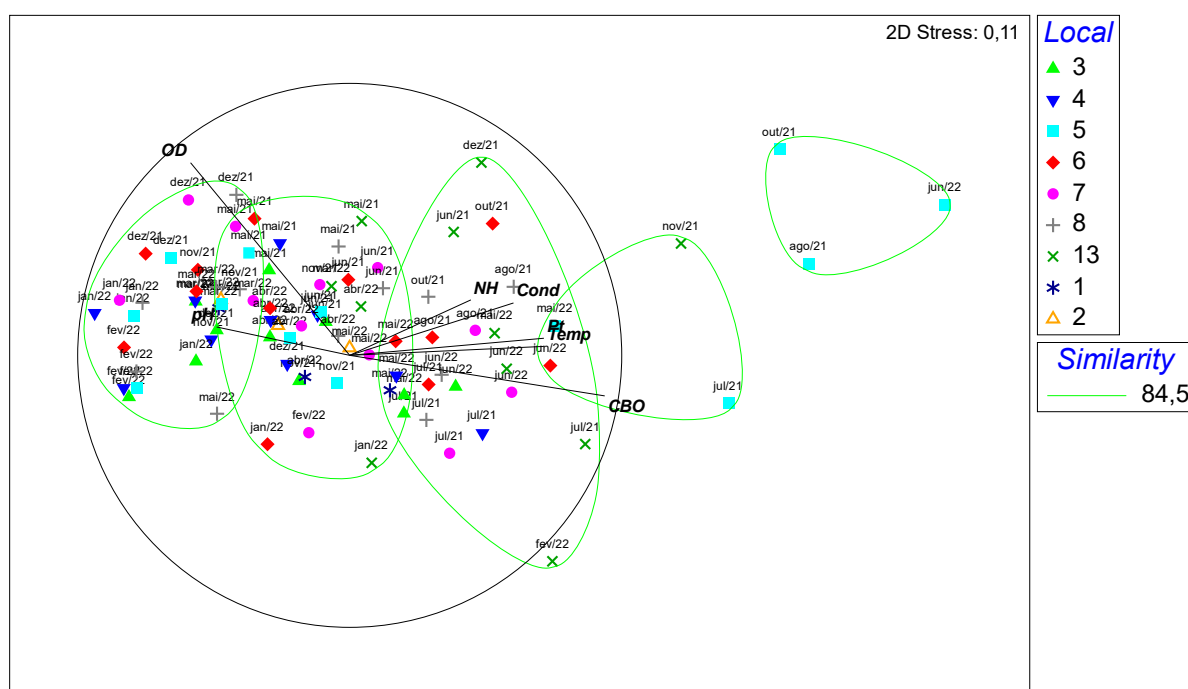


Figura 2.31: Diagrama de ordenação MDS das amostras lóticicas com projeção dos vetores de correlação entre parâmetros físico-químicos e os eixos. As amostras são codificadas por local e mês. Estão individualizados e circundados os principais grupos identificados na ACH.

Nos locais lânticos (Figura 2.32), a estrutura dos agrupamentos reflete a influência combinada das componentes temporal e espacial, com uma ligeira predominância da componente temporal, à semelhança do observado nos locais lóticicos, embora de forma menos marcada. As amostras recolhidas nos meses de abril, maio e junho, mesmo que provenientes de locais distintos como os locais RV9, RV10 e RV11, tendem a agrupar-se, indicando padrões comuns nas condições físico-químicas durante estes meses. Por outro lado, observam-se também agrupamentos formados por amostras do mesmo local recolhidas em diferentes meses, como é o caso do RV11 e RV12, sugerindo a manutenção de certas características físico-

químicas ao longo do tempo em alguns locais específicos. Por exemplo, em RV12, registaram-se valores elevados em vários parâmetros (fósforo total, CBO5 e clorofila-*a*) comparativamente aos restantes locais lânticos, o que pode sugerir a sua singularidade.

De forma geral, os agrupamentos formados revelam que, apesar da menor variabilidade dos parâmetros físico-químicos dos locais com características lânticas, a variação sazonal continua a desempenhar um papel relevante, sobretudo nos meses de primavera e verão, onde se observam agrupamentos compostos por amostras de diferentes locais.

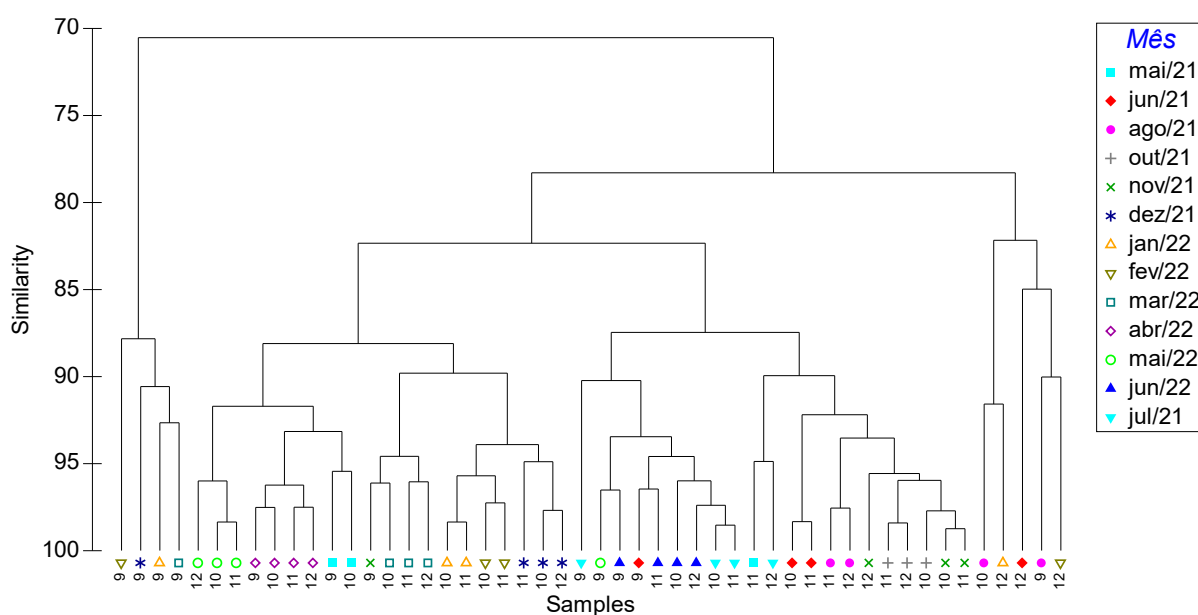


Figura 2.32: Dendrograma da Análise Classificatória Hierárquica para os dados lânticos. Agrupamento baseado no coeficiente de semelhança de Bray-Curtis, utilizando o método *Complete Linkage*. As amostras foram codificadas por local e mês.

O MDS dos locais lânticos (Figura 2.33) confirma um padrão influenciado por ambas as componentes – espacial e temporal – embora com uma discriminação menos acentuada do que a observada nos locais lóticos. Ainda assim, é visível um gradiente temporal, com as amostras dos meses de março e abril localizadas numa extremidade do gráfico, e as de agosto, setembro e outubro posicionadas na extremidade oposta.

Os vetores de correlação projetados mostram que a clorofila-*a*, a CBO5 e a temperatura da água estão associadas aos meses de verão e início de outono (junho a setembro), com especial destaque para os locais RV11 e RV12. Por outro lado, o oxigénio dissolvido e o pH apresentam associação mais forte com os meses iniciais (março-abril) e com os locais RV9 e RV10.

Em resumo, em ambos os locais lânticos e lóticos, observa-se uma influência conjunta do local e do mês na explicação da variabilidade nos parâmetros físico-químicos da água,

embora a variação temporal seja mais expressiva. A variabilidade entre locais parece ser mais relevante nos locais com perfil lântico, comparativamente aos lóticos.

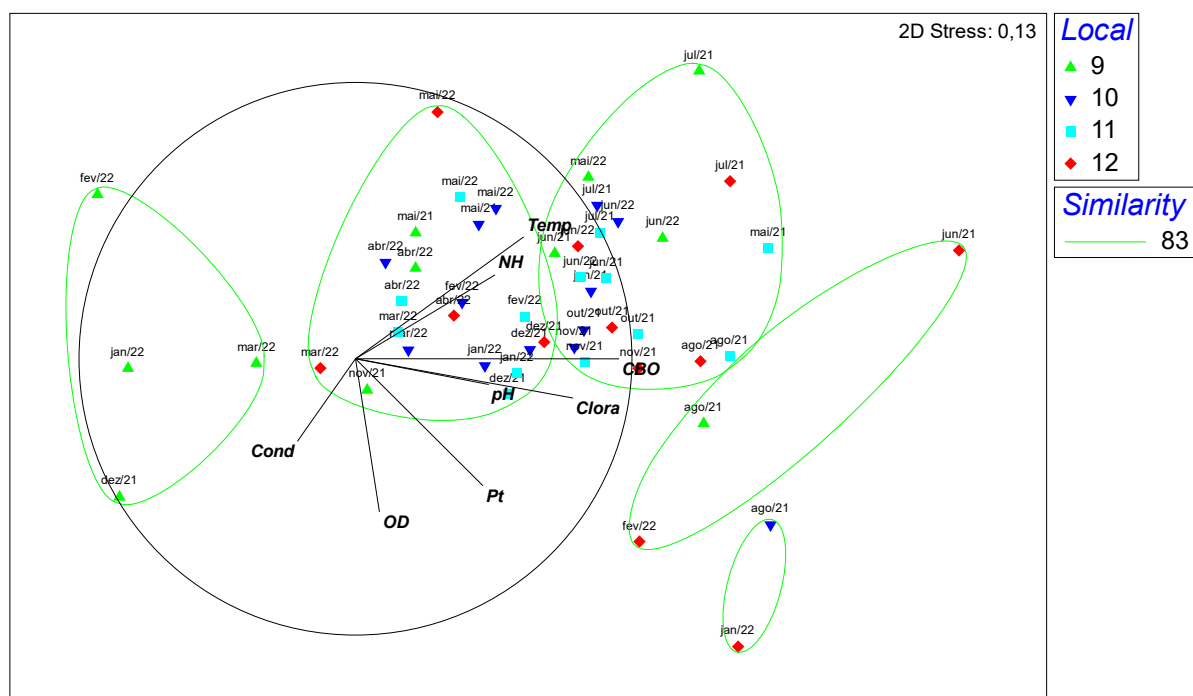


Figura 2.33: Diagrama de ordenação MDS das amostras lênticas com projeção dos vetores de correlação entre parâmetros físico-químicos e os eixos. As amostras são codificadas por local e mês. Estão individualizados e circundados os principais grupos identificados na ACH.

2.5. Discussão

2.5.1. Variabilidade sazonal

A ribeira de Valverde é um ecossistema intermitente de tipo mediterrânico, caracterizado pelo escoamento sazonal, com caudal existente durante período húmido (novembro a maio), e seca parcial ou total durante o período de estio (junho a outubro). Esta tipologia está fortemente associada ao regime climático da região mediterrânica, que se caracteriza por uma elevada variação intra e interanual no regime de precipitação assim como nas condições ambientais (Cid *et al.*, 2017; Gasith & Resh, 1999). Esta intermitência resulta numa pressão natural que afeta a dinâmica biogeoquímica e a qualidade da água (Gallart *et al.*, 2012). A variabilidade hidrológica é também evidente nos dados climáticos analisados: entre 1995 e 2023, apenas 25% dos anos foram considerados húmidos, sendo que 85% destes anos ocorreram até 2001. Mais recentemente, nos anos 2020-2021 e 2021-2022, 67% dos meses registaram precipitação abaixo da normal climática 1995-2023, sugerindo uma tendência de redução de disponibilidade hídrica e uma intensificação das condições de seca, com implicações diretas na dinâmica ecológica da ribeira, o que está em concordância com tendências observadas em outros estudos (e.g. Carlson *et al.*, 2024; Cid *et al.*, 2017).

Embora não tenham sido recolhidos dados de caudal na presente dissertação, os resultados estão de acordo com a literatura (Finkler *et al.*, 2021; Šaulys *et al.*, 2020; Karouzas *et al.*, 2018), que referem que a capacidade de autodepuração da ribeira diminui com a diminuição de caudal existente, favorecendo a acumulação de nutrientes e carga orgânica. A elevada carga de nutrientes em vários locais de perfil lótico, particularmente no período seco quando se observa também elevada frequência de incumprimento dos limiares definidos para a componente físico-química da qualidade da água, reforça que a intermitência hidrológica é um fator determinante no agravamento da degradação da qualidade da água (Brintrup *et al.*, 2019; Datry *et al.*, 2018). Esta acumulação de matéria orgânica pode ter contribuído para episódios de anoxia no período seco, especialmente no local RV13, evidenciando o impacto da baixa renovação da água juntamente com a elevada carga de nutrientes. Os resultados obtidos com as análises multivariadas corroboram este padrão, revelando um impacto determinante da componente temporal na variabilidade dos parâmetros físico-químicos, particularmente nos locais lóticos. Neste sentido, a análise e comparação entre os períodos húmido e seco revelou

diferenças significativas na qualidade da água, tanto nos ambientes lóticos como lênticos, reforçando a forte influência do regime hidrológico nos parâmetros físico-químicos.

Nos locais com perfis lóticos, grande parte dos parâmetros analisados deteriorou-se no período seco. A amónia, por exemplo, apresentou valores médios baixos no período húmido (0,04 – 0,48 mg/L), mas registou um aumento abrupto no local sob influência da ETAR (RV5) para 215,14 mg/L (valor absoluto) no período seco. O fósforo total registou um padrão semelhante, com valores médios moderados no húmido (0,11 – 0,38 mg/L) e um aumento substancial no período seco (0,28 – 5,88 mg/L). A CBO₅ aumentou duas a cinco vezes mais (RV13 e RV5, respetivamente) entre o período húmido e período seco. Estes resultados são compatíveis com o efeito da diminuição de diluição e a formação de pegos, o que favorece a concentração de nutrientes e o aumento da matéria orgânica (Castelar *et al.*, 2022). As análises multivariadas confirmam este padrão, revelando uma separação clara entre as amostras no período húmido e seco, com a associação deste último a parâmetros como amónia, condutividade e CBO₅, refletindo o agravamento da qualidade da água neste período.

Nos locais com perfis lênticos, apesar de uma oscilação menor na generalidade dos parâmetros, registou-se um aumento significativo na clorofila-*a* durante o período seco, com valores médios máximos em RV9 (489 µg/L), revelando um agravamento da qualidade da água, ainda que a tendência não fosse significativa. A CBO₅, embora já elevada no período húmido (i.e. valor médio em RV12 = 24,57 mg O₂/L), manteve-se elevada no seco, revelando um cenário de pressão contínua por matéria orgânica mesmo com variação no regime hídrico.

Estes dados confirmam que o período seco representa a fase mais crítica para a qualidade da água (Gasith & Resh, 1999), acentuando os impactos de fontes pontuais (como ETARs), difusas (como escorrência agrícola) e processos do próprio sistema (como libertação de nutrientes dos sedimentos). Com isto, as variações sazonais observadas refletem a forte influência do regime hidrológico, característica das ribeiras intermitentes mediterrânicas, onde a disponibilidade hídrica é limitada nos meses tradicionalmente mais secos (Bernal *et al.*, 2012; Gasith & Resh, 1999), e confirmam a vulnerabilidade destes sistemas à intermitência associada ao clima mediterrânico, cujo impacto das alterações climáticas poderá acentuar ainda mais estes contrastes sazonais (De Girolamo *et al.*, 2022; Matono *et al.*, 2014).

2.5.2. Variabilidade espacial

A análise dos resultados do gradiente espacial revelou uma tendência de agravamento da qualidade da água na direção montante-jusante, sobretudo nos locais com perfil lótico, i.e. no sector fluvial. Esta tendência é evidente através do aumento progressivo da CBO5, com destaque para o valor médio máximo de 21,8 mg O₂/L no local mais a jusante (RV13), muito acima dos valores de referência da qualidade físico-química. Relativamente aos restantes parâmetros, não se verificou uma tendência de aumento contínuo ao longo do gradiente espacial, contudo registaram-se valores pontualmente elevados de amónia e fósforo total, sobretudo no local sob influência direta da ETAR de Valverde (RV5). Mesmo os locais menos impactados, como o RV3, apresentaram níveis de fósforo total acima dos limiares de conformidade físico-química em várias datas, demonstrando que nenhuma secção da ribeira está totalmente isenta das pressões antrópicas.

As pressões significativas sobre o ecossistema encontram-se refletidas em concentrações muito elevadas de nutrientes em locais específicos. O local RV5, situado imediatamente a jusante da ETAR da aldeia de Valverde, destacou-se por apresentar valores médios elevados de amónia e de fósforo total, com picos 92 e 45 vezes superiores ao limiares de qualidade físico-química, respetivamente. Estes valores indicam elevada carga de nutrientes e cenários de eutrofização, sendo particularmente críticos em condições de escoamento reduzido, quando a capacidade de diluição é extremamente limitada (Dodds & Smith, 2016; Skoulikidis *et al.*, 2016). O impacto da ETAR parece não se restringir apenas ao local imediatamente a jusante, mas sim a toda a secção inferior da ribeira, uma vez que todos os locais a jusante de RV5 mantiveram concentrações de amónia e fósforo total superiores às registadas a montante, sugerindo a propagação do efeito do efluente da ETAR na qualidade da água.

A expansão recente das áreas de olival intensivo constitui uma das principais pressões difusas sobre a ribeira de Valverde. Estas áreas agrícolas, com destaque para olival intensivo e pastagens, contribuem para entrada contínua de nutrientes e matéria orgânica (Madjar *et al.*, 2022; Ockenden *et al.*, 2017; Hunting *et al.*, 2016), o que dificulta a recuperação natural do sistema. Nos locais lênticos próximos dessas áreas (RV9-RV12) registaram-se médias mensais muito elevadas de CBO5 (até 24 mg O₂/L) e clorofila *a* (até 690 µg/L), especialmente durante o período seco. As análises multivariadas corroboram estas tendências, evidenciando uma forte associação entre os meses de verão e parâmetros como clorofila *a* e CBO5, sobretudo nos locais

RV11 e RV12. O fósforo total apresentou valores médios mais elevados em RV10 e RV12, precisamente os locais mais próximos da área com olival intensivo. Em janeiro de 2022, registou-se um aumento da concentração média de fósforo total, coincidindo com um período de elevada precipitação em dezembro de 2021, ilustrando o fenómeno de *first flush* (Brintrup *et al.*, 2019), caracterizado pela escorrência súbita e concentrada de nutrientes acumulados nos sedimentos, agravando a qualidade da água (Li *et al.*, 2023; Ockenden *et al.*, 2016).

A albufeira da Tourega também possui um papel determinante na qualidade da água. O local RV13, localizado imediatamente a jusante, apresentou valores médios particularmente elevados de CBO5 em ambos os períodos e fósforo total com elevada dispersão no período húmido. Estes resultados indicam um efeito de retenção e posterior libertação de nutrientes pela albufeira, com a possibilidade de libertar cargas acumuladas em momentos de elevada disponibilidade hídrica (Wang *et al.*, 2022; Aristi *et al.*, 2014). Estas evidências sugerem que a albufeira desempenha um papel cumulativo na intensificação da eutrofização (Shaughnessy *et al.*, 2019; Camargo *et al.*, 2005), afetando diretamente os locais lânticos e o troço a jusante. Esta interpretação é sustentada pelas análises multivariadas, que evidenciaram que os locais RV11 e RV12 (inseridos na albufeira) apresentaram associação com concentrações elevadas de CBO5 e clorofila-*a* nos meses de verão, refletindo a persistência de pressões neste troço da ribeira. Assim, a degradação da qualidade da água da ribeira de Valverde resulta de um efeito cumulativo, derivado da confluência entre pressões pontuais (ETAR), difusas (agricultura) e hidromorfológicas (albufeira da Tourega).

2.5.3. Gradiente espacial vs temporal

A comparação entre os gradientes temporal e espacial revelou que as variações sazonais e interanuais exerceram maior influência sobre a qualidade da água comparativamente à localização dos locais de amostragem, evidenciando o papel determinante das elevadas oscilações climáticas e hidrológicas em sistemas intermitentes mediterrânicos (Bernal *et al.*, 2012). Entre os parâmetros analisados, a amónia destacou-se como o mais sensível às variações temporais, refletindo uma possível acumulação durante os períodos de menor caudal e diluição, seguida de uma diminuição abrupta durante episódios de intensa precipitação (Skoulikidis *et al.*, 2016). O fósforo total e a CBO5 apresentaram uma tendência semelhante, sugerindo que o gradiente temporal tem maior impacto na concentração de nutrientes e matéria orgânica. Estas variações são coerentes com os sistemas intermitentes mediterrânicos, onde a alternância das

condições hidrológicas pode resultar em elevadas variações na qualidade da água (Karouzas *et al.*, 2018; Skoulidakis *et al.*, 2017; Bernal *et al.*, 2012). A concentração de clorofila-*a*, contrariamente, apresentou maior variação espacial, o que sugere uma dependência maior a fatores locais, como o tempo de residência da água, disponibilidade de nutrientes e luz, que têm impacto direto na produção primária de forma localizada (Roche *et al.*, 2022; Lee *et al.*, 2012).

De forma consistente com estes padrões, as análises multivariadas confirmaram que o fator temporal foi o mais determinante da variação da qualidade da água, apresentando separações mais evidentes nas amostras em função do fator temporal, particularmente em locais lóticos. No MDS, a ordenação das amostras evidenciou uma variação sazonal marcada, distinguindo os meses do período húmido dos meses do período seco confirmando a importância das variações sazonais nas condições físico-químicas da ribeira (De Girolamo *et al.*, 2022; Matono *et al.*, 2014).

2.6. Implicações para a gestão e conservação

Os resultados obtidos ao longo deste trabalho reforçam a necessidade de adaptar estratégias de monitorização e gestão da qualidade da água às características dos sistemas mediterrânicos intermitentes. A forte influência do gradiente temporal sobre a variabilidade da maioria dos parâmetros realça a importância de uma abordagem que realce o regime hidrológico.

Durante os meses mais secos, observou-se um agravamento da qualidade da água, com concentrações elevadas de nutrientes e matéria orgânica, especialmente em locais a jusante de fontes de poluição (ex.:RV5). Destacam-se os valores médios de amónia (ex.: 46,86 mg/L em RV5), fósforo total (ex.: 5,88 mg/L em RV5), CBO5 (21,77 mg O₂/L em RV3) e clorofila *a* (489 µg/L em RV9), indicando o aumento da vulnerabilidade nos períodos secos. Estes resultados justificam um reforço de amostragem nos meses mais secos e nos locais onde se formam pegos.

Face a estes resultados, sugere-se que os planos de monitorização:

- Aumentem a frequência de amostragem durante o período seco, especialmente durante os meses de junho a outubro;
- Amostragem logo após o início do período húmido, com intuito de monitorizar a ocorrência de nutrientes para as massas de água;
- Reforçar a vigilância em pontos críticos (ex.: RV5 influenciado pelo efluente de ETAR de Valverde; RV13 onde os resultados revelaram pressão antrópicas constantes).

Relativamente à gestão, recomenda-se que:

- As ETARs adequem os limites de descarga, considerando os efeitos cumulativos e com limites mais exigentes durante o período seco;
- Os programas de gestão sejam adaptados às características específicas dos ecossistemas intermitentes mediterrânicos, com o intuito de salvaguardar as suas características únicas, e, assim, permitir respostas mais adaptadas às alterações do regime hidrológico;
- As campanhas de sensibilização de boas práticas agrícolas sejam efetivas, sobretudo em zonas de cultivo intensivo, para minimizar a escorrência de nutrientes para as massas de água;
- Os instrumentos de planeamento territorial (ex.: COS) sejam atualizados com uma periodicidade que permita diagnosticar as rápidas alterações do uso e ocupação do solo;
- O restauro fluvial incida sobre a galeria ripícola por forma a aumentar a retenção de escorrências difusas das zonas agrícolas, sobretudo intensivas;
- Os programas de monitorização integrem séries climáticas mais curtas, com o intuito de ajustar planos de gestão em função de condições futuras e não apenas de valores históricos e mais datados.

Estas recomendações pretendem contribuir para a melhoria dos sistemas de avaliação e monitorização da qualidade da água, considerando a sazonalidade do efeito das pressões sobre as massas de água alinhando a monitorização e gestão com as especificidades ecológicas e hidrológicas das ribeiras mediterrânicas intermitentes.

2.7. Considerações finais

Este Capítulo permitiu demonstrar que a qualidade da água da ribeira de Valverde é fortemente condicionada pela sazonalidade hidrológica e pelas pressões antrópicas. O período seco revelou-se crítico, com concentrações elevadas de nutrientes e matéria orgânica, resultantes da diminuição do caudal e pelo impacto cumulativo das ETARs e escorrência agrícola. A variabilidade temporal foi a mais determinante, confirmando a vulnerabilidade dos sistemas mediterrânicos intermitentes face às condições climáticas.

A degradação da qualidade da água tem efeitos nefastos, não só nas comunidades aquáticas, como em todas as comunidades que dependem destas. As elevadas concentrações de

nutrientes observadas durante todo o ano, particularmente nos períodos mais críticos para o sistema, resultam numa ameaça direta ao biota aquático e ao equilíbrio ecológico. Assim, o cumprimento dos limiares definidos para a componente físico-química da qualidade da água contribui para a conservação das comunidades aquáticas e da biodiversidade associada a estes ecossistemas.

Os resultados obtidos contribuem para o aprofundamento do conhecimento sobre ecossistemas mediterrânicos intermitentes sujeitos a múltiplas pressões – pontuais, difusas e hidromorfológicas, e revelam que a distinção entre gradientes espacial e temporal não deve ser encarada como dicotómica, mas sim como complementar. Esta abordagem integrada é essencial para informar estratégias de gestão e conservação, especialmente num contexto de alterações climáticas que tendem a intensificar os contrastes sazonais e a vulnerabilidade destes ecossistemas. Estes resultados reforçam a necessidade de estratégias de monitorização adequadas a este tipo de ecossistema, sustentando as recomendações apresentadas e contribuindo, juntamente com o Capítulo 1, para uma compreensão mais ampla do funcionamento e importância da ribeira de Valverde.

3. Conclusão Geral

Este trabalho teve como principal objetivo avaliar os usos e percepção da ribeira de Valverde, assim como a sua qualidade da água, integrando uma abordagem que articula dimensões sociais e ecológicas, cruciais para a compreensão e gestão sustentável dos ecossistemas ribeirinhos intermitentes.

No Capítulo 1 apresentaram-se os resultados de um inquérito à população envolvente, residente e visitante, o qual permitiu identificar vários perfis de utilizadores da ribeira, e concluir sobre uma diversidade de atividades aí desenvolvidas, com destaque para as caminhadas e estudar. A ribeira foi amplamente valorizada enquanto meio natural e comunitário, com os elementos naturais e a sociabilidade a serem os principais fatores de importância atribuída. Contudo, a percepção sobre a qualidade da ambiental e da qualidade da água da ribeira demonstrou-se heterogénea, alternando entre avaliações sensoriais e conhecimento científico. Este cenário revela não só a complexidade da percepção ambiental, mas também a necessidade de uma comunicação eficaz e clara sobre a qualidade ambiental e da água da ribeira e os fatores que o influenciam. As propostas dos inquiridos reforçam essa necessidade, apontando para melhorias na gestão, monitorização, comunicação e sensibilização ambiental.

O Capítulo 2 complementou a abordagem realizada no Capítulo 1 através da avaliação da qualidade da água com base em parâmetros físico-químicos ao longo de quase dois ciclos hidrológicos completos. Os resultados evidenciam variações acentuadas entre o período húmido e o período seco, com o agravamento generalizado da qualidade da água nos meses de estio, sobretudo nos locais lóticos. Este agravamento refletiu-se na concentração elevada de amónia, fósforo total, CBO5 e clorofila-*a*, potenciadas pela diminuição de caudal, e pelo aumento do efeito das pressões antrópicas (como descarga de efluentes de ETARs e escorrências agrícolas) que conduzem a cenários de eutrofização. Estes cenários evidenciaram um incumprimento frequente dos limiares definidos para a componente físico-química da qualidade da água, evidenciando a deterioração da qualidade ecológica.

Os resultados reforçaram o papel preponderante das variações sazonais face às espaciais, especialmente nos locais com características lóticas, i.e. os parâmetros da qualidade sofrem maior variação ao longo do ano do que entre locais. Ainda assim, a localização apresenta também explicação para a variação da qualidade da água ao longo do sector estudando, sendo visível na degradação progressiva ao longo do gradiente montante-jusante, com a albufeira da

Tourega a atuar como reservatório e fonte de nutrientes com impacto particularmente nos troços a jusante que estão sob influência direta das descargas da barragem.

A articulação entre os dois capítulos permite concluir que a ribeira de Valverde é simultaneamente um recurso natural valorizado pela comunidade e um sistema ecológico vulnerável a múltiplas pressões, intensificadas pelo regime hidrológico intermitente e pelas alterações climáticas atuais. A integração das dimensões sociais e ecológicas é muito relevante no âmbito da Biologia da Conservação, ao articular as atividades humanas com a conservação ambiental e a valorização dos serviços de ecossistemas e da biodiversidade associados aos sistemas intermitentes mediterrânicos.

Face aos resultados obtidos, é importante reforçar e adaptar os programas de monitorização durante os períodos mais críticos, adequar os limites de descarga das ETARs ao regime de caudal e ter em conta os efeitos cumulativos, e implementar medidas que reduzam a escorrência agrícola. Estas medidas, para além de mitigatórias das pressões antrópicas, contribuem para a manutenção das funções ecológicas e da biodiversidade aquática, contribuindo para a integridade ecológica da ribeira. Simultaneamente, devem ser diversificadas estratégias de comunicação e promovidas ações de educação ambiental para aumentar a literacia ambiental da comunidade e o seu envolvimento na conservação e restauro da ribeira. Só através de uma abordagem abrangente, integrada e sustentável, com foco nas características ecohidrológicas, sociais e territoriais do ecossistema, será possível assegurar a resiliência e a conservação da ribeira de Valverde no contexto atual de crescentes pressões e alterações climáticas.

4. Referências bibliográficas

- Agência Portuguesa do Ambiente (APA). (2022a). *Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Sado e Mira (RH6) – 3.º Ciclo (2022–2027)*. Agência Portuguesa do Ambiente.
- Agência Portuguesa do Ambiente (APA). (2022b). *Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Sado e Mira 2022-2027 - Parte 4: Caracterização da região hidrográfica*. Agência Portuguesa do Ambiente.
- Agência Portuguesa do Ambiente (APA). (2021a). *Águas Residuais Urbanas*. Agência Portuguesa do Ambiente.
- Agência Portuguesa do Ambiente (APA). (2021b). *Critérios para a Classificação do Estado das Massas de Água*. Agência Portuguesa do Ambiente.
- Agência Portuguesa do Ambiente (APA). (s.d.). *Diretiva Quadro da Água*. Acedido em 8 de setembro de 2025, de <https://www.apambiente.pt/dqa/index.html>
- American Public Health Association (APHA). (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (20st ed.). American Public Health Association.
- Anderson, M. J., Gorley, R. N., & Clarke, K. R. (2008). *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods*. PRIMER-E Ltd.
- Ardoin, N. M., Bowers, A. W., & Gaillard, E. (2020). Environmental education outcomes for conservation: A systematic review. *Biological Conservation*, 241, 108224. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108224>
- Aristi, I., Arroita, M., Larrañaga, A., Ponsatí, L., Sabater, S., von Schiller, D., Elosegí, A., & Acuña, V. (2014). Flow regulation by dams affects ecosystem metabolism in Mediterranean rivers. *Freshwater Biology*, 59(9), 1816-1829. <https://doi.org/10.1111/fwb.12385>
- Arsénio, P., Rodríguez-González, P. M., Bernez, I., Dias, F. S., Bugalho, M. N., & Dufour, S. (2019). Riparian vegetation restoration: Does social perception reflect ecological value? *River Research and Applications*, 35(8), 1351-1362. <https://doi.org/10.1002/rra.3514>
- Arthington, A. H., Bernardo, J. M., & Ilhéu, M. (2014). *Temporary rivers: Linking ecohydrology, ecological quality and reconciliation ecology*. *River Research and Applications*, 30(10), 1209-1215. <https://doi.org/10.1002/rra.2831>

- Asah, S. T., Guerry, A. D., Blahna, D. J., & Lawler, J. J. (2014). Perception, acquisition and use of ecosystem services: Human behavior, and ecosystem management and policy implications. *Ecosystem Services*, 10, 180-186. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.08.003>
- Babbie, E. (2016). *The practice of social research* (14^a ed.). CengAGE Learning Custom Publishing.
- Bardin, L. (2009). *Análise de conteúdo* (Edição revista e atualizada). Edições 70.
- Barnett, M. J., Jackson-Smith, D., & Haeffner, M. (2018). Influence of recreational activity on water quality perceptions and concerns in Utah: A replicated analysis. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism*, 22, 26-36. <https://doi.org/10.1016/j.jort.2017.12.003>
- Bartram, J., & Ballance, R. (Eds.). (1996). *Water quality monitoring: A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes* (1.^a ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781003062110>
- Bernal, S., von Schiller, D., Sabater, F., & Martí, E. (2012). Hydrological extremes modulate nutrient dynamics in mediterranean climate streams across different spatial scales. *Hydrobiologia*, 719(1), 31-42. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1246-2>
- Bessa, F., & Fernandes, L. (2010). Caracterização hidrológica de linhas de água temporárias no Alentejo. *Revista Recursos Hídricos*, 31(2), 45-56.
- Bonada, N., & Resh, V. H. (2013). Mediterranean-climate streams and rivers: geographically separated but ecologically comparable freshwater systems. *Hydrobiologia*, 719, 1-29. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1634-2>
- Boulton, A. J., Rolls, R. J., Jaeger, K. L., & Datry, T. (2017). Hydrological connectivity in intermittent rivers and ephemeral streams. In T. Datry, N. Bonada, & A. Boulton (Eds.), *Intermittent rivers and ephemeral streams: Ecology and management* (pp. 79-108). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803835-2.00004-8>
- Brintrup, K., Amigo, C., Fernández, J., Hernández, A., Pérez, F., Félez-Bernal, J., Butturini, A., Saez-Carrillo, K., Yevenes, M. A., & Figueroa, R. (2019). Comparison of organic matter in intermittent and perennial rivers of Mediterranean Chile with the support of citizen science. *Revista Chilena de Historia Natural*, 92, Article 23. <https://doi.org/10.1186/s40693-019-0083-3>

- Camargo, J. A., Alonso, Á., & de la Puente, M. (2005). Eutrophication downstream from small reservoirs in mountain rivers of Central Spain. *Water Research*, 39(16), 3376-3384. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.05.046>
- Capaldi, C. A., Passmore, H.-A., Nisbet, E. K., Zelenski, J. M., & Dopko, R. L. (2015). Flourishing in nature: A review of the benefits of connecting with nature and its application as a wellbeing intervention. *International Journal of Wellbeing*, 5(4), 1-16. <https://doi.org/10.5502/ijw.v5i4.449>
- Carey, R. O., & Migliaccio, K. W. (2009). Contribution of wastewater treatment plant effluent to nutrient dynamics in aquatic systems: A review. *Environmental Management*, 44(2), 205-217. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9309-5>
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2), 361-369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- Carlson, S. M., Ruhí, A., Bogan, M. T., Hazard, C. W., Ayers, J., Grantham, T. E., Batalla, R. J., & García, C. (2024). *Losing flow in free-flowing Mediterranean-climate streams. Frontiers in Ecology and the Environment*, 22(5), e2737. <https://doi.org/10.1002/fee.2737>
- Castelar, S., Bernal, S., Ribot, M., Merbt, S. N., Tobella, M., Sabater, F., Ledesma, J. L. J., Guasch, H., Lupon, A., Gacia, E., Drummond, J. D., & Martí, E. (2022). Wastewater treatment plant effluent inputs influence the temporal variability of nutrient uptake in an intermittent stream. *Urban Ecosystems*, 25, 1313-1326. <https://doi.org/10.1007/s11252-022-01228-5>
- Christens, B. D., McCormick, M. L., & Wolf, J. (2025). Understanding and promoting nature connectedness: A human ecological perspective. *Current Opinion in Psychology*, 65, 102046. <https://doi.org/10.1016/j.copsyc.2025.102046>
- Cid, N., Bonada, N., Carlson, S., Grantham, T., Gasith, A., & Resh, V. (2017). *High Variability Is a Defining Component of Mediterranean-Climate Rivers and Their Biota. Water*, 9(1), 52. <https://doi.org/10.3390/w9010052>
- Chapman, D. V., & Sullivan, T. (2022). The role of water quality monitoring in the sustainable use of ambient waters. *One Earth*, 5(2), 113-127. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2022.01.008>

- Christens, B. D., McCormick, M. L., & Wolf, J. (2025). Understanding and promoting nature connectedness: A human ecological perspective. *Current Opinion in Psychology*, 65, 102046. <https://doi.org/10.1016/j.copsyc.2025.102046>
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2006). *PRIMER v6: User Manual/Tutorial* (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research). PRIMER-E Ltd.
- Copernicus Climate Change Service. (s.d.). *In-situ gridded observations for Europe* [Dataset]. *Climate Data Store*.
- Cottet, M., Robert, A., Tronchère-Cottet, H., & Datry, T. (2023). “It’s dry, it has fewer charms!”: Do perceptions and values of intermittent rivers interact with their management? *Environmental Science & Policy*, 139, 139-148. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2022.10.003>
- Daniel, T. C., Muhar, A., Arnberger, A., Aznar, O., Boyd, J. W., Chan, K. M. A., Costanza, R., Elmqvist, T., Flint, C. G., Gobster, P. H., Gret-Regamey, A., Lave, R., Muhar, S., Penker, M., Ribe, R. G., Schauppenlehner, T., Sikor, T., Soloviy, I., Spierenburg, M., Taczanowska, K., Tam, J., von der Dunk, A., & Żółtyński, T. (2012). Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(23), 8812-8819. <https://doi.org/10.1073/pnas.1114773109>
- Darvill, R., & Lindo, Z. (2015). The inclusion of stakeholders and cultural ecosystem services in land management trade-off decisions using an ecosystem services approach. *Landscape Ecology*, 31(3), 533-545. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0260-y>
- Datry, T., Boulton, A. J., Bonada, N., Fritz, K., Leigh, C., Sauquet, E., Tockner, K., Hugueny, B., & Dahm, C. N. (2018). Flow intermittence and ecosystem services in rivers of the Anthropocene. *Journal of Applied Ecology*, 55(1), 353-364. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12941>
- De Girolamo, A. M., Barca, E., Leone, M., & Porto, A. L. (2022). Impact of long-term climate change on flow regime in a Mediterranean basin. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 41, 101061. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101061>
- Diário da República. (2008). *Anúncio de procedimento n.º 4509/2008*. *Diário da República*, 2.^a série, N.º 139, 32341-32342.
- Diário da República. (1997). *Decreto-Lei n.º 152/97*.

- Direção-Geral do Território. (2018). Carta de Ocupação do Solo (COS) de Portugal Continental para 2018. Direção-Geral do Território.
- Djernis, D., Lerstrup, I., Poulsen, D., Stigsdotter, U., Dahlgaard, J., & O'Toole, M. (2019). A systematic review and meta-analysis of nature-based mindfulness: Effects of moving mindfulness training into an outdoor natural setting. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(17), 3202. <https://doi.org/10.3390/ijerph16173202>
- Dodds, W. K., & Smith, V. H. (2016). *Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. Inland Waters*, 6(2), 155-164. <https://doi.org/10.5268/IW-6.2.909>
- Doi, H., Katano, I., Negishi, J. N., Sanada, S., & Kayaba, Y. (2013). Effects of biodiversity, habitat structure, and water quality on recreational use of rivers. *Ecosphere*, 4(8), 102. <https://doi.org/10.1890/ES12-00305.1>
- Dosskey, M. G., Vidon, P., Gurwick, N. P., Allan, C. J., Duval, T. P., & Lowrance, R. (2010). The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 46(2), 261-277. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x>
- Douville, H., Raghavan, K., Renwick, J., Allan, R. P., Arias, P. A., Barlow, M., Cerezo-Mota, R., Cherchi, A., Gan, T. Y., Gergis, J., Jiang, D., Khan, A., Pokam Mba, W., Rosenfeld, D., Tierney, J., & Zolina, O. (2023). Water cycle changes. In Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), *Climate change 2021: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Chapter 8). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>
- eBird. (n.d.). *Albufeira da Tourega, Évora, PT*. Cornell Lab of Ornithology. Acedido a 18 de fevereiro de 2025, em: <https://ebird.org/hotspot/L1904849>
- Environmental Systems Research Institute. (2016). *ArcMap 10.4.1* [Software]. Esri.
- Etsuyankpa, B. M., Mathew, J. T., Augustine, A., Haruna, I., & coautores. (2024). An overview of wastewater characteristics, treatment and disposal: A review. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 28(5), 28-36. <https://doi.org/10.4314/jasem.v28i5.28>

- European Commission. (2025). *Special Eurobarometer 549: Climate Change – Country Factsheet Portugal*. Directorate-General for Communication. <https://portugal.representation.ec.europa.eu>
- European Commission. (2023). *Special Eurobarometer 538: Fairness of the green transition*. Directorate-General for Communication. <https://europa.eu/eurobarometer/surveys/detail/2692>
- European Commission. (2021). *Flash Eurobarometer 506: Circular Economy*. Directorate-General for Communication. <https://europa.eu/eurobarometer/surveys/detail/2356>
- European Commission. (2020). *Special Eurobarometer 501: Climate Change*. Directorate-General for Communication. <https://europa.eu/eurobarometer/surveys/detail/2257>
- European Commission. (2017). *Special Eurobarometer 468: Attitudes of European citizens towards the environment*. Directorate-General for Communication. <https://europa.eu/eurobarometer/surveys/detail/2140>
- Everard, M., & Moggridge, H. L. (2012). Rediscovering the value of urban rivers. *Urban Ecosystems*, 15(2), 293-314. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0174-7>
- Feio, M. J., & Teixeira, Z. (2019). Alterações globais dos rios: pressões antropogénicas e alterações climáticas. In M. T. Ferreira, J. R. Fernandes, & J. L. Moreira (Eds.), *Rios de Portugal: contributos para o seu conhecimento* (pp. 355-370). Imprensa da Universidade de Coimbra. https://doi.org/10.14195/978-989-26-1624-7_13
- Ferreira, J. (2021). *Sistemas naturais de tratamento de águas residuais* [Dissertação de mestrado, Instituto Politécnico de Setúbal]. Instituto Politécnico de Setúbal.
- Ferreira, T., & Moreira, M. (2022). Hidrologia de linhas de água temporárias em bacias mediterrânicas do Alentejo: padrões de escoamento e implicações ecológicas. *Revista Recursos Hídricos*, 43(1), 15-28.
- Figo, A., Carneiro, A., & Aleixo, S. (2023). As termas da *villa* romana da Tourega: Um sítio patrimonial em risco. In P. André (Coord.), *Laboratório Colaborativo: Dinâmicas urbanas, património, artes. IX Seminário de investigação, ensino e difusão*. DINÂMIA'CET-ISCTE.
- Finkler, N. R., Gücker, B., Boëchat, I. G., Ferreira, M. S., Tanaka, M. O., & Cunha, D. G. F. (2021). Riparian land use and hydrological connectivity influence nutrient retention in

- tropical rivers receiving wastewater treatment plant discharge. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 709922. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.709922>
- Flotemersch, J., & Aho, K. (2021). Factors influencing perceptions of aquatic ecosystems. *Ambio*, 50(2), 425-435. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01358-0>
- Gallart, F., Prat, N., García Roger, E. M., Latron, J., Rieradevall, M., Llorens, P., Barberá, G. G., Brito, D., De Girolamo, A. M., Lo Porto, A., Buffagni, A., Erba, S., Neves, R., Nikolaidis, N. P., Perrin, J. L., Querner, E. P., Quiñonero, J. M., Tournoud, M. G., Tzoraki, O., Skoulikidis, N., Gómez, R., Sánchez Montoya, M. M., & Froebrich, J. (2012). A novel approach to analysing the regimes of temporary streams in relation to their controls on the composition and structure of aquatic biota. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(9), 3165-3182. <https://doi.org/10.5194/hess-16-3165-2012>
- Garcia, C., Amengual, A., Homar, V., & Zamora, A. (2016). Losing water in temporary streams on a Mediterranean island: Effects of climate and land-cover changes. *Global and Planetary Change*. Advance online publication. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.11.010>
- Garza-Terán, G., Tapia-Fonllem, C., Fraijo-Sing, B., Borbón-Mendivil, D., & Poggio, L. (2022). Impact of contact with nature on the wellbeing and nature connectedness indicators after a desertic outdoor experience on Isla Del Tiburon. *Frontiers in Psychology*, 13, 922800. <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2022.864836>
- Gasith, A., & Resh, V. H. (1999). Streams in Mediterranean Climate Regions: Abiotic Influences and Biotic Responses to Predictable Seasonal Events. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30(1), 51-81. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.30.1.51>
- Gilvear, D. J., Greenwood, M. T., Thoms, M. C., & Wood, P. J. (2016). *River Science: Research and Management for the 21st Century* (1.^a ed.). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118643525>
- Giorgi, F., & Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Change*, 63(2-3), 90-104. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2007.09.005>
- Google. (2024). *Google Earth Pro* [Imagens de satélite]. Acedido a 12 de fevereiro de 2025 em <https://earth.google.com>

- Gouwakinnou, G. N., Biaoou, S., Vodouhe, F. G., Tovihessi, M. S., Awessou, B. K., & Biaoou, H. S. S. (2019). Local perceptions and factors determining ecosystem services identification around two forest reserves in Northern Benin. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 15, Article 61. <https://doi.org/10.1186/s13002-019-0343-y>
- Grzyb, T. (2024). Recreational use of the urban riverscape: What brings people to the river? *Moravian Geographical Reports*, 32(1), 14-25. <https://doi.org/10.2478/mgr-2024-0002>
- Hanna, D. E. L., Tomscha, S. A., Ouellet Dallaire, C., & Bennett, E. M. (2018). A review of riverine ecosystem service quantification: Research gaps and recommendations. *Journal of Applied Ecology*, 55(6), 1299-1311. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13045>
- Hörchner, S., Forberg, C., Oehlmann, J., & Oetken, M. (2025). Wastewater treatment plant effluents as an obstacle to the full recovery of restored river sections. *Environmental Pollution*, 378, 126483. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.126483>
- Hunting, E. R., Vonk, J. A., Musters, C. J. M., Kraak, M. H. S., & Vijver, M. G. (2016). Effects of agricultural practices on organic matter degradation in ditches. *Scientific Reports*, 6, 21474. <https://doi.org/10.1038/srep21474>
- IBM Corp. (2019). *IBM SPSS Statistics for Windows* (Versão 26.0) [Software]. IBM Corp.
- Ilhéu, M., da Silva, J. P., Morais, M., Matono, P., & Bernardo, J. M. (2020). Types of dry-season stream pools: Environmental drivers and fish assemblages. *Inland Waters*, 10(4), 516-528. <https://doi.org/10.1080/20442041.2020.1843931>
- Ilhéu, M. (2004). Padrões de uso de habitat da ictiofauna em rios de tipo mediterrânico [Tese de doutoramento, Universidade de Évora]. Universidade de Évora.
- Instituto da Água (INAG). (2008). *Tipologia de rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Diretiva Quadro da Água*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.
- Instituto Nacional de Estatística (INE). (2021). *Resultados definitivos*. Instituto Nacional de Estatística.
- International Organization for Standardization (2014). ISO 5667-6:2014. *Water quality - Sampling - Part 6: Guidance on sampling of rivers and streams*. Geneva: ISO.

- Jimenez, M. P., DeVille, N. V., Elliott, E. G., Schiff, J. E., Wilt, G. E., Hart, J. E., & James, P. (2021). Associations between nature exposure and health: A review of the evidence. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(9), 4790. <https://doi.org/10.3390/ijerph18094790>
- Jorda-Capdevila, D., Iniesta-Arandia, I., Quintas-Soriano, C., Basdeki, A., Calleja, E. J., DeGirolamo, A. M., Gilvear, D., Ilhéu, M., Kriaučiūnienė, J., Logar, I., Loures, L., & Padło, T. (2021). Disentangling the complexity of socio-cultural values of temporary rivers. *Ecosystems and People*, 17(1), 235-247. <https://doi.org/10.1080/26395916.2021.1912186>
- Kalogianni, E., Vourka, A., Karaouzas, I., Vardakas, L., Laschou, S., & Skoulikidis, N. T. (2017). Combined effects of water stress and pollution on macroinvertebrate and fish assemblages in a Mediterranean intermittent river. *Science of the Total Environment*, 603-604, 639-650. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.078>
- Karaouzas, I., Theodoropoulos, C., Vardakas, L., Kalogianni, E., & Skoulikidis, N. Th. (2018). A review of the effects of pollution and water scarcity on the stream biota of an intermittent Mediterranean basin. *River Research and Applications*, 34(7), 757-767. <https://doi.org/10.1002/rra.3254>
- Katkaew, N., & Chamchoi, N. (2024) Threshold amounts of nutrients and the relationship with chlorophyll a during eutrophication phenomenon in small-scale artificial reservoirs. *Environmental and Sustainability Indicators*, 22, 100378. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2024.100378>
- Kellert, S. R. (2000). The biophilia hypothesis and life in the 21st century: Increasing mental health or increasing pathology? *Journal of Happiness Studies*, 1(3), 293-321. <https://doi.org/10.1023/A:1010043827986>
- Kim, J., & Kaplan, R. (2004). Physical and psychological factors in sense of community: New urbanist Kentlands and nearby Orchard Village. *Environment and Behavior*, 36(3), 313-340. <https://doi.org/10.1177/0013916503260236>
- Kousar, S., Afzal, M., Ahmed, F., & Bojnec, Š. (2022). Environmental awareness and air quality: The mediating role of environmental protective behaviors. *Sustainability*, 14(6), 3138. <https://doi.org/10.3390/su14063138>

- Lee, S., Lee, S., Kim, S. H., Park, H., Park, S., & Yum, K. (2012). Examination of critical factors related to summer chlorophyll *a* concentration in the Sueo Dam Reservoir, Republic of Korea. *Environmental Engineering Science*, 29(6), 337-345. <https://doi.org/10.1089/ees.2011.0070>
- Li, T., Ma, F., Wang, J., Qiu, P., Zhang, N., Guo, W., Xu, J., Dai, T. (2023). Study on the mechanism of rainfall-runoff induced nitrogen and phosphorus loss in hilly slopes of Black Soil Area, China. *Water*, 15(17), 3148. <https://doi.org/10.3390/w15173148>
- LimeSurvey GmbH. (2024). *LimeSurvey [Computer software]*. <https://www.limesurvey.org>
- Llanos-Paez, O., & Acuña, V. (2022). Analysis of the socio-ecological drivers of the recreational use of temporary streams and rivers. *Science of the Total Environment*, 807, 150805. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150805>
- Lorenzen, J. C. (1967). Determination of chlorophyll and pheo-pigments: Spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12(2), 343-346. <https://doi.org/10.4319/lo.1967.12.2.0343>
- Lymeus, F., Lindberg, P., & Hartig, T. (2019). A natural meditation setting improves compliance with mindfulness training. *Journal of Environmental Psychology*, 64, 98-109. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2019.05.008>
- Madjar, R. M., Scăteanu, G. V., & Sandu, M. A. (2022). Nutrient water pollution from unsustainable patterns of agricultural systems, effects and measures of integrated farming. *Water*, 14(24), 4096. <https://doi.org/10.3390/w14244096>
- Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., García-Llorente, M., & Montes, C. (2013). Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecological Indicators*, 37, 220-228. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.003>
- Matono, P., da Silva, J. P., Bernardo, J. M., Costa, M. A., Fragoso, S., Roque, L., Pinheiro, P., Almeida, J. A. G., & Ilhéu, M. (2019). *Manual de boas práticas: Conservação do saramugo e de rios temporários* [Manual técnico]. Universidade de Évora.
- Matono, P., Bernardo, J. M., Costa, A. M., & Ilhéu, M. (2014). Fish response to anthropogenic pressures in temporary streams: The importance of environmental drivers. *River Research and Applications*, 30(10), 1281-1295. <https://doi.org/10.1002/rra.2780>

- Matono, P., Sousa, D., & Ilhéu, M. (2013). Effects of land use intensification on fish assemblages in Mediterranean climate streams. *Environmental Management*, 52(5), 1213-1229. <https://doi.org/10.1007/s00267-013-0152-3>
- Mayer, F. S., Frantz, C. M., Bruehlman-Senecal, E., & Dolliver, K. (2009). Why is nature beneficial?: The role of connectedness to nature. *Environment and Behavior*, 41(5), 607-643. <https://doi.org/10.1177/0013916508319745>
- McIntyre, N., Bustamante, N., Hauck, E., Manz, B., & de Bievre, B. (2014). Mining and river ecosystem services [Relatório técnico]. Centre for Water in the Minerals Industry, Sustainable Minerals Institute, The University of Queensland.
- McNally, C. G., Gold, A. J., Pollnac, R. B., & Kiwango, H. R. (2016). Stakeholder perceptions of ecosystem services of the Wami River and Estuary. *Ecology and Society*, 21(3), Article 34. <https://doi.org/10.5751/ES-08611-210334>
- Instituto Mediterrâneo para a Agricultura, Ambiente e Desenvolvimento (MED). (2024). O Bioblitz da Herdade da Mitra registou mais de 500 espécies em 24 horas. Universidade de Évora. Acedido a 8 de setembro de 2025, em: <https://www.med.uevora.pt/pt/o-bioblitz-da-herdade-da-mitra-registou-mais-de-500-especies-em-24-horas>
- Microsoft Corporation. (2025). *Microsoft Excel* [Computer Software]. Microsoft.
- Miller, R., Bennett, B., Birrell, J., & Deere, D. (2006). *Recreational access to drinking water catchments and storages in Australia* (Research Report No. 24). Cooperative Research Centre for Water Quality and Treatment.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press.
- Miliša, M., Stubbington, R., Datry, T., Cid, N., Bonada, N., Šumanović, M., & Milošević, D. (2022). Taxon-specific sensitivities to flow intermittence reveal macroinvertebrates as potential bioindicators of intermittent rivers and streams. *Science of the Total Environment*, 804, 150022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150022>
- Monte, H. M., & Albuquerque, A. (2010). Reutilização de águas residuais. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos; Instituto Superior de Engenharia de Lisboa.

- Naiman, R. J., & Décamps, H. (1997). The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, 621-658. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>
- Ncube, S., Beevers, L., & Momblanch, A. (2021). Towards intangible freshwater cultural ecosystem services: Informing sustainable water resources management. *Water*, 13(4), 535. <https://doi.org/10.3390/w13040535>
- Nicolás-Ruiz, N., Suárez, M. L., Vidal-Abarca, M. R., & Quintas-Soriano, C. (2025). Can dry rivers provide a good quality of life? Integrating beneficial and detrimental nature's contributions to people over time. *Ambio*, 54(2), 305–324. <https://doi.org/10.1007/s13280-024-02072-x>
- Nordensvärd, J., Ketola, M., & Urban, F. (2022). The river runs through it: Naturalising social policy and welfare. *Sustainability*, 14(16), 10415. <https://doi.org/10.3390/su141610415>
- Ockenden, M. C., Hollaway, M. J., Beven, K. J., Collins, A. L., Evans, R., Falloon, P. D., Forber, K. J., Hiscock, K. M., Kahana, R., Macleod, C. J. A., Tych, W., Villamizar, M. L., Wearing, C., Withers, P. J. A., Zhou, J. G., Barker, P. A., Burke, S., Freer, J. E., Johnes, P. J., Snell, M. A., Surridge, B. W. J., & Haygarth, P. M. (2017). Major agricultural changes required to mitigate phosphorus losses under climate change. *Nature Communications*, 8, 161. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-00232-0>
- Osborne, L. L., & Kovacic, D. A. (1993). Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, 29(2), 243-258. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1993.tb00761.x>
- Ouko, C. A., Mulwa, R., Kibugi, R., Owuor, M. A., Zaehring, J. G., & Oguge, N. O. (2018). Community perceptions of ecosystem services and the management of Mt. Marsabit Forest in Northern Kenya. *Environments*, 5(11), Article 121. <https://doi.org/10.3390/environments5110121>
- Pacheco, A. R. B. D. S. (2012). Efeito de degradação ambiental no recrutamento piscícola em rios mediterrânicos [Dissertação de mestrado, Universidade de Évora]. Universidade de Évora.
- Paing, J. N., van Bussel, L. G. J., Gomez, R. A., & Hein, L. G. (2022). Ecosystem services through the lens of indigenous people in the highlands of Cordillera Region, Northern

- Philippines. *Journal of Environmental Management*, 308, Article 114597, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114597>
- Palmer-Felgate, E. J., Mortimer, R. J. G., Krom, M. D., & Jarvie, H. P. (2010). Impact of point-source pollution on phosphorus and nitrogen cycling in stream-bed sediments. *Environmental Science & Technology*, 44(3), 908-914. <https://doi.org/10.1021/es902706r>
- Pereira, D. I., Pereira, P., & Brilha, J. B. (2019). A geodiversidade no contexto dos serviços dos ecossistemas. In A. R. Pereira (coord.), M. Leal, R. Bergonse & J. Trindade (Eds.), *Água e Território: um tributo a Catarina Ramos* (pp. 251-268). Centro de Estudos Geográficos, Universidade de Lisboa.
- Piercy, K. L., Troiano, R. P., Ballard, R. M., Carlson, S. A., Fulton, J. E., Galuska, D. A., George, S. M., & Olson, R. D. (2018). The physical activity guidelines for Americans. *JAMA*, 320(19), 2020-2028. <https://doi.org/10.1001/jama.2018.14854>
- Pilgrim, S., & Pretty, J. (Eds.). (2010). *Nature and culture: Rebuilding lost connections*. Earthscan.
- Pretty, J., Peacock, J., Sellens, M., & Griffin, M. (2005). The mental and physical health outcomes of green exercise. *International Journal of Environmental Health Research*, 15(5), 319-337. <https://doi.org/10.1080/09603120500155963>
- QSR International Pty Ltd. (2024). *NVivo [Computer software]*. QSR International. <https://www.qsrinternational.com/nvivo>
- Ramalho, L., & Moreira, M. M. (2004). Avaliação do escoamento superficial na bacia hidrográfica da Ribeira de Valverde: Calibração do Modelo Temez aplicado à Ribeira de Valverde. *Congresso da Água 2004 - APRH*.
- Roche, K. F., Ferreira, M. G. A., & Calheiros, D. F. (2022). Influence of nutrient levels, travel time and light availability on phytoplankton chlorophyll-*a* concentrations in a neotropical river basin. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 34, 18. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X0522>
- Sabater, S., & Tockner, K. (2009). Effects of hydrologic alterations on the ecological quality of river ecosystems. In *Hdb Env Chem*. Springer. https://doi.org/10.1007/698_2009_24

- Santos, E., & Rosário, J. (2022). Saúde pública e envelhecimento no Baixo Alentejo durante a pandemia por Covid-19. In J. A. Ribeiro-Gonçalves, S. Garcês, & I. Leal (Orgs.), *Actas do 14.º Congresso Nacional de Psicologia da Saúde: Psicologia e Saúde em Tempos de Crise* (pp. 103-110). Edições ISPA. <http://hdl.handle.net/10400.12/9120>
- Šaulys, V., Survilė, O., & Stankevičienė, R. (2020). An assessment of self-purification in streams. *Water*, 12(1), 87. <https://doi.org/10.3390/w12010087>
- Sawyer, C. N., McCarty, P. L., & Parkin, G. F. (2003). *Chemistry for environmental engineering and science* (5.^a ed.). McGraw-Hill.
- Shaughnessy, A. R., Sloan, J. J., Corcoran, M. J., & Hasenmueller, E. A. (2019). Sediments in agricultural reservoirs act as sinks and sources for nutrients over various timescales. *Water Resources Research*, 55(2), 1543-1560. <https://doi.org/10.1029/2018WR024004>
- Shi, Q., Chen, H., Liu, D., Geng, T., & Zhang, H. (2022). Identifying the spatial imbalance in the supply and demand of cultural ecosystem services. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(11), 6661. <https://doi.org/10.3390/ijerph19116661>
- Sierra Bravo, R. (2001). *Técnicas de investigación social: Teoría y ejercicios*. Madrid: Parainfo.
- Skoulidakis, N. T., Sabater, S., Datry, T., Morais, M. M., Buffagni, A., Dörflinger, G., Zogaris, S., Sánchez-Montoya, M. d. M., Bonada, N., Kalogianni, E., Rosado, J., Vardakas, L., De Girolamo, A. M., & Tockner, K. (2017). *Non-perennial Mediterranean rivers in Europe: Status, pressures, and challenges for research and management*. *Science of The Total Environment*, 577, 1-18. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.147>
- Souliotis, I., & Voulvoulis, N. (2021). Incorporating ecosystem services in the assessment of Water Framework Directive Programmes of Measures. *Environmental Management*, 68, 38-52. <https://doi.org/10.1007/s00267-021-01478-7>
- Sousa, D. F. J. (2010). Padrões de deslocação e actividade diária do barbo-comum (*Barbus bocagei* Steindachner, 1865) num curso de água mediterrânico de tipo intermitente [Tese de mestrado, Universidade de Évora]. Universidade de Évora.
- Stednick, J. D., & Hall, E. B. (2003). Applicability of trophic status indicators to Colorado plains reservoirs (Completion Report No. 195). Colorado Water Resources Research Institute.

- Subramanian, S. M., & Nishi, M. (2023). Nature as culture: Conceptualizing what it implies and potential ways to capture the paradigm in scenario building exercises (Working Paper No. 1/2023). United Nations University – Institute for the Advanced Study of Sustainability (UNU-IAS). <https://doi.org/10.53326/IVBP2438>
- Sweeney, B. W., & Newbold, J. D. (2014). Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: A literature review. *Journal of the American Water Resources Association*, 50(3), 560-584. <https://doi.org/10.1111/jawr.12203>
- Sweeney, B. W., Bott, T. L., Jackson, J. K., Kaplan, L. A., Newbold, J. D., Standley, L. J., Hession, W. C., & Horwitz, R. J. (2004). Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101(39), 14132-14137. <https://doi.org/10.1073/pnas.0405895101>
- Tabacchi, E., Lambs, L., Guillo, H., Planty-Tabacchi, A.-M., Muller, E., & Décamps, H. (2000). Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes*, 14(16-17), 2959-2976. [https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/1099-1085%28200011/12%2914%3A16/17%3C2959%3A%3AAID-HYP129%3E3.0.CO%3B2-B](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/1099-1085%28200011%2F12%2914%3A16%3C2959%3A%3AAID-HYP129%3E3.0.CO%3B2-B)
- The jamovi project. (2022). *jamovi (Version 2.3) [Computer software]*. <https://www.jamovi.org>
- Tierno de Figueroa, J. M., López-Rodríguez, M. J., Fenoglio, S., Sánchez-Castillo, P., & Fochetti, R. (2013). Freshwater biodiversity in the rivers of the Mediterranean Basin. *Hydrobiologia*, 719(1), 137-186. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1281-z>
- União de Freguesias de Tourega e Guadalupe. (2024). *História*. Acedido a 12 de agosto de 2024, em: <https://uf-touregaguadalupe.pt/conteudo.php?id=123>
- União Europeia. (2000). *Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000, que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água*. Jornal Oficial das Comunidades Europeias.
- United Nations Environment Programme & Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2021). The United Nations Decade on Ecosystem Restoration: Strategy [PDF]. *UN Decade on Ecosystem Restoration*.

<https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/31813/ERDStrat.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- U.S. Environmental Protection Agency. (2021). *Development of user perception surveys to protect water quality from nutrient pollution: A primer on common practices and insights* (EPA 823-R-21-001). U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water.
- Universidade de Évora. (s.d.a). Estação meteorológica da Mitra. Acedido a 21 de fevereiro de 2025, em: <https://meteo.create.uevora.pt/estacoes/mitra>
- Universidade de Évora. (s.d.b). *Herdade da Mitra*. Mitra-Nature. Acedido a 18 de fevereiro de 2025, em: <http://www.mitra-nature.uevora.pt/herdade-da-mitra>
- Voulvoulis, N., Arpon, K. D., & Giakoumis, T. (2016). The EU Water Framework Directive: From great expectation to problems with implementation. *Science of the Total Environment*, 575, 358-366. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.228>
- Wanderlog. (s.d.). Ribeira de Valverde. Wanderlog. Acedido a 8 de setembro de 2025, em: <https://wanderlog.com/place/details/13485321/ribeira-de-valverde>
- Wang, X., Chen, Y., Yuan, Q., Xing, X., Hu, B., Gan, J., Zheng, Y., & Liu, Y. (2022). Effect of river damming on nutrient transport and transformation and its countermeasures. *Frontiers in Marine Science*, 9, 1073217. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1073217>
- Wato, T., & Amare, M. (2020). The agricultural water pollution and its minimization strategies - a review. *Journal of Resources Development and Management*, 64, 1-10. <https://doi.org/10.7176/JRDM/64-02>
- Yang, X., Wu, X., Hao, H., & He, Z. (2008). Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University Science B*, 9(3), 197-209. <https://doi.org/10.1631/jzus.B0710626>
- Zahmatkesh, S., Bokhari, A., Karimia, M., Zahra, M. M. A., Sillanpää, M., Panchal, H., Alrubaie, A. J., & Rezakhan, Y. (2022). A comprehensive review of various approaches for treatment of tertiary wastewater with emerging contaminants: What do we know? *Environmental Monitoring and Assessment*, 194, 884. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10503-z>

- Zamora, A. N., Waselewski, M. E., Frank, A. J., Nawrocki, J. R., Hanson, A. R., & Chang, T. (2021). Exploring the beliefs and perceptions of spending time in nature among U.S. youth. *BMC Public Health*, 21, 1586. <https://doi.org/10.1186/s12889-021-11622-x>
- Zhang, H., Pang, Q., Long, H., Zhu, H., Gao, X., Li, X., Jiang, X., & Liu, K. (2019). Local residents' perceptions for ecosystem services: A case study of Fenghe River Watershed. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(19), 3602. <https://doi.org/10.3390/ijerph16193602>
- Zhang, W.-H., Gao, Y., Wang, Y., & Zhou, J. (2024). Water quality assessment and management strategies for Nishan Reservoir, Sihe River, and Yihe River based on scientific evaluation. *Water*, 16(14), 1958. <https://doi.org/10.3390/w16141958>
- Zingmark, M., Ankre, R., & Wall-Reinius, S. (2021). Promoting outdoor recreation among older adults in Sweden – a theoretical and empirical foundation for the development of an intervention. *Archives of Public Health*, 79, 232. <https://doi.org/10.1186/s13690-021-00762-6>

5. Anexos

Anexo I - Inquérito sobre a Perceção e Usos da Ribeira de Valverde

Secção A: Bloco temático A: Questão prévia

Esta questão pretende aferir o seu grau de conhecimento da Ribeira de Valverde para que este questionário prossiga de forma clara de acordo com os seus conhecimentos.

A1. 1. Costuma visitar/frequentar a Ribeira de Valverde ao longo ano?

1. Nunca ☐
2. Raramente ☐
3. Algumas vezes ☐
4. Muitas vezes ☐

Secção B: Bloco temático B: Relação com a Ribeira de Valverde

Este bloco temático pretende aferir qual a sua perceção acerca do momento em que teve o primeiro contacto com a Ribeira, bem como dos usos que dela faz e o grau de importância que lhe atribui.

B1. 2.1. Existem diversas formas de usar o espaço em torno da Ribeira.
Por favor, indique-me se se aplicam no seu caso e a frequência com que o faz.

	Nunca	Pouco Frequente	Frequente	Muito Frequente
Passear e/ou caminhar	☐	☐	☐	☐
Passear animais de estimação	☐	☐	☐	☐
Pescar	☐	☐	☐	☐
Praticar desporto	☐	☐	☐	☐
Eventos Culturais (almoços de páscoa, celebrações, pic-nics, etc.)	☐	☐	☐	☐
Meditar, rezar	☐	☐	☐	☐
Estudar (aulas de campo) / Investigar	☐	☐	☐	☐

B2. 2.1.1. Outros (indique quais):

B3. 2.2. Para si, a Ribeira de Valverde é?

Nada importante ☐
Pouco importante ☐
Importante ☐
Muito importante ☐

B4. 2.2.1. Porquê?

Secção C: Bloco temático C: Perceção sobre o valor atribuído a diferentes elementos da Ribeira de Valverde

Neste bloco temático é pretendido aferir qual o valor atribuído a diferentes aspetos da Ribeira de Valverde.

C1. 3.1. Identifique, por ordem de 1 (mais valorizado) a 6 (menos valorizado), quais os elementos biofísicos e paisagísticos que mais valoriza na Ribeira de Valverde.

Deve fazer duplo-clique nos itens da esquerda para os inserir no campo da direita. Uma vez no campo da direita, é possível alterar a ordem caso assim o pretenda (arrastando o item para a posição pretendida).

Biodiversidade	
Paisagem	
Água	
Vegetação ribeirinha	
Afloramentos rochosos/Rochas	
Albufeira da Tourega	

C2. 3.1.1. Que outros elementos valoriza na Ribeira de Valverde?

Secção D: Bloco temático D: Percepção sobre a qualidade ambiental da Ribeira de Valverde

Neste bloco temático é pretendido aferir quais as suas percepções acerca de diferentes temas relacionados com a Ribeira.

D1. 4.1. Considera que a Ribeira de Valverde apresenta boa qualidade?

Sim ☐
Não ☐
Não sei ☐

D2. 4.1.1. Porquê?

D3. 4.2. Quais os principais aspetos/características da água que tem em conta quando avalia a qualidade?

Transparência ☐
Existência/Ausência de detritos orgânicos (folhas, galhos, troncos) ☐
Existência/Ausência de algas (limos) ☐
Existência/Ausência de espuma ☐
Existência/Ausência de sedimento escuro (lodo) ☐
Cheiro ☐
Existência/Ausência de resíduos sólidos urbanos (plástico, metal, vidro, papel) ☐
Cor ☐
Outro ☐

Outro

- D4. 4.3. Considera que a qualidade da água afeta as atividades que realiza na Ribeira? De que modo?

- D5. 4.4. Considera que a qualidade da água varia ao longo do ano?

Sim ☐
Não ☐
Não sei ☐

- D6. 4.5. Se fosse convidado/a a apresentar propostas de intervenções para melhorar a qualidade da Ribeira, quais seriam?

Secção E: Bloco temático E: Atitudes relativamente ao ambiente (para comparação com resultados Eurobarómetro)

Este bloco temático pretende comparar as respostas dos inquiridos com a média da União Europeia por dados disponíveis no Eurobarómetro. "Eurobarómetro é composto por uma série de pesquisas de opinião pública realizadas regularmente em nome da Comissão Europeia desde 1973. Esses inquéritos abordam uma grande variedade de questões atuais relacionadas com a União Europeia em todos os seus Estados-Membros".

- E1. 5.1. Para si, qual é a importância da proteção do ambiente?

Nada Importante ☐
Pouco Importante ☐
Importante ☐
Muito Importante ☐

- E2. 5.2. Já realizou alguma das seguintes ações nos últimos 6 meses?

Separou o lixo para a reciclagem ☐
Evitou utilizar apenas uma vez um saco de plástico ou utilizou sacos reutilizáveis ☐
Reduziu o seu consumo de energia ☐
Falou com outras pessoas sobre problemas ambientais ☐
Reparou os seus produtos ao invés de os substituir ☐
Evitou comprar produtos embalados ☐
Reduziu o consumo de água ☐
Escolheu um meio de transporte mais amigo do ambiente (andar a pé, de bicicleta, transportes públicos) ☐
Comprou produtos marcados com a etiqueta ambiental ☐

- Utilizou menos o seu carro, evitando viagens desnecessárias, fez teletrabalho, entre outros ☐
- Comprou produtos em segunda mão em vez de novos ☐
- Alterou a sua alimentação para uma mais sustentável ☐
- Não realizei nenhuma das ações acima referidas ☐

Secção F: Bloco temático F: Dados de caracterização sociodemográfica

F1. Local de residência (localidade)

F2. Idade

F3. Com que género se identifica?

- Feminino ☐
- Masculino ☐
- Outro ☐

Outro

F4. Habilitações Literárias

- Sem Estudos ☐
- Ensino Primário (1.º ciclo) ☐
- Ensino Básico (2.º e 3.º ciclo) ☐
- Ensino Secundário ☐
- Licenciatura/Pós-graduação/Mestrado ☐
- Doutoramento/Pós-Doutoramento ☐

F5. Situação profissional

- Estudante ☐
- Trabalhador por conta própria ☐
- Trabalhador por conta de outrem ☐
- Desempregado ☐
- Reformado ☐
- Outro ☐

Outro



Obrigado pela sua colaboração!

Anexo II - Comparação entre os dados recolhidos e os resultados dos Eurobarómetro (2017 a 2023)

Ação	Inquérito (% Sim)	Eurobarómetro (% PT)	Relatório / Pergunta
Separou o lixo para reciclagem	67.1%	65%	EB 468 (2017), QD4
Usou sacos reutilizáveis	64.3%	38% (redução de sacos plásticos)	EB 468 (2017), QD14
Reduziu consumo de energia	50.4%	29%	EB 468 (2017), QD4
Falou sobre problemas ambientais	45.8%	—	Não disponível
Reparou produtos em vez de substituir	39.9%	44% (reparou ou reutilizou)	Flash 506 (2021), QD5
Evitou comprar produtos embalados	25.2%	21% (evitou plásticos descartáveis)	EB 468 (2017), QD4
Reduziu consumo de água	46.0%	27%	EB 468 (2017), QD4
Escolheu transporte mais sustentável	31.5%	24% (mudou hábitos de mobilidade)	EB 501 (2020), QD6
Comprou produtos com etiqueta ambiental	18.7%	23%	EB 538 (2023), QD5
Usou menos o carro / fez teletrabalho	30.6%	26%	EB 538 (2023), QD5
Comprou produtos em segunda mão	18.3%	22%	Flash 506 (2021), QD5
Alterou alimentação para mais sustentável	25.8%	28%	EB 538 (2023), QD5
Não realizou nenhuma das ações acima	3.8%	—	Não disponível

Legenda- **Eurobarómetro 468** - ambiente geral; **Eurobarómetro 501 e 538** - clima e transição ecológica; **Flash 506** - economia circular.

Anexo III - Critérios APA (2021) para a Classificação da Qualidade da Água em Rios

Grupo de parâmetros	Parâmetro	unidades	Grandes rios		
			Tipo nacional	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável
Condições relativas a nutrientes	Fósforo Total	mg P/l	GR Norte (rio Minho)	0,05	0,10
			GR Centro e GR Sul	0,07	0,13
	Fosfatos	mg PO ₄ /l		0,10	0,20
	Azoto Total	mg N/l		1,50	2,00
	Azoto Amoniacal	mg NH ₄ /l		0,07	0,15
	Amoníaco	mg NH ₃ /l		--	0,025
	Nitrato	mg NO ₃ /l		5,0	8,0
	Nitritos	mg NO ₂ /l		0,03	0,08
	Sólidos Suspensos Totais	mg/l		12,5	25,0
Condições de oxigenação	Carência Bioquímica em Oxigénio aos 5 dias (CBO ₅)	mg O ₂ /l	GR Norte, GR Centro e GR Sul	3,0	4,0
	Oxigénio Dissolvido	mg O ₂ /l		8,0-12,0	6,0
	Taxa de saturação em Oxigénio	% O ₂		80 -115	70 - 125
Estado de acidificação	pH	escala de Sorensen		6,5-8,5	6,0-9,0
Condições térmicas	Temperatura	°C		--	8,5 - 23,5
Salinidade	Condutividade	µS/cm	GR Norte (rio Minho)	--	150
			GR Centro		500
			GR Sul		600

Fonte: APA, 2021b.

Anexo IV - Critérios APA (2021) para a Classificação da Qualidade da Água em Albufeiras

Grupo de parâmetros	Parâmetro	Unidades	Albufeiras do Norte		Albufeiras do Sul	
			Máximo/ Bom	Bom/ Razoável	Máximo/ Bom	Bom/ Razoável
Condições relativas a nutrientes	Fósforo Total	mg P/l	0,020	0,040	0,050	0,070
	Fosfatos	mg PO ₄ /l	0,10	0,20	0,10	0,20
	Azoto Total	mg N/l	0,50	1,00	1,00	1,50
	Azoto Amoniacal	mg NH ₄ /l	0,10	0,20	0,20	0,40
	Amoníaco	mg NH ₃ /l	--	0,025	--	0,05
	Nitrato	mg NO ₃ /l	2,0	3,0	3,0	5,0
	Nitritos	mg NO ₂ /l	0,010	0,020	0,030	0,050
	SST	mg/l	12,5	25,0	12,5	25,0
Condições de oxigenação	CBO5	mg O ₂ /l	3,0	4,0	3,0	5,0
	Oxigénio Dissolvido	mg O ₂ /l	8,0-12,0	6,0	8,0-12,0	5,0
	Taxa de saturação em Oxigénio	% O ₂	80 - 115	70 - 125	70-130	60-140
Estado de acidificação	pH	escala de Sorensen	6,5-8,5	6,0-9,0	6,5-8,5	6,0-9,0
Condições de transparência	Transparência	m	--	2,3	--	1,0
Condições térmicas	Temperatura	°C	--	6,5 - 25,5	--	10,0 - 27,0
Salinidade	Condutividade	µS/cm	--	100	--	1000

Fonte: APA, 2021b

Anexo V - Limiares de Qualidade para clorofila-*a* em Albufeira (APA, 2021)

Métrica	Albufeiras do Norte		Albufeiras do Sul	
	Valor de Referência	Bom/ Razoável	Valor de Referência	Bom/ Razoável
Clorofila <i>a</i> (mg/m ³)	1,70	7,90	1,74	9,66
Biovolume total (mm ³ /L)	1,20	2,80	0,42	5,84
Biovolume de Cianobactérias (mm ³ /L)	0,02	0,80	0,01	4,33
IGA	2,00	37,60	1,15	14,37

Fonte: APA, 2021b