

UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Efeitos da intensificação agrícola na qualidade ecológica das  
linhas de água inseridas na rede secundária do  
Empreendimento de Fins Múltiplos de Alqueva**

André Lourenço Jorge

**Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental**

Relatório de Estágio orientado por:  
Paulo Pinheiro (AQUALOGUS)  
Maria Filomena Magalhães (FCUL)

## **AGRADECIMENTOS**

A elaboração deste trabalho foi possível graças ao contributo de diversas pessoas, às quais gostaria de agradecer:

À Professora Filomena Magalhães pela sua disponibilidade, pelas palavras de encorajamento e pelas críticas e sugestões que permitiram melhorar a qualidade do presente relatório.

Ao Paulo Pinheiro por me ter acompanhado ao longo de todo o desenvolvimento do trabalho, por ter estado sempre disponível para esclarecer as questões que foram surgindo, por me ajudar a compreender os resultados com o seu conhecimento do terreno, pelas sugestões de melhorias, e pelo apoio com tudo aquilo que precisei.

À EDIA que autorizou a utilização da informação de base, permitindo que este estágio se pudesse realizar.

À AQUALOGUS pela oportunidade de realizar este estágio, pela possibilidade de participar em diversas saídas de campo, que tinham sido escassas durante o meu percurso académico devido à pandemia, e pela enorme simpatia com que toda a equipa da AQUALOGUS me recebeu.

À minha família e amigos que me estiveram comigo no decorrer deste processo, em particular, aos meus pais que sempre me apoiaram em todo o meu percurso.

Muito obrigado a todos!

## RESUMO

A agricultura intensiva apresenta impactos significativos nos ecossistemas dulçaquícolas, sendo por isso fundamental que em grandes projetos de irrigação se efetue a monitorização ambiental destes ecossistemas. Este trabalho comparou os resultados das monitorizações de três elementos biológicos, fauna piscícola, macroinvertebrados bentónicos e macrófitos, na rede secundária de rega do Empreendimento de Fins Múltiplos de Alqueva, realizadas em 2016, 2019 e 2021, de acordo com a Diretiva Quadro da Água (DQA). O objetivo foi compreender o impacto da agricultura intensiva sobre estes elementos biológicos, realizando uma avaliação indireta com base em parâmetros físico-químicos que podem ser afetados por este tipo de agricultura. Especificamente, procurou-se identificar os principais fatores que influenciam a composição das comunidades biológicas ao longo do espaço e do tempo, e as tendências de variação na qualidade biológica. Os resultados evidenciaram uma tendência de dominância de *taxa* de elevada tolerância à degradação ambiental, tendo as comunidades biológicas apresentado uma reduzida variação interanual, e não existindo tendências claras de diferenciação em função da localização geográfica. Os *taxa* responderam diferenciadamente aos parâmetros físico-químicos, tendo os *taxa* tolerantes sido mais abundantes na presença de elevados teores de nutrientes. No caso da fauna piscícola, observou-se um número considerável de indivíduos de espécies exóticas. A qualidade biológica apresentou uma ligeira pioria em 2019 face aos outros anos, que não foi claramente acompanhada de variação sensível dos parâmetros físico-químicos, podendo resultar das condições ambientais. Os resultados não evidenciaram uma relação entre a intensificação agrícola e a qualidade biológica. A qualidade biológica quantificada com base nos macroinvertebrados bentónicos foi inferior a “Bom” em todas as estações, não sendo atingidos os objetivos ambientais estabelecidos pela DQA. Isto sugere que as medidas de mitigação dos impactos da agricultura intensiva podem estar a ser insuficientes, e que esta situação deve ser analisada em maior detalhe no futuro.

**Palavras-chave:** Monitorização ambiental, Ecossistemas dulçaquícolas, Uso do solo, Elementos de qualidade biológica, Diretiva Quadro da Água.

## ABSTRACT

Intensive agriculture has significant impacts on freshwater ecosystems, making it essential to implement environmental monitoring of the ecosystems in large irrigation projects. This work compared the results of the monitoring of three biological elements, fish fauna, benthic macroinvertebrates and macrophytes, in the secondary irrigation network of the Alqueva Multipurpose Project, carried out in 2016, 2019 and 2021, in accordance with the Water Framework Directive (WFD). The objective was to understand the impact of intensive agriculture on these biological elements, which was evaluated indirectly using physicochemical parameters that can be affected by this type of agriculture (e.g. total nitrogen concentration in water). Analyses aimed to identify the main factors associated with the composition of biological communities over time and across space, and variation tendencies in biological quality. Results showed a tendency for communities to be dominated by *taxa* that are tolerant to environmental degradation. Biological communities presented a low interannual variation, and there was no clear differentiation in relation to geographical location. *Taxa* showed different responses to physicochemical parameters, with tolerant *taxa* tending to be more abundant with high nutrient concentrations. Fish fauna, included a considerable number individuals of exotic species. Biological quality showed a slight decrease in 2019 comparing with other years, which was not associated with physicochemical parameters, and could result from environmental conditions. Results did not demonstrate a relation between agricultural intensification and biological quality. Water quality assessed using benthic macroinvertebrates was below “Good” in all monitoring sites, not achieving the goals of the WFD. This suggests that intensive agriculture mitigation measures may not be having enough results, and this situation should be analysed in greater detail in the future.

**Keywords:** Environmental monitoring, Freshwater Ecosystems, Land Use, Biological quality elements, Water Framework Directive.

# ÍNDICE

<b>AGRACECIMENTOS.....</b>	<b>i</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>ii</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>iii</b>
<b>LISTA DE FIGURAS E TABELAS.....</b>	<b>vi</b>
<b>LISTA DE SIGLAS, ABREVIATURAS E ACRÓNIMOS.....</b>	<b>x</b>
<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
1.1 ORIGEM DA PROBLEMÁTICA E DESAFIOS ATUAIS .....	1
1.2 IMPACTO DA INTENSIFICAÇÃO AGRÍCOLA NOS ECOSISTEMAS DULÇAQUÍCOLAS .....	2
1.3 AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL .....	4
1.4 MONITORIZAÇÕES NO ÂMBITO DA DQA.....	6
<b>2 MONITORIZAÇÃO DA QUALIDADE ECOLÓGICA DA ÁGUA NO EFMA .....</b>	<b>9</b>
2.1 EMPREENDIMENTO DE FINS MÚLTIPLOS DE ALQUEVA .....	9
2.2 PROGRAMA DE MONITORIZAÇÃO DA QUALIDADE ECOLÓGICA DA ÁGUA NO EFMA.....	10
2.3 A EMPRESA.....	11
2.4 OBJETIVOS.....	11
<b>3 METODOLOGIA.....</b>	<b>13</b>
3.1 ÁREA DE ESTUDO .....	13
3.2 REDE DE AMOSTRAGEM.....	14
3.3 MÉTODOS DE AMOSTRAGEM.....	15
3.3.1 Dados climáticos .....	15
3.3.2 Parâmetros físico-químicos.....	16
3.3.3 Fauna piscícola.....	17
3.3.4 Macroinvertebrados bentónicos .....	18
3.3.5 Macrófitos .....	19
3.4 CLASSIFICAÇÃO DA QUALIDADE DOS ELEMENTOS BIOLÓGICOS.....	20
3.4.1 Fauna piscícola.....	20
3.4.2 Macroinvertebrados bentónicos .....	22
3.4.3 Macrófitos .....	23
3.5 ANÁLISE DE DADOS.....	24
<b>4 RESULTADOS .....</b>	<b>28</b>
4.1 CONDIÇÕES CLIMÁTICAS.....	28
4.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS .....	30
4.3 FAUNA PISCÍCOLA.....	34
4.4 MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS.....	41
4.5 MACRÓFITOS .....	50
4.6 QUALIDADE BIOLÓGICA .....	59
<b>5 DISCUSSÃO .....</b>	<b>61</b>
5.1 FAUNA PISCÍCOLA.....	61

5.2	MACROINVERTEBRADOS .....	65
5.3	MACRÓFITOS .....	67
5.4	LIMITAÇÕES DO TRABALHO .....	70
<b>6</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>74</b>
<b>7</b>	<b>ANÁLISE DO ESTÁGIO CURRICULAR.....</b>	<b>76</b>
<b>8</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>77</b>
	<b>ANEXOS.....</b>	<b>87</b>
	ANEXO I - Estações de amostragem consideradas.....	87
	ANEXO II - Resultados das estatísticas sumário aplicadas aos parâmetros físico-químicos.....	89
	ANEXO III - Resultados das estatísticas sumário aplicadas à matriz com as contagens de peixes...90	
	ANEXO IV - Resultados das estatísticas sumário aplicadas à matriz das contagens de macroinvertebrados.....	90
	ANEXO V - Resultados das estatísticas sumário aplicadas à matriz das coberturas estimadas de macrófitos.....	91
	ANEXO VI - Matriz triangular com os coeficientes de correlação de Pearson ( $r$ ) entre os pares de <i>taxa</i> de macroinvertebrados que não foram considerados raros.....	92
	ANEXO VII - Matriz triangular com os coeficientes de correlação de Pearson ( $r$ ) entre os pares de <i>taxa</i> de macrófitos que não foram considerados raros.....	93
	ANEXO VIII - Elenco de <i>taxa</i> amostrados e abreviações adotadas.....	95

# LISTA DE FIGURAS E TABELAS

## FIGURAS

- Figura 1.1 – Esquema conceptual do sistema de classificação da qualidade das massas de água (Fonte: INAG, 2009). ..... 6
- Figura 2.1 – Representação esquemática do EFMA (Base cartográfica: Google Earth Pro™). ..... 9
- Figura 3.1 – Localização geográfica das estações de amostragem consideradas neste trabalho. Os nomes das estações encontram-se abreviados, sendo que “L” abrevia “Local”, “R.” abrevia “Ribeira”, e “B.” abrevia “Barranco”. ..... 15
- Figura 3.2 – Localização geográfica das estações meteorológicas onde foram registados os dados climáticos apresentados. .... 16
- Figura 3.4 – Representação da metodologia adotada para estimar a cobertura relativa de cada *taxon* de macrófitos (Fonte: APA, 2017a). ..... 20
- Figura 4.1 – Evolução da temperatura média registada em cada subsistema do EFMA entre 2015 e 2021. .... 28
- Figura 4.2 – Evolução da média da precipitação total em cada subsistema do EFMA entre 2015 e 2021. .... 28
- Figura 4.3 – Resultados nacionais do índice PDSI referentes aos meses em que decorreram as amostragens, com a área onde se localiza o EFMA (aproximadamente) destacada nos retângulos azuis. Fonte: IPMA (2023). ..... 29
- Figura 4.4 - Diagrama de ordenação obtido com a PCA, com base nos dados dos parâmetros físico-químicos nas diferentes estações de amostragem, nos três ciclos de monitorização. As amostras encontram-se legendadas de acordo com a codificação apresentada no Anexo I. A representação gráfica das amostras diferencia-as de acordo com a bacia hidrográfica e o ano de amostragem, conforme indicado ao lado do diagrama. As amostras encontram-se legendadas com uma abreviatura em que o primeiro número corresponde ao número do local, seguida das três (ou quatro em caso de empate) primeiras letras do nome do rio, ribeira ou barranco, e do ano de amostragem (e.g. 1Mor\_21 = Local 1 – Barranco da Morgadinha 2021). As correspondências podem ser consultadas no Anexo I. .... 33
- Figura 4.5 - Composição taxonómica das amostras de peixes, no total dos três ciclos de monitorização, expressa através das frequências numérica e de ocorrência dos taxa. O painel inferior representa a secção assinalada com um retângulo no painel superior, com uma escala que facilita a visualização dos taxa menos representados. Os taxa nativos encontram-se assinalados com círculos azuis, enquanto os exóticos são representados com círculos vermelhos. As abreviações utilizadas nas legendas podem ser consultadas no Anexo VIII. .... 34
- Figura 4.6 - Número de capturas de peixes e proporção de indivíduos nativos e exóticos por estação de amostragem, em cada ano de estudo. As estações de amostragem encontram-se agrupadas por subsistema e por bloco de rega, em 2016, 2019 e 2021. .... 35
- Figura 4.7 - Dendrograma com o resultado da análise hierárquica de clusters realizado sobre o número de peixes de cada *taxon* capturados nos diferentes locais em cada ano de monitorização em estudo. Encontram-se definidos 4 grupos identificados de A a D, para um nível de corte de 3. .... 38
- Figura 4.8 - Diagrama de ordenação obtido com a CCA, com base nos dados das capturas de cada *taxon* nas diferentes estações de amostragem, nos três ciclos de monitorização, e nos dados das variáveis explicativas. Os quadrados brancos representam os taxa, as setas vermelhas representam as variáveis explicativas contínuas, e as amostras surgem representadas conforme indicado ao lado do diagrama. Selecionou-se um *scaling* tipo 3 (sobre os taxa e as estações). Nas legendas dos taxa foram adotadas as mesmas abreviações da Figura 5.3. .... 39

Figura 4.9 - Proporção de estações de amostragem em que as comunidades piscícolas foram classificadas em cada classe de qualidade do F-IBIP, nos três ciclos de monitorização. ....	40
Figura 4.10 – Representação cartográfica dos resultados do F-IBIP para as várias estações de amostragem, nos três anos em estudo. ....	41
Figura 4.11 - Composição taxonómica das amostras de macroinvertebrados, no total dos três ciclos de monitorização, expressa através das frequências numérica e de ocorrência dos <i>taxa</i> . O painel inferior representa a secção assinalada com um retângulo no painel superior, com uma escala que facilita a visualização dos <i>taxa</i> menos representados. Uma vez que ainda existia uma grande concentração de taxa com FO ≤ 5% de FO e FN < 0,05%, estes não foram legendados. As abreviações utilizadas nas legendas podem ser consultadas no Anexo VIII. ....	42
Figura 4.12 - Número de macroinvertebrados recolhidos e o número de <i>taxa</i> presentes em cada estação de amostragem, com as estações agrupadas por subsistema e por bloco de rega, em 2016, 2019 e 2021. ....	43
Figura 4.13 - Dendrograma com o resultado da análise hierárquica de <i>clusters</i> . As amostras, correspondentes ao número de macroinvertebrados de cada <i>taxon</i> recolhidos nos diferentes locais, nos três anos em estudo. Encontram-se definidos 10 grupos identificados de A a J para um nível de corte de 2. ....	46
Figura 4.14 - Diagrama de ordenação obtido com a RDA, com base nos dados dos macroinvertebrados de cada <i>taxon</i> e nos dados das variáveis explicativas. Os quadrados brancos representam os <i>taxa</i> , as setas vermelhas representam as variáveis explicativas contínuas, as legendas vermelhas sem setas representam as variáveis explicativas categóricas, e as amostras surgem representadas conforme indicado ao lado do diagrama. Selecionou-se um <i>scaling</i> tipo 3 (sobre os <i>taxa</i> e as estações). Nas legendas dos <i>taxa</i> foram adotadas as mesmas abreviações da Figura 4.11. ....	48
Figura 4.15 - Proporção de estações de amostragem que obtiveram cada classe de qualidade no IPTIs, nos três ciclos de monitorização. ....	49
Figura 4.16 – Representação cartográfica dos resultados do IPTIs para as várias estações de amostragem, nos três anos em estudo. ....	50
Figura 4.17 - Composição taxonómica das amostras de macrófitos, expressa através da soma das coberturas estimadas e da frequência de ocorrência dos <i>taxa</i> . O painel inferior representa a secção assinalada com um retângulo no painel superior, com uma escala que facilita a visualização dos <i>taxa</i> menos representados. Uma vez que ainda existia uma grande concentração de taxa com FO ≤ 15% de FO e soma das coberturas < 20%, estes não foram legendados. As abreviações utilizadas nas legendas podem ser consultadas no Anexo VIII. ....	51
Figura 4.18 - Número de <i>taxa</i> inventariados em cada estação de amostragem, nos três anos em estudo. As estações de amostragem encontram-se ordenadas por bloco de rega. ....	52
Figura 4.19 - Dendrograma com o resultado da análise hierárquica de <i>clusters</i> . As amostras, correspondentes ao número de macrófitos de cada <i>taxon</i> inventariados nos diferentes locais, nos três anos em estudo. Encontram-se definidos 16 grupos identificados de A a P, para um nível de corte de 3. ....	54
Figura 4.20 - Diagrama de ordenação obtido com a CCA, com base nos dados das coberturas de macrófitos de cada <i>taxon</i> , e nos dados das variáveis explicativas. Os quadrados brancos representam os <i>taxa</i> , as setas vermelhas representam as variáveis explicativas contínuas, as legendas vermelhas sem setas representam as variáveis explicativas categóricas, e as amostras surgem representadas conforme indicado ao lado do diagrama. Selecionou-se um <i>scaling</i> tipo 3 (sobre os <i>taxa</i> e as estações). Nas legendas dos <i>taxa</i> foram adotadas as mesmas abreviações da Figura 4.17. ....	56
Figura 4.21 – Representação cartográfica dos resultados do IBMR nas várias estações de amostragem nos três anos em estudo. ....	57

## TABELAS

- Tabela 3.1 – Tipologias de rio e agrupamentos piscícolas (quando aplicável) associados a cada uma das estações de amostragem. A designação “Grupo 4” abrevia “Grupo 4 – Ciprinícola de Pequena Dimensão das Regiões Norte Interior e Sul” e “Grupo 5” abrevia “Grupo 5 – Ciprinícola de Média Dimensão da Região Sul”. Nas estações de amostragem em que não foi amostrada a fauna piscícola, a coluna relativa ao agrupamento piscícola foi preenchida com um traço. .... 14
- Tabela 3.2 – Parâmetros físico-químicos considerados como variáveis explicativas, as abreviações adotadas entre parêntesis e a respetiva unidade. .... 17
- Tabela 3.3 - Intervalos de valores correspondentes a cada classe de qualidade do F-IBIP (adaptado de: INAG & AFN, 2012). .... 21
- Tabela 3.4 - Métricas consideradas no cálculo do F-IBIP, nos agrupamentos piscícolas associados à área de estudo (adaptado de: INAG & AFN, 2012). .... 21
- Tabela 3.5 – Classificação dos *taxa* piscícolas em guildas ecológicas. Origem: nativa (N); exótica (E). Guilda reprodutiva: litófila (Lito); fitófila (Fito); fitolitófila (Fitolit); espeleofílica (Espe); vivípara (Vivi); generalista (Gene). Guilda trófica: planctívora (Planc); invertívora (Inve); invertívora/piscívora (Inve/Pisci); omnívora (Omni); herbívora/detrítívora (Her/Det). Guilda de habitat: pelágica (Pela); bentónica (Bent). Guilda de tolerância: tolerante (T); intolerante (I); intermédia (Inter) (adaptado de: Oliveira et al., 2007; Magalhães et al., 2008; INAG & AFN, 2012). .... 22
- Tabela 3.6 - Intervalos de valores de RQE correspondentes a cada classe de qualidade do IPTIs para cada uma das tipologias de rio da área de estudo (adaptado de APA, 2016). .... 23
- Tabela 3.7 - Intervalos de valores de RQE correspondentes a cada classe de qualidade do IBMR para cada uma das tipologias de rio da área de estudo (adaptado de APA, 2016). .... 24
- Tabela 3.8 – Graus de confiança no cálculo do IBMR (adaptado de APA, 2017b). .... 24
- Tabela 4.1 - Matriz triangular com as correlações de *Pearson* entre os pares de parâmetros físico-químicos. As abreviaturas dos parâmetros são as utilizadas na Tabela 3.2. A significância estatística encontra-se codificada da seguinte forma: ‘, se  $p\text{-value}<0,1$ ; \*, se  $p\text{-value}<0,05$ ; \*\*, se  $p\text{-value}<0,01$ ; \*\*\*, se  $p\text{-value}<0,001$ . A negrito estão assinaladas as correlações fortes ( $|r| \geq 0,6$ ). | ..... 31
- Tabela 4.2 - Coeficientes de Concordância de *Kendall* e *p-values* associados, para cada parâmetro físico-químico. A significância estatística encontra-se codificada da seguinte forma: ‘, se  $p\text{-value}<0,1$ ; \*, se  $p\text{-value}<0,05$ ; \*\*, se  $p\text{-value}<0,01$ ; \*\*\*, se  $p\text{-value}<0,001$ . A negrito estão destacadas as concordâncias significativas. | ..... 32
- Tabela 4.3 - Matriz triangular com as correlações de *Pearson* entre os pares dos *taxa* de peixes. As abreviações dos nomes dos *taxa* são as utilizadas na Figura 5.3. A significância estatística encontra-se codificada da seguinte forma: ‘, se  $p\text{-value}<0,1$ ; \*, se  $p\text{-value}<0,05$ ; \*\*, se  $p\text{-value}<0,01$ ; \*\*\*, se  $p\text{-value}<0,001$ . A negrito estão destacadas as correlações fortes ( $|r| \geq 0,6$ ). | ..... 36
- Tabela 4.4 - Resultados dos testes de *Kruskal-Wallis* e de *Dunn* para avaliar se as diferenças entre as comunidades de peixes do mesmo local foram estatisticamente significativas entre anos de amostragem. A significância estatística encontra-se codificada da seguinte forma: ‘, se  $p\text{-value}<0,1$ ; \*, se  $p\text{-value}<0,05$ ; \*\*, se  $p\text{-value}<0,01$ ; \*\*\*, se  $p\text{-value}<0,001$ . A negrito estão destacadas as diferenças significativas. .... 37
- Tabela 4.5 - Resultados dos testes de *Kruskal-Wallis* e de *Dunn* para avaliar se as diferenças entre as comunidades de macroinvertebrados do mesmo local foram estatisticamente significativas entre anos de amostragem. A significância estatística encontra-se codificada da seguinte forma: ‘, se  $p\text{-value}<0,1$ ; \*, se  $p\text{-value}<0,05$ ; \*\*, se  $p\text{-value}<0,01$ ; \*\*\*, se  $p\text{-value}<0,001$ . A negrito estão destacadas as diferenças significativas. .... 45
- Tabela 4.6 - Resultados dos testes de *Kruskal-Wallis* e de *Dunn* para avaliar se as diferenças entre as comunidades de macrófitos do mesmo local foram estatisticamente significativas entre

anos de amostragem. A significância estatística encontra-se codificada da seguinte forma: ‘, se  $p\text{-value} < 0,1$ ; \*, se  $p\text{-value} < 0,05$ ; \*\*, se  $p\text{-value} < 0,01$ ; \*\*\*, se  $p\text{-value} < 0,001$ . A negrito estão destacadas as diferenças significativas. .... 53

Tabela 4.7 – Resumo das classificações de qualidade obtidas em cada estação para cada um dos elementos, em cada ano, e a qualidade biológica final de acordo com o princípio *one out – all out*. .... 59

## LISTA DE SIGLAS, ABREVIATURAS E ACRÓNIMOS

AIA – Avaliação de Impacto Ambiental

APA – Agência Portuguesa do Ambiente

ASPT - *Average Score Per Taxon*

BMWP - *Biological Monitoring Working Party*

CBO<sub>5</sub> – Carência Bioquímica de Oxigénio

CCA – *Canonical Correspondence Analysis*

CEE – Comunidade Económica Europeia

CIP NI - Cypriniformes Não Identificados

COS – Carta de Ocupação de Solo

COTR – Centro de Competências para o Regadio Nacional

CQO – Carência Química em Oxigénio

DCA – *Detrended Correspondence Analysis*

DIA – Declaração de Impacto Ambiental

DQA – Diretiva Quadro da Água

EDIA – Empresa de Desenvolvimento e Infraestruturas de Alqueva, S. A.

EFMA – Empreendimento de Fins Múltiplos de Alqueva

EIA – Estudo de Impacto Ambiental

EIIA – Estudo Integrado de Impacto Ambiental

EPT – Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

F-IBIP – Índice Piscícola de Integridade Biótica para Rios Vadeáveis de Portugal Continental

FO – Frequência de Ocorrência

FN – Frequência Numérica

GEE – Gases com Efeito de Estufa

IASPT - *Iberian Average Score Per Taxon*

IBMR - Índice Biológico de Macrófitos de Rio

IBMWP - *Iberian Bio Monitoring Working Party*

ICNF, I.P. – Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas, I.P.

INAG, I.P. – Instituto da Água, I.P.

IPMA – Instituto Português do Mar e da Atmosfera

IPtIs – Índice Português de Invertebrados do Sul

NEPA - *National Environmental Policy Act*

PCA – *Principal Component Analysis*

PDA – Proposta de Definição de Âmbito

PGA – Programa de Gestão Ambiental

PGRH – Programas de Gestão de Regiões Hidrográficas

PSDI – *Palmer Drought Severity Index*

RDA – *Redundancy Analysis*

RECAPE – Relatório de Conformidade Ambiental do Projeto de Execução

RHS – *River Habitat Survey*

SST – Sólidos Suspensos Totais

UE – União Europeia

UPGMA - *Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*



# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 ORIGEM DA PROBLEMÁTICA E DESAFIOS ATUAIS

O crescimento da população humana tem vindo a aumentar as necessidades alimentares mundiais (FAO, 2022). É esperada a continuação desta tendência ao longo do século XXI, estimando-se que a população humana atinja 8,5 mil milhões já em 2030, e que possa atingir 10,4 mil milhões em 2100 (UNDESA, 2022). Para dar resposta à crescente procura alimentar, além da redução do desperdício, têm sido adotadas duas estratégias principais relacionadas com o aumento da produção: a expansão das áreas destinadas à produção de alimentos, como as áreas agrícolas, e a intensificação da produção nas áreas já utilizadas para este fim (Rosa, 2022).

Um meio importante para aumentar a produtividade agrícola é a irrigação, pois a agricultura de sequeiro depende da água disponível naturalmente, através da chuva, enquanto a agricultura de regadio recorre à irrigação de água previamente armazenada, que é distribuída através de infraestruturas como condutas ou canais de rega. Esta aplicação artificial de água, permite, em geral, não só uma maior produtividade, mas também uma menor dependência das condições climáticas. (Rosa, 2022)

No período entre 1961 e 2019, registou-se um aumento de 15% na área de solo utilizada para a agricultura, a nível mundial; no entanto, a área utilizada para agricultura de regadio aumentou 110%, enquanto a área para agricultura de sequeiro aumentou apenas 2,6%. Se por um lado, estes aumentos permitiram contribuir para a segurança alimentar global, também foram feitos, por vezes, de forma insustentável. Com isso, foram ameaçados os ecossistemas e os serviços que estes nos prestam, e em última análise, a própria continuidade dessa produção agrícola. (FAO, 2022)

Importa referir que apesar da estratégia para responder às crescentes necessidades alimentares ter vindo a ser baseada, principalmente, numa perspetiva produtivista, o espaço e os recursos necessários para uma maior produção também são limitados. Assim, é fundamental considerar também outras opções que permitam aumentar a produtividade das áreas agrícolas atuais, em vez de as expandir, e melhorar a gestão dos recursos alimentares que já são produzidos. O investimento em diversas áreas de investigação como, por exemplo, a genética, a fisiologia vegetal, ou a agronomia, pode permitir o desenvolvimento de conhecimento e tecnologias que contribuam para uma resposta sustentável a esta problemática. (Hatfield & Walthall, 2015)

Para além do desafio central de tentar compatibilizar a atividade agrícola com a conservação da biodiversidade, a forma como podemos minimizar as alterações climáticas e como podemos adaptar-nos aos seus efeitos são, também, grandes desafios que enfrentamos na atualidade (IPCC, 2022). Existe uma confiança elevada em como os eventos climáticos extremos estão a ocorrer com maior frequência e intensidade, e que existem regiões que são mais vulneráveis, nas quais as populações e os ecossistemas podem ser desproporcionalmente afetados (IPCC, 2022). Esses eventos climáticos podem corresponder a fenómenos como ondas de calor, grandes eventos de precipitação ou secas (IPCC, 2022). Por exemplo, em 2018 estima-se que tenham ocorrido no mundo mais de 300 desastres naturais relacionados com as alterações climáticas, que afetaram cerca de 68 milhões de pessoas, e geraram perdas económicas de cerca de 131,7 mil milhões de dólares (Osman et al., 2023).

O aquecimento global é um dos aspetos relacionados com as alterações climáticas, e resulta da emissão de gases com efeito de estufa (GEE). Entre 2011-2020 foi registado um aumento de 1,09 °C na temperatura global à superfície, em comparação com o período 1850-1900, e é previsível que este

aumento continue. Existem vários cenários para as emissões de GEE no futuro, mas, em todos os cenários há uma probabilidade superior a 50% de que o aquecimento global atinja ou exceda os 1,5 °C até 2040 (IPCC, 2022). Estas alterações têm impactos negativos para as populações humanas e para a natureza que são observados já no presente, e que se podem vir a acentuar no futuro.

As alterações climáticas estão a provocar transformações nos ecossistemas, a modificar as respostas biológicas dos organismos, a produzir aumentos de mortalidade, e a reduzir os serviços que os ecossistemas prestam. Na agricultura, estão a reduzir a produtividade das produções, o que aumenta o esforço necessário para satisfazer as necessidades humanas, sendo também responsáveis por alterações na distribuição e temporização de eventos biológicos, que reduzem a qualidade dos alimentos e a estabilidade das culturas. (IPCC, 2022)

A agricultura é afetada pelas alterações climáticas, e ao mesmo tempo, contribui para a emissão de GEE e agravamento do aquecimento global. Por exemplo, a agricultura representa atualmente cerca de 11% destas emissões nos 27 estados da União Europeia (UE). Um exemplo de uma ação agrícola que liberta GEE é a aplicação de fertilizantes, que pode levar à libertação de N<sub>2</sub>O pelos solos. Este tipo de emissão contribuiu em 38% para o total de emissões na agricultura em 2020, na UE. Enquanto no período entre 1990 e 2000 foi possível reduzir em 15% as emissões de outros gases que não o CO<sub>2</sub> na agricultura da UE, a partir de 2000 a redução abrandou, e depois de 2005 tem estado estagnada. Algumas medidas, para contrariar este cenário, passam pela implementação de ações de economia circular no sistema agroalimentar, com maior reutilização de materiais e redução da produção de resíduos ao longo do ciclo de produção, pela sensibilização dos agricultores e dos consumidores, e pelo apoio técnico e financeiro na modernização das atividades agrícolas. (EEA, 2022)

## **1.2 IMPACTO DA INTENSIFICAÇÃO AGRÍCOLA NOS ECOSISTEMAS DULÇAQUÍCOLAS**

Os ecossistemas de água doce encontram-se entre os mais ameaçados a nível global, e são também dos que apresentam maior diversidade de espécies e habitats (Hill et al., 2016). A intensificação agrícola é reconhecida, a nível europeu, como o tipo de uso do solo que tem mais impactos significativos nos ecossistemas dulçaquícolas (Flávio et al., 2017), e a nível global, como uma das principais causas da perda de biodiversidade (Jiménez-Navarro et al., 2023).

É possível distinguir dois principais tipos de impactos diretos da intensificação agrícola nos ecossistemas dulçaquícolas, os físicos e os químicos. Os impactos físicos, que frequentemente se classificam como impactos hidromorfológicos, incluem, como exemplos: a perda ou degradação dos habitats, devido à limpeza ou destruição das galerias ripícolas; o aumento da erosão; a regularização das linhas de água para irrigação; a instalação de estruturas que quebram a continuidade longitudinal ou lateral. Como impactos químicos, podem mencionar-se o aumento da disponibilidade de nutrientes, que pode levar à eutrofização, e a contaminação por pesticidas. (Flávio et al., 2017)

A mobilização dos solos que ocorre em diversas práticas agrícolas pode arrastar maiores quantidades de sedimentos para as linhas de água, aumentando a turbidez (Mendivil-Garcia et al., 2020). A maior turbidez da água pode afetar os elementos biológicos, como é o caso dos peixes. Por exemplo, apesar de não existir uma resposta linear deste grupo à turbidez, para algumas espécies em particular já foi observada a influência desta variável no aumento da mobilidade, de forma a contrariar o efeito da perda de acuidade visual (Rodrigues et al., 2023). Além disso, essas partículas de solo transportam nutrientes,

como azoto e fósforo que podem levar ao crescimento exponencial de algas, que dificultam a passagem da luz na coluna de água e reduzem a disponibilidade de oxigénio, afetando todo o ecossistema (Wurtsbaugh et al., 2019). Os sedimentos podem ainda transportar pesticidas, que podem atingir concentrações que tenham influência sobre a mortalidade dos macroinvertebrados aquáticos (Mendivil-García et al., 2020).

A sobreexploração dos recursos hídricos é outro dos potenciais impactos da agricultura de regadio sobre os ecossistemas e a vida humana (Rosa, 2022). O consumo de água é considerado insustentável se a velocidade de consumo for superior à velocidade com que o recurso se renova naturalmente (Rosa, 2022). Se a exploração for insustentável, o *stock* de água doce disponível pode ser reduzido, levando à depleção deste recurso. Atendendo a que a água doce superficial, armazenada em rios e lagos, representa apenas 0,02% do total da água disponível no planeta (Moss, 2010), é essencial evitar as situações de sobreexploração, especialmente em áreas com menor disponibilidade de água, como é o caso da região mediterrânica (Daccache et al., 2014).

Atualmente, a agricultura de regadio representa cerca de 70% da captação de água doce a nível global (Zabel et al., 2019). A nível nacional, a agricultura e a pecuária consomem 74% do volume de água doce utilizado pelos vários setores de atividade (Ministério do Ambiente, 2016). Estima-se que, no presente, metade do consumo mundial de água para irrigação esteja a ser feito de forma insustentável (Zabel et al., 2019). Alguns exemplos de práticas insustentáveis são a utilização até ao esgotamento de reservas pré-históricas de águas subterrâneas ou de aquíferos, ou a utilização de águas superficiais com efeito significativo de redução de caudal a ponto de afetar os ecossistemas (Zabel et al., 2019). Para minimizar a exploração insustentável deste recurso, são criadas regulamentações legais para a utilização da água, contudo, a eficácia desta medida pode ser limitada por situações de violação destas regulamentações (Schmidt et al., 2020).

A intensificação agrícola implica, frequentemente, que se armazene água em momentos de abundância para que haja disponibilidade suficiente deste recurso em momentos de escassez (Schmitt et al., 2022). O armazenamento é efetuado de forma natural, pela infiltração da água da chuva no solo ou em aquíferos, ou artificialmente através de barragens ou outras infraestruturas hidráulicas transversais, como pequenos diques e açudes (Schmitt et al., 2022). Mesmo garantindo o cumprimento das regulamentações sobre o uso da água e um consumo sustentável, podem existir problemas associados a este armazenamento (Gracey & Verones, 2016).

As barragens contribuem com o fornecimento de água para cerca de 40% da produção agrícola mundial (Khedun et al., 2014). Estas infraestruturas apresentam diversos impactos ambientais negativos, dos quais se apresentam alguns exemplos. A implementação de infraestruturas para retenção da água leva à fragmentação longitudinal dos habitats, o que pode ter vários efeitos ecológicos (Gracey & Verones, 2016). Por exemplo, os peixes podem ter a sua movimentação dificultada ou impedida, tanto no sentido de jusante para montante da barragem, como no sentido inverso, situação que é particularmente problemática no caso das espécies migradoras (Gracey & Verones, 2016). No caso das barragens também com componente hidroelétrica, ao tentarem transpor esta barreira, os peixes podem acabar por entrar nas turbinas, principalmente quando se deslocam no sentido de montante para jusante, o que pode resultar em ferimentos ou morte (Pracheil et al., 2016). Já a presença da albufeira leva a uma fragmentação lateral, em que a movimentação da fauna terrestre entre as duas margens pode ser dificultada ou impedida (Gracey & Verones, 2016). A albufeira leva também à perda da vegetação terrestre na área inundada, a possíveis alterações na flora da zona envolvente, e à criação de um sistema de caráter lântico, em que a estrutura das comunidades biológicas pode sofrer alterações, como um aumento das populações de espécies piscícolas exóticas mais adaptadas a estes sistemas lânticos (Gracey & Verones, 2016). A alteração do regime natural de caudal pode alterar as condições de oxigenação e

temperatura da água, e podem ocorrer perturbações sobre a fauna aquática a jusante da barragem, em situações de escassez de água ou de libertação súbita de elevados volumes de água (Gracey & Verones, 2016).

As barragens podem representar uma barreira não só para os seres vivos, como também para os sedimentos e para os nutrientes. No caso dos sedimentos, as barragens tendem a levar à sua acumulação a montante e escassez a jusante, com possíveis implicações nas zonas costeiras. Quanto aos nutrientes, o bloqueio do seu fluxo, associado à maior estagnação da água, pode levar a aumentos das suas concentrações nas albufeiras, podendo resultar em problemas de eutrofização. Por fim, podem mencionar-se as alterações provocadas na paisagem, devido à presença de uma grande massa de água lântica, inexistente antes da implementação da barragem. A área que fica ocupada pela albufeira pode ser particularmente extensa, principalmente se o relevo for mais plano, e alguns usos dessa área ficam impossibilitados, como é o caso da agricultura. Este aspeto é especialmente negativo se os solos da área inundada tiveram uma boa aptidão agrícola. A presença da massa de água pode também alterar as condições locais de temperatura do ar e humidade na região. (Rahman et al., 2022)

Perante estes impactos, é importante que, nas situações em que é possível, se opte por infraestruturas de armazenamento de escala reduzida, pela melhoria da eficiência dos sistemas de rega, pelo cultivo de plantas com necessidades hídricas reduzidas, pela implementação de soluções de base natural para o aumento da infiltração de água no solo, e pela gestão adequada dos aquíferos (Schmitt et al., 2022). Nos casos em que são implementadas novas barragens, mas também nas pré-existentes, é necessário mitigar estes impactos negativos, através de medidas como o estabelecimento de regimes de caudais ecológicos, que de forma muito breve consistem na libertação de quantidades de água que permitem assegurar a proteção e conservação dos ecossistemas fluviais (APA & AQUALOGUS, 2018), e a criação de passagens para peixes (Silva et al., 2017).

Na União Europeia (EU), algumas das pressões da intensificação agrícola sobre os ecossistemas têm vindo a ser reduzidas. A quantidade de água utilizada na agricultura reduziu 28% desde 1990, enquanto a concentração de nitratos nos rios diminuiu 20% desde 2000 (EEA, 2021). Contudo, ainda se verificam pressões sobre os ecossistemas e existem objetivos políticos de redução destas pressões. A estratégia do Prado ao Prado, integrada no Pacto Ecológico Europeu, estabelece como metas a redução em 50% no uso dos pesticidas mais perigosos e em, pelo menos, 20% nos fertilizantes até 2030 (UE, 2020). Além do estabelecimento de medidas políticas para reduzir estes impactos, é fundamental realizar uma avaliação dos impactos ambientais dos projetos, e implementar programas de monitorização de forma a conhecer os impactos reais no ambiente a eficácia das medidas de mitigação (APA, 2023a).

### 1.3 AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL

A Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) corresponde à avaliação dos impactos que são espectáveis de ser gerados com a implementação de um projeto ou ação que possa afetar significativamente o ambiente. O processo de AIA teve a sua origem nos EUA, quando em 1970 foi introduzido o *National Environmental Policy Act* (NEPA), a primeira legislação a exigir este tipo de avaliação. Na época, verificavam-se problemas de destruição de zonas naturais, poluição e acidentes ambientais à escala global, que inclusivamente motivaram a que as Nações Unidas realizassem a Conferência de Estocolmo, em 1972, sobre o ambiente. O NEPA pretendeu contribuir para minimizar estes problemas, no sentido em que permitia fazer uma avaliação caso a caso dos projetos e dos seus impactos no ambiente, e tomar decisões mais informadas sobre os riscos associados à sua implementação. (Wood, 2003)

O NEPA foi uma base importante para a criação de sistemas de AIA, que começaram a ser adotados também por outros países. Essa expansão ocorreu rapidamente, e em 1996 já mais de 100 países possuíam sistemas de AIA. Na Europa, a primeira Diretiva Comunitária sobre AIA foi criada em 1985 (Diretiva 85/377/CEE, do Conselho, de 27 de junho de 1985), e transposta para a legislação nacional dos países que integravam a Comunidade Económica Europeia (CEE). (Glasson et al., 1999)

Em Portugal, a AIA foi definida como princípio em 1987, na Lei de Bases do Ambiente (Lei n.º 11/87, de 7 de abril), sendo a sua instituição e regulamentação criada em 1990, através do Decreto-Lei n.º 186/90, de 6 de junho. Atualmente, encontra-se consagrada como princípio na Lei de Bases do Ambiente (Lei n.º 19/2014, de 14 de abril), e está regulamentada pelo Decreto-Lei n.º 151-B/2013, de 31 de outubro, que foi alterado e republicado pelo Decreto-Lei n.º 152-B/2017, de 11 de dezembro. Existe ainda um conjunto de diplomas regulamentares que complementam o regime jurídico. (APA, 2023b)

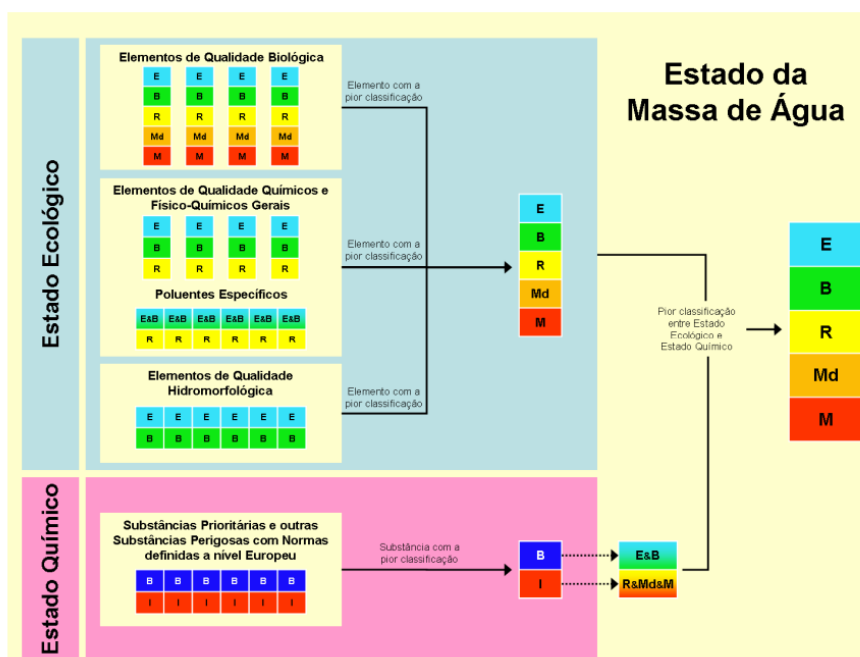
O sistema de AIA em Portugal apresenta diversas fases, nomeadamente: seleção das ações; definição de âmbito; estudo de impacto ambiental (EIA); revisão e consulta pública; pós-avaliação, e pode aplicar-se a projetos em fase de anteprojecto ou de projecto de execução. A seleção das ações consiste na verificação da necessidade do projecto ser ou não sujeito a AIA. A definição de âmbito é, uma fase de carácter facultativo em Portugal, em que o proponente submete uma proposta de definição de âmbito (PDA) que é alvo de um parecer da comissão de avaliação. Com base nesse parecer, a Autoridade de AIA emite uma decisão sobre quais são os aspetos que devem ser integrados na fase seguinte, ou seja, no EIA. O EIA, é também da responsabilidade do proponente, e inclui uma breve descrição do projecto, a identificação dos impactos expectáveis, tanto positivos como negativos, sobre o ambiente, e uma comparação entre esse cenário expectável, e a evolução que seria esperada se o projecto não fosse implementado. Apresenta ainda medidas para evitar, mitigar ou compensar os impactos negativos, e para potenciar os impactos positivos. Uma vez elaborado o EIA, a comissão de avaliação efetua uma apreciação prévia para analisar a sua conformidade, e comunica o resultado da apreciação à Autoridade de AIA. Essa autoridade emite, então, a decisão sobre a conformidade. Se o EIA for considerado conforme, é dado início ao processo de consulta pública. Esta é uma forma de participação pública na qual são recolhidas opiniões, sugestões e contributos do público interessado, sendo produzido, no final, um relatório da consulta pública. Quando toda esta informação está disponível, a comissão de avaliação elabora um parecer técnico final, que é enviado à Autoridade de AIA para preparar a proposta de Declaração de Impacto Ambiental (DIA). A DIA é a decisão final sobre a viabilidade ambiental do projecto, que pode ser favorável, favorável condicionada ou desfavorável. (Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território, 2013)

Nos casos em que a DIA é favorável ou favorável condicionada, é aplicada uma pós-avaliação. Caso a avaliação tenha sido feita em fase de Anteprojecto ou Estudo Prévio, é necessário realizar um Relatório de Conformidade Ambiental do Projecto de Execução (RECAPE), para verificar a conformidade do projecto de execução com a DIA. A pós-avaliação também pode incluir auditorias e programas de monitorização, que permitem conhecer os impactos reais do projecto e determinar a eficácia das medidas previstas para minimizar ou compensar os impactos negativos e potenciar os impactos positivos, bem como ponderar a necessidade de adoção de novas medidas (APA, 2023c). As monitorizações são recolhidas sistemáticas de dados sobre o estado do ambiente e sobre o impacto do projecto e de eventuais medidas minimizadoras ou compensatórias, sendo feita uma análise e tratamento desses dados, e os seus resultados apresentados na forma de relatórios (APA, 2023d). As monitorizações são assim uma parte essencial na gestão dos impactos dos projectos no ambiente, durante a fase de exploração desses projectos.

## 1.4 MONITORIZAÇÕES NO ÂMBITO DA DQA

No contexto da UE, a Diretiva Quadro da Água (DQA; Diretiva 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000) é um elemento central na legislação e política de gestão dos recursos hídricos. Esta diretiva foi transposta para a ordem jurídica nacional através da Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro (Lei da Água) e do Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de março, nas suas redações atuais. A DQA estabelece um compromisso entre os Estados-Membros de proteger, recuperar ou melhorar a qualidade das suas massas de água de superfície, no sentido de que todas venham a atingir um bom estado (INAG, 2009). Embora o objetivo inicial fosse atingir esta meta até 2015, com possíveis prorrogações para 2021 ou 2027 (EEA, 2016), de acordo com o relatório mais recente acerca da implementação da DQA, mais de metade das massas de água da UE ainda não atingiu um bom estado, e atualmente a concretização desta meta foi prolongada até 2027 (UE, 2021).

A avaliação da DQA está dependente do estabelecimento de critérios de classificação da qualidade das massas de água, e da realização de programas de monitorização (INAG, 2009). O estado das massas de água de superfície é definido em função dos seus estados ecológico e químico. A ponderação de descritores ecológicos na avaliação do estado da água, representou um passo importante na alteração de uma visão antropocêntrica da gestão dos recursos hídricos, vistos apenas como um recurso a ser explorado pelos humanos, para uma visão ecocêntrica, em que são vistos como necessários para a existência e o funcionamento dos ecossistemas (Santos et al., 2021). Na **Figura 1.1** é apresentado o esquema conceptual do sistema de classificação do estado das massas de água.



**Figura 1.1** – Esquema conceptual do sistema de classificação da qualidade das massas de água (Fonte: INAG, 2009).

O estado químico relaciona-se com a presença de substâncias químicas que, em condições naturais, não estão presentes, ou estão apenas em concentrações reduzidas que não causam danos significativos no ambiente aquático, fauna, flora e saúde humana, em resultado da sua persistência, toxicidade e bioacumulação (INAG, 2009). Para avaliação do estado químico, é verificado o cumprimento das normas de qualidade ambiental relativas às substâncias prioritárias (que possuem uma diretiva própria,

a Diretiva 2013/39/EU, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de agosto de 2013) e a outras substâncias perigosas com normas de qualidade ambiental, definidas a nível nacional ou europeu, e assim, a classificação do estado químico resulta do cumprimento da legislação, e não de qualquer comparação com sistemas de referência (INAG, 2009). Quando a média das concentrações destas substâncias, em amostras de água recolhidas ao longo do ano, é superior ao valor de concentração máxima apresentado nas normas, a classificação atribuída é inferior a Bom (i.e. Mau, Medíocre ou Razoável). Nos casos em que esta média é inferior ao valor de concentração máxima presente nas normas, o estado químico é classificado como Bom ou Excelente (Vidal et al., 2021).

O estado ecológico pode ser definido como o desvio que os elementos de qualidade da massa de água em estudo apresentam em relação aos de uma massa de água da mesma tipologia, em condições de ausência de pressões humanas significativas (condições de referência). No caso de uma massa de água fortemente modificada, definida na DQA como “uma massa de água que, em resultado de alterações físicas derivadas da atividade humana, adquiriu um carácter substancialmente diferente”, aplica-se o conceito de potencial ecológico, ou seja, considera-se o desvio de qualidade que a massa de água em estudo apresenta em relação à melhor qualidade que se pode atingir após a implementação de medidas de mitigação dos impactos (potencial ecológico máximo). (INAG, 2009)

As tipologias de rios agrupam massas de água que apresentam características geográficas e hidrológicas relativamente semelhantes, e que são consideradas relevantes para determinar as condições ecológicas. O objetivo é definir as condições de referência para cada tipologia de rio, para depois poder comparar com as condições observadas. Em Portugal, para definir as tipologias foi utilizado o sistema B definido no âmbito da DQA, tendo em conta os fatores obrigatórios definidos, altitude, dimensão da área de drenagem, latitude, longitude e geologia, e considerando como fatores facultativos, o declive médio do escoamento, precipitação média anual, coeficiente de variação da precipitação, escoamento, temperatura média anual, e amplitude térmica média anual. Com base neste sistema, e depois de ajustes, foram definidas 15 tipologias de rios em Portugal. No essencial, estas traduzem as dimensões das bacias e os gradientes de variabilidade ambiental norte-sul e oeste-este que se observam no país. De norte para sul verifica-se uma tendência de redução da altitude, da precipitação e do escoamento, e de aumento da temperatura; de oeste para este verifica-se uma tendência de redução da precipitação e de aumento da temperatura. (INAG, 2008a)

Uma vez definidas as condições de referência, para avaliar a distância das condições observadas às mesmas, foram desenvolvidos índices numéricos ou estabelecidos limiares de valores que permitem enquadrar os resultados obtidos em classes de qualidade. O estado ecológico depende das classificações obtidas para os elementos de qualidade biológica, elementos de qualidade químicos e físico-químicos gerais e poluentes específicos, e elementos de qualidade hidromorfológica. (INAG, 2009)

Os elementos de qualidade biológica para rios incluem diferentes grupos de organismos, nomeadamente fauna piscícola, macroinvertebrados bentónicos, fitobentos e macrófitos. Os índices para cada elemento devem incidir sobre várias componentes, como a composição, a abundância ou a estrutura etária. Os resultados dos índices são expressos em Rácios de Qualidade Ecológica (RQE), que variam entre 0 (situação de degradação máxima) e 1 (situação de referência). Nesse intervalo são definidos 5 patamares correspondentes a 5 classes de qualidade: Excelente; Bom; Razoável; Medíocre; Mau. Os valores das fronteiras entre as classes dependem do elemento em causa e da tipologia de rio, e encontram-se tabelados. (INAG, 2009)

Na avaliação da qualidade biológica é recomendável combinar vários elementos biológicos. Ainda que alguns possam ter uma resposta semelhante a um determinado tipo de pressão e isso crie redundância, os diferentes elementos biológicos transmitem informações sobre diferentes escalas temporais e

espaciais. Por exemplo, os macroinvertebrados ao terem uma mobilidade menor que a fauna piscícola, transmitem informação acerca do efeito das pressões a uma escala espacial mais localizada, enquanto a fauna piscícola permite ter uma perceção sobre esses efeitos mais ampla no espaço. Deste modo, a combinação de vários elementos biológicos permite obter uma avaliação mais completa do estado do ecossistema. (Caroni et al., 2013)

Os elementos químicos e físico-químicos de suporte incluem diferentes parâmetros, que refletem, por exemplo, as condições térmicas ou o estado de acidificação das massas de água. Especificamente, no caso das condições térmicas, o parâmetro a monitorizar é a temperatura da água, e no caso do estado de acidificação são o pH, a alcalinidade e a dureza. Os valores observados para estes parâmetros são comparados com valores de fronteira entre as classes de qualidade. Os valores de fronteira variam consoante correspondam a rios do norte ou do sul. Apesar de a DQA prever fronteiras entre 3 classes de qualidade (Excelente, Bom e Razoável). Em Portugal, apenas foram definidas as fronteiras entre as classes Bom e Razoável para alguns parâmetros, devido à falta de dados históricos a nível nacional que permitissem compreender melhor a relação entre os elementos biológicos e os elementos físico-químicos. (INAG, 2009; APA, 2016)

Os poluentes específicos são poluentes que foram identificados, no processo de implementação da DQA, como sendo descarregados em quantidades significativas em Portugal. Para que a sua classificação de qualidade atinja os níveis Bom ou Excelente, a média anual das quantidades destes poluentes não deve ultrapassar os valores tabelados. Caso seja ultrapassado o valor desta média, é atribuída a classificação Razoável. (INAG, 2009; APA, 2016)

Os elementos de qualidade hidromorfológica são o regime hidrológico, as condições morfológicas e, a continuidade do rio. Estes elementos apresentam várias componentes que são avaliadas com indicadores, alguns dos quais são índices associados à metodologia *River Habitat Survey* (RHS). Esta metodologia foi desenvolvida no Reino Unido, tendo sido apresentada pela primeira vez em Raven et al. (1997), para avaliar a qualidade e o estado de conservação dos habitats fluviais com base na hidromorfologia e na estrutura da vegetação ribeirinha e aquática. A metodologia RHS tem sido utilizada em Portugal com as devidas adaptações (Raven et al., 2009). Na avaliação dos elementos de hidromorfológicos são utilizados os índices *Habitat Quality Assessment* (HQA) e *Habitat Modification Score* (HMS). Os elementos hidromorfológicos são utilizados apenas para definir a fronteira entre as classes Excelente e Bom (INAG, 2009; Vidal et al., 2021).

Uma vez obtidas as classificações para o estado químico e para todos os elementos de quantificação do estado ecológico, é possível determinar o estado de qualidade da massa de água. Para isso, é aplicado o princípio *one out – all out*, que determina que nas situações em que a classe de qualidade a atribuir está dependente das classificações obtidas em diferentes elementos ou estados, é atribuída a classe do elemento ou estado com pior classificação. (INAG, 2009)



extensão de 2078 km de extensão de condutas, e o sistema de rega abrange uma área irrigada de cerca de 130 000 ha (EDIA, 2023a). Os aproveitamentos hidroagrícolas encontram-se divididos em três subsistemas de rega: Alqueva, Pedrogão e Ardila (EDIA, 2023b). A principal cultura é o olival, representando, em 2022, cerca de 57% da área utilizada para culturas no EFMA, seguida dos frutos secos que representaram cerca de 21% da área para culturas (EDIA, 2023c).

As primeiras obras em Alqueva remontam ao período entre 1976 e 1978, para construção de ensecadeiras de montante e jusante, um túnel de desvio provisório do rio e acessos, contudo, o projeto esteve suspenso e foi retomado em 1993. O primeiro procedimento formal de AIA da barragem e aproveitamento hidroelétrico de Alqueva foi concluído em 1994, com um parecer a recomendar uma decisão favorável, condicionada à realização de uma avaliação ambiental da totalidade do empreendimento. Assim, foi efetuado um Estudo Integrado de Impacto Ambiental (EIIA), entre 1994 e 1995. Deste EIIA resultou um parecer favorável, condicionado à adoção de um sistema de gestão ambiental que integrasse os princípios e requisitos apresentados nos pareceres dos dois processos de avaliação ambiental. Entre esses requisitos, destacam-se: a necessidade de realizar EIA específicos para as infraestruturas de rega; a adoção de uma política ambiental com objetivos e metas, bem como um sistema de gestão ambiental com um programa de medidas para atingir esses objetivos; a criação de uma estrutura de fiscalização e acompanhamento. (EDIA, 2005)

Em 1995, foi criada a Empresa de Desenvolvimento e Infraestruturas de Alqueva (EDIA), responsável pela gestão do EFMA. O primeiro Programa de Gestão Ambiental (PGA) foi apresentado em 1997, o qual foi alvo de uma revisão em 2005. O PGA atualmente em vigor prevê a implementação de programas de monitorização ambiental, nomeadamente, do estado das águas de superfície. Estas monitorizações são um processo essencial para conhecer o estado ambiental atual, estudar a sua evolução ao longo do tempo e contribuir para a minimização dos impactos, e para atingir os objetivos de gestão do EFMA. (EDIA, 2005)

## **2.2 PROGRAMA DE MONITORIZAÇÃO DA QUALIDADE ECOLÓGICA DA ÁGUA NO EFMA**

A rede secundária de rega do EFMA tem vindo a ser alvo de monitorizações da qualidade das massas de água, em resultado do estabelecido no PGA com a incorporação posterior dos requerimentos identificados nas DIA relativas aos projetos que integram esta rede. A primeira monitorização integrada decorreu entre 2012 e 2014, e desde 2005 são realizadas monitorizações em alguns blocos de rega, de forma desagregada. A EDIA promove estas monitorizações com o objetivo de acompanhar a evolução do estado da qualidade da água e tomar conhecimento de alterações que ocorrem na região (e.g. cortes de vegetação, abertura de caminhos no interior das massas de água). No seu conjunto, estas monitorizações visam recolher dados de suporte à tomada de decisão. (AQUALOGUS, 2021)

Na generalidade, os trabalhos de monitorização promovidos pela EDIA tiveram em consideração as disposições sobre monitorização constantes dos diplomas legais em vigor, nomeadamente a Lei n.º 58/2005 (Lei da Água), que transpôs a DQA para a legislação nacional, bem como as responsabilidades atribuídas à EDIA ao nível da gestão e exploração da Rede secundária do EFMA (AQUALOGUS, 2021). Inicialmente, existiam vários programas de monitorização dos recursos hídricos na rede secundária de rega, cada um dos quais resultava dos vários EIA dos projetos implementados nesta rede. Isto levava a que se verificassem incoerências entre os diferentes programas, ao nível dos parâmetros a monitorizar e dos locais e periodicidade da amostragem. A partir de 2016, a EDIA, após aprovação pela

Autoridade de AIA, passou a implementar um programa global de monitorização para a rede secundária. (AQUALOGUS, 2021).

De forma a concretizar o programa global de monitorização, a EDIA recorre a empresas da área da consultoria ambiental, elaborando um caderno de encargos com os objetivos e as condições associadas às monitorizações que pretende implementar, e abrindo concursos públicos internacionais aos quais os interessados podem concorrer. O ciclo de monitorização 2016/2017 foi realizado pela empresa Matos, Fonseca & Associados. Os ciclos 2019/2020 e 2021/2022 foram realizados por um consórcio entre a AQUALOGUS e a EDP Labelec, em que a AQUALOGUS ficou responsável pela amostragem biológica e produção dos relatórios, e a EDP Labelec foi responsável pela amostragem físico-química e subsequente processamento laboratorial das amostras.

Os elementos biológicos considerados nestas monitorizações incluem a fauna piscícola, os macroinvertebrados bentónicos e os macrófitos, tendo sido previamente acordada entre a EDIA e a Autoridade de AIA a estratificação das estações de amostragem (AQUALOGUS, 2021). Em 2016, a amostragem de todos os elementos biológicos foi realizada em 54 estações (Matos, Fonseca & Associados, 2017). Em 2019, a rede de amostragem incluiu um total 53 estações, mas foi realizada uma estratificação para os vários elementos biológicos. Os macrófitos e a fauna piscícola foram amostrados em 17 estações, e os macroinvertebrados bentónicos em 32 (AQUALOGUS, 2019). Em 2021, a amostragem foi realizada em 66 estações, devido à entrada em construção ou exploração de novos blocos de rega; recorreu-se mais uma vez à estratificação, com a fauna piscícola e os macrófitos a serem amostrados em 24 estações, e os macroinvertebrados bentónicos em 43 estações, enquanto as restantes 20 estações contemplam unicamente a avaliação dos parâmetros físico-químicos (AQUALOGUS, 2021).

### **2.3 A EMPRESA**

A AQUALOGUS – Engenharia e Ambiente Lda., é uma empresa fundada em 1996 por consultores especializados em estudos e projetos nos domínios de recursos hídricos, obras hidráulicas e ambiente. Presta serviços de elaboração de vários tipos de estudos de base e de projetos de infraestruturas, bem como de gestão e fiscalização de empreendimentos. Como alguns exemplos das suas principais áreas de atividade, podem mencionar-se as barragens, os aproveitamentos hidroagrícolas e hidroelétricos, o planeamento de recursos hídricos, ou a avaliação e acompanhamento ambiental de projeto (<http://www.aqualogus.pt/>).

### **2.4 OBJETIVOS**

O presente estágio foi desenvolvido na AQUALOGUS, e está integrado no serviço de monitorização da qualidade ecológica das águas superficiais da rede secundária de rega do EFMA, que a AQUALOGUS presta à EDIA. Teve como objetivo geral, apoiar a elaboração de um relatório com a análise do histórico das monitorizações realizadas entre 2016 e 2022.

Especificamente, pretendeu-se neste trabalho analisar a relação entre a intensificação agrícola e a qualidade biológica das linhas de água inseridas na rede secundária de rega do EFMA. Considerou-se apenas a qualidade dos elementos biológicos e não uma análise mais ampla, com base na qualidade

ecológica, devido ao grande volume de informação associada, cuja análise não era realizável dentro dos prazos definidos para este estágio.

Para alcançar os objetivos definidos, foi utilizado o histórico de dados recolhidos no âmbito das monitorizações das águas de superfície da rede secundária de rega, relativos a 2016, 2019 e 2021. Ainda que as monitorizações tenham sido realizadas por diferentes entidades ao longo deste período, seguiram sempre os protocolos de amostragem e análise desenvolvidos no âmbito da implementação da DQA, o que permite a comparação dos dados obtidos. As pequenas variações metodológicas são descritas no capítulo dedicado à metodologia. De forma complementar, para auxiliar a interpretação dos resultados, foram também considerados dados sobre as condições climáticas verificadas na área do EFMA e a nível nacional, durante os anos em estudo.

Os dados relativos aos elementos biológicos são analisados em relação a variáveis explicativas físico-químicas, geográficas (e.g. bacia hidrográfica do rio Guadiana ou do rio Sado), e temporais (ano de amostragem). Com estas análises pretende-se compreender os principais fatores que influenciam a composição das comunidades biológicas, e identificar eventuais alterações nessas comunidades entre os diferentes anos e locais, bem como eventuais tendências de variação dos índices de qualidade dos elementos biológicos.

Os resultados deste trabalho foram analisados no sentido de contribuir para avaliar a eficácia das medidas de mitigação de impactos associados à exploração dos blocos de rega. Por outro lado, procurou-se também analisar criticamente se o plano de monitorização que tem vindo a ser implementado para a rede se adequa aos seus objetivos, ou se poderá ser alvo de melhorias no futuro. Neste sentido, espera-se que as conclusões obtidas possam ser úteis à EDIA na sua atividade corrente de gestão do EFMA, servindo também para avaliar as medidas de mitigação implementadas.

### 3 METODOLOGIA

#### 3.1 ÁREA DE ESTUDO

Este trabalho incide sobre as linhas de água naturais inseridas na rede secundária do Empreendimento de Fins Múltiplos de Alqueva, que pertencem às bacias hidrográficas dos rios Guadiana e Sado. De acordo com INAG (2008a), enquadram-se nas seguintes tipologias: Rios do Sul de Pequena Dimensão; Rios do Sul de Média-Grande Dimensão e Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado. De forma sucinta, apresentam-se as características gerais destas tipologias.

As três tipologias em causa apresentam uma área de distribuição onde as condições climáticas são as características do sul do país, marcadas por elevados valores de temperatura média anual, e baixos valores de precipitação média anual, para os padrões de Portugal Continental. As principais diferenças relacionam-se com as dimensões da bacia de drenagem e com as características geológicas. Os Rios do Sul de Pequena Dimensão (Tipo S 1:  $\leq 100$ ) apresentam uma área de drenagem inferior a 100 km<sup>2</sup>, enquanto os Rios do Sul de Média-Grande Dimensão (Tipo S 1;  $> 100$ ), têm uma área de drenagem superior a 100 km<sup>2</sup>. Os Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado diferenciam-se pela presença de depósitos sedimentares, que influenciam as comunidades biológicas aí presentes. Os Rios do Sul de Pequena Dimensão e as linhas de água de menores dimensões dos Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado apresentam, em geral, um regime hidrológico temporário. (INAG, 2008a)

As estações de amostragem da fauna piscícola encontram-se enquadradas em dois agrupamentos piscícolas definidos para cálculo do Índice Piscícola de Integridade Biótica para Rios Vadeáveis de Portugal Continental (F-IBIP – ver subcapítulo 3.4.1): Grupo 4 – Ciprinícola de Pequena Dimensão das Regiões Norte Interior e Sul; Grupo 5 – Ciprinícola de Média Dimensão da Região Sul. O Grupo 4 é caracterizado por troços fluviais de pequena área de drenagem e declive moderado, com uma ampla distribuição, que inclui zonas do Alto Douro e bacias a sul do rio Tejo, em que o principal constrangimento ambiental é a menor disponibilidade hídrica no período estival. As comunidades são dominadas por *Squalius pyrenaicus* e *Squalius alburnoides*. O Grupo 5 é caracterizado por troços fluviais com áreas de drenagem de média a grande dimensão e declives pouco acentuados, distribuídos por uma área ampla, em que o limite norte corresponde à bacia do rio Tejo. As comunidades são dominadas por *Luciobarbus spp.*, *Squalius pyrenaicus* e *Squalius alburnoides*, e a espécie *Iberochondrostoma lemmingii* é também uma forte indicadora deste grupo. (INAG & AFN, 2012)

Na **Tabela 3.1** são apresentadas as tipologias de rio e os agrupamentos piscícolas associadas às estações de amostragem monitorizadas e às estações onde a fauna piscícola foi amostrada, respetivamente. As designações das estações correspondem às que foram atribuídas pela EDIA, e para o contexto deste trabalho a componente “Local n<sup>o</sup>” não tem significado além de permitir distinguir estações que fiquem na mesma linha de água. É possível observar um predomínio de estações pertencentes à tipologia Rios do Sul de Pequena Dimensão (dezassete estações), em comparação com as tipologias Rios do Sul de Média-Grande Dimensão (seis estações) e Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado (três estações). Quanto aos agrupamentos piscícolas, os Grupos 4 e 5 encontram-se representados de forma equilibrada, com oito estações enquadradas em cada um dos grupos.

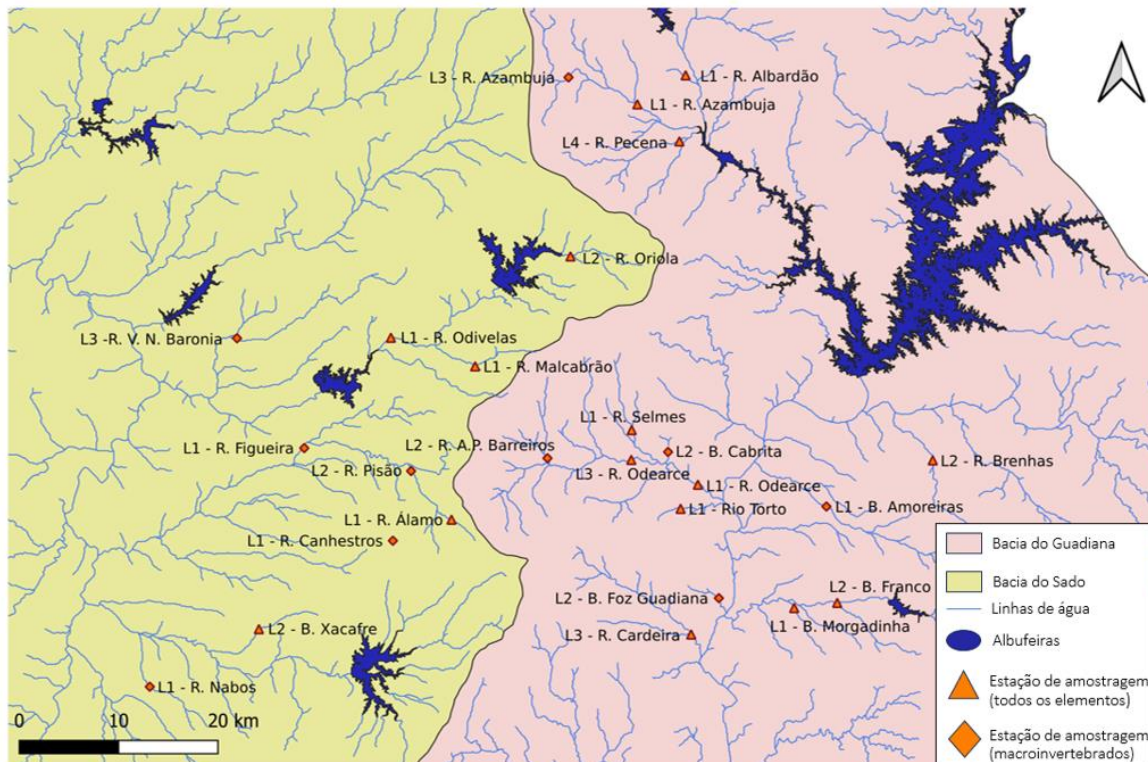
**Tabela 3.1 – Tipologias de rio e agrupamentos piscícolas (quando aplicável) associados a cada uma das estações de amostragem. A designação “Grupo 4” abrevia “Grupo 4 – Ciprinícola de Pequena Dimensão das Regiões Norte Interior e Sul” e “Grupo 5” abrevia “Grupo 5 – Ciprinícola de Média Dimensão da Região Sul”. Nas estações de amostragem em que não foi amostrada a fauna piscícola, a coluna relativa ao agrupamento piscícola foi preenchida com um traço.**

<b>Estação de amostragem</b>	<b>Tipologia de rio</b>	<b>Agrupamento piscícola</b>
Local 1 - Barranco da Morgadinha	Rios do Sul de Pequena Dimensão	Grupo 4
Local 1 - Barranco das Amoreiras	Rios do Sul de Pequena Dimensão	–
Local 1 - Ribeira da Azambuja	Rios do Sul de Média-Grande Dimensão	Grupo 5
Local 1 - Ribeira da Figueira	Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado	–
Local 1 - Ribeira de Canhestros	Rios do Sul de Pequena Dimensão	–
Local 1 - Ribeira de Malcabrão	Rios do Sul de Pequena Dimensão	Grupo 4
Local 1 - Ribeira de Odearce	Rios do Sul de Média-Grande Dimensão	Grupo 5
Local 1 - Ribeira de Odivelas	Rios do Sul de Média-Grande Dimensão	Grupo 5
Local 1 - Ribeira de Selmes	Rios do Sul de Pequena Dimensão	Grupo 4
Local 1 - Ribeira do Álamo	Rios do Sul de Pequena Dimensão	Grupo 4
Local 1 - Ribeira dos Nabos	Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado	–
Local 1 - Rio Torto	Rios do Sul de Pequena Dimensão	Grupo 4
Local 2 - Barranco da Cabrita	Rios do Sul de Pequena Dimensão	–
Local 2 - Barranco da Foz do Guadiana	Rios do Sul de Pequena Dimensão	–
Local 2 - Barranco do Franco	Rios do Sul de Média-Grande Dimensão	Grupo 4
Local 2 - Barranco do Xacafre	Rios do Sul de Pequena Dimensão	Grupo 4
Local 2 - Ribeira da Oriola	Rios do Sul de Pequena Dimensão	Grupo 5
Local 2 - Ribeira de A. Pedro de Barreiros	Rios do Sul de Pequena Dimensão	–
Local 2 - Ribeira de Brenhas	Rios do Sul de Pequena Dimensão	Grupo 5
Local 2 - Ribeira do Albardão	Rios do Sul de Pequena Dimensão	Grupo 4
Local 2 - Ribeira do Pisão	Rios do Sul de Pequena Dimensão	–
Local 3 - Ribeira da Azambuja	Rios do Sul de Pequena Dimensão	–
Local 3 - Ribeira da Cardeira	Rios do Sul de Média-Grande Dimensão	Grupo 5
Local 3 - Ribeira de Odearce	Rios do Sul de Média-Grande Dimensão	Grupo 5
Local 3 - Ribeira de Vila Nova de Baronia	Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado	–
Local 4 - Ribeira de Pecena	Rios do Sul de Pequena Dimensão	Grupo 5

### 3.2 REDE DE AMOSTRAGEM

Uma vez que as monitorizações conduzidas nas linhas de água da rede secundária de rega do EFMA apresentaram variações na rede de estações de amostragem, optou-se por considerar neste trabalho apenas as estações comuns às monitorizações realizadas em 2016, 2019 e 2021, e para as quais estavam disponíveis os dados dos parâmetros físico-químicos. Esta opção metodológica permitiu acompanhar e comparar diretamente as alterações verificadas nos mesmos locais ao longo do tempo. Desta forma, foi possível assegurar um número de estações de amostragem que não comprometesse a viabilidade da análise, garantindo 16 estações onde foram amostrados os três elementos biológicos, e mais 10 estações onde foram amostrados apenas macroinvertebrados bentónicos, perfazendo um total de 26 estações. Dessas 16 localizaram-se na bacia do Guadiana, e 10 na bacia do Sado. Na **Figura 3.1** é apresentado o mapa com as estações de amostragem consideradas neste trabalho, e no Anexo I podem ser consultadas

as características associadas a cada uma delas, como sejam a bacia hidrográfica em que se inserem ou a abreviatura adotada para a sua designação.



**Figura 3.1** – Localização geográfica das estações de amostragem consideradas neste trabalho. Os nomes das estações encontram-se abreviados, sendo que “L” abrevia “Local”, “R.” abrevia “Ribeira”, e “B.” abrevia “Barranco”.

### 3.3 MÉTODOS DE AMOSTRAGEM

Os parâmetros físico-químicos foram amostrados em quatro campanhas sazonais, em cada ano, de acordo com a DQA. Contudo neste trabalho foram consideradas apenas as campanhas de primavera, uma vez que este foi o período em que os elementos biológicos foram amostrados (Matos, Fonseca & Associados 2017; AQUALOGUS, 2019; 2021). Assim, foram considerados os dados físico-químicos recolhidos nas campanhas que decorreram entre: 30 de maio e 15 de junho de 2016; 1 e 11 de abril de 2019; 10 e 20 de maio de 2021.

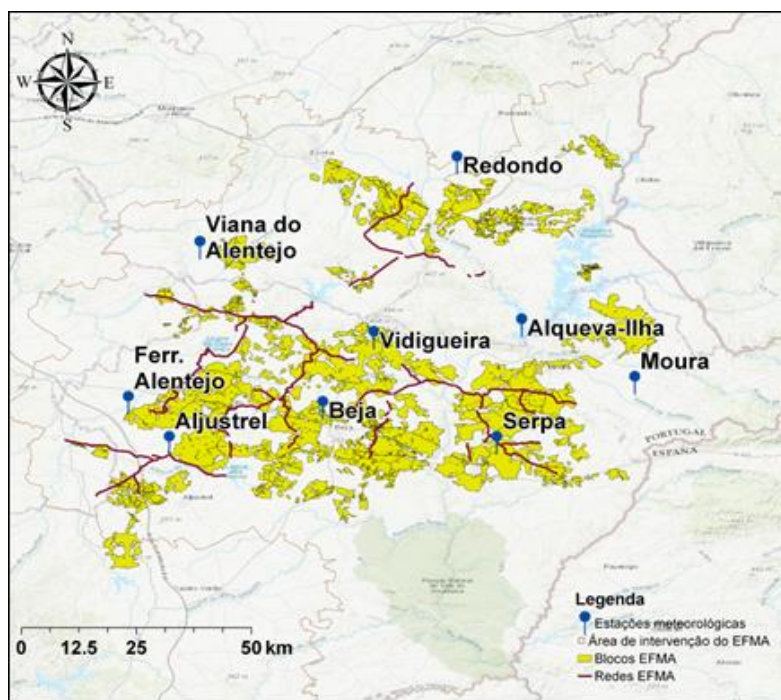
Os três elementos biológicos foram amostrados nas campanhas que decorreram entre: 23 de maio e 16 de junho de 2016; 1 e 11 de abril de 2019; 10 e 20 de maio de 2021 (Matos, Fonseca & Associados 2017; AQUALOGUS, 2019; 2021).

#### 3.3.1 Dados climáticos

As monitorizações não contemplaram a recolha de dados climáticos. Contudo, a evidente variação sazonal das condições meteorológicas reflete-se na dinâmica dos recursos hídricos. A sua análise torna-

se, por isso, necessária para uma correta interpretação dos resultados obtidos, e determinação da sua influência nos diferentes parâmetros de qualidade da água analisados.

A caracterização meteorológica incidu sobre a evolução da temperatura média mensal do ar e da precipitação total mensal, ao longo do período temporal em estudo, nos três subsistemas do EFMA. Estes dados foram fornecidos pela EDIA e pelo Centro de Competências para o Regadio Nacional (COTR), tendo sido registados em nove estações meteorológicas localizadas na área de influência do EFMA, apresentadas na **Figura 3.2**.



**Figura 3.2** – Localização geográfica das estações meteorológicas onde foram registados os dados climáticos apresentados.

Complementarmente, foram também analisados os dados de âmbito nacional relativos à severidade da seca, de acordo com *Palmer Drought Severity Index* (PSDI), durante os meses em que decorreram as amostragens, disponibilizados pelo Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA).

### 3.3.2 Parâmetros físico-químicos

Os parâmetros físico-químicos determinados em cada estação de amostragem e considerados, neste trabalho são apresentados na **Tabela 3.2**.

**Tabela 3.2 – Parâmetros físico-químicos considerados como variáveis explicativas, as abreviações adotadas entre parêntesis e a respetiva unidade.**

Elementos gerais	Parâmetros	Unidades
Condições de oxigenação	Oxigénio dissolvido (O <sub>2</sub> mgl)	mg O <sub>2</sub> /L
	Taxa de saturação em oxigénio (O <sub>2</sub> Taxa)	%
	Carência bioquímica de oxigénio (CBO <sub>5</sub> )	mg O <sub>2</sub> /L
	Carência química em oxigénio (CQO)	mg O <sub>2</sub> /L
Salinidade	Condutividade elétrica (Cond)	µS/cm
Estado de acidificação	pH	Escala de Sorensen
Condições relativas a nutrientes	Sólidos suspensos totais (SST)	mg /L
	Nitratos	mg NO <sub>3</sub> /L
	Nitritos	mg NO <sub>2</sub> /L
	Azoto amoniacal (Azoto A)	mg NH <sub>4</sub> /L
	Azoto total (Azoto T)	mg N/L
	Fósforo total (Fósforo T)	mg P/L

De acordo com o estabelecido, o oxigénio dissolvido, a taxa de saturação em oxigénio, a condutividade elétrica e o pH foram medidos *in situ*, recorrendo a uma sonda multiparamétrica. O processo de medição consistiu em submergir os sensores da sonda no curso de água, aguardando a estabilização dos valores medidos, que depois são registados.

Para determinação dos restantes parâmetros foi efetuada colheita de amostras de água para análise posterior, em laboratório devidamente acreditado para águas naturais. As colheitas foram efetuadas por técnicos acreditados que tiveram o cuidado de garantir que as amostras eram representativas das massas de água em estudo. Em relação ao método de colheita, foi dada preferência à recolha a vau, em que o técnico se posiciona no leito, direcionado no sentido contrário à corrente e o mais afastado possível das margens, e recolhe a água para um frasco a cerca de 30 cm de profundidade com a abertura virada para montante, evitando a recolha próxima ao fundo. Quando esta metodologia não foi aplicável, optou-se por uma alternativa adequada que não compromettesse a amostragem (e.g. colheita a partir de uma embarcação, de uma estrutura fixa, como uma ponte, ou da margem com utilização de uma vara telescópica), não existindo registo do número de vezes em que foi necessário recorrer a estas alternativas. (Matos, Fonseca & Associados, 2017; AQUALOGUS, 2019; 2021)

### 3.3.3 Fauna piscícola

Na amostragem da fauna piscícola foi seguido o Protocolo de amostragem e análise estabelecido no âmbito da DQA (INAG, 2008b), em todos os anos de monitorização. O método de amostragem foi a pesca elétrica, em que se recorreu a um aparelho portátil a bateria da Hans Grassl, de corrente por impulsos entre 400 e 600 V. Em 2019 e 2021, nas linhas de água de maiores dimensões, optou-se por um gerador de corrente contínua entre 450 e 600 V e uma amperagem entre 1 e 4 A. A operação de pesca foi realizada durante o dia, no sentido de jusante para montante, por dois a três elementos. Um dos elementos ficou responsável por operar o ânodo (aro com rede de malha de 5 mm), enquanto outro transportava um camaroeiro (malha de 3 mm) para recolha dos indivíduos. O terceiro elemento, ficou na margem a recolher os exemplares capturados e a transportá-los para os tanques de acondicionamento. (Matos, Fonseca & Associados, 2017; AQUALOGUS, 2019; 2021)

Os indivíduos capturados foram identificados, sempre que possível, até à espécie, e foram medidos com um ictiómetro (comprimento total, mm). Quando não foi possível realizar a identificação até à espécie, os indivíduos foram classificados como Cypriniformes Não Identificados (CIP NI), e contabilizados em termos de número total de capturas, mas removidos das análises posteriores. Quanto aos exemplares juvenis (<100 mm) do género *Luciobarbus* da bacia do rio Guadiana, por ser difícil a distinção entre as espécies presentes com base nas características morfológicas, foram identificados apenas até ao género, e considerados como um único grupo designado por *Luciobarbus spp.* Todos os exemplares foram cuidadosamente observados, de forma a detetar deformações, erosão das barbatanas, lesões externas, parasitas e/ou tumores. No final da observação, os indivíduos foram devolvidos à água nas imediações do local de captura, à exceção dos indivíduos de espécies exóticas, que o ICNF exige que não sejam devolvidos. Neste caso, os indivíduos, foram colocados em recipientes com água gelada para reduzir o seu metabolismo, e depois foram eutanisados com anestético. (Matos, Fonseca & Associados, 2017; AQUALOGUS, 2019; 2021)

Em 2016, a amostragem foi efetuada em troços de 100 m de comprimento (Matos, Fonseca & Associados, 2017). Em 2019 e em 2021, a amostragem foi realizada, de acordo com INAG (2008a), em troços com 20 vezes a largura média do leito molhado, assegurando uma amostra mínima de 100 m de comprimento (AQUALOGUS, 2019; 2021).

Idealmente, deveriam ser consideradas as capturas por unidade de esforço. Contudo, por corresponderem a dados recolhidos por uma entidade externa à AQUALOGUS, não estavam disponíveis os dados da densidade de peixes, em cada estação de amostragem, em 2016, mas apenas o número de peixes capturados em cada local. Os dados de 2019 e 2021 também incluíam apenas o número de peixes capturados em cada local, sem que existisse um registo do comprimento dos troços amostrados que permitisse padronizar o número de capturas por 100 m. Assim, atendendo a que a maioria das linhas de água da rede secundária tem dimensões reduzidas e, na maioria dos locais, os troços tiveram cerca de 100 m, considera-se que o esforço de amostragem não terá sido muito diferente, e optou-se por realizar a análise deste grupo biológico com recurso ao número de capturas por estação de amostragem.

### 3.3.4 Macroinvertebrados bentónicos

Na amostragem de macroinvertebrados bentónicos, foi seguido o Protocolo de amostragem e análise definido no âmbito da DQA (INAG, 2008c), em todos os anos de monitorização.

A técnica de amostragem foi o *kick sampling*, utilizando uma rede de mão com uma abertura de 0,25 m por 0,25 m e malha de 500 µm. A técnica consiste em colocar a rede junto ao leito com a abertura orientada contra a corrente, e em revolver o sedimento vigorosamente com os pés, de forma a que os organismos sejam desalojados para a coluna de água, e arrastados para o interior da rede. Esta técnica foi aplicada em troços de 50 m representativos dos habitats presentes, incluindo zonas de fluxo turbulento e zonas de fluxo laminar. São realizados 6 arrastos de 1 m de comprimento por 0,25 m de largura com a rede de mão, distribuídos proporcionalmente pelos habitats existentes no troço, no sentido de jusante para montante. (Matos, Fonseca & Associados, 2017; AQUALOGUS, 2019; AQUALOGUS, 2021)

De forma a garantir a representatividade das populações de macroinvertebrados, foi efetuada complementarmente uma captura de espécimes que:

- i) habitam à superfície da massa de água (e.g. Gerridae, Gyrinidae), com recurso à mesma rede utilizada para *kick sampling*;

- ii) se encontram incrustados em pedras (e.g. Gastropoda, Simuliidae, Trichoptera), lavando e raspando pedras do substrato.

Depois da recolha, a rede foi esvaziada e lavada para o interior de um balde, induzindo um movimento circular da água, sedimentos e macroinvertebrados, para uma primeira separação entre materiais de maior dimensão (maior sedimentação) e de menor dimensão (menor sedimentação). Seguidamente foi efetuada uma segunda separação através de sedimentação do material orgânico ligeiro, e foi realizada a crivagem da amostra, tendo o cuidado de assegurar a recolha de casulos de Trichoptera que, eventualmente, tivessem ficado retidos entre as partículas minerais. Após a crivagem, a amostra foi armazenada num frasco estanque, e preservada em etanol (70% em 2016, 96% em 2019 e 2021). Os frascos foram devidamente selados e etiquetados. (Matos, Fonseca & Associados, 2017; AQUALOGUS, 2019; 2021). No laboratório, os macroinvertebrados foram identificados até à família, ou até classe no caso dos Oligochaeta, e contados de acordo com o estabelecido em INAG (2008c).

### 3.3.5 Macrófitos

A amostragem de macrófitos, em 2016, seguiu o protocolo de amostragem definido por INAG (2008d) e, em 2019 e 2021, seguiu o Protocolo de amostragem e análise para o elemento definido por APA (2017a). A principal diferença metodológica entre os dois protocolos respeita à zona amostrada, sendo que em INAG (2008d) é considerado o leito e as margens, enquanto que em APA (2017a) a amostragem é restrita ao leito. Algumas espécies de plantas emergentes que ocorram nas margens podem ter sido excluídas com a metodologia mais recente. Contudo, atendendo a que a generalidade das linhas de água está inserida em áreas agrícolas, a vegetação nas margens é escassa, e as espécies que ficam excluídas são, principalmente, espécies agrícolas e/ou urbanas que pela proximidade dos terrenos agrícolas colonizam as galerias ripícolas. Deste modo, esta alteração metodológica não deverá implicar grandes diferenças em relação às amostragens que seguiam a metodologia anterior.

As unidades de amostragem foram troços de 100 m de comprimento medidos paralelamente ao curso de água. Nesses troços foram definidos cinco transetos transversais, distribuídos de forma a representar as diferentes larguras do leito. A área de amostragem foi determinada multiplicando o comprimento do troço pela média das cinco larguras. (Matos, Fonseca & Associados, 2017; AQUALOGUS, 2019; 2021)

A percentagem de cobertura de cada espécie na área amostrada foi determinada percorrendo a área de amostragem de jusante para montante. Nos locais de baixa profundidade o percurso foi feito em ziguezague, para não perturbar os habitats amostrados. Quando não existiram dificuldades de acesso à área a amostrar, foi realizado um segundo percurso de montante para jusante para tentar a deteção de espécies que, eventualmente, não tivessem sido detetadas no primeiro percurso. A percentagem de cobertura foi estimada considerando a área de amostragem calculada e imaginando todos os indivíduos de uma espécie agrupados numa das extremidades da secção de amostragem, como ilustrado na **Figura 3.3**. (Matos, Fonseca & Associados, 2017; AQUALOGUS, 2019; 2021)

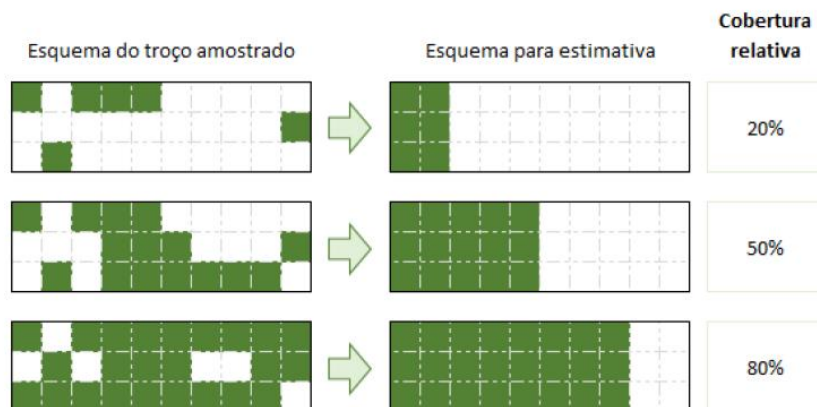


Figura 3.3 – Representação da metodologia adotada para estimar a cobertura relativa de cada *taxon* de macrófitos (Fonte: APA, 2017a).

Finalmente, foram colhidos exemplares tipo das espécies para confirmação das identificações realizadas *in situ*, assim como exemplares de espécies não identificadas *in situ* para identificação laboratorial. Estas plantas foram conservadas em prensa de campo (Matos, Fonseca & Associados, 2017; AQUALOGUS, 2019; 2021).

### 3.4 CLASSIFICAÇÃO DA QUALIDADE DOS ELEMENTOS BIOLÓGICOS

#### 3.4.1 Fauna piscícola

A classificação da qualidade deste elemento biológico foi realizada com recurso ao F-IBIP, que é o índice oficial em Portugal para fazer esta classificação de acordo com a DQA (INAG, 2008b). Este índice baseia-se no princípio de que as comunidades biológicas apresentam respostas previsíveis e quantificáveis às perturbações humanas nos ecossistemas aquáticos (INAG & AFN, 2012).

O F-IBIP foi desenvolvido em colaboração entre os anteriores Instituto da Água e Autoridade Florestal Nacional (INAG & AFN, 2012), baseando-se em diversas métricas, relacionadas com a estrutura e o funcionamento das comunidades. As métricas utilizadas variam consoante o tipo de agrupamento piscícola, sendo os seis grupos existentes definidos de acordo com as comunidades de peixes e condições abióticas locais (INAG & AFN, 2012)






O cálculo do índice F-IBIP é efetuado de acordo com a equação 3.1:

$$(3.1) F - IBIP = \frac{\sum_{i=1}^n Mi}{n}$$

em que  $M_i$  representa as métricas consideradas de acordo com o agrupamento piscícola em causa (Feio et al., 2019).

O valor obtido para cada métrica é comparado com o valor esperado (de referência) para o mesmo agrupamento piscícola num rio sem perturbações significativas. Efetuando a média aritmética das métricas consideradas para o agrupamento em estudo, obtém-se o valor do F-IBIP. O valor final é expresso num Rácio de Qualidade Ecológica (RQE), variando entre 0 e 1. Estes valores representam um maior ou menor desvio em relação às condições de referência (INAG & AFN, 2012). Os valores são divididos em cinco intervalos correspondentes a classes de qualidade, que se apresentam na **Tabela 3.3**.

**Tabela 3.3 - Intervalos de valores correspondentes a cada classe de qualidade do F-IBIP (adaptado de: INAG & AFN, 2012).**

Classe de Qualidade	Código de cores	Valor do Rácio de Qualidade Ecológica
Excelente		[0,850 - 1,000]
Bom		[0,675 - 0,850[
Razoável		[0,450 - 0,675[
Medíocre		[0,225 - 0,450[
Mau		[0 - 0,225[

Conforme apresentado no subcapítulo 3.1, as comunidades piscícolas da área de estudo enquadram-se em dois agrupamentos, o Grupo 4 - Ciprinícola de Pequena Dimensão das Regiões Norte Interior e Sul, e o Grupo 5 - Ciprinícola de Média Dimensão da Região Sul. As métricas consideradas no cálculo do F-IBIP para estes agrupamentos são apresentadas na **Tabela 3.4**. As guildas em que se enquadram os *taxa* piscícolas amostrados neste trabalho são apresentados na **Tabela 3.5**.

**Tabela 3.4 - Métricas consideradas no cálculo do F-IBIP, nos agrupamentos piscícolas associados à área de estudo (adaptado de: INAG & AFN, 2012).**

Agrupamento	Métrica	Tipo de Métrica	Resposta à pressão
Grupo 4 - Ciprinícola de Pequena Dimensão das Regiões Norte Interior e Sul	% indivíduos exóticos	Composição	Positiva
	% indivíduos intolerantes+intermédios	Tolerância	Negativa
	% indivíduos com reprodução generalista+indivíduos sem reprodução em meio dulçaquícola	Reprodutiva	Positiva
Grupo 5 - Ciprinícola de Média Dimensão da Região Sul	% indivíduos exóticos	Composição	Positiva
	% espécies ciprinícolas intolerantes+intermédias	Tolerância	Negativa
	% indivíduos invertívoros (excluindo espécies tolerantes)	Trófica	Negativa
	% indivíduos litofílicos	Reprodutiva	Negativa

**Tabela 3.5 – Classificação dos taxa piscícolas em guildas ecológicas. Origem: nativa (N); exótica (E). Guilda reprodutiva: litófila (Lito); fitófila (Fito); fitolitófila (Fitolit); espeleofílica (Espe); vivípara (Vivi); generalista (Gene). Guilda trófica: planctívora (Planc); invertívora (Inve); invertívora/piscívora (Inve/Pisci); omnívora (Omni); herbívora/detrítívora (Her/Det). Guilda de habitat: pelágica (Pela); bentónica (Bent). Guilda de tolerância: tolerante (T); intolerante (I); intermédia (Inter) (adaptado de: Oliveira et al., 2007; Magalhães et al., 2008; INAG & AFN, 2012).**

Espécie	Origem	Guilda reprodutiva	Guilda trófica	Guilda de habitat	Guilda de tolerância
<i>Alburnus alburnus</i>	E	Fitolit	Planc	Pela	T
<i>Ameiurus melas</i>	E	Gene	Inve/Pisci	Pela	T
<i>Australoheros facetus</i>	E	Gene	Omni	Pela	T
<i>Cobitis paludica</i>	N	Gene	Inve	Bent	T
<i>Cyprinus carpio</i>	E	Fito	Omni	Pela	T
<i>Gambusia holbrooki</i>	E	Vivi	Inve	Pela	T
<i>Iberochondrostoma lemmingii</i>	N	Lito	Her/Det	Pela	I
<i>Lepomis gibbosus</i>	E	Gene	Inve	Pela	T
<i>Luciobarbus spp.</i>	N	Lito	Omni	Pela	I
<i>Micropterus salmoides</i>	E	Gene	Inve/Pisci	Pela	T
<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>	N	Lito	Her/Det	Pela	I
<i>Salariopsis fluviatilis</i>	N	Espe	Inve	Bent	I
<i>Squalius alburnoides</i>	N	Lito	Inve	Pela	Inter
<i>Squalius pyrenaicus</i>	N	Lito	Inve	Pela	Inter

### 3.4.2 Macroinvertebrados bentónicos

A classificação da qualidade deste elemento biológico foi efetuada com base no Índice Português de Invertebrados do Sul, IPTIs, sendo este o instrumento oficial aplicável a esta zona do país no âmbito da DQA (INAG (2008c), Este índice é baseado em outros índices e métricas, em relação aos quais é importante fazer uma breve contextualização.

Em geral, os indivíduos pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera são sensíveis à contaminação da água, e como tal são bons bioindicadores da qualidade ecológica da água (Wright & Ryan, 2016). Isto levou ao desenvolvimento de métricas relativamente simples que quantificam os indivíduos pertencentes a este grupo, usualmente designados por EPT (Wright & Ryan, 2016).

Desde há muito, que têm vindo a ser desenvolvidos índices de qualidade da água com base em macroinvertebrados (Wright & Ryan, 2016). Este é o caso do índice *Biological Monitoring Working Party*, IBMWP, que foi desenvolvido para o Reino Unido e que foi adaptado à Península Ibérica, com a designação *Iberian Bio-monitoring Working Party*, IBMWP. Este índice baseia-se numa escala de pontuações entre 1 e 10 para as diferentes famílias de macroinvertebrados, em função da sua sensibilidade à contaminação. As pontuações mais elevadas são atribuídas às famílias mais sensíveis. O valor do índice é calculado somando as pontuações das famílias presentes na área amostrada. Com base no valor do índice são definidas 5 classes de qualidade da água (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988).

A partir do BMWP foi desenvolvido o índice *Average Score Per Taxon*, ASPT, determinado pelo quociente entre o valor do índice e o número de taxa. Este índice reflete a sensibilidade média das famílias presentes, sendo que os valores elevados indicam que há um maior número de famílias sensíveis

à contaminação, e vice-versa (Armitage et al., 1983). O *Iberian Average Score Per Taxon*, IASPT, segue o mesmo princípio, sendo determinado com base no IBMWP.






O cálculo do IPTIs integra os índices EPT e IASPT, assim como outros elementos, de acordo com a equação 3.2:

$$(3.2) \text{IPTIs} = N^{\circ} \text{Taxa} * 0.4 + \text{EPT} * 0.2 + (\text{IASPT} - 2) * 0.2 + \text{Log}(\text{Sel. EPTCD} + 1) * 0.2$$

Em que: EPT = n° de famílias pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera; IASPT = *Iberian Average Score Per Taxon* (IBMWP dividido pelo n° de famílias incluídas no cálculo do IBMWP); Sel. EPTCD = soma dos indivíduos pertencentes às famílias: Heptageniidae; Ephemeridae; Brachycentridae; Goeridae; Odontoceridae; Limnephilidae; Polycentropodidae; Athericidae; Dixidae; Dolichopodidae; Empididae; Stratiomyidae.

Para que o valor final do índice seja expresso em RQE, entre 0 e 1, são realizados passos de normalização em que o valor observado é dividido pelo valor de referência para cada tipo de rio (INAG, 2009). Na **Tabela 3.6** são apresentados os intervalos de valores correspondentes a cada classe de qualidade para as tipologias de rio presentes na área de estudo.

**Tabela 3.6 - Intervalos de valores de RQE correspondentes a cada classe de qualidade do IPTIs para cada uma das tipologias de rio da área de estudo (adaptado de APA, 2016).**

Classe de qualidade	Código de cores	Rios do Sul de Média- Grande Dimensão	Rios do Sul de Pequena Dimensão	Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado
		RQE	RQE	RQE
Excelente		[0,800 - 1[	[0,800 - 1[	[0,940-1[
Bom		[0,600 - 0,800[	[0,650 - 0,800[	[0,700-0,940[
Razoável		[0,400 - 0,600[	[0,400 - 0,650[	[0,470-0,700[
Medíocre		[0,200 - 0,400[	[0,200 - 0,400[	[0,230-0,470[
Mau		[0 - 0,200[	[0 - 0,200[	[0-0,230[

### 3.4.3 Macrófitos

Para avaliar a qualidade deste elemento biológico foi utilizado o Índice Biológico de Macrófitos de Rio IBMR, sendo o instrumento oficial em Portugal no âmbito da DQA (APA 2017a). Este índice permite detetar a poluição orgânica e caracterizar e monitorizar o estado trófico da massa de água.

O IBMR, inicialmente desenvolvido por Haury et al. (2006), baseia-se na comparação entre a composição e abundância das espécies ou géneros que compõem a comunidade macrofítica de um troço fluvial em estudo, em relação às encontradas em condições de referência para esse tipo de rios. O seu cálculo considera o inventário florístico de angiospérmicas, pteridófitos, briófitos e macroalgas. Alguns *taxa* são considerados indicadores, estando estes listados em Manual para aplicação do IBMR (Índice Biológico de Macrófitos de Rio) e apoio ao utilizador da plataforma informática de cálculo do índice (APA, 2017b).






O IBMR é calculado de acordo a equação 3.3:

$$(3.3) \text{IBMR} = \frac{\sum_{i=1}^N (\text{CSi} * \text{Ei} * \text{Ki})}{\sum_{i=1}^N (\text{Ei} * \text{Ki})}$$

Em que:  $CS_i$  = valor trófico do *taxon i*, que varia entre 0 e 20;  $E_i$  = coeficiente de estenoecidade, indicador da amplitude ecológica do *taxon i*, que varia entre 1 (baixa amplitude) e 3 (elevada amplitude);  $K_i$  = abundância do *taxon i*, que corresponde à percentagem de cobertura no troço de amostragem, variando entre 0 e 100.

Os valores absolutos de IBMR variam entre 0 e 20, sendo considerada uma situação de oligotrofia quando os valores são superiores a 14, e uma situação de eutrofia quando os valores são inferiores a 8. A classe de qualidade ecológica é determinada através do RQE, correspondente à razão entre o valor obtido para o IBMR e o valor de referência para o tipo de massa de água em estudo, o qual varia entre 0 e 1. Na **Tabela 3.7** são apresentados os intervalos de valores associados a cada classe de qualidade, para as tipologias de rio da área de estudo. Para a tipologia Rios do Sul de Média-Grande Dimensão, ainda não foi definido um sistema de classificação, o que limita os resultados que se podem obter.

**Tabela 3.7 - Intervalos de valores de RQE correspondentes a cada classe de qualidade do IBMR para cada uma das tipologias de rio da área de estudo (adaptado de APA, 2016).**

Classe de qualidade	Código de cores	Rios do Sul de Média-Grande Dimensão	Rios do Sul de Pequena Dimensão	Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado
		RQE	RQE	RQE
Excelente		Sem sistema de classificação		[0,930 - 1,000]
Bom				[0,700 - 0,930[
Razoável				[0,460 - 0,700[
Medíocre				[0,230 - 0,460[
Mau				[0 - 0,230[

O grau de confiança associado ao cálculo do IBMR aumenta com o número de *taxa* indicadores de acordo com a **Tabela 3.8**. As classificações consideradas como “sem confiança” devem ser utilizadas com muita reserva (APA, 2017b).

**Tabela 3.8 – Graus de confiança no cálculo do IBMR (adaptado de APA, 2017b)**

Grau de confiança	Nº de <i>taxa</i> indicadores
Sem confiança	1 a 3
Reduzida	4 a 5
Razoável	6 a 8
Boa	≥ 9

### 3.5 ANÁLISE DE DADOS

A análise de dados teve como objetivo a identificação de tendências de variação nas comunidades da fauna piscícola, macroinvertebrados bentónicos e macrófitos e consequentemente, nas classificações de qualidade biológica destes elementos na fase de exploração da rede secundária do EFMA, ao longo dos três anos de monitorização. Além disso, pretendeu-se também estudar as relações entre as comunidades biológicas e os parâmetros físico-químicos, o ano de amostragem e a bacia hidrográfica.

Começou por se realizar uma análise exploratória dos dados biológicos e físico-químicos, com base em estatísticas descritivas e, no caso dos dados biológicos também em análise gráfica. Relativamente às estatísticas descritivas, foram consideradas como medidas de localização a média aritmética e a mediana, e como medidas de dispersão, os mínimos, os máximos e a variância. A análise gráfica consistiu na elaboração de representações da composição taxonómica da globalidade das amostras de cada elemento biológico, e da composição das amostras em cada estação de amostragem, em termos do número de indivíduos ou cobertura estimada e número de taxa.

Em resultado da análise exploratória optou-se por excluir os *taxa* raros, para reduzir o número de zeros nas matrizes de dados biológicos e melhorar a robustez das análises posteriores, de acordo com Borcard et al. (2011). Foram considerados dois critérios para considerar os *taxa* como raros, e que foram constantes para os três elementos biológicos:

- (i) percentagem de amostras em que o *taxon* esteve presente;
- (ii) a abundância relativa do *taxon* (nº de indivíduos ou % de cobertura do *taxon* relativamente ao total de indivíduos ou coberturas).

Para o critério (i) foram considerados como raros os *taxa* presentes em menos de 5% das amostras. Para o critério (ii) foram considerados como raros os *taxa* que representaram menos de 0,1% do total de indivíduos amostrados ou cobertura estimada.

No caso dos macroinvertebrados, verificou-se a existência de *taxa* muito abundantes, e por isso, foi realizada uma transformação  $\log_{10}(x+1)$ , de modo a reduzir o seu efeito nas análises (Leydesdorff & Benschman, 2006).

A existência de correlações entre a abundância dos *taxa* de cada elemento biológico foi analisada com recurso ao Coeficiente de Correlação de Pearson ( $r$ ) (Borcard et al., 2011). De igual forma, foram avaliadas as correlações de *Pearson* entre os parâmetros físico-químicos, para identificar os que pudessem ser fortemente correlacionados, e evitar que fossem incluídos, em conjunto, em análises posteriores sensíveis à multicolinearidade dos dados. Foram consideradas como correlações fortes aquelas em que  $|r| \geq 0,6$ . Entre os pares de variáveis fortemente correlacionadas foi retida apenas aquela com correlação mais forte com a variável resposta.

A existência de diferenças interanuais nos elementos biológicos, foi testada com testes de *Kruskal-Wallis* (Greenacre & Primicerio, 2013). Os testes foram realizados para cada elemento biológico e para cada uma das estações de amostragem, construindo matrizes em que as linhas correspondiam o número de indivíduos ou a cobertura estimada de cada *taxa*, e as colunas correspondiam aos anos de amostragem. Nos casos em que a hipótese nula foi rejeitada, foram aplicados testes de *Dunn*, para aferir entre que pares de anos se observaram diferenças (Dinno, 2015).

Para cada parâmetro físico-químico foram realizados testes de *Kendall* e obtido o respetivo coeficiente de concordância ( $W$ ), para avaliar se ocorreram diferenças interanuais significativas. Este método mede a concordância entre as avaliações atribuídas por diferentes júris ao avaliarem o certo número de objetos, sendo que a hipótese nula do teste é os júris terem atribuído avaliações independentes aos objetos (Legendre, 2005). Neste trabalho, os júris corresponderam aos três anos em estudo, e os objetos às estações de amostragem, verificando-se se existia concordância entre os valores de cada parâmetro nas estações entre os diferentes anos. Considerou-se a concordância elevada quando  $|W| \geq 0,6$ .

Após a exclusão dos parâmetros físico-químicos fortemente correlacionados, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA), para reduzir a dimensionalidade do conjunto de dados e facilitar a sua interpretação. Para este tipo de objectivos descritivos, não é necessário o cumprimento de

pressupostos de distribuição dos dados para poder aplicar esta análise (Jolliffe & Cadima, 2016). Neste trabalho, o objetivo do uso da PCA foi sumarizar a forma como as condições físico-químicas variaram entre as amostras.

Para cada elemento biológico, realizaram-se análises de classificação hierárquica de *cluster*, nas quais as estações e momentos de amostragem são agrupados em função da semelhança das comunidades presentes, descritas com base no número de indivíduos ou cobertura estimada de cada *taxa*. Por os dados sobre os *taxa* serem quantitativos devem ser utilizadas medidas assimétricas (Borcard et al., 2011), tendo-se por isso utilizado a Distância de Qui-quadrado. De acordo com o recomendado em Greenacre & Primicerio (2013) para esta distância, as contagens absolutas de cada *taxon* de peixes e macroinvertebrados foram convertidas em contagens relativas. No caso dos macrófitos, por serem quantificados em termos relativos (percentagem de cobertura), não foi necessário efetuar este passo. Em seguida, foi aplicado o método de aglomeração *Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*, UPGMA, por estabelecer um compromisso equilibrado na aglomeração dos objetos em grupos. Este método não é tão exigente quanto o método de *complete linkage*, nem facilita tanto o agrupamento como o método de *single linkage* (Borcard et al., 2011).

A adequabilidade das classificações hierárquicas obtidas foi analisada através da correlação cofenética. Esta correlação avalia a relação entre a matriz de dissimilaridade original e a matriz das distâncias cofenéticas correspondente às distâncias entre os objetos no dendrograma. Quanto mais elevada for a correlação, melhor é o modelo de *clustering* para uma dada matriz de distâncias. (Borcard et al., 2011)

As matrizes biológicas foram, depois, submetidas a uma Análise de Correspondências “*Detrended*” (DCA), com o objetivo de apoiar a escolha do método de ordenação canónica mais adequado para analisar a sua relação com às variáveis explicativas (i.e. parâmetros físico-químicos, anos de amostragem e bacia hidrográfica). O comprimento dos eixos da DCA, foi expresso em unidades de desvio-padrão (SD) ou unidades de *turnover* composicional, refletindo a variação das assemblagens. Quando o comprimento do primeiro eixo da DCA é  $<2SD$  indica que há uma pequena variação e um método de ordenação linear, como uma Análise de Redundância (RDA), pode ser mais adequado. Comprimentos mais elevados ( $>2SD$ ) indicam que há uma maior variação e pode ser preferível utilizar um método unimodal, como a Análise Canónica de Correspondência (CCA). (Legendre & Birks, 2012).

Após realizar uma ordenação canónica preliminar exploratória com todas as variáveis explicativas, aplicou-se um procedimento de seleção aditiva de variáveis do tipo “*step-wise*”, cujos resultados se apresentam neste trabalho. Para esta análise, a bacia hidrográfica e o ano de amostragem hidrográfica foram codificadas como variáveis *dummy* e categóricas independentes, respetivamente, ainda que no caso do ano de amostragem, na realidade os anos não sejam totalmente independentes uns dos outros, existindo uma sequência em que os anteriores influenciam os posteriores. A significância estatística das ordenações foi testada com testes de simulação de Monte Carlo com 1000 permutações (ter Braak & Verdonschot, 1995)

O procedimento de seleção aditiva de variáveis foi realizado recorrendo à função “*ordistep*” do *package Vegan* (Oksanen et al., 2022), no *software R* (R Core Team, 2022). Este *software* foi também utilizado nas restantes análises, enquanto as matrizes biológicas e alguns dos gráficos foram desenvolvidos no *software Microsoft Excel*. Foi considerado um nível de significância estatística de 0,05 em todas as análises, à exceção do procedimento de seleção aditiva de variáveis das ordenações, em que se considerou um nível de 0,1 para a inclusão de variáveis. Esta decisão foi tomada uma vez que se julgou relevante identificar variáveis cuja significância da influência sobre as comunidades pudesse ter sido menor (com o risco acrescido de se cometer um erro de tipo I), mas ainda assim potencialmente passíveis de interpretação ecológica.

---

Nos gráficos e diagramas de ordenação, para identificar os *taxa* foram utilizadas abreviaturas que não são apresentadas no corpo principal do documento, mas apenas no Anexo VIII, uma vez que o grande número de *taxa* tornaria a sua apresentação muito extensa. A metodologia utilizada no estabelecimento das abreviaturas foi adaptada a cada elemento biológico, da seguinte forma: i) fauna piscícola e macrófitos, em que os *taxa* correspondem a espécies ou gêneros, a primeira letra da abreviatura corresponde à primeira do nome do gênero, e as três letras seguintes são as três primeiras letras do epíteto específico, no caso das espécies, ou “spp” no caso dos gêneros; e ii) macroinvertebrados, em que os *taxa* correspondem a famílias ou à subclasse Oligochaeta, as abreviaturas são compostas pelas três primeiras letras do nome da família ou subclasse. Para evitar repetições, foi acrescentada mais uma letra quando a aplicação do procedimento acima descrito resultava na mesma abreviatura para dois *taxa*.

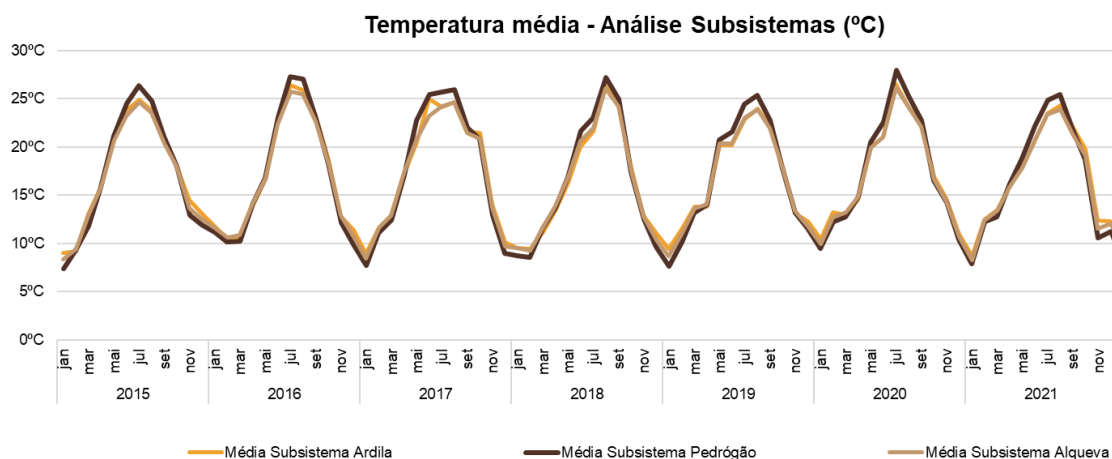
Os resultados dos índices de qualidade biológica, calculados através de *web softwares* disponibilizados pela APA, foram apresentados graficamente e através de mapas. Foram elaborados gráficos de barras, em que se apresentam as proporções de estações de amostragem em cada classe de qualidade, em cada ano de monitorização, e mapas onde se representa a classificação obtida em cada estação de amostragem. Foi ainda elaborada uma tabela de resumo onde são compilados os resultados de cada elemento biológico, e apresentada a classificação biológica final com base no princípio *one out – all out* (INAG, 2009).

Finalmente, importa referir que os dados das condições climáticas não foram tratados estatisticamente, tendo sido apenas apresentados brevemente, para permitir discutir se eventuais alterações ambientais de grande escala, podem contribuir para justificar os resultados obtidos nas monitorizações.

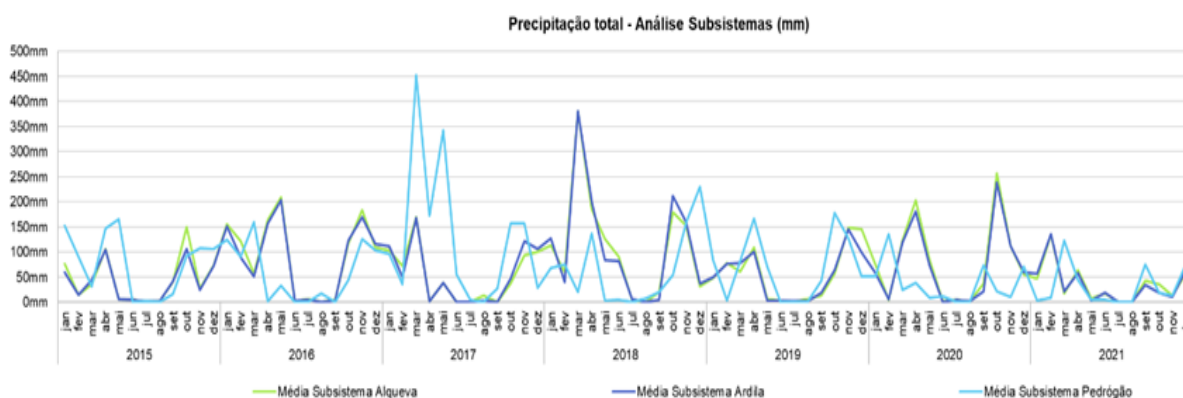
## 4 RESULTADOS

### 4.1 CONDIÇÕES CLIMÁTICAS

As condições climáticas de temperatura e precipitação na área do EFMA entre 2015 e 2021 são apresentadas nas **Figura 4.1** e **Figura 4.2**.



**Figura 4.1 – Evolução da temperatura média registrada em cada subsistema do EFMA entre 2015 e 2021.**



**Figura 4.2 – Evolução da média da precipitação total em cada subsistema do EFMA entre 2015 e 2021.**

É possível verificar que as temperaturas médias mensais apresentaram um padrão semelhante em 2016, 2019 e 2021. Pelo contrário, são perceptíveis variações interanuais nos padrões de precipitação, com valores totais mensais mais elevados em 2017 no subsistema Pedrogão, e em 2018 no subsistema Ardila. Contudo, em 2016, 2019 e 2021, não são visíveis diferenças na precipitação total anual.

As condições relativas à severidade da seca na área do EFMA durante os meses em que decorreram as amostragens em cada ano são apresentadas na **Figura 4.3**. É possível observar que as condições de maior humidade se verificaram em junho de 2016, com o território maioritariamente classificado como em situação de “Chuva fraca”. Por outro lado, em abril de 2019 foram verificadas as condições mais secas, com a maior parte da área do EFMA classificada como em situação de “Seca moderada”. Em

maio de 2021 verificou-se uma situação intermédia, com partes da área do EFMA em situação de “Seca fraca”, e outras em situação de “Seca moderada”.

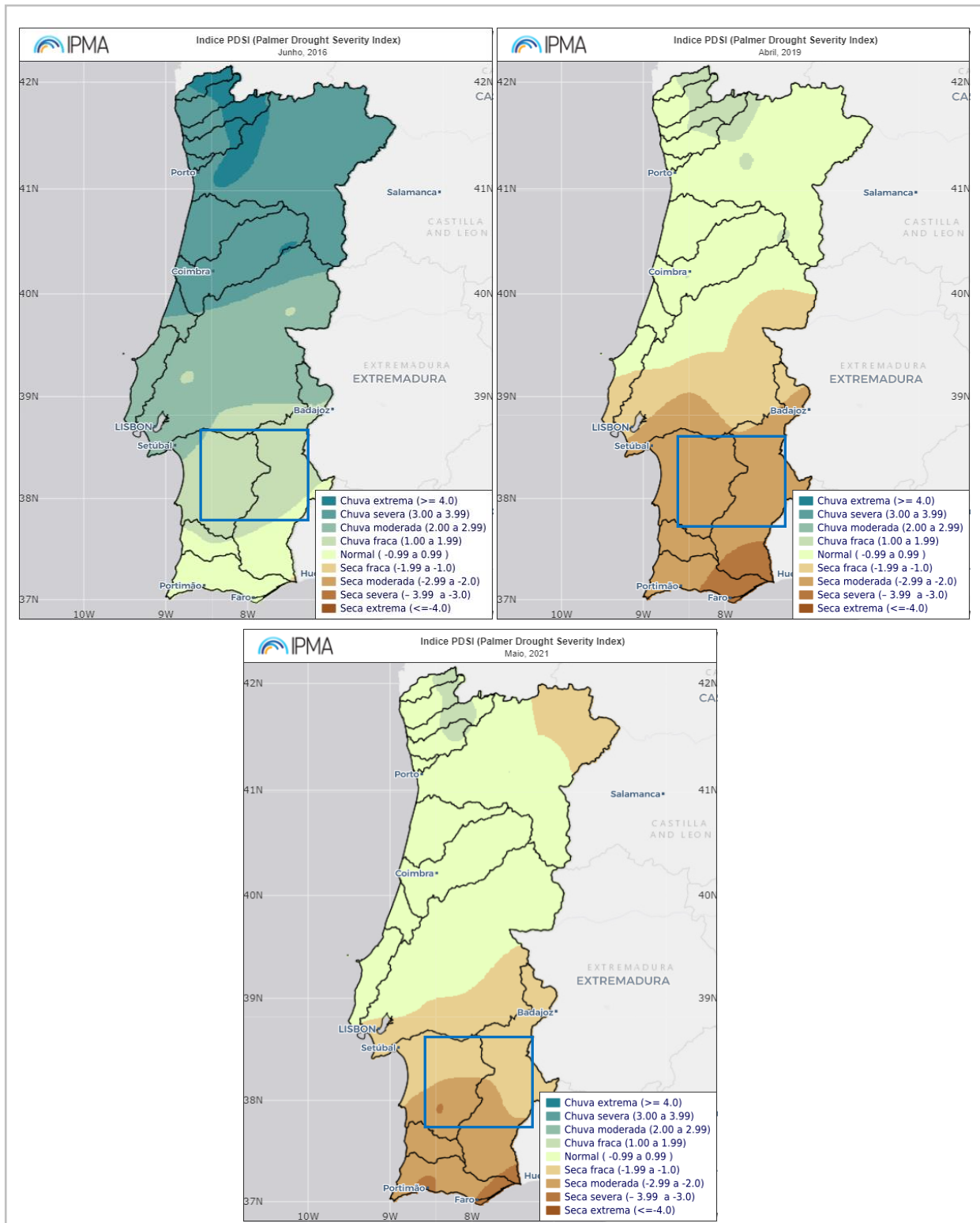


Figura 4.3 – Resultados nacionais do índice PDSI referentes aos meses em que decorreram as amostragens, com a área onde se localiza o EFMA (aproximadamente) destacada nos retângulos azuis. Fonte: IPMA (2023).

## 4.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Os resultados das estatísticas descritivas aplicadas aos parâmetros físico-químicos podem ser consultados no Anexo II. Em relação ao azoto amoniacal, é possível observar que a média nas 26 estações de amostragem, foi menor em 2016 (0,075 mg NH<sub>4</sub>/L) do que nos restantes anos (0,444 e 0,485 mg NH<sub>4</sub>/L, em 2019 e 2021, respetivamente). A CQO apresentou uma média de 21,370 mg O<sub>2</sub>/L em 2016, que diminuiu para 16,770 mg O<sub>2</sub>/L em 2019, e para 13,635 mg O<sub>2</sub>/L em 2021. Esta tendência de redução é acompanhada, como esperado, por um aumento dos outros dois parâmetros associados ao elemento geral Condições de oxigenação: o oxigénio dissolvido e a taxa de saturação em oxigénio. Para o oxigénio dissolvido, foi observada uma média de 6,286 mg O<sub>2</sub>/L em 2016, que aumentou para 8,933 e 8,531 mg O<sub>2</sub>/L em 2019 e 2021, respetivamente. Já a taxa de saturação em oxigénio, que registou uma média de 71,280% de saturação em 2016, aumentou para 89,970% em 2019, e para 95,830% em 2021. Finalmente, pode ainda assinalar-se uma ligeira subida nos valores de nitratos em 2021, ano em que se observou uma média de 16,631 mg NO<sub>3</sub>/L, face a 2016 e 2019 em que as médias foram de 10,650 e 11,770 mg NO<sub>3</sub>/L, respetivamente.

Na **Tabela 4.1** são apresentados os Coeficientes de Correlação de *Pearson* ( $r$ ) entre os parâmetros físico-químicos, considerando as 26 estações de amostragem. Foram detetadas correlações fortes e significativas entre: CBO<sub>5</sub> e azoto amoniacal ( $r=0,641$ ;  $p<0,001$ ); Fósforo total e azoto amoniacal ( $r=0,655$ ,  $p<0,001$ ); Nitratos e azoto total ( $r=0,933$ ,  $p<0,001$ ); Nitritos e azoto total ( $r=0,620$ ,  $p<0,001$ ); Taxa de saturação em oxigénio e oxigénio dissolvido ( $r=0,964$ ,  $p<0,001$ ); pH e oxigénio dissolvido ( $r=0,608$ ,  $p<0,001$ ).

**Tabela 4.1 - Matriz triangular com as correlações de *Pearson* entre os pares de parâmetros físico-químicos. As abreviaturas dos parâmetros são as utilizadas na Tabela 3.2. A significância estatística encontra-se codificada da seguinte forma: ', se  $p\text{-value}<0,1$ ; \*, se  $p\text{-value}<0,05$ ; \*\*, se  $p\text{-value}<0,01$ ; \*\*\*, se  $p\text{-value}<0,001$ . A negrito estão assinaladas as correlações fortes ( $|r| \geq 0,6$ ). |**

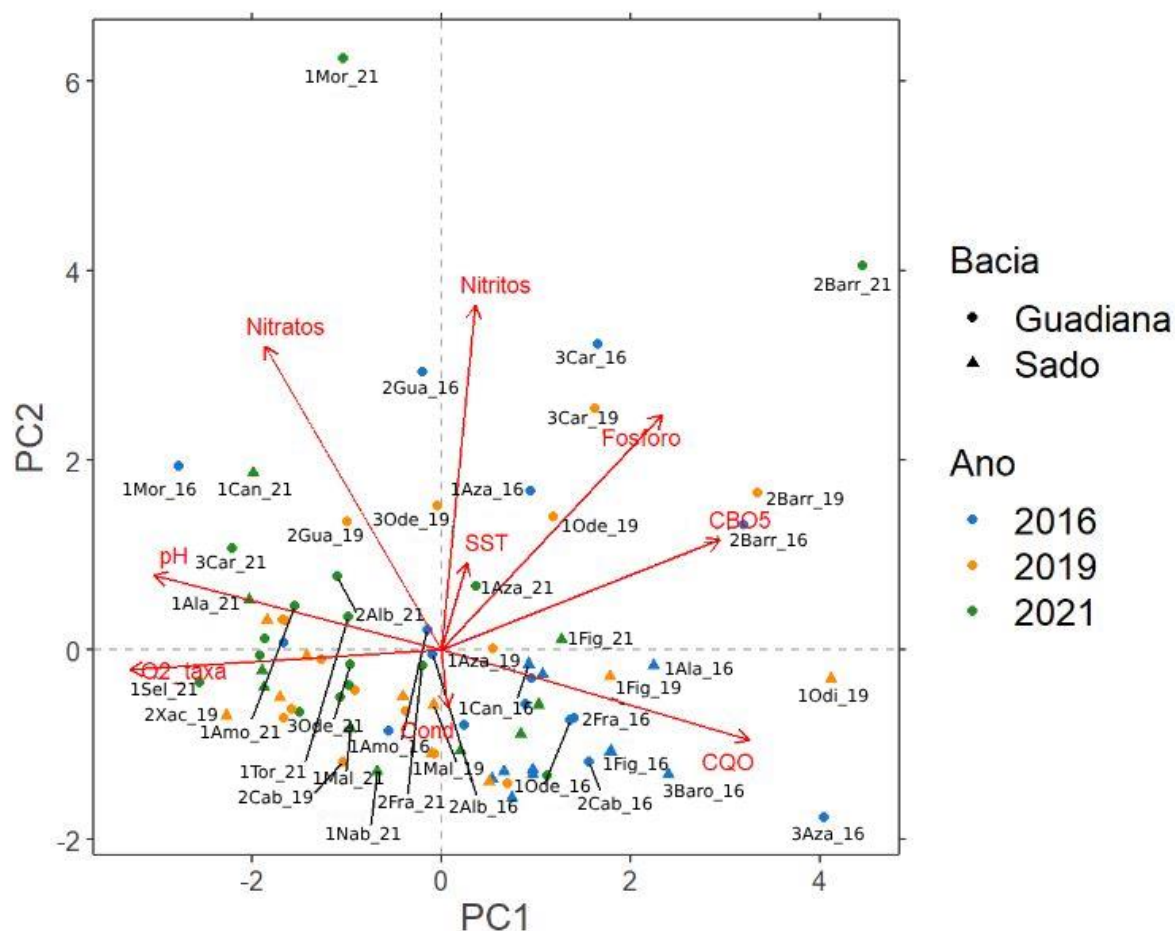
	Azoto A	Azoto T	CBO5	CQO	Fósforo T	Nitratos	Nitritos	SST	O2 mgl	O2 Taxa	pH
Azoto T	0,303**										
CBO5	<b>0,641***</b>	0,052									
CQO	0,062	-0,289*	0,384***								
Fósforo T	<b>0,655***</b>	0,359**	0,521***	0,245*							
Nitratos	0,044	<b>0,933***</b>	-0,172	-0,431***	0,067						
Nitritos	0,314**	<b>0,620***</b>	0,197	-0,081	0,392***	0,500***					
SST	-0,019	0,201	-0,043	0,118	0,111	0,188	0,055				
O2 mgl	-0,225*	0,040	-0,415***	-0,473***	-0,322**	0,215	-0,097	0,040			
O2 Taxa	-0,228*	-0,002	-0,386***	-0,433***	-0,294**	0,157	-0,11	0,041	<b>0,964***</b>		
pH	-0,042	0,201	-0,212	-0,435***	-0,137	0,323**	0,03	-0,111	<b>0,608***</b>	0,576***	
Cond	0,035	-0,105	0,004	0,031	0,010	-0,13	-0,066	0,089	-0,033	-0,004	0,098

Os Coeficientes de Concordância de *Kendall* ( $W$ ) entre os valores de cada parâmetro físico-químico em cada estação de amostragem nos três anos em estudo, considerando as 26 estações, são apresentados na **Tabela 4.2**. Foram identificadas concordâncias elevadas e significativas para o azoto total ( $W=0,848$ ,  $p<0,001$ ), CQO ( $W=0,665$ ,  $p=0,002$ ), fósforo total ( $W=0,762$ ,  $p<0,001$ ), nitratos ( $W=0,859$ ,  $p<0,001$ ), oxigénio dissolvido ( $W=0,610$ ,  $p=0,007$ ), taxa de saturação em oxigénio ( $W=0,622$ ,  $p=0,005$ ) e condutividade ( $W=0,767$ ,  $p<0,001$ ). Isto indica que a variabilidade interanual dos parâmetros foi baixa.

**Tabela 4.2 - Coeficientes de Concordância de *Kendall* e *p-values* associados, para cada parâmetro físico-químico. A significância estatística encontra-se codificada da seguinte forma: ‘, se  $p\text{-value}<0,1$ ; \*, se  $p\text{-value}<0,05$ ; \*\*, se  $p\text{-value}<0,01$ ; \*\*\*, se  $p\text{-value}<0,001$ . A negrito estão destacadas as concordâncias significativas. |**

Parâmetro Físico-Químico	$W$	$p\text{-value}$
Azoto A	0,248	0,816
Azoto T	0,848	<b>&lt;0,001***</b>
CBO <sub>5</sub>	0,527	<b>0,033*</b>
CQO	0,665	<b>0,002**</b>
Fósforo T	0,762	<b>&lt;0,001***</b>
Nitratos	0,859	<b>&lt;0,001***</b>
Nitritos	0,547	<b>0,023*</b>
SST	0,490	0,061
O <sub>2</sub> mgl	0,610	<b>0,007**</b>
O <sub>2</sub> Taxa	0,622	<b>0,005**</b>
pH	0,519	<b>0,037*</b>
Cond	0,767	<b>&lt;0,001***</b>

O diagrama de ordenação obtido com a PCA, que sumariza os gradientes de variação dos parâmetros físico-químicos nas estações de amostragem em 2016, 2019 e 2021 é apresentado na **Figura 4.4**. Os dois primeiros eixos de ordenação explicaram 49,4% (PC1: 29,1%; PC2: 20,3%) da variação total dos dados. É possível observar que o eixo PC1 esteve positivamente correlacionado com a CQO, a CBO<sub>5</sub>, o fósforo, e de forma ligeira também com os nitritos, os SST, e a condutividade. Por outro lado, apresentou uma correlação negativa com o pH, a taxa de saturação em oxigénio e os nitratos. Já o eixo PC2 esteve positivamente correlacionado com os nitritos, os nitratos, os SST, o fósforo, e de forma mais ligeira também com a CBO<sub>5</sub> e o pH. Este eixo esteve negativamente associado principalmente à condutividade, e também à CQO e à taxa de saturação em oxigénio. Relativamente à distribuição das amostras ao longo destes eixos, é perceptível uma ordenação assimétrica de acordo com o ano de amostragem, existindo um maior número de amostras de 2016 a serem posicionadas na metade positiva do eixo PC1. Tendo em conta que esta metade do eixo está associada a menores níveis de oxigenação (menor taxa de saturação em oxigénio e maiores CBO<sub>5</sub> e CQO), esta ordenação é concordante com a tendência identificada nas estatísticas descritivas que apontaram para uma tendência de menor oxigenação das águas em 2016 face aos outros anos. É também visível uma predominância de amostras correspondentes à bacia do rio Guadiana na metade positiva do eixo PC2, enquanto as amostras da bacia do rio Sado se concentram mais na metade negativa. Atendendo às variáveis que estão positivamente mais correlacionadas com este eixo, poderá inferir-se que, em geral, as estações da bacia do rio Guadiana estiveram expostas a maiores concentrações de nutrientes, nomeadamente nitritos, nitratos e fósforo, comparativamente às estações da bacia do Sado. Para este eixo também é possível verificar uma maior predominância de amostras de 2016 e 2019 em relação às de 2021, o que indica que neste dois anos existiu uma tendência para maiores cargas de azoto e fósforo.



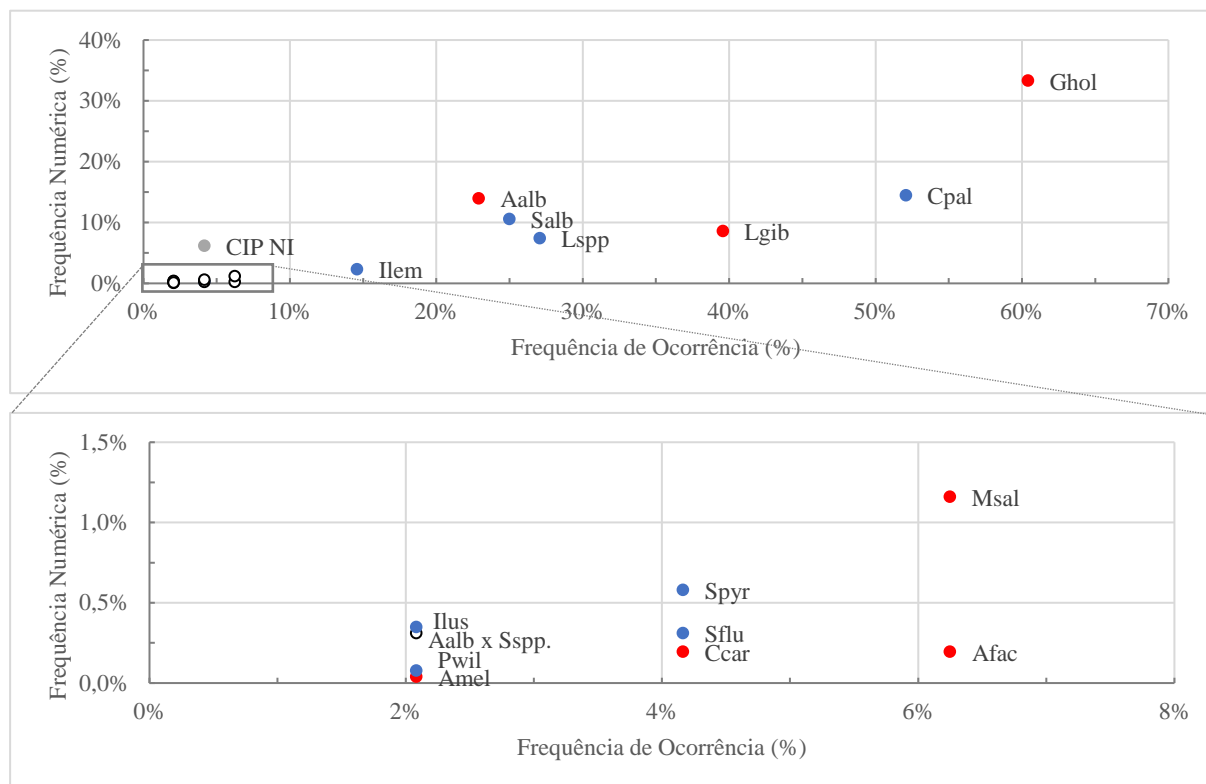
**Figura 4.4 - Diagrama de ordenação obtido com a PCA, com base nos dados dos parâmetros físico-químicos nas diferentes estações de amostragem, nos três ciclos de monitorização. As amostras encontram-se legendadas de acordo com a codificação apresentada no Anexo I. A representação gráfica das amostras diferencia-as de acordo com a bacia hidrográfica e o ano de amostragem, conforme indicado ao lado do diagrama. As amostras encontram-se legendadas com uma abreviatura em que o primeiro número corresponde ao número do local, seguida das três (ou quatro em caso de empate) primeiras letras do nome do rio, ribeira ou barranco, e do ano de amostragem (e.g. 1Mor\_21 = Local 1 – Barranco da Morgadinha 2021). As correspondências podem ser consultadas no Anexo I.**

Algumas amostras foram ordenadas em posições extremadas em relação aos eixos. Por exemplo as amostras de 2016, 2019 e 2021 do Local 2 – Ribeira de A. Pedro Barreiros, a amostra de 2019 do Local 1 – Ribeira de Odivelas, e a amostra de 2016 do Local 3 – Ribeira da Azambuja foram posicionadas no extremo positivo do eixo PC1, evidenciando os menores níveis de oxigenação, maiores níveis de acidificação, e maiores concentrações de fósforo (o que se confirma ao consultar a matriz dos parâmetros físico-químicos, onde é possível observar, por exemplo, que nas amostras de 2016, 2019 e 2021 do Local 2 – Ribeira de A. Pedro Barreiros, as taxas de saturação em oxigénio foram baixas, com valores de 36,2%, 48,0% e 39,0%, respetivamente). Em relação ao eixo PC2, a amostra de 2021 do Local 1 – Barranco da Morgadinha destaca-se das restantes, ficando isolada no extremo positivo deste eixo, devido aos seus níveis de nutrientes particularmente elevados (a concentração de nitratos foi 48,6 mg NO<sub>3</sub>/L, o segundo valor mais elevado registado, e a concentração de nitritos foi de 4,23 mg NO<sub>2</sub>/L, o valor mais elevado registado).

### 4.3 FAUNA PISCÍCOLA

No total foram capturados 2588 indivíduos incluídos em 17 *taxa* (considerando espécies, géneros e os CIP NI) sete dos quais exóticos. Importa ainda assinalar a presença de híbridos de *Alburnus alburnus* x *Squalius spp.*

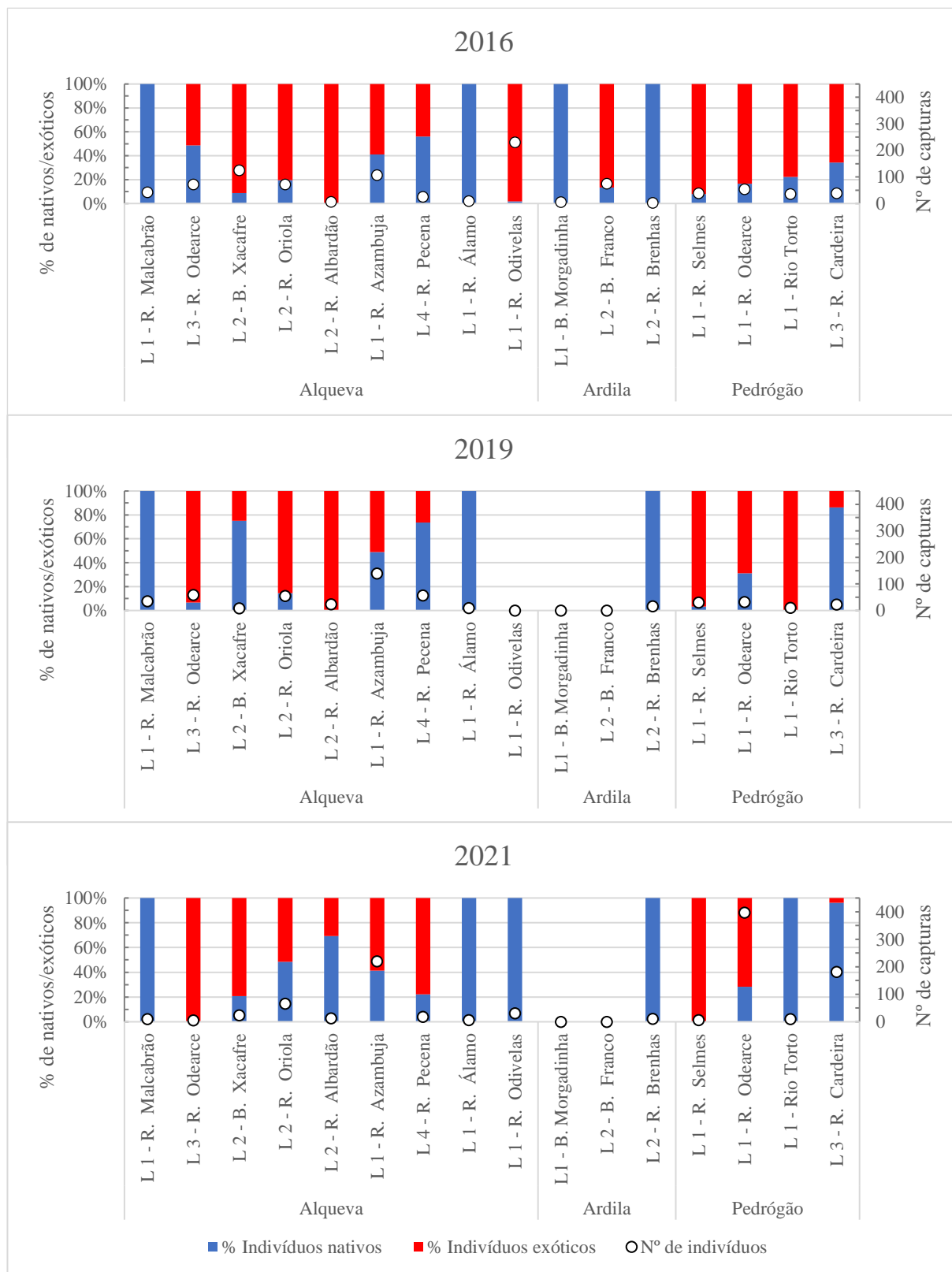
Na **Figura 4.5** é apresentado um gráfico que relaciona a Frequência de Ocorrência (FO) de cada *taxon*, correspondente à percentagem de amostras em que o *taxon* esteve presente, com a sua Frequência Numérica (FN), que corresponde à percentagem de capturas do *taxon* em relação ao total de capturas, considerando-se o total dos anos de monitorização.



**Figura 4.5 - Composição taxonómica das amostras de peixes, no total dos três ciclos de monitorização, expressa através das frequências numérica e de ocorrência dos taxa. O painel inferior representa a secção assinalada com um retângulo no painel superior, com uma escala que facilita a visualização dos taxa menos representados. Os taxa nativos encontram-se assinalados com círculos azuis, enquanto os exóticos são representados com círculos vermelhos. As abreviações utilizadas nas legendas podem ser consultadas no Anexo VIII.**

É notória a relevância de *taxa* exóticos, quer pelo facto de o número de *taxa* exóticos (7) se aproximar do número de *taxa* nativos (8), quer por alguns desses *taxa* terem sido frequentes e abundantes nas amostragens. Destaca-se, sobretudo, *Gambusia holbrooki* que foi a espécie mais frequente (FO=60,4%) e abundante (FN=33,3%). As espécies *Lepomis gibbosus* e *Alburnus alburnus* também estiveram representadas de forma expressiva, estando presentes em 39,6% e 22,9% das amostras, e representando 8,6% e 13,6% do total de capturas, respetivamente. Quanto aos *taxa* nativos, o mais comum foi *Cobitis paludica* (FO=52,1%; FN=14,5%). O género *Luciobarbus* e o complexo *Squalius alburnoides* também foram comuns, tendo estado presentes em 27,1% e 25% das amostras, e representando 7,5% e 10,6% do total de capturas, respetivamente. A espécie *Iberochondrostoma lemmingi*, apesar de ter registado uma FO considerável (14,6%), ocorreu em número mais reduzido (FN=2,3%). Os restantes *taxa* foram menos abundantes e/ou frequentes nas amostras.

Na **Figura 4.6** são apresentados o número total de capturas e a proporção de indivíduos exóticos e nativos capturados em cada estação e ano de amostragem.



**Figura 4.6 - Número de capturas de peixes e proporção de indivíduos nativos e exóticos por estação de amostragem, em cada ano de estudo. As estações de amostragem encontram-se agrupadas por subsistema e por bloco de rega, em 2016, 2019 e 2021.**

Em 2016, registou-se um número de capturas consideravelmente mais elevado na estação Local 1 – Ribeira de Odivelas do que nas restantes estações, tendo sido capturados 230 indivíduos, quase exclusivamente exóticos (98%). Ainda que com abundâncias menores, e percentagens de exóticos elevadas, podem também assinalar-se as estações Local 2 – Barranco do Xacafre (125 capturas, 91% de exóticos), Local 2 – Ribeira de Oriola (72 capturas, 81% de exóticos), Local 2 – Barranco do Franco (75 indivíduos, 87% de exóticos), Local 1 – Ribeira de Selmes (38 capturas, 92% de exóticos), Local 1 – Ribeira de Odearce (54 capturas, 83% de exóticos), e Local 1 – Rio Torto (36 capturas, 77,8% exóticos). Em contraste, no Local 1 – Ribeira de Malcabrão, todos os 42 indivíduos capturados eram nativos.

Em 2019, em três estações não foram capturados quaisquer peixes, nomeadamente, Local 1 – Ribeira de Odivelas, Local 1 – Barranco da Morgadinha e Local 2 – Barranco do Franco. Não foram observados grandes picos de abundância, destacando apenas um valor mais elevado no Local 1 – Ribeira da Azambuja, com 139 indivíduos, dos quais 51% eram exóticos. Podem mencionar-se como situações em que a proporção de indivíduos exóticos foi elevada e o número de capturas foi considerável, as estações Local 2 – Ribeira de Oriola (55 capturas, 86% de exóticos), Local 1 – Ribeira de Selmes (30 capturas, 97% de exóticos), Local 3 – Ribeira de Odearce (59 indivíduos, 93% de exóticos) ou Local 2 – Ribeira de Albardão (23 capturas, 100% de exóticos). Por outro lado, no Local 1 – Ribeira de Malcabrão e no Local 4 – Ribeira de Pecena a proporção de indivíduos nativos foi elevada e o número de capturas foi considerável (35 e 57 capturas, e 100% e 74% de nativos, respetivamente).

Em 2021, manteve-se a ausência de capturas no Local 1 – Barranco da Morgadinha e no Local 2 – Barranco do Franco. O maior pico de ocorreu no Local 1 – Ribeira de Odearce, com 397 indivíduos, 72% dos quais exóticos. Registou-se uma proporção de indivíduos exóticos elevada e um número de capturas considerável nas estações Local 2 – Barranco do Xacafre (24 capturas, 79% de exóticos) e Local 4 – Ribeira de Pecena (18 capturas, 78% de exóticos). Em contraste, no Local 1 – Ribeira de Odivelas todos os 31 indivíduos capturados eram nativos, e no Local 3 – Ribeira da Cardeira dos 181 indivíduos capturados, 96% eram nativos.

Nas restantes estações, ou existiu um maior equilíbrio na proporção entre indivíduos exóticos e nativos, ou, os números de capturas foram reduzidos (< 20).

As correlações entre os pares de *taxa* (excluindo os raros) são apresentadas na **Tabela 4.3**. Foram encontradas correlações fortes e significativas entre *Australoheros facetus* e *Gambusia holbrooki* ( $r=0,643$ ,  $p<0,001$ ), e entre *Alburnus alburnus* e *Lepomis gibbosus* ( $r=0,879$ ,  $p<0,001$ ).

**Tabela 4.3 - Matriz triangular com as correlações de Pearson entre os pares dos taxa de peixes. As abreviações dos nomes dos taxa são as utilizadas na Figura 5.3. A significância estatística encontra-se codificada da seguinte forma: ', se  $p\text{-value}<0,1$ ; \*, se  $p\text{-value}<0,05$ ; \*\*, se  $p\text{-value}<0,01$ ; \*\*\*, se  $p\text{-value}<0,001$ . A negrito estão destacadas as correlações fortes ( $|r| \geq 0,6$ ). |**

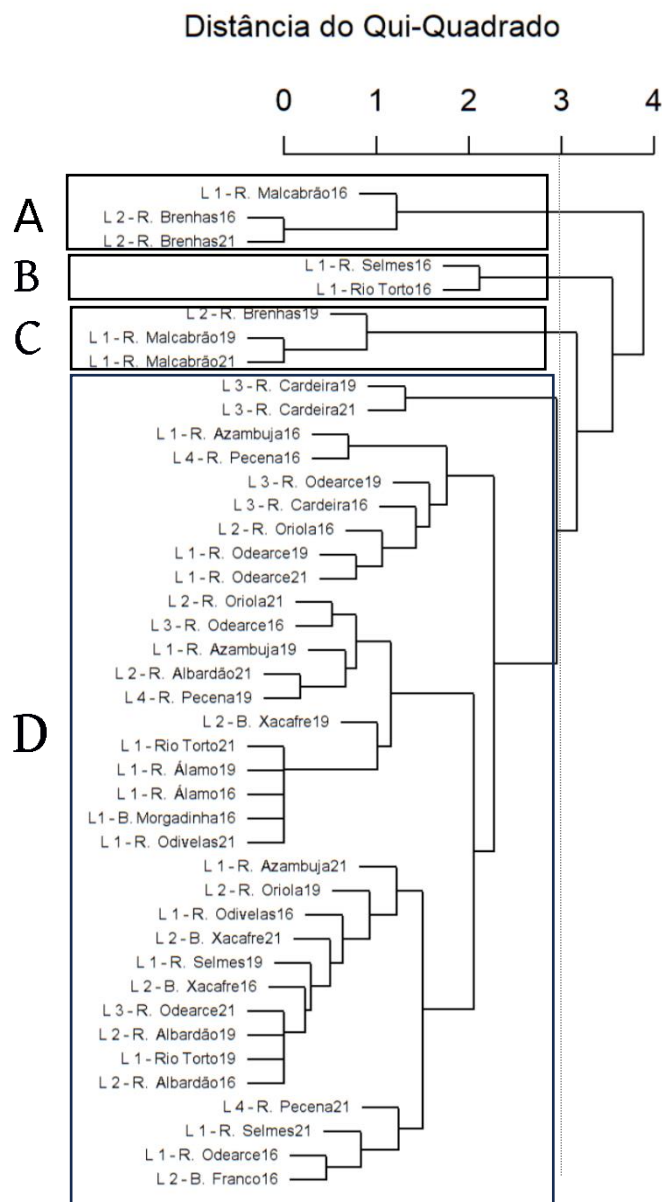
	Aalb	Afac	Cpal	Ghol	Ilem	Lgib	Lspp	Msal
Afac	0,233							
Cpal	0,352	0,122						
Ghol	-0,100	<b>0,643***</b>	0,077					
Ilem	-0,069	-0,068	-0,029	0,005				
Lgib	<b>0,879***</b>	0,306*	0,318*	0,005	-0,070			
Lspp	0,125	0,307*	0,255	-0,076	-0,072	0,154		
Msal	-0,063	-0,059	-0,145	-0,060	-0,031	0,057	-0,057	
Salb	0,391*	0,128	0,136	0,183	0,142	0,315*	0,297	-0,101

Os resultados dos testes de *Kruskal-Wallis* que consideraram o total de indivíduos de cada *taxon* capturados em cada local, entre os três anos em estudo, assim como os resultados dos testes de *Dunn*, nos casos aplicáveis, são apresentados na **Tabela 4.4**. Ocorreram diferenças significativas apenas na estação Local 2 – Barranco do Franco (*Kruskal-Wallis*  $p=0,039$ ), e próximas da significância na estação Local 1 – Ribeira de Odivelas (*Kruskal-Wallis*  $p=0,056$ ). Os resultados dos testes de *Dunn*, aplicados ao Local 2 – Barranco do Franco indicam que apenas 2016 difere dos restantes anos (*Dunn*  $p=0,028$ ). Assim, conclui-se que na maioria das estações não foram observadas diferenças interanuais significativas no total de peixes capturados.

**Tabela 4.4 - Resultados dos testes de *Kruskal-Wallis* e de *Dunn* para avaliar se as diferenças entre as comunidades de peixes do mesmo local foram estatisticamente significativas entre anos de amostragem. A significância estatística encontra-se codificada da seguinte forma: ', se  $p\text{-value}<0,1$ ; \*, se  $p\text{-value}<0,05$ ; \*\*, se  $p\text{-value}<0,01$ ; \*\*\*, se  $p\text{-value}<0,001$ . A negrito estão destacadas as diferenças significativas.**

Estação de monitorização	<i>Kruskal p-value</i>	<i>Dunn p-value</i>	<i>Dunn p-value</i>	<i>Dunn p-value</i>
		2016-2019	2016-2021	2019-2021
L 1 - R. Malcabrão	0,748			
L 3 - R. Odearce	0,120			
L 2 - B. Xacafre	0,971			
L 2 - R. Oriola	0,793			
L 2 - R. Albardão	0,798			
L 1 - R. Azambuja	0,740			
L 4 - R. Pecena	0,890			
L 1 - R. Álamo	0,594			
L 1 - R. Odivelas	0,056'			
L1 - B. Morgadinha	0,368			
L 2 - B. Franco	<b>0,039*</b>	<b>0,028*</b>	<b>0,028*</b>	1,000
L 2 - R. Brenhas	0,704			
L 1 - R. Selmes	0,327			
L 1 - R. Odearce	0,197			
L 1 - Rio Torto	0,162			
L 3 - R. Cardeira	0,596			

O resultado na análise hierárquica de *clusters*, baseada nas contagens relativas de cada *taxon* em cada local e ano, que originaram a matriz de distâncias do Qui-Quadrado utilizada, e em que se recorreu ao método de aglomeração UPGMA, é apresentado na **Figura 4.7**. A correlação entre a matriz de distâncias cofenéticas e a matriz de distâncias original foi elevada ( $r=0,904$ ,  $p<0,001$ ), o que indica que dendrograma resume os dados de forma adequada.



**Figura 4.7 - Dendrograma com o resultado da análise hierárquica de clusters realizado sobre o número de peixes de cada *taxon* capturados nos diferentes locais em cada ano de monitorização em estudo. Encontram-se definidos 4 grupos identificados de A a D, para um nível de corte de 3.**

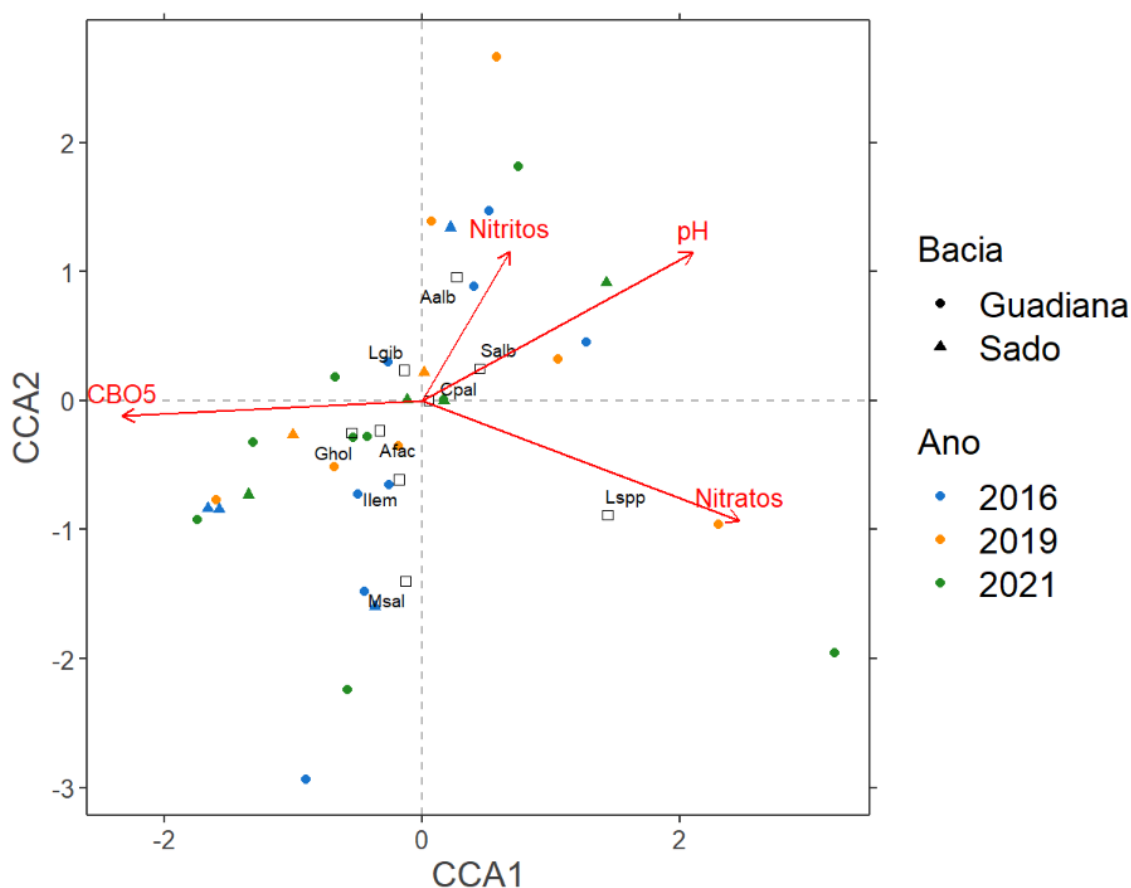
Considerando um nível de corte de 3, podem observar-se três grupos, A, B e C que são constituídos por poucas amostras (entre 2 e 3) e que se distanciam das restantes que se agrupam no grupo D. As amostras do grupo A, apresentaram valores comparativamente elevados de indivíduos da espécie *Iberochondrostoma lemmingi*. O grupo B é formado pelas amostras em que ocorreram maiores abundâncias de *Micropterus salmoides*. O grupo C inclui amostras compostas exclusiva ou quase exclusivamente por *Squalius alburnoides*. Em relação ao grupo D, a composição das amostras é mais heterogênea.

Não é visível nenhum padrão na aglomeração das amostras de acordo com o ano de amostragem. Por outro lado, algumas amostras de diferentes anos nas mesmas estações de amostragem foram agrupadas a uma distância reduzida, como se destaca, principalmente, no caso das amostras de 2016 e 2021 do Local 2 – Ribeira de Brenhas (grupo A), e das amostras de 2019 e 2021 do Local 1 – Ribeira de

Malcabrão (grupo C), o que indica que existiu uma reduzida variabilidade entre estas amostras recolhidas em anos diferentes nos mesmos locais. Também não é claro um padrão de aglomeração com base na proximidade geográfica das estações de amostragem.

Ao submeter a matriz do número de capturas de cada *taxon* à DCA, o comprimento do primeiro eixo foi de 3,570 SD, e assim, optou-se por realizar uma CCA para relacionar os eixos de ordenação com as variáveis explicativas. No processo de seleção aditiva de variáveis foram retidos os seguintes parâmetros: pH ( $p=0,030$ ); nitritos ( $p=0,025$ ); nitratos ( $p=0,015$ ); CBO<sub>5</sub> ( $p=0,080$ ).

Na **Figura 4.8** é apresentado o diagrama de ordenação obtido com a CCA. As 4 variáveis retidas no processo de seleção explicaram 24,3% da variação no número de capturas de cada *taxon*, e a análise foi considerada significativa ( $p=0,003$ , simulação de Monte Carlo com 1000 permutações). A inércia total foi 2,732, e os valores próprios dos eixos 1 e 2 foram 0,312 e 0,273, respetivamente. Ao observar o diagrama é visível que o eixo 1 está positivamente correlacionado com o pH e os nitratos, tem pouca relação com os nitritos, e uma correlação negativa com a CBO<sub>5</sub>, enquanto o eixo 2 está positivamente correlacionado com os nitritos e o pH, negativamente com os nitratos e não tem relação com a CBO<sub>5</sub>.

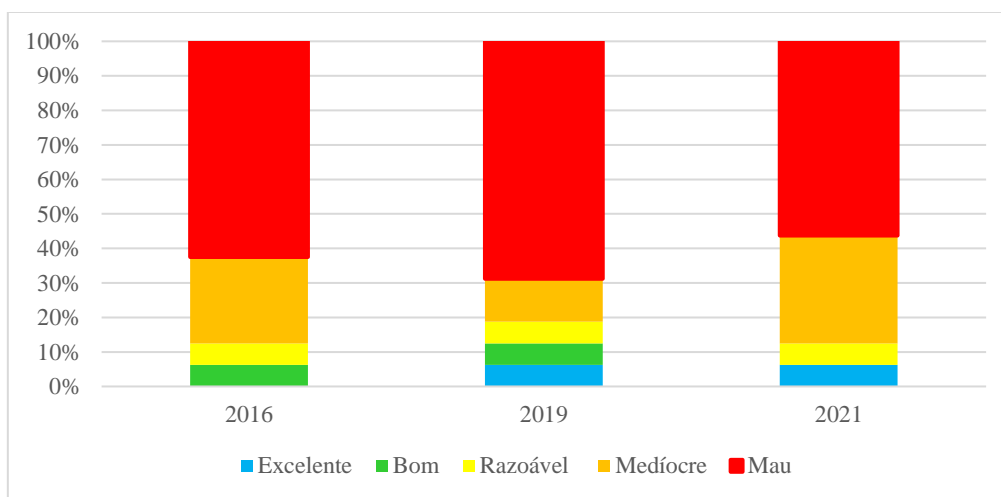


**Figura 4.8 - Diagrama de ordenação obtido com a CCA, com base nos dados das capturas de cada *taxon* nas diferentes estações de amostragem, nos três ciclos de monitorização, e nos dados das variáveis explicativas. Os quadrados brancos representam os *taxa*, as setas vermelhas representam as variáveis explicativas contínuas, e as amostras surgem representadas conforme indicado ao lado do diagrama. Selecionou-se um *scaling* tipo 3 (sobre os *taxa* e as estações). Nas legendas dos *taxa* foram adotadas as mesmas abreviações da Figura 5.3.**

Quanto à ordenação dos *taxa*, são visíveis algumas diferenças na sua resposta às variáveis explicativas. Os indivíduos do género *Luciobarbus* ocorreram mais em locais com maiores valores de nitratos, enquanto os indivíduos da espécie *Alburnus alburnus* foram mais frequentes em locais com níveis de

nitritos e de pH mais elevados. Por outro lado, a espécie *Micropterus salmoides* reagiu negativamente aos valores de nitritos e de pH.

Na **Figura 4.9** são apresentados os resultados globais do F-IBIP, através da proporção de estações de amostragem classificadas em cada classe de qualidade em cada um dos anos de estudo. É visível que, a qualidade deste elemento tem vindo a registar classificações pouco satisfatórias, com a maioria das estações de monitorização a serem enquadradas nas classes “Mau” e “Medíocre”. Não é visível uma tendência bem definida de melhoria ou de pioria da qualidade, mas antes uma oscilação, com uma pioria entre 2016 e 2019, seguida de uma recuperação em 2021. Em 2019, a percentagem de estações classificadas como “Mau” chegou a atingir os 68,8%. Por outro lado, registou-se como aspeto positivo o facto de ter sido atingida a classificação “Excelente” nos anos 2019 e 2021 numa das estações, algo que não tinha acontecido em 2016. Pode também assinalar-se que em 2021, foi verificada a menor proporção de estações classificadas como “Mau” (56,3%). No geral, a percentagem de estações que não cumpre o Bom Estado não se alterou ao longo do tempo, portanto, não houve um agravamento na qualidade biológica com base neste grupo.



**Figura 4.9 - Proporção de estações de amostragem em que as comunidades piscícolas foram classificadas em cada classe de qualidade do F-IBIP, nos três ciclos de monitorização.**

Na **Figura 4.10** são apresentados os resultados do F-IBIP por estação de amostragem, na forma de um mapa. Da análise da figura é perceptível que a estação Local 1 – Ribeira de Malcabrão tem apresentado resultados positivos, atingindo as classes “Bom” e “Excelente”.

Registaram-se melhorias em algumas estações, designadamente:

- Local 1 – Ribeira de Odivelas e Local 1 – Rio Torto (de “Mau” em 2016 e 2019 para “Medíocre” em 2021);
- Local 3 – Ribeira da Cardeira (de “Mau” em 2016 para “Razoável” em 2019 e 2021).

No sentido inverso, verificaram-se piorias da qualidade nas estações:

- Local 1 – Barranco da Morgadinha (de “Medíocre” em 2016 para “Mau” em 2019 e 2021);
- Local 1 – Ribeira do Álamo (de “Razoável” em 2016 para “Medíocre” em 2019 e 2021);
- Local 4 – Ribeira de Pecena (de “Medíocre” em 2016 para “Mau” em 2019 e 2021).

Nas restantes estações os resultados mantiveram-se constantes ou sofreram oscilações.

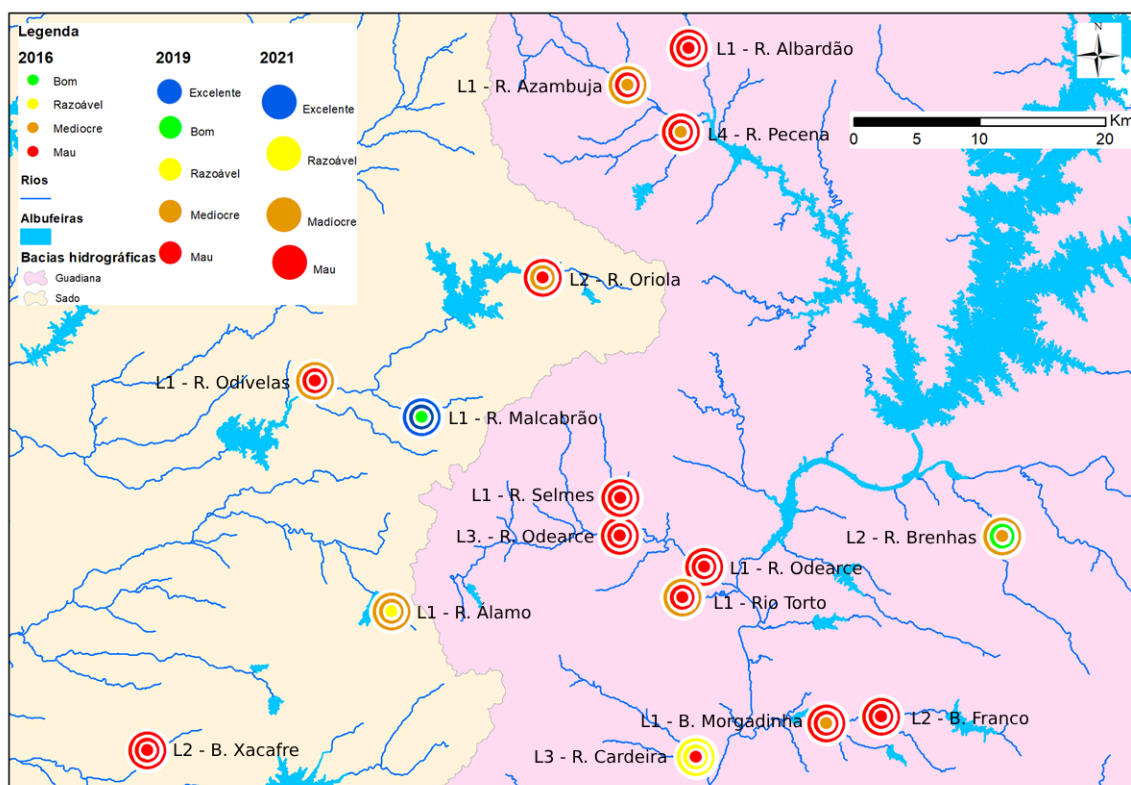
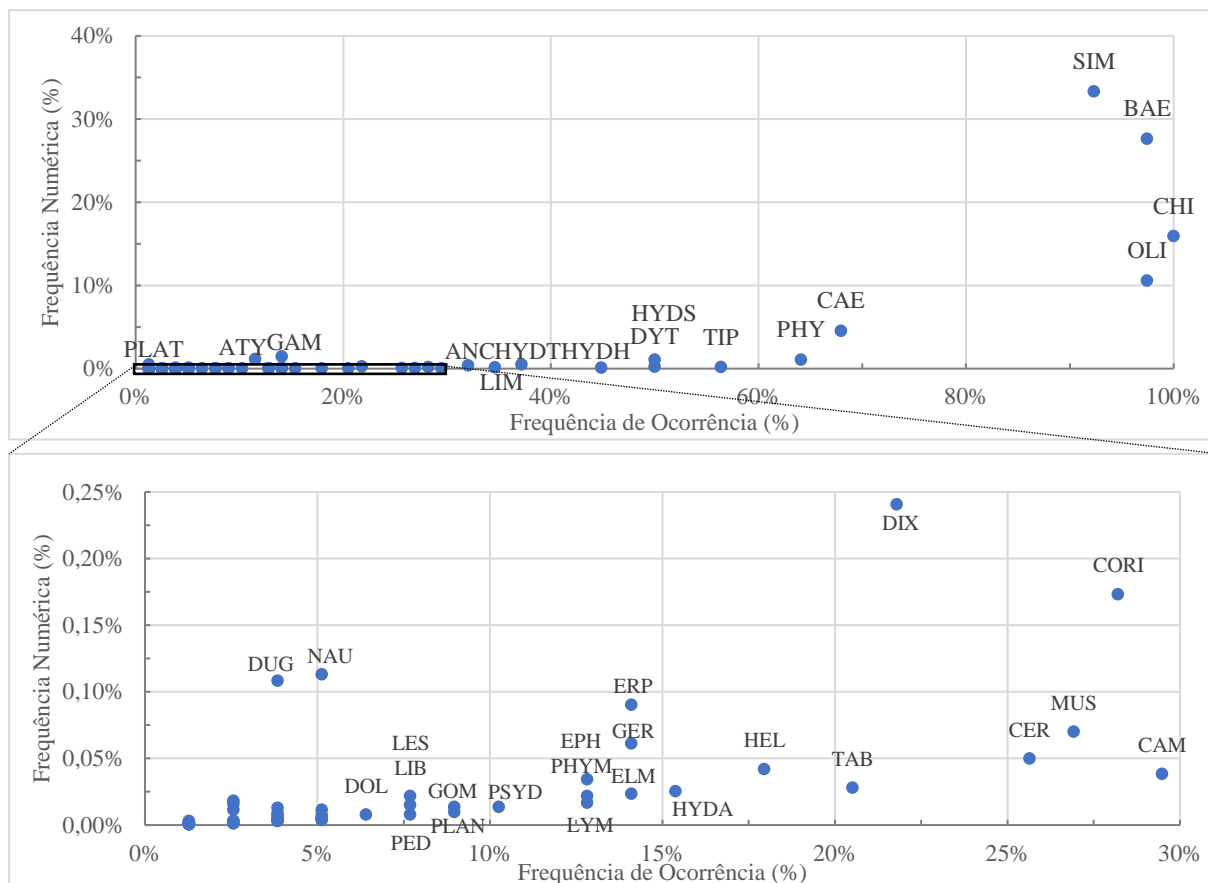


Figura 4.10 – Representação cartográfica dos resultados do F-IBIP para as várias estações de amostragem, nos três anos em estudo.

#### 4.4 MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

Nas amostragens de macroinvertebrados foram identificados 72 *taxa* (71 famílias e a subclasse Oligochaeta) e contabilizados 192 916 indivíduos. Na **Figura 4.11** é apresentado o gráfico que relaciona a FO com a FN dos *taxa* deste elemento biológico, ainda que devido ao grande número de *taxa* nem todos tenham sido legendados (aqueles que apresentaram  $FO \leq 5\%$  de FO e  $FN < 0,05\%$ ) de forma a permitir a leitura. Destaca-se que 4 *taxa* registaram abundâncias elevadas, representando, em conjunto, 87,4% do total de indivíduos amostrados, Simuliidae (FN=33,3%); Baetidae (FN=27,6%); Chironomidae (FN=15,9%); Oligochaeta (FN=10,6%). Estes foram também muito frequentes, registando sempre uma  $FO > 90\%$ . Os restantes *taxa* apresentaram uma  $FN < 10\%$ , mas alguns foram também frequentes nas amostras. Este é o caso dos Caenidae (FO=67,8%), dos Physidae (FO=64,1%) e dos Tipulidae (FO=56,4%). São visíveis 55 *taxa* que apresentaram FN e FO reduzidas (FN < 0,25% e FO < 30%).



**Figura 4.11** - Composição taxonômica das amostras de macroinvertebrados, no total dos três ciclos de monitorização, expressa através das frequências numérica e de ocorrência dos *taxa*. O painel inferior representa a secção assinalada com um retângulo no painel superior, com uma escala que facilita a visualização dos *taxa* menos representados. Uma vez que ainda existia uma grande concentração de *taxa* com  $FO \leq 5\%$  de FO e  $FN < 0,05\%$ , estes não foram legendados. As abreviações utilizadas nas legendas podem ser consultadas no Anexo VIII.

Na **Figura 4.12** são apresentados o número de indivíduos e o número de *taxa* amostrados em cada estação de amostragem, em cada um dos anos em estudo. Em termos gerais, fica claro que num mesmo ano, a variabilidade do número de indivíduos recolhidos entre as estações de amostragem é elevada, podendo variar entre as dezenas e as dezenas de milhar. Quanto à diversidade taxonômica, em 50 das 78 amostras variou entre 10 e 20 *taxa*. A diversidade mínima foi de quatro *taxa*, e a máxima foi de 23 *taxa*. O número de indivíduos recolhidos e a diversidade taxonômica numa determinada estação ao longo dos anos também apresentou uma grande variabilidade.

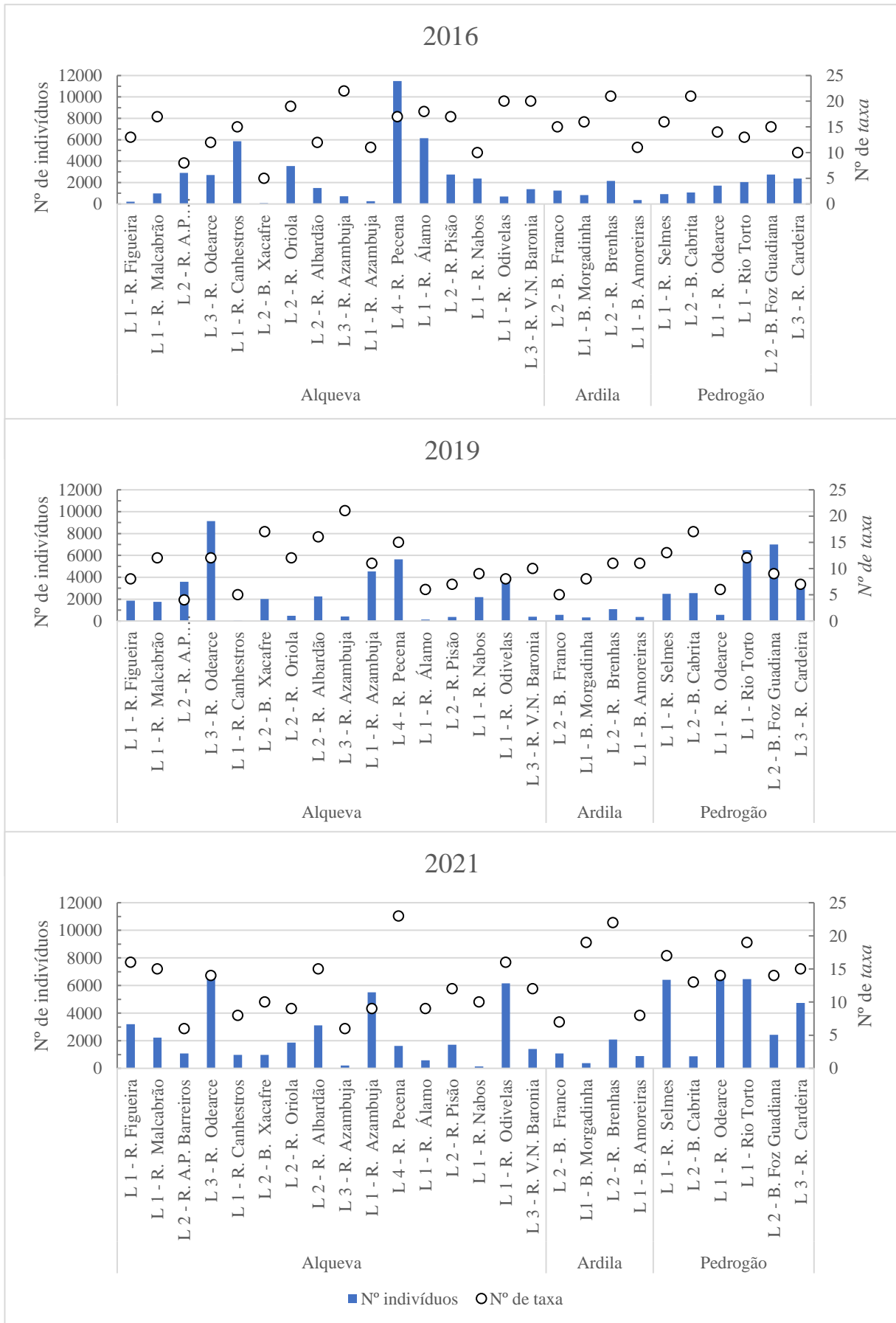


Figura 4.12 - Número de macroinvertebrados recolhidos e o número de taxa presentes em cada estação de amostragem, com as estações agrupadas por subsistema e por bloco de rega, em 2016, 2019 e 2021.

Em 2016, foi recolhido o maior número de macroinvertebrados numa única estação de amostragem nos três anos em estudo. Esta situação ocorreu no Local 4 – Ribeira de Pecena, com 11495 indivíduos, pertencentes a 17 *taxa*, embora a amostra tenha sido constituída maioritariamente por Simuliidae (75,7%). No outro extremo, o Local 2 – Barranco do Xacafre registou o número de indivíduos mais baixo neste ano (93), e de *taxa* (5). Além desta estação, só o Local 2 – Ribeira de A. Pedro de Barreiros registou um valor abaixo de 10 *taxa* (8). O número mais elevado foi observado no Local 3 – Ribeira da Azambuja, 22.

Em 2019, o maior número de organismos recolhidos foi registado no Local 3 – Ribeira de Odearce, com 9140 indivíduos, mais uma vez associado a uma grande concentração de Simuliidae, que representaram 72,9% da amostra. O registo mais baixo neste e também nos três anos de amostragem, ocorreu no Local 1 – Ribeira de Canhestros, onde foram recolhidos apenas 52 indivíduos. Apesar disso, esta não foi a amostra com menor diversidade taxonómica, tendo esta situação ocorrido no Local 2 – Ribeira de A. Pedro de Barreiros, com 4 *taxa*. A maior diversidade foi observada no Local 3 – Ribeira da Azambuja (21 *taxa*). Comparativamente a 2016, houve um maior número de estações com diversidade inferior a 10 *taxa*, situação que se verificou em 12 estações.

Em 2021, não se observou uma estação com um número de indivíduos recolhidos muito acima das restantes, com o máximo a ocorrer no Local 3 – Ribeira de Odearce (7020). Neste caso, as amostras já não foram dominadas pelos Simuliidae (40,9%), tendo sido os Baetidae o *taxon* mais representado nesta amostra (49,2%). Neste ano foram recolhidos mais de 100 indivíduos em todas as estações, e o mínimo foi observado no Local 1 – Ribeira do Nabos, com 131 indivíduos. O número de *taxa* variou entre 6 no Local 3 – Ribeira da Azambuja e no Local 2 - Ribeira de A. Pedro de Barreiros, e 23 no Local 4 – Ribeira de Pecena. O número de estações com diversidade inferior a 10 *taxa* foi de 8, menor que em 2019, mas superior a 2016.

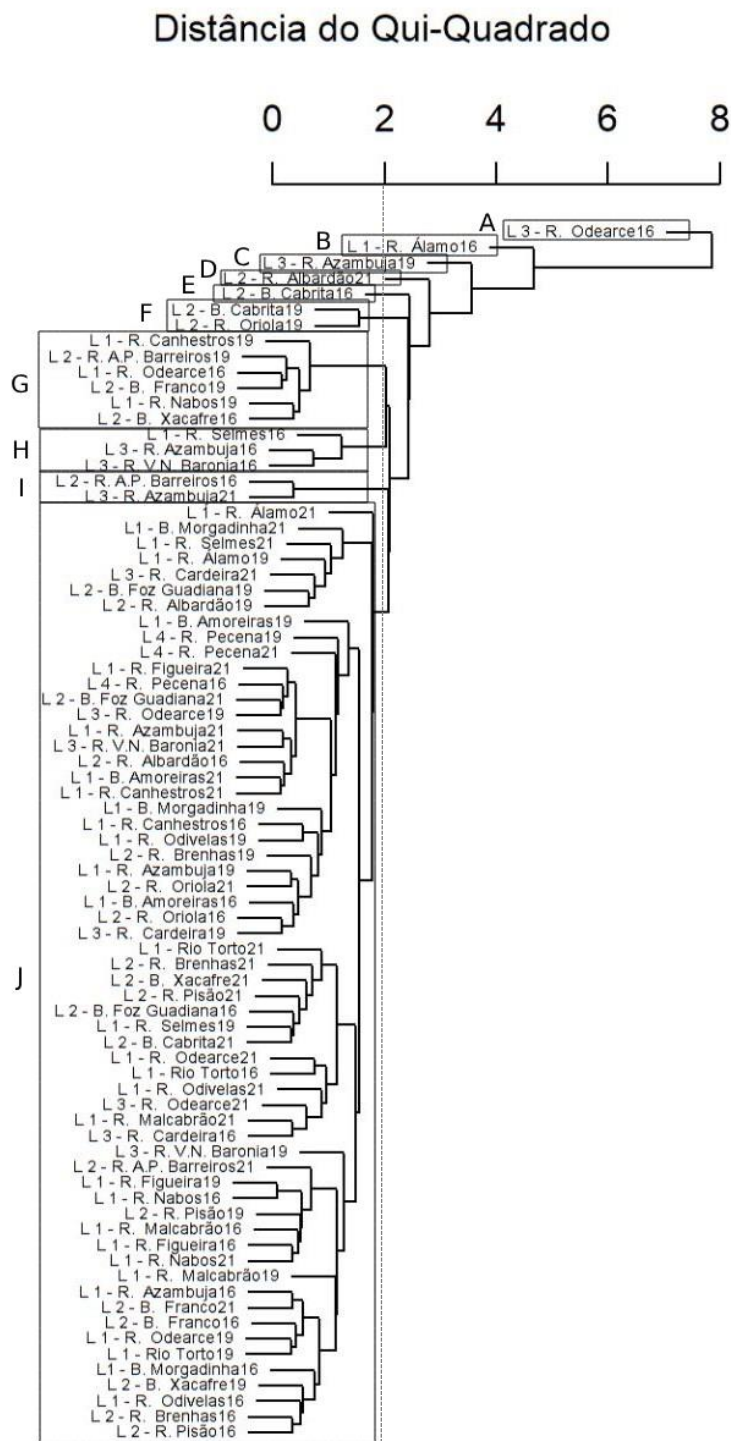
Devido à grande dimensão da matriz com as correlações entre as abundâncias dos pares de *taxa* de macroinvertebrados, esta não é apresentada no texto principal, mas pode ser consultada no Anexo VI. Foi observada apenas uma correlação forte e significativa entre as abundâncias de Baetidae e Simuliidae ( $r=0,612$ ,  $p<0,001$ ). Contudo, houve algumas correlações significativas que ficaram próximas do limiar para serem consideradas fortes: entre Caenidae e Hydroptilidae ( $r=0,593$ ,  $p<0,001$ ); entre Limoniidae e Naucoridae ( $r=0,571$ ,  $p=0,001$ ); entre Baetidae e Caenidae ( $r=0,559$ ;  $p<0,001$ ).

Na **Tabela 4.5** são apresentados os resultados dos testes de *Kruskal-Wallis*, que consideraram o total de indivíduos de cada *taxon* recolhidos em cada local, entre os três anos em estudo, assim como os resultados dos testes de *Dunn*. Apesar da variabilidade detetada na análise exploratória, só foram identificadas diferenças significativas em 2 estações: Local 1 – Ribeira de Odearce (*Kruskal-Wallis*  $p=0,039$ ); Local 2 – Barranco do Xacafre (*Kruskal-Wallis*  $p=0,024$ ). No caso do Local 1 – Ribeira de Odearce, as diferenças ocorreram entre as amostras de 2019 e 2021 (*Dunn*  $p=0,011$ ). No Local 2 – Barranco do Xacafre, as diferenças ocorreram entre as amostras de 2016 e 2019 (*Dunn*  $p=0,006$ ). Estes testes demonstraram uma baixa variabilidade interanual das comunidades.

Tabela 4.5 - Resultados dos testes de *Kruskal-Wallis* e de *Dunn* para avaliar se as diferenças entre as comunidades de macroinvertebrados do mesmo local foram estatisticamente significativas entre anos de amostragem. A significância estatística encontra-se codificada da seguinte forma: ′, se  $p\text{-value}<0,1$ ; \*, se  $p\text{-value}<0,05$ ; \*\*, se  $p\text{-value}<0,01$ ; \*\*\*, se  $p\text{-value}<0,001$ . A negrito estão destacadas as diferenças significativas.

Estação de monitorização	Kruskal <i>p</i> -value	Dunn <i>p</i> -value		
		2016-2019	2016-2021	2019-2021
L1 - B. Morgadinha	0,373			
L 1 - B. Amoreiras	0,798			
L 1 - R. Azambuja	0,570			
L 1 - R. Figueira	0,091′			
L 1 - R. Canhestros	0,080′			
L 1 - R. Malcabrão	0,850			
L 1 - R. Odearce	<b>0,039*</b>	0,282	0,144	<b>0,011*</b>
L 1 - R. Odivelas	0,383			
L 1 - R. Selmes	0,517			
L 1 - R. Álamo	0,146			
L 1 - R. Nabos	0,510			
L 1 - Rio Torto	0,607			
L 2 - B. Cabrita	0,240			
L 2 - B. Foz Guadiana	0,867			
L 2 - B. Franco	0,197			
L 2 - B. Xacafre	<b>0,024*</b>	<b>0,006**</b>	0,183	0,161
L 2 - R. Oriola	0,214			
L 2 - R. A.P. Barreiros	0,917			
L 2 - R. Brenhas	0,410			
L 2 - R. Albardão	0,500			
L 2 - R. Pisão	0,103			
L 3 - R. Azambuja	0,054′			
L 3 - R. Cardeira	0,229			
L 3 - R. Odearce	0,447			
L 3 - R. V.N. Baronia	0,236			
L 4 - R. Pecena	0,541			

O resultado da análise hierárquica de *clusters*, baseada nas contagens relativas de cada *taxon* em cada local e ano, que originaram a matriz de distâncias do Qui-Quadrado utilizada, e em que se recorreu ao método de aglomeração UPGMA, é apresentado na **Figura 4.13**. A correlação entre a matriz de distâncias cofenéticas e a matriz de distâncias original foi elevada ( $r=0,953$ ,  $p<0,001$ ), o que indica que dendrograma resume os dados de forma adequada.



**Figura 4.13 - Dendrograma com o resultado da análise hierárquica de *clusters*. As amostras, correspondentes ao número de macroinvertebrados de cada *taxon* recolhidos nos diferentes locais, nos três anos em estudo. Encontram-se definidos 10 grupos identificados de A a J para um nível de corte de 2.**

Considerando um nível de corte de 2, podem observar-se vários grupos formados por apenas uma ou duas amostras, nomeadamente os grupos A, B, C, D, E e F, que se diferenciaram das restantes amostras. Ao consultar a matriz biológica é possível constatar que, em geral, esta diferenciação ocorre porque existiu um *taxon* que esteve muito mais representado naquela amostra do que nas restantes. A amostra do grupo A conteve 98,1% do total de indivíduos da família Atyidae. De forma semelhante, a amostra do grupo B incluiu uma grande proporção do total de indivíduos da família Gammaridae (92,5%). A

amostra do grupo D conteve 79,7% do total de indivíduos da família Dixidae, enquanto a amostra do grupo E conteve 51,2% do total de indivíduos da família Corixidae. As duas amostras do grupo F representaram em conjunto 96,3% do total de indivíduos da família Naucoridae. A exceção foi o grupo C, em que não é evidente a maior representação de algum taxon em específico, e a diferenciação terá ocorrido pelo facto de alguns *taxa* abundantes nas restantes amostras, como os Baetidae e os Simuliidae, terem apresentado abundâncias reduzidas. Em relação aos restantes quatro grupos formados, a composição das amostras foi mais homogeneizada o que levou a menores distâncias no seu agrupamento.

Não é visível nenhum padrão na aglomeração das amostras de acordo com o ano de amostragem, o que vai de encontro aos resultados dos testes de *Kruskal-Wallis*. Ainda que, tenha existido uma maior concentração das amostras de 2021 no grupo J face aos restantes grupos, o grupo J também é formado por um número consideravelmente superior de amostras. A proximidade geográfica não parece ter sido determinante nos agrupamentos formados, pois os grupos que contêm menor número de amostras (todos à exceção do J) são compostos por amostras de estações que não são geograficamente próximas, como se pode verificar consultando o mapa da **Figura 3.1**. O grupo J inclui amostras relativas a estações com alguma proximidade geográfica, contudo, por incluir uma grande parte das amostras, isso seria inevitável, não permitindo retirar conclusões sobre a influência deste aspeto.

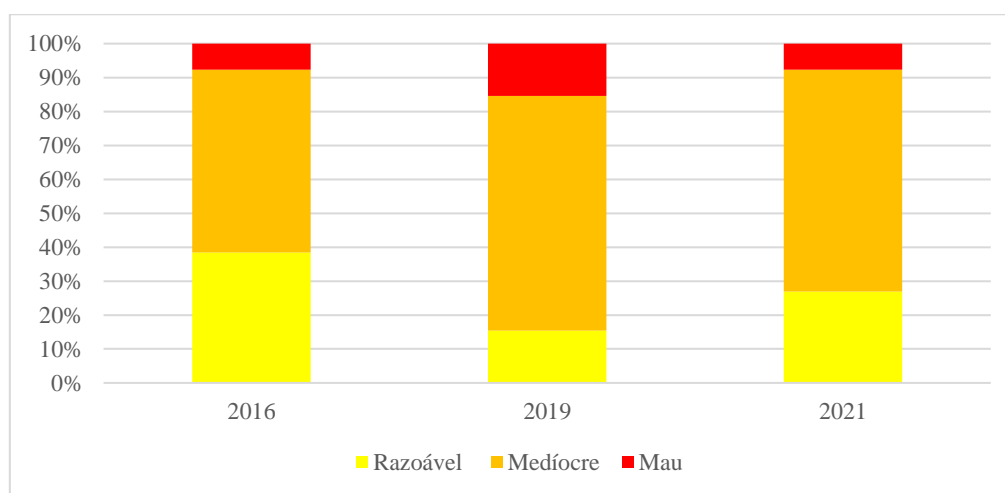
Ao submeter a matriz com os números de indivíduos de cada *taxa* recolhidos em cada local, nos três anos em estudo. e após a transformação ( $\log_{10}(x+1)$ ), à DCA, o comprimento do primeiro eixo foi de 1,820 SD, e assim, optou-se pela RDA como método de ordenação para relacionar as variáveis explicativas com a variável resposta. No processo de seleção aditiva de variáveis explicativas foram retidas: ano de amostragem ( $p=0,005$ ); nitratos ( $p=0,005$ ); taxa de saturação em O<sub>2</sub> ( $p=0,005$ ); condutividade ( $p=0,005$ ); bacia hidrográfica ( $p=0,060$ ).

Na **Figura 4.14** é apresentado o diagrama de ordenação obtido com a RDA para os dados recolhidos nas diferentes estações de amostragem, nos três ciclos de monitorização. As cinco variáveis retidas no processo de seleção explicaram 26,2% da variação no número macroinvertebrados recolhidos, e a análise foi considerada significativa ( $p\text{-value}=0,001$ , simulação de Monte Carlo com 1000 permutações). A inércia total foi 7,51, e os valores próprios dos eixos 1 e 2 foram 1,262 e 0,296, respetivamente.



reagir positivamente foram, em geral, mais abundantes em 2021. Todavia, é importante referir que embora o ano de amostragem tenha sido tratado como uma variável categórica, as três categorias não são verdadeiramente independentes entre si, existindo uma sequência temporal que faz com que as observações feitas num ano possam estar dependentes daquilo que ocorreu em anos anteriores. Finalmente, a bacia hidrográfica também influenciou a abundância dos diferentes *taxa*, como é o caso dos Dytiscidae que foram mais abundantes na bacia do rio Guadiana.

Os resultados do IPTIs são apresentados na **Figura 4.15**. Em concordância com o que se tinha observado em relação aos resultados do F-IBIP, também não há uma tendência de melhoria da qualidade ao longo dos anos de amostragem, e observou-se a mesma tendência de diminuição geral da qualidade em 2019, em relação a 2016, seguida de uma recuperação em 2021. Ainda assim, esta recuperação não foi total, e a proporção de estações que atingiram a classe “Razoável” (26,9%) não atingiu a proporção que tinha sido observada em 2016 (38,5%), o ano em que esta classe teve uma percentagem de estações ligeiramente superior.



**Figura 4.15 - Proporção de estações de amostragem que obtiveram cada classe de qualidade no IPTIs, nos três ciclos de monitorização.**

Comparativamente aos resultados obtidos para o F-IBIP, os resultados do IPTIs são menos penalizadores na medida em que a percentagem de estações de amostragem classificadas como “Mau” foi consideravelmente menor em todos os anos de amostragem, tendo atingido 15,4% no pior ano (2019). No entanto, também existe um aspeto bastante negativo associado ao facto de não ter sido atingida a classificação “Bom” nem “Excelente” em nenhuma das estações de amostragem em análise, ao contrário do que ocorreu em relação ao F-IBIP.

O mapa com os resultados do IPTIs por estação de amostragem, em cada um dos anos de estudo, é apresentado na **Figura 4.16**. É possível observar que algumas das estações têm registado tendências de melhoria da qualidade:

- Local 1 – Ribeira da Figueira, Local 1 – Ribeira de Selmes, Local 1 – Rio Torto, e Local 3 – Ribeira da Cardeira (de “Medíocre” em 2016 e 2019 para “Razoável” em 2021);
- Local 2 – Barranco do Xacafre (de “Mau” em 2016 para “Medíocre” em 2019 e 2021);
- Local 4 – Ribeira de Pecena (de “Medíocre” em 2016 para “Razoável” em 2019 e 2021).

No sentido inverso, houve estações que registaram uma tendência de pioria da qualidade:

- Local 1 – Ribeira de Odivelas, Local 3 – Ribeira de Vila Nova de Baronia, Local 1 – Ribeira de Odearce e Local 2 – Barranco da Foz do Guadiana (de “Razoável” em 2016 para “Medíocre” em 2019 e 2021);
- Local 2 – Ribeira de A. Pedro de Barreiros (de “Medíocre” em 2016 para “Mau” em 2019 e 2021);
- Local 3 – Ribeira de Azambuja (de “Razoável” em 2016 e 2019 para “Mau” em 2021);
- Local 2 – Barranco da Cabrita (de “Razoável” em 2016 e 2019 para “Medíocre” em 2021).

Nas restantes estações os resultados mantiveram-se constantes ou sofreram oscilações.

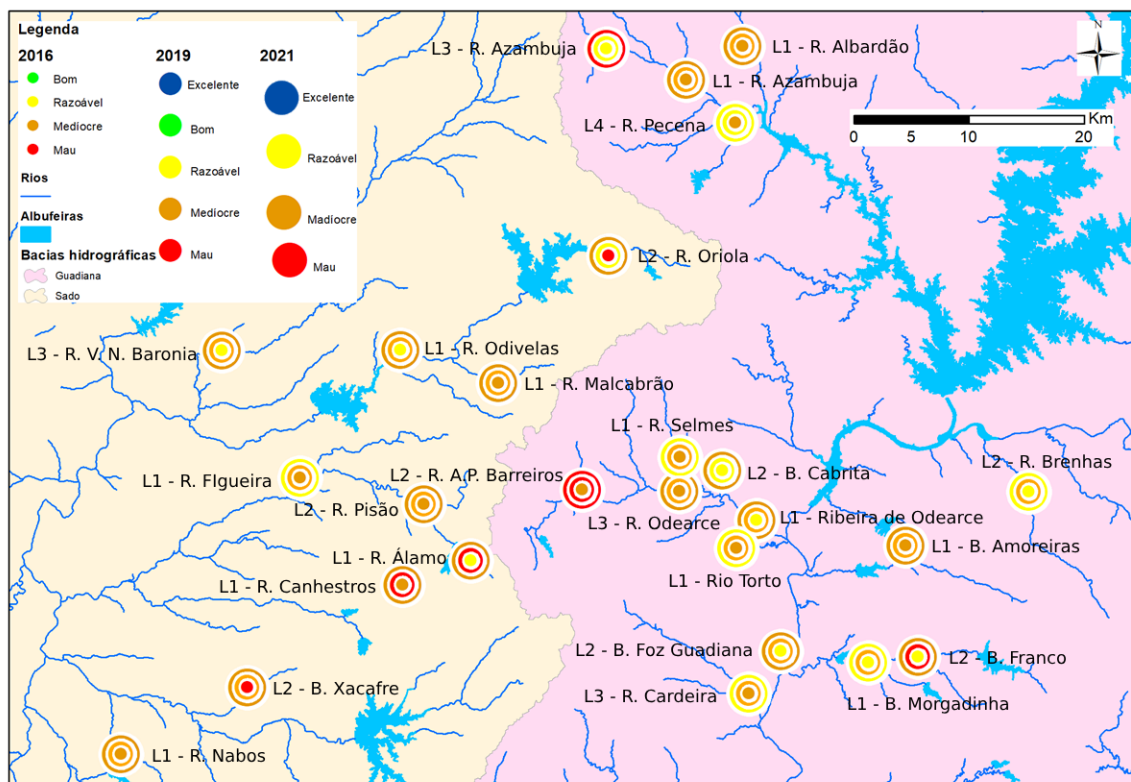
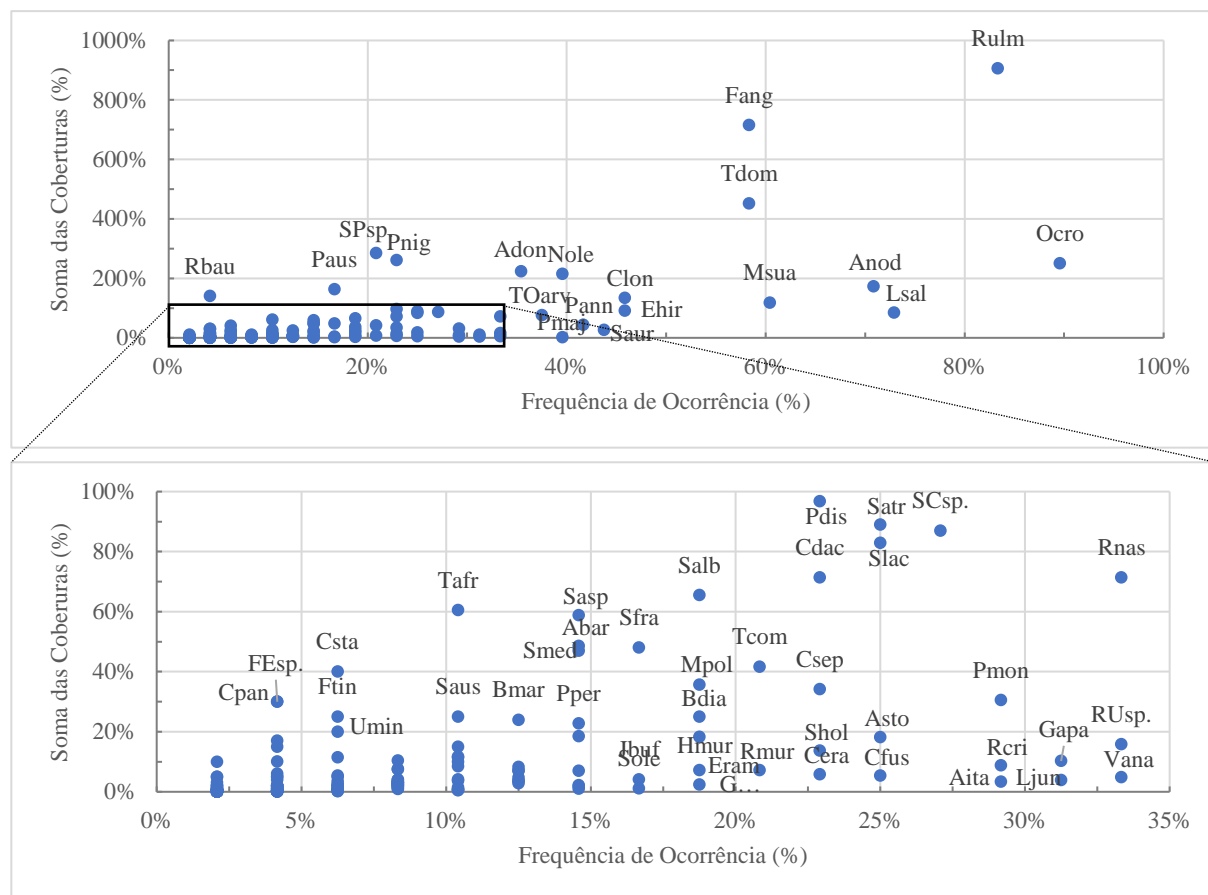


Figura 4.16 – Representação cartográfica dos resultados do IPTIs para as várias estações de amostragem, nos três anos em estudo.

#### 4.5 MACRÓFITOS

Nas amostragens de macrófitos foram inventariados 194 *taxa* (considerando espécies e géneros). Uma vez que este elemento biológico é quantificado em cobertura e não em número de indivíduos, não é possível obter a FN. Assim, em alternativa, o gráfico acerca da composição taxonómica relaciona a FO com a soma da percentagem de cobertura de cada *taxa* no total das amostras em estudo (Figura 4.17). Existiu um conjunto de sete espécies que foram bastante frequentes, ocorrendo em mais de metade das amostras, sendo de destacar a espécie *Oenanthe crocata* (FO=89,6%), que, contudo, não foi aquela cuja soma das coberturas foi mais elevada (250%). A espécie com a maior soma das coberturas foi *Rubus ulmifolius* (906%), que foi a segunda mais frequente (FO=83,3%). As espécies *Fraxinus angustifolia* e *Typha dominguensis* também foram abundantes comparativamente às restantes, com somas das coberturas de 715% e 452%, respetivamente, e ambas registaram uma FO de 58,3%. Este grupo é ainda

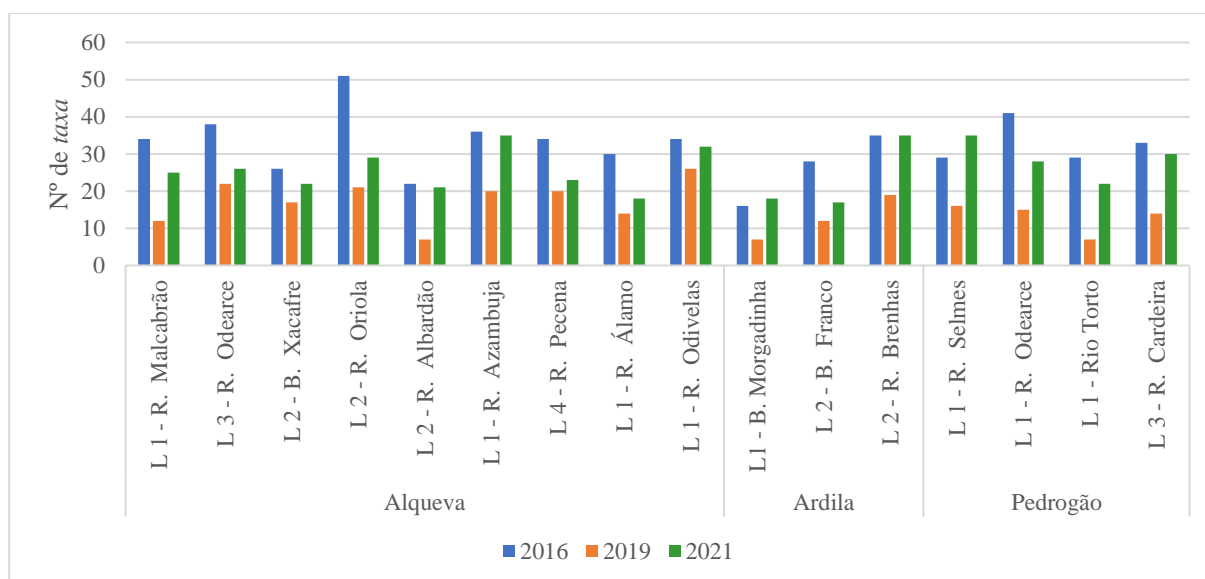
constituído pelas espécies: *Lythrum salicaria* (soma das coberturas=85%, FO=72,9%); *Apium nodiflorum* (soma das coberturas=173%, FO=70,8%); e *Mentha suaveolens* (soma das coberturas=118%, FO=60,4%). Os restantes *taxa* apresentados no painel superior da figura ainda foram consideravelmente abundantes e/ou frequentes.



**Figura 4.17 - Composição taxonômica das amostras de macrófitos, expressa através da soma das coberturas estimadas e da frequência de ocorrência dos *taxa*. O painel inferior representa a secção assinalada com um retângulo no painel superior, com uma escala que facilita a visualização dos *taxa* menos representados. Uma vez que ainda existia uma grande concentração de *taxa* com  $FO \leq 15\%$  de FO e soma das coberturas  $< 20\%$ , estes não foram legendados. As abreviações utilizadas nas legendas podem ser consultadas no Anexo VIII.**

No painel inferior é possível verificar que dentro do grupo de *taxa* menos frequentes ou abundantes também existe uma variabilidade importante, e uma concentração de *taxa* com valores reduzidos e que por isso não foram legendados.

Na **Figura 4.18** é apresentado o número de *taxa* inventariados em cada estação de amostragem, nos três anos em estudo. É visível um padrão geral de menor riqueza taxonômica em 2019, comparativamente a 2016 e 2021. Também se pode observar que em 13 das 16 estações consideradas, o número de *taxa* em 2016 foi superior ao registado em 2021. Ainda assim, em muitas das amostras a diferença é reduzida. Apenas três amostras apresentaram um número de *taxa* inferior a 10, todas relativas a 2019, e às estações Local 2 – Ribeira do Albardão, Local 1 – Barranco da Morgadinha e Local 1 – Rio Torto, onde foram inventariados sete *taxa*. Por outro lado, houve duas amostras que superaram os 40 *taxa*, ambas relativas a 2016 e correspondentes às estações Local 2 – Ribeira de Oriola (51 *taxa*) e Local 1 – Ribeira de Odearce (41 *taxa*).



**Figura 4.18 - Número de taxa inventariados em cada estação de amostragem, nos três anos em estudo. As estações de amostragem encontram-se ordenadas por bloco de rega.**

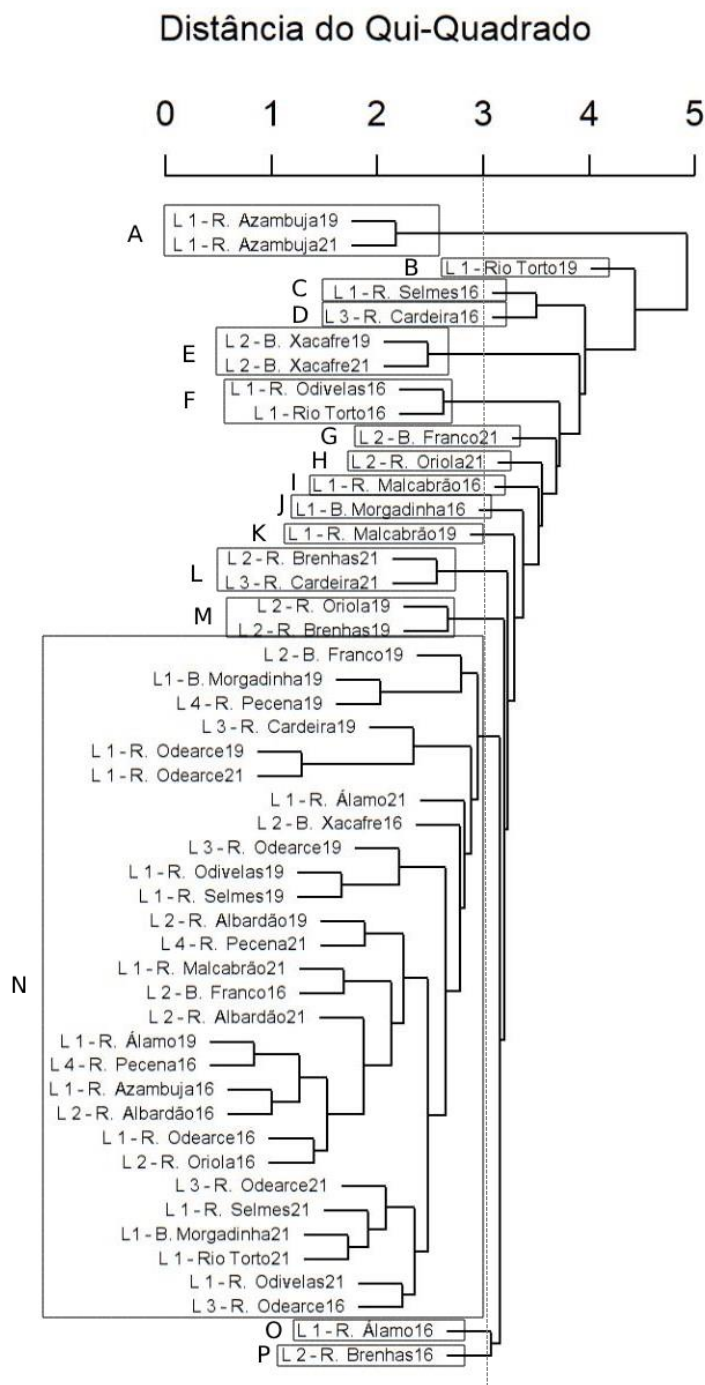
Devido às grandes dimensões da matriz com as correlações entre as abundâncias dos pares de taxa de macroinvertebrados, esta não é apresentada no texto principal, mas pode ser consultada no Anexo VII. Foram observadas correlações fortes e significativas entre: *Agrostis stolonifera* e *Bromus diandrus* ( $r=0,606$ ;  $p<0,001$ ); *Apium nodiflorum* e *Schoenoplectus sp.* ( $r=0,655$ ;  $p<0,001$ ); *Avena barbata ssp. barbata* e *Dittrichia viscosa ssp. viscosa* ( $r=0,804$ ;  $p<0,001$ ); *Avena barbata ssp. barbata* e *Polypogon monspeliensis* ( $r=0,695$ ;  $p<0,001$ ); *Avena barbata ssp. barbata* e *Torilis arvensis* ( $r=0,832$ ;  $p<0,001$ ); *Bromus rigidus* e *Hordeum murinum* ( $r=0,725$ ;  $p<0,001$ ); *Bromus rigidus* e *Medicago minima* ( $r=0,844$ ;  $p<0,001$ ); *Cynodon dactylon* e *Flueggea tinctoria* ( $r=0,787$ ;  $p<0,001$ ); *Cynodon dactylon* e *Mentha suaveolens* ( $r=0,642$ ;  $p<0,001$ ); *Cyperus longus* e *Flueggea tinctoria* ( $r=0,732$ ;  $p<0,001$ ); *Dittrichia viscosa ssp. viscosa* e *Paspalum distichum* ( $r=0,676$ ;  $p<0,001$ ); *Dittrichia viscosa ssp. viscosa* e *Polypogon monspeliensis* ( $r=0,666$ ;  $p<0,001$ ); *Dittrichia viscosa ssp. viscosa* e *Torilis arvensis* ( $r=0,632$ ;  $p<0,001$ ); *Hordeum murinum* e *Medicago minima* ( $r=0,654$ ;  $p<0,001$ ); *Lythrum salicaria* e *Rorippa nasturtium-aquaticum* ( $r=0,753$ ;  $p<0,001$ ); *Mentha suaveolens* e *Schoenoplectus sp.* ( $r=0,680$ ;  $p<0,001$ ); *Osyris alba* e *Stellaria media* ( $r=0,892$ ;  $p<0,001$ ); *Polypogon monspeliensis* e *Torilis arvensis* ( $r=0,679$ ;  $p<0,001$ ); *Populus nigra* e *Rubus ulmifolius* ( $r=0,650$ ;  $p<0,001$ ); *Salix atrocinerea* e *Salix fragilis* ( $r=0,687$ ;  $p<0,001$ ).

Os resultados dos testes de *Kruskal-Wallis*, para avaliar em que estações de amostragem foram observadas diferenças interanuais significativas nas comunidades de macrófitos, são apresentados na **Tabela 4.6**. Foram encontradas diferenças significativas na estação Local 2 – Ribeira de Albardão (*Kruskal*  $p=0,026$ ). Pode ainda mencionar-se que no Local 2 - Ribeira da Oriola, o *p-value* determinado esteve pouco acima do nível de significância (*Kruskal*  $p=0,052$ ). À semelhança dos resultados obtidos para os outros dois elementos biológicos, na maioria das estações não foram observadas diferenças interanuais significativas. No caso do Local 2 – Ribeira de Albardão, as diferenças ocorreram entre 2016 e 2019 (*Dunn*  $p=0,016$ ).

Tabela 4.6 - Resultados dos testes de *Kruskal-Wallis* e de *Dunn* para avaliar se as diferenças entre as comunidades de macrófitos do mesmo local foram estatisticamente significativas entre anos de amostragem. A significância estatística encontra-se codificada da seguinte forma: ‘, se  $p\text{-value}<0,1$ ; \*, se  $p\text{-value}<0,05$ ; \*\*, se  $p\text{-value}<0,01$ ; \*\*\*, se  $p\text{-value}<0,001$ . A negrito estão destacadas as diferenças significativas.

Estação de monitorização	Kruskal p-value	Dunn p-value	Dunn p-value	Dunn p-value
		2016-2019	2016-2021	2019-2021
L 1 - R. Malcabrão	0,394			
L 3 - R. Odearce	0,684			
L 2 - B. Xacafre	0,240			
L 2 - R. Oriola	0,052'			
L 2 - R. Albardão	<b>0,026*</b>	<b>0,016*</b>	0,146	0,337
L 1 - R. Azambuja	0,175			
L 4 - R. Pecena	0,536			
L 1 - R. Álamo	0,277			
L 1 - R. Odivelas	0,905			
L1 - B. Morgadinha	0,087'			
L 2 - B. Franco	0,693			
L 2 - R. Brenhas	0,175			
L 1 - R. Selmes	0,393			
L 1 - R. Odearce	0,218			
L 1 - Rio Torto	0,081'			
L 3 - R. Cardeira	0,071'			

Na **Figura 4.19** é apresentado o dendrograma, baseado na percentagem de cobertura de cada *taxon* em cada local e ano, obtido com a classificação hierárquica de *clusters*, utilizando a distância do Qui-quadrado e o método de ligação UPGMA. A correlação entre a matriz de distâncias cofenéticas e a matriz de distâncias original foi elevada ( $r=0,847$ ;  $p<0,001$ ), o que indica que dendrograma resume os dados de forma adequada.



**Figura 4.19 - Dendrograma com o resultado da análise hierárquica de *clusters*. As amostras, correspondentes ao número de macrófitos de cada *taxon* inventariados nos diferentes locais, nos três anos em estudo. Encontram-se definidos 16 grupos identificados de A a P, para um nível de corte de 3.**

Considerando um nível de corte de 3, é possível identificar alguns grupos que se distanciam mais dos restantes e que são compostos por apenas uma ou duas amostras. É esse o caso do grupo A, em que ao consultar a matriz biológica é possível verificar que esta maior diferenciação se deveu à presença considerável da espécie *Callitriche stagnalis*, que registou uma cobertura estimada de 20% nas duas amostras deste grupo, sendo que esta espécie só ocorreu em mais uma outra amostra e de forma muito residual (cobertura estimada de 0,1%). A presença de espécies que foram inexistentes ou residuais nas restantes amostras poderá explicar a maior diferenciação destes grupos.

Não é visível um padrão geral de agrupamento em função do ano de amostragem, e o efeito da proximidade geográfica também não é claro. No grupo N existem amostras de estações geograficamente próximas, contudo, este grupo abrangeu uma parte considerável das amostras, e assim, seria expectável que tal acontecesse, existindo também no mesmo grupo estações geograficamente distantes. A tendência mais perceptível é para a formação de grupos que incluem duas amostras da mesma estação recolhidas em anos diferentes, nomeadamente, os grupos A e E. Este resultado indica que as comunidades de macrófitos no Local 1 – Ribeira da Azambuja e no Local 2 – Barranco do Xacafre, entre 2019 e 2021, foram semelhantes, o que é consistente com a baixa variabilidade interanual destas comunidades que foi determinada com os testes de *Kruskal-Wallis*.

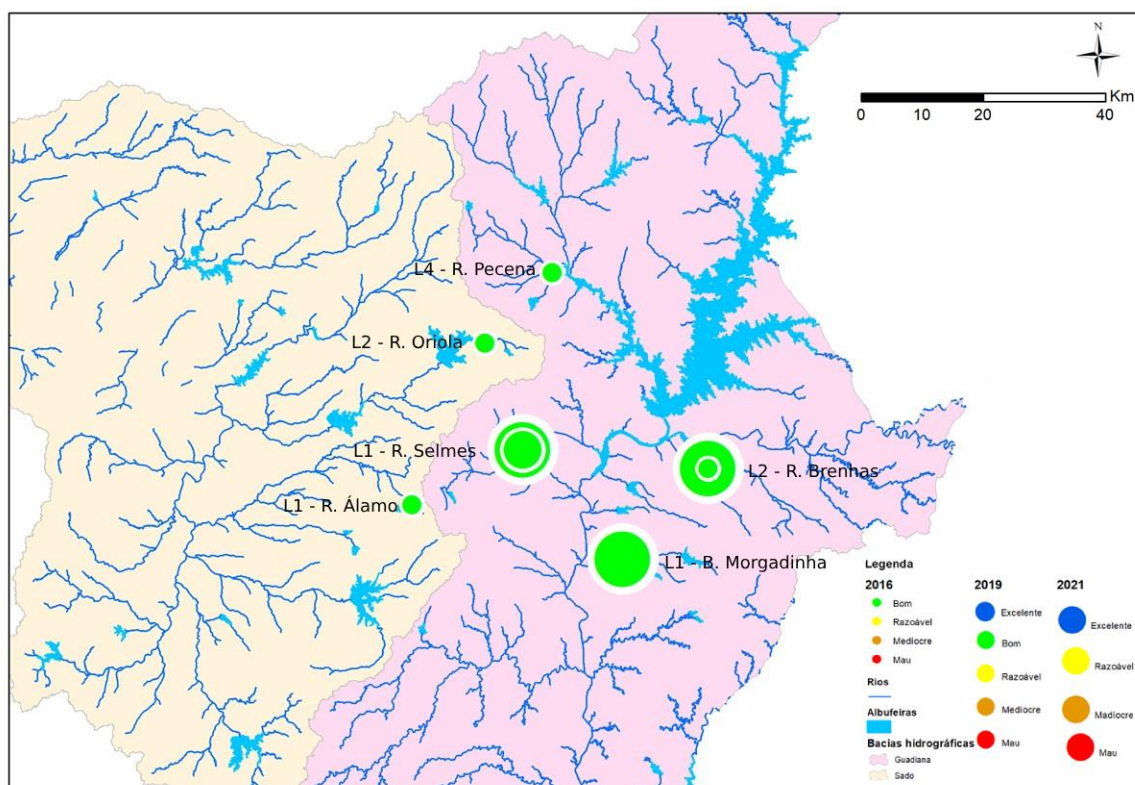
Ao submeter a matriz das coberturas de macrófitos à DCA, o comprimento do primeiro eixo foi de 3,807 SD, e assim, optou-se pela CCA como método de ordenação para relacionar as variáveis físico-químicas explicativas com a variável resposta. No processo de seleção aditiva de variáveis explicativas foram retidas: ano ( $p=0,005$ ); fósforo total ( $p=0,005$ ); condutividade elétrica ( $p=0,005$ ); CQO ( $p=0,005$ ); SST ( $p=0,005$ ); pH ( $p=0,015$ ); bacia hidrográfica ( $p=0,090$ ).

Na **Figura 4.20** é apresentado o diagrama de ordenação obtido com a CCA aos dados recolhidos nas diferentes estações de amostragem, nos 3 ciclos de monitorização. As sete variáveis retidas no processo de seleção explicaram 31,9% da variação nas coberturas de macrófitos, e a análise foi considerada significativa ( $p=0,001$ , simulação de Monte Carlo com 1000 permutações). A inércia total foi 5,347, e os valores próprios dos eixos 1 e 2 foram 0,446 e 0,320, respetivamente. O eixo 1 esteve positivamente correlacionado com os valores de CQO, de forma ligeira também com os valores de SST, e negativamente com os de fósforo total, condutividade elétrica e pH. O eixo 2 apresentou uma correlação positiva com os valores de SST, fósforo total, de forma ligeira com a condutividade elétrica, e negativa com a CQO e o pH.



também foram um fator de diferenciação na cobertura dos *taxa*, com alguns a terem maiores coberturas em estações de amostragem da bacia do Sado, como é o caso da espécie *Rubus ulmifolius*. A categoria bacia do Guadiana ficou mais próxima à origem do referencial, o que indica que terá ocorrido menor diferenciação da cobertura dos *taxa* em estações associadas a esta bacia do que em relação às associadas à bacia do Sado. Quanto ao ano de amostragem, os *taxa* que apresentaram uma resposta positiva ao pH também apresentaram maiores coberturas nos anos de 2019 e 2021, enquanto os que tiveram uma resposta negativa ao pH tiveram maiores coberturas em 2016. Mais uma vez, é importante referir que embora o ano de amostragem tenha sido tratado como uma variável categórica, as três categorias não são verdadeiramente independentes entre si, existindo uma sequência temporal.

No caso dos macrófitos, não é apresentado o gráfico com a proporção de estações de amostragem que obtiveram cada classe de qualidade biológica com base no índice respetivo, o IBMR. Por um lado, em várias estações de amostragem não foram observadas as espécies indicadoras necessárias ao cálculo do índice, ou existiram menos de três destas espécies, sem o resultado obtido para o índice classificado como “sem confiança” de acordo com os graus de confiança estabelecidos em APA (2017b). Por outro lado, algumas das estações de amostragem pertencem à tipologia Rios do Sul de Média Grande Dimensão, que à data deste trabalho ainda não possui um sistema de classificação para este índice. Assim, apenas foi possível estabelecer um resultado do IBMR com uma confiabilidade aceitável para 10 num total de 48 amostras. Por estes motivos, os resultados do IBMR, nos três anos em estudo, são apenas apresentados no formato de mapa com as classificações obtidas em cada estação (**Figura 4.21**).



**Figura 4.21** – Representação cartográfica dos resultados do IBMR nas várias estações de amostragem nos três anos em estudo.

Devido a estes constrangimentos, não é possível retirar muitas conclusões acerca dos resultados deste índice, observando-se apenas que nas estações onde foi possível determinar as classificações com uma confiabilidade aceitável os resultados foram positivos, enquadrando-se na classe “Bom”.

#### 4.6 QUALIDADE BIOLÓGICA

O resumo dos resultados dos diversos elementos biológicos, e a integração desses resultados com base no princípio *one out – all out* para determinar a qualidade biológica das águas em estudo, são apresentados na **Tabela 4.7**.

**Tabela 4.7 – Resumo das classificações de qualidade obtidas em cada estação para cada um dos elementos, em cada ano, e a qualidade biológica final de acordo com o princípio *one out – all out*.**

Estação de amostragem	Qualidade da Fauna Piscícola			Qualidade dos Macroinvertebrados			Qualidade dos Macrófitos			Qualidade Biológica		
	2016	2019	2021	2016	2019	2021	2016	2019	2021	2016	2019	2021
Local 1 - Barranco da Morgadinha	Medíocre	Mau	Mau	Razoável	Medíocre	Razoável			Bom	Medíocre	Mau	Mau
Local 1 - Barranco das Amoreiras				Medíocre	Medíocre	Medíocre				Medíocre	Medíocre	Medíocre
Local 1 - Ribeira da Azambuja	Medíocre	Mau	Medíocre	Medíocre	Medíocre	Medíocre				Medíocre	Mau	Medíocre
Local 1 - Ribeira da Figueira				Medíocre	Medíocre	Razoável				Medíocre	Medíocre	Razoável
Local 1 - Ribeira de Canhestros				Medíocre	Mau	Medíocre				Medíocre	Mau	Medíocre
Local 1 - Ribeira de Malcabrão	Bom	Excelente	Excelente	Medíocre	Medíocre	Medíocre	Bom			Medíocre	Medíocre	Medíocre
Local 1 - Ribeira de Odearce	Mau	Mau	Mau	Razoável	Medíocre	Medíocre				Mau	Mau	Mau
Local 1 - Ribeira de Odivelas	Mau	Mau	Medíocre	Razoável	Medíocre	Medíocre				Mau	Mau	Medíocre
Local 1 - Ribeira de Selmes	Mau	Mau	Mau	Medíocre	Medíocre	Razoável		Bom	Bom	Mau	Mau	Mau
Local 1 - Ribeira do Álamo	Razoável	Medíocre	Medíocre	Razoável	Mau	Medíocre	Bom			Razoável	Mau	Medíocre
Local 1 - Ribeira dos Nabos				Medíocre	Medíocre	Medíocre				Medíocre	Medíocre	Medíocre
Local 1 - Rio Torto	Mau	Mau	Medíocre	Medíocre	Medíocre	Razoável			Bom	Mau	Mau	Medíocre
Local 2 - Barranco da Cabrita				Razoável	Razoável	Medíocre				Razoável	Razoável	Medíocre
Local 2 - Barranco da Foz do Guadiana				Razoável	Medíocre	Medíocre				Razoável	Medíocre	Medíocre
Local 2 - Barranco do Franco	Mau	Mau	Mau	Razoável	Mau	Medíocre				Mau	Mau	Mau
Local 2 - Barranco do Xacafre	Mau	Mau	Mau	Mau	Medíocre	Medíocre				Mau	Mau	Mau
Local 2 - Ribeira da Oriola	Mau	Medíocre	Mau	Mau	Razoável	Medíocre	Bom			Mau	Medíocre	Mau
Local 2 - Ribeira de A. Pedro de Barreiros				Medíocre	Mau	Mau				Medíocre	Mau	Mau

(Continuação da tabela)

Estação de amostragem	Qualidade da Fauna Piscícola			Qualidade dos Macroinvertebrados			Qualidade dos Macrófitos			Qualidade Biológica		
	2016	2019	2021	2016	2019	2021	2016	2019	2021	2016	2019	2021
Local 2 - Ribeira de Brenhas	Medíocre	Bom	Medíocre	Razoável	Medíocre	Razoável	Bom		Bom	Medíocre	Medíocre	Medíocre
Local 2 - Ribeira do Albardão	Mau	Mau	Mau	Medíocre	Medíocre	Medíocre				Mau	Mau	Mau
Local 2 - Ribeira do Pisão				Medíocre	Medíocre	Medíocre				Medíocre	Medíocre	Medíocre
Local 3 - Ribeira da Azambuja				Razoável	Razoável	Mau				Razoável	Razoável	Mau
Local 3 - Ribeira da Cardeira	Mau	Razoável	Razoável	Medíocre	Medíocre	Razoável				Mau	Medíocre	Razoável
Local 3 - Ribeira de Odearce	Mau	Mau	Mau	Medíocre	Medíocre	Medíocre				Mau	Mau	Mau
Local 3 - Ribeira de Vila Nova de Baronia				Razoável	Medíocre	Medíocre				Razoável	Medíocre	Medíocre
Local 4 - Ribeira de Pecena	Medíocre	Mau	Mau	Medíocre	Razoável	Razoável	Bom			Medíocre	Mau	Mau

É possível verificar que os resultados finais da qualidade biológica ficam aquém dos objetivos ambientais da DQA, com uma predominância de classificações “Mau” e “Medíocre”. De facto, nenhuma estação cumpre um Bom Estado. Entre 2016 e 2019, 6 estações pioraram de “Medíocre” para “Mau”; Entre 2016 e 2021, 8 pioraram de “Razoável” para “Medíocre” e de “Medíocre” para “Mau”. Apenas 3 estações melhoraram a classificação de qualidade biológica entre 2016 e 2021.

## 5 DISCUSSÃO

### 5.1 FAUNA PISCÍCOLA

Os *taxa* piscícolas identificados no âmbito das monitorizações correspondem àqueles que seriam expectáveis de ocorrer na área de estudo. As comunidades piscícolas dulçaquícolas nativas das bacias dos rios Guadiana e Sado são dominadas pela antiga família Cyprinidae, que após revisão taxonómica considera, no presente para Portugal continental quatro famílias (Collares-Pereira et al. 2021). Nas amostragens realizadas, foram registadas espécies das famílias Cyprinidae (géneros *Luciobarbus*, *Cyprinus* e *Carassius*) e Leuscicidae (géneros *Alburnus*, *Iberochondrostoma*, *Pseudochondrostoma* e *Squalius*).

Do ponto de vista dos endemismos ibéricos com interesse de conservação, e de acordo com Cabral et al. (2005), podem destacar-se na bacia hidrográfica do Guadiana as espécies: *Anaocyprins hispanica* (a que apresenta o grau de ameaça mais elevado, Criticamente em Perigo); *Luciobarbus sclateri* (Em Perigo); *Luciobarbus comizo* (Em Perigo); *Iberochondrostoma lemmingii* (Em Perigo); *Pseudochondrostoma willkommii* (Vulnerável); *Squalius pyrenaicus* (Em Perigo); complexo de *Squalius alburnoides* (Vulnerável); *Salariopsis fluviatilis* (Em Perigo). Pode ainda ser mencionada a presença de migradores diádromos ameaçados: *Anguilla anguilla* (Em Perigo); *Petromyzon marinus* (Vulnerável); *Alosa alosa* (Em Perigo) (Cabral et al., 2005). No que respeita às espécies exóticas, as mais frequentes e abundantes são: *Alburnus alburnus*; *Lepomis gibbosus*; *Gambusia holbrooki*. Além destas, existem outras que ocorrem de forma mais localizada ou, essencialmente, em massas de água lênticas, nomeadamente: *Cyprinus carpio*; *Carassius spp.*, *Micropterus salmoides*; *Sander lucioperca*; *Ameiurus melas*; *Ictalurus punctatus*; *Esox lucius*; *Australoherus facetus*.

Na bacia hidrográfica do rio Sado ocorrem cinco endemismos ibéricos: *Cobitis paludica*; *Pseudochondrostoma polylepis*; *Luciobarbus bocagei*; *Squalius pyrenaicus*; *Squalius alburnoides*. Existe ainda um endemismo português, *Iberochondrostoma lusitanicum*. Subsistem também registos da presença de *Gasterosteus aculeatus*, e em relação os migradores diádromos ocorrem as famílias Petromyzontidae, Clupeidae, e a espécie *Anguilla anguilla*. O elenco de espécies exóticas é semelhante ao da bacia hidrográfica do rio Guadiana, exceptuando que *Ictalurus punctatus* e *Esox lucius* não estão presentes nesta bacia. A espécie *Salariopsis fluviatilis* que é considerada translocada, e terá colonizado as linhas de água da bacia do Sado devido às transferências de água proveniente da bacia do rio Guadiana (Collares-Pereira et al., 2021).

Apesar da correspondência dos elencos taxonómicos, a estrutura das comunidades não corresponde à esperada para os agrupamentos piscícolas 4 e 5 a que correspondem os locais de amostragem. Esperar-se-ia que as comunidades do Grupo 4 fossem dominadas pelo género *Squalius spp.*, e as do Grupo 5 pelos géneros *Luciobarbus spp.* e *Squalius spp.* (INAG & AFN, 2012). Contudo, conforme apresentado na **Figura 4.5**, apesar do género *Luciobarbus spp.* e da espécie *Squalius alburnoides* terem estado presentes em número e frequência consideráveis ao longo das monitorizações, não dominaram as amostras, e a espécie *Squalius pyrenaicus* teve uma presença residual. Apesar de ser frequente que a abundância de *Squalius pyrenaicus* seja inferior à de *Squalius alburnoides*, o facto de a presença ter sido residual é preocupante, principalmente porque esta é uma espécie menos tolerante à degradação ambiental (Godinho et al., 2014). Considerando a globalidade das amostragens, as espécies dominantes foram *Gambusia holbrooki*, *Cobitis paludica* e *Lepomis gibbosus*, todas consideradas tolerantes (Açdamar et al., 2015; Macdonald et al. 2012; Oliveira et al. 2007), sendo que *Gambusia holbrooki* e *Lepomis gibbosus*, são exóticas e classificadas como invasores de acordo com o Decreto-Lei nº

92/2019<sup>1</sup>, de 10 de julho. Além disso, os resultados evidenciaram um número de *taxa* exóticos que esteve próximo do número de *taxa* nativos, e numa parte considerável das estações de amostragem a proporção de peixes exóticos capturados foi elevada (**Figura 4.6**). Este é um aspeto que deve merecer particular atenção, considerando os efeitos da presença de espécies exóticas e o risco de estas assumirem um carácter invasor, causando impactos ecológicos, económicos e sociais negativos (Martelo et al., 2021). Alguns dos problemas associados à proliferação dos peixes de água doce exóticos são a competição por recursos com as espécies nativas, a predação de peixes nativos, a hibridação entre espécies exóticas e nativas, a introdução de doenças e parasitas, para além da alteração dos habitats (Bernery et al., 2022).

Entre as espécies presentes na área de estudo, *Lepomis gibbosus* e *Australoheros facetus* são exemplos de peixes que podem ter vantagem na competição por recursos com as espécies nativas. Em condições laboratoriais já foi observada uma maior rapidez e eficácia na alimentação destas espécies comparativamente a *Squalius pyrenaicus*, especialmente com o aumento da temperatura da água, o que pode antecipar que o desequilíbrio na competição por recursos alimentares entre as espécies nativas e exóticas poderá agravar-se com as alterações climáticas. (Gkenas et al., 2022)

Em relação à predação, as espécies *Micropterus salmoides* e *Ameiurus melas*, respetivamente piscívora e omnívora que pode consumir peixes, podem preda as espécies nativas (Collares-Peireira et al., 2021), e também outras espécies exóticas (Anastácio et al., 2019; Martelo et al., 2021). Também *Gambusia holbrooki* e *Australoheros facetus* podem reduzir as populações de peixes nativos e de outros grupos, como anfíbios e invertebrados, ao alimentarem-se dos seus ovos e larvas (Anastácio et al., 2019; Baduy et al., 2020).

Quanto à hibridação, é conhecida entre *Alburnus alburnus* e outros leuciscídeos (e.g. Blachuta & Witkowski, 1984; Witkowski et al., 2015), estando documentados até ao momento, na Península Ibérica, fenómenos de hibridação com os géneros *Squalius* e *Pseudochondrostoma* (Vinyoles et al., 2007, Almodóvar et al., 2012; Ilhéu et al., 2016; Sousa-Santos et al., 2018). De facto, alguns destes híbridos foram identificados nas amostragens realizadas em 2021. Os efeitos da hibridação dependem da fertilidade dos híbridos gerados. Caso os híbridos sejam inférteis, há um esforço reprodutivo que é desperdiçado, enquanto se os híbridos forem férteis, ocorre uma mistura entre os genomas nativos e não nativos, que ameaça a integridade genética da população e que, ao longo do tempo, pode resultar na extinção dos genótipos nativos (Curto et al., 2022).

Também podem ocorrer alterações nos habitats promovidas por *Lepomis gibbosus*, durante o processo de construção dos seus ninhos. Neste processo, esta espécie movimentada o substrato, o que leva a um aumento da quantidade de sedimentos que ficam em suspensão na água, aumentando a turbidez e a erosão, e pode libertar poluentes que estejam retidos no substrato (Bernery et al. 2022).

Estes problemas reforçam a importância de continuar os trabalhos de monitorização da fauna piscícola no futuro, de forma a conhecer em que estado se encontram as comunidades. Na eventualidade de existirem grandes perturbações e impactos negativos muito significativos, podem ser consideradas medidas de controlo das espécies exóticas. Existem exemplos como uma ação de controlo realizada num troço do Rio Vascão (Bacia do rio Guadiana), que permitiu a remoção de 14200 peixes exóticos entre 2007 e 2014. Em resultado, registaram-se diminuições entre 70 e 90% na proporção de peixes exóticos nas capturas realizadas após as ações, com particular eficácia na redução das populações de *Micropterus*

---

<sup>1</sup> Que estabeleceu o regime jurídico aplicável ao controlo, à deteção, à introdução na natureza e ao repovoamento de espécies exóticas da flora e da fauna.

*salmoides* e de *Lepomis gibbosus*. Apesar do efeito a longo prazo poder ser limitado, esta é uma medida importante, especialmente em anos mais secos (Anastácio et al., 2019).

Da análise das correlações entre a abundância dos pares de *taxa* abundantes e frequentes, foram observadas correlações fortes e significativas entre *Alburnus alburnus* e *Lepomis gibbosus*, e entre *Australoheros facetus* e *Gambusia holbrooki* (Tabela 4.3). Por outro lado, é possível observar que estes mesmos pares de espécies apresentam respostas semelhantes aos parâmetros físico-químicos (Figura 4.8). *Alburnus alburnus* e *Lepomis gibbosus* apresentaram uma resposta positiva aos nitritos (ainda que no caso da *Lepomis gibbosus* seja uma resposta ligeira), enquanto *Gambusia holbrooki* e *Australoheros facetus* apresentaram uma resposta positiva ligeira à CBO<sub>5</sub>. Este resultado é consistente com outro estudo realizado por Kim et al. (2021), em que foi avaliada a abundância de peixes exóticos (*Micropterus salmoides* e *Lepomis macrochirus*) em função das condições físico-químicas da água. Neste estudo, foram observadas comunidades piscícolas dominadas por espécies exóticas sob concentrações elevadas de nutrientes, e consequentemente, maior grau de eutrofização da água. Também foi observada uma relação positiva entre a CBO<sub>5</sub> e abundância das espécies exóticas, e uma relação negativa entre este parâmetro e a abundância de espécies nativas (Kim et al., 2021).

Contudo, há um aspeto que não é concordante com o observado no estudo de Kim et al. (2021), e que corresponde à forte resposta positiva que o género *Luciobarbus spp.* apresentou aos nitratos. Esta discordância poderá dever-se ao facto de as capturas deste grupo terem estado muito concentradas numa única amostra (na amostra do Local 3 – Ribeira da Cardeira, de 2021, foram capturados 60,6% de todos os indivíduos deste género capturados nos três anos em estudo) e nesta amostra a concentração de nitratos era relativamente elevada (36,2 mg NO<sub>3</sub>/L). O elevado número de indivíduos neste local poderá ser explicado pela proximidade entre esta estação de amostragem e o Rio Guadiana (Figura 3.1), para onde estes peixes devem dispersar no período reprodutivo. Além disso, este género também é classificado como tolerante em relação à degradação ambiental (Godinho et al., 2014).

A composição taxonómica das amostras e a abundância dos *taxa* contribuem para explicar os resultados obtidos para a qualidade biológica deste elemento, em que predominaram as classificações “Mau” e “Medíocre”. Para os dois agrupamentos piscícolas da área de estudo, a fórmula de cálculo do F-IBIP considera a percentagem de indivíduos exóticos, e as métricas parcelares respeitam à percentagem de indivíduos (Grupo 4) ou de espécies ciprinícolas *sensu lato* (Grupo 5) que são intolerantes ou de tolerância intermédia. Tendo em conta que a proporção de indivíduos exóticos nas estações de amostragem ao longo dos anos foi elevada, e que a espécie nativa mais abundante e frequente foi a *Cobitis paludica*, uma espécie que é tolerante (Oliveira et al., 2007), estes fatores terão contribuído para as classificações obtidas.

Do ponto de vista temporal, a tendência de pioria da qualidade em 2019, face aos outros anos, poderá não ter estado associada a uma maior intensificação da atividade agrícola, ainda que não exista uma medida direta do grau de intensificação ou uma análise indireta com base nos gradientes de pressão a que estão sujeitas as várias estações. Considerando apenas a variação dos parâmetros físico-químicos, como apresentado no Anexo II, não foi identificada uma tendência para concentrações de nutrientes mais elevadas em 2019, pelo contrário, as médias das concentrações de azoto total, fósforo total e nitritos na área de estudo foram mais baixas do que as referentes a 2016 e 2021, e a intensificação agrícola está associada ao aumento das concentrações destes três parâmetros (Česonienė et al., 2023). O valor médio da condutividade também apresentou o valor mais baixo em 2019, o que tendo em conta que a agricultura intensiva contribui para o aumento da salinidade da água, e que a condutividade é um *proxy* da salinidade (Merchán et al., 2020), também não indica que tenha existido uma maior intensificação em 2019. De forma concordante, a PCA (apresentada na Figura 4.4) também não evidenciou nenhuma

relação clara entre as amostras de 2019 e o aumento dos valores dos parâmetros físico-químicos que estão associados à intensificação agrícola.

Todavia, esta é uma consideração geral, e se for observado o exemplo concreto da estação Local 1 – Ribeira de Malcabrão, a única em que de forma consistente nos três anos em estudo atingiu as classificações “Bom” ou “Excelente”, é possível observar que a média do azoto amoniacal, azoto total, fósforo total, nitratos, nitritos e condutividade, nos três anos, ficou abaixo da média da área de estudo. No caso dos nitratos, a diferença é elevada, com uma média de 2,0 mg NO<sub>3</sub>/L no Local 1 – Ribeira de Malcabrão, e uma média de 13,0 mg NO<sub>3</sub>/L na área de estudo. Os bons resultados de qualidade e os valores mais baixos destes parâmetros deverão estar relacionados com o facto de a zona envolvente a esta estação de amostragem corresponder a uma área de criação de gado bravo, caracterizada por pastagens extensivas, ao contrário da área envolvente a muitas das outras estações de amostragem, em que existem culturas agrícolas intensivas (olival ou amendoal, por exemplo). Junto a esta estação existirá um menor uso de fertilizantes e pesticidas, o que se reflete nestes resultados.

Existe também estudos realizados na área de estudo deste trabalho que identificaram relações entre a intensificação agrícola e os elementos biológicos. Em Godinho et al. (2014), um estudo realizado na sub-bacia do Degebe (Bacia do Guadiana), foi observada uma relação entre o regadio e as comunidades piscícolas. No referido estudo foram identificadas menores proporções de espécies menos tolerantes e invertívoras, e maiores proporções de espécies exóticas, com o aumento da área de regadio. Isto poderá dever-se a alterações no habitat promovidas pela intensificação agrícola, nomeadamente, o aumento da deposição de sedimentos e dos níveis de nutrientes. A deposição de sedimentos finos no substrato pode perturbar as espécies litófilas, por exemplo dos géneros *Luciobarbus spp.* ou *Squalius spp.*, que necessitam de substratos grosseiros para a sua reprodução. Esta deposição associada ao aumento de nutrientes pode reduzir a disponibilidade de macroinvertebrados, limitando o alimento dos peixes invertívoros. A maior disponibilidade de nutrientes pode ainda aumentar a disponibilidade de plâncton, que é um alimento importante na dieta de vários peixes exóticos. Tendo em conta que muitas das linhas de água da área em estudo são de carácter intermitente, os efeitos destas alterações de habitat podem ser especialmente graves (Godinho et al., 2014). Em Matono et al. (2013), os resultados obtidos também apontaram para uma relação entre a intensificação agrícola e a fauna piscícola. Nesse estudo foi avaliada a influência do olival intensivo nas comunidades piscícolas do sudeste de Portugal (Bacias do Tejo, Sado e Guadiana), com base num gradiente de intensidade e na comparação com comunidades de locais pouco perturbados. O aumento da intensificação apresentou uma relação com o aumento da carha de nutrientes, sedimentos e com uma maior degradação ripária. As comunidades piscícolas próximas das zonas de olival foram constituídas maioritariamente por espécies exóticas e tolerantes, enquanto nas zonas menos perturbadas predominaram espécies nativas e intolerantes, e foi registada uma maior diversidade de espécies. Considerando estes aspetos, a influência da agricultura intensiva sobre a qualidade biológica da fauna piscícola não pode ser descartada.

Pode deduzir-se que outros fatores de larga escala também podem ter contribuído para a pioria da qualidade em 2019. As condições de maior severidade da seca que se registaram durante o período de amostragem nesse ano (**Figura 4.3**) podem ter feito com que existisse um menor caudal nas linhas de água, e assim, levado a alterações nas comunidades piscícolas. De facto, os pequenos cursos de água da zona mediterrânica apresentam condições hidrológicas muito variáveis intra e interanualmente, com momentos de cheias e de secas muito marcados, e por vezes com um cariz intermitente. As comunidades piscícolas nativas evoluíram no sentido de se adaptarem a essas condições do ambiente, e em áreas pouco perturbadas as comunidades apresentam elevada estabilidade e resiliência em relação às variações hidrológicas, o que não se verifica em áreas mais perturbadas (Matono et al., 2012). Tendo em conta que a área de estudo deste trabalho apresenta pressões antrópicas consideráveis e as comunidades

piscícolas foram maioritariamente compostas por espécies exóticas e tolerantes, seria expectável que pudessem ser mais influenciadas pelas condições hidrológicas.

Podem também ter contribuído para a situação observada, outros factores que não se tenham refletido nas condições físico-químicas da água, como por exemplo, alterações na velocidade da corrente, granulometria dos sedimentos, estrutura das galerias ripícolas, ou na diversidade de habitats. Além disso, existem interações entre as perturbações de origem humana e as de origem natural, e a compreensão dos efeitos pode ser complexa. (Matono et al., 2014)

## 5.2 MACROINVERTEBRADOS

A estrutura das comunidades de macroinvertebrados parece ir de encontro ao esperado para a área de estudo. Nos rios do sul do país, onde o hidrodinamismo e a oxigenação da água são mais baixos que na região norte, são esperadas comunidades dominadas por *taxa* com maior tolerância a baixas concentrações de oxigénio e a maiores teores de matéria orgânica (Serra et al., 2019). Os Baetidae, Chironomidae e Oligochaeta, que foram dominantes nas amostras recolhidas nas monitorizações em estudo (**Figura 4.11**), são reconhecidos como grupos tolerantes a estes fatores (Rosa et al., 2014; Serra et al., 2019). Os Simuliidae, que foram outro dos *taxa* dominantes nas amostras, podem apresentar maior variabilidade na tolerância, com algumas espécies que podem ser muito sensíveis à poluição orgânica e outras que podem ser tolerantes (Lock et al., 2014).

As variações na diversidade de *taxa* entre as diferentes amostras (**Figura 4.12**) poderiam estar associadas a variações nos parâmetros físico-químicos. Por exemplo, em Xu et al. (2014) foi encontrado um aumento da riqueza de *taxa* com a diminuição da concentração de azoto total. De facto, neste trabalho, as amostras em que foram identificados 20 ou mais *taxa* estiveram associadas, em geral, a baixas concentrações de azoto total (87,5% das amostras com 20 ou mais *taxa* apresentaram uma concentração de azoto total abaixo do valor médio na área de estudo). Não obstante, em algumas das amostras com elevadas concentrações de azoto total, o número de *taxa* amostrados foi considerável, como é o caso das amostras do Local 1 – Barranco da Morgadinha de 2016 (9,8 mg N/L e 16 *taxa*) e de 2021 (13 mg N/L e 19 *taxa*) ou do Local 3 – Ribeira de Cardeira de 2021 (8,5 mg N/L e 15 *taxa*). Além dos parâmetros físico-químicos, a disponibilidade de água é um fator que pode influenciar a riqueza taxonómica, por exemplo, a estação Local 2 – Ribeira de A. Pedro de Barreiros onde se registou a menor riqueza em 2016 estava quase a secar, enquanto a estação onde se registou a maior riqueza nesse mesmo ano, o Local 3 – Ribeira da Azambuja, é uma linha de água que, na generalidade dos anos, é de cariz permanente. Importa referir que a riqueza taxonómica é uma métrica algo limitada, pois não transmite informação sobre a representatividade, podendo existir casos em que apesar de uma riqueza elevada, a comunidade seja dominada por um número limitado de *taxa*, e os restantes tenham uma presença residual.

A análise das correlações entre a abundância dos pares de *taxa* abundantes e frequentes, revelou uma correlação forte e significativa entre Baetidae e Simuliidae, duas famílias que, em geral, são tolerantes. Ao observar a RDA apresentada na **Figura 4.14**, é possível verificar que a resposta das duas famílias às variáveis consideradas é relativamente semelhante. Ambas apresentaram maiores abundâncias na presença de maiores taxas de saturação em oxigénio, e de menores valores de condutividade. Existe apenas alguma diferença na resposta aos nitratos, com os Simuliidae a apresentarem uma resposta mais positiva a esta variável do que os Baetidae. Em relação aos Baetidae a resposta está de acordo com que se poderia esperar, tendo em conta os resultados de outros estudos. Em Suhaila et al. (2017) foi

identificada uma relação positiva entre a abundância de indivíduos do género *Baetis sp.* (da família Baetidae) e a taxa de saturação em oxigénio da água, e em Nguyen et al. (2017) foi encontrada uma relação negativa entre a abundância e a frequência de ocorrência dos Baetidae e valores mais elevados de nitratos e de condutividade. Contudo, para os Simuliidae, a resposta a estas variáveis não é totalmente concordante com o esperado. Em Lock et al. (2014) foram observados valores de condutividade significativamente mais reduzidos e taxas de saturação em oxigénio significativamente mais elevadas nos locais de amostragem onde os Simuliidae estiveram presentes, em comparação com os locais em que estiveram ausentes, o que é concordante com os resultados deste trabalho. No entanto, nesse mesmo estudo, foram observados valores de nitratos significativamente mais elevados nos locais de amostragem onde os Simuliidae estiveram ausentes, o que é contrário ao observado neste trabalho.

Relativamente às respostas dos restantes *taxa* aos parâmetros físico-químicos, também há respostas que são concordantes e outras que não são concordantes com outros estudos. Os Oligochaeta foram o grupo que apresentou a resposta mais negativa à taxa de saturação em oxigénio, e de facto este é um grupo que é tolerante a níveis mais baixos de oxigenação da água (Rosa et al., 2014). Por outro lado, a resposta positiva dos Gammaridae aos nitratos não seria expectável, uma vez que em Camargo et al. (2005) já foram observados efeitos de toxicidade dos nitratos sobre espécies desta família (*Eulimnogammarus toletanus* e *Echinogammarus echinosetosus*). No caso da espécie *Echinogammarus echinosetosus*, uma exposição de 120 h a uma concentração de 8,5 mg NO<sub>3</sub>/L (uma concentração que é inferior à média na área de estudo deste trabalho) provocou um aumento de mortalidade de 10%.

As discordâncias entre os resultados observados neste trabalho e os observados noutros estudos, podem ser explicadas pela existência de outros fatores que podem condicionar a estrutura das comunidades de macroinvertebrados e que não foram considerados. A vegetação aquática e terrestre pode ter uma grande influência sobre os macroinvertebrados. O tipo de matéria orgânica nas linhas de água depende do tipo de vegetação, e como os diferentes *taxa* apresentam diferentes especializações alimentares e exploram diferentes nichos ecológicos, a composição taxonómica pode variar em função dos tipos de matéria orgânica presentes. Além disso, a vegetação terrestre influencia o nível de ensombramento do leito, pois um menor ensombramento está associado a temperaturas da água mais elevadas, e os *taxa* podem ter diferentes preferências ou tolerâncias térmicas. O ensombramento mais reduzido também possibilita uma maior produtividade primária no meio aquático, o que pode alterar a estrutura da teia trófica. Os aspetos hidromorfológicos também influenciam estas comunidades, por exemplo, a granulometria dos sedimentos que compõem o substrato condiciona os microhabitats existentes no leito, e os diferentes grupos de macroinvertebrados podem ter preferência por sedimentos mais finos ou mais grosseiros. A estabilidade dos habitats está dependente do caudal, o que é particularmente relevante em pequenos cursos de água que podem secar, e a maior ou menor estabilidade dos habitats também condiciona os organismos que podem ser encontrados (Aschonitis et al., 2015). Neste caso, a proximidade a linhas de água de cariz permanente, como o Rio Guadiana, que é importante no processo de colonização, pode ter modificado a estrutura das comunidades em relação a linhas de água de cabeceira ou a montante de albufeiras. Se do conjunto destes vários fatores alguns fossem favoráveis a um *taxon*, poderia ter levado a que tivesse maiores abundâncias nesse local, apesar de, em teoria, algum dos parâmetros em estudo poder ter um efeito negativo sobre esse *taxon*.

Quanto à qualidade deste elemento biológico, em termos gerais os resultados foram de encontro aos observados para a qualidade da fauna piscícola, com uma ligeira tendência de pioria da qualidade em 2019 face aos restantes anos de estudo. No entanto, para os macroinvertebrados, todas as classificações foram inferiores a “Bom”. Como discutido em relação à fauna piscícola, não foi encontrada uma tendência clara de aumento dos valores de parâmetros físico-químicos associados à intensificação agrícola em 2019. Observando algumas estações de amostragem em específico, podem identificar-se

situações em que foi obtida a classificação “Mau” e os valores de alguns parâmetros são consideravelmente superiores à média na área de estudo. Por exemplo, na amostra de 2019 do Local 1 – Ribeira de Canhestros a concentração de nitratos foi de 26 mg NO<sub>3</sub>/L, e na amostra de 2021 do Local 2 – Ribeira de A. Pedro de Barreiros a concentração de azoto amoniacal foi de 9,60 mg NH<sub>4</sub>/L, a concentração de azoto total foi de 10 mg N/L, e a concentração de fósforo total foi de 2,51 mg P/L. Ao mesmo tempo, também é possível encontrar exemplos em que foi atingida uma qualidade “Razoável” na presença de valores elevados de alguns parâmetros, como é o caso da amostra de 2021 do Local 1 – Barranco da Morgadinha, onde a concentração de azoto total foi de 13 mg N/L e a concentração de nitratos foi de 48,6 mg NO<sub>3</sub>/L. Deste modo, embora não se possa excluir a influência da intensificação agrícola na qualidade dos macroinvertebrados, os resultados são pouco conclusivos.

Como discutido para a fauna piscícola, fatores como a maior severidade da seca durante o período de amostragem (**Figura 4.3**) e as suas consequências de diminuição dos caudais das linhas de água, alterações na granulometria dos sedimentos ou na estrutura da galeria ripícola podem ter impactado negativamente as comunidades de macroinvertebrados.

### 5.3 MACRÓFITOS

A composição taxonómica das comunidades de macrófitos corresponde à esperada para a área de estudo. As espécies mais frequentes nas amostragens (**Figura 4.17**), como *Oenanthe crocata*, *Rubus ulmifolius*, *Lythrum salicaria* e *Apium nodiflorum*, são espécies com ampla distribuição no território nacional, nomeadamente na região a sul do Tejo (Araújo et al., 2023; Clamote et al., 2023; Portela-Pereira et al., 2023a; Portela-Pereira et al., 2023b). A espécie mais abundante foi *Rubus ulmifolius* que consegue colonizar áreas que foram perturbadas pela ação humana, como locais onde ocorreram alterações no uso do solo ou onde a disponibilidade de água foi reduzida (Masson et al., 2015), o que poderá ser o caso na área de algumas das estações de amostragem deste trabalho. Quanto às espécies arbóreas, a mais comum nas amostragens foi *Fraxinus angustifolia*, que é uma das espécies mais comuns nas galerias ripícolas do centro e sul de Portugal (Aguiar et al., 2007).

Em relação aos macrófitos não parecem existir problemas relativos às espécies exóticas de potencial invasor à escala dos verificados na fauna piscícola, na medida em que não se observou uma proporção elevada de espécies exóticas no conjunto das mais frequentes e abundantes. Ainda assim, a espécie *Arundo donax*, que apresentou valores de frequência e abundância consideráveis (FO=35,4% e soma das coberturas estimas de 223%) (**Figura 4.17**), é uma espécie que integra a Lista Nacional de Espécies Invasoras (Anexo II da Lei n.º 25/2023, de 30 de maio), e é uma das espécies exóticas de maior dispersão em Portugal (Aguiar et al., 2007).

É conhecida a relação entre áreas ripícolas perturbadas e o aumento da abundância de *Arundo donax*, devido às características desta espécie. A capacidade dos seus rizomas atingirem profundidades relativamente elevadas, permite que consigam utilizar água que está armazenada em camadas mais profundas do solo, o que possibilita o seu desenvolvimento em locais com menor disponibilidade de água. Além disso, é tolerante em relação a solos com águas de elevada condutividade elétrica, e também tolera uma grande amplitude de valores de pH do solo (entre 5,0 e 8,7). O crescimento e a abundância desta espécie são ainda potenciados pela maior disponibilidade de nutrientes, que podem ser provenientes de atividades como a aplicação de fertilizantes. No seu desenvolvimento, há uma acumulação de substâncias químicas nocivas no caule e nas folhas, o que a torna pouco atrativa para herbívoros que a pudessem utilizar como alimento. Estes fatores, aliados ao facto de que esta planta

pode ter algumas aplicações humanas, como o uso da parte aérea como matéria-prima para a produção de diversos utensílios, fazem com que tenha havido uma proliferação da espécie, o que pode ameaçar os ecossistemas dulçaquícolas. *Arundo donax* compete por recursos com as espécies nativas, nomeadamente, água, luz, nutrientes e espaço, podendo ter uma vantagem nessa competição por ter evoluído num ambiente diferente. No caso do consumo de água, os elevados consumos (até 2000 L/m<sup>2</sup>) podem levar a um aumento da escassez de água. A alteração da estrutura das galerias ripícolas pode levar à perda de habitats terrestres nas margens das linhas de água, o que pode afetar diversos grupos, como os invertebrados ou as aves, e levar a alterações na estrutura da teia trófica. Os habitats aquáticos também podem ser afetados, dado que a parte aérea desta planta não proporciona o nível de ensombramento da linha de água que outras plantas oferecem. A redução do ensombramento leva ao aumento da temperatura da água e à redução da concentração de oxigénio dissolvido, o que pode afetar os seres vivos do meio aquático, nomeadamente peixes e invertebrados (Jiménez-Ruiz et al., 2021). Caso se verifiquem impactos negativos graves na área do EFMA, e em que a colonização desta espécie esteja relacionada com a atividade agrícola, os beneficiários e/ou a EDIA podem ponderar a implementação de medidas de controlo, que terão diferentes vantagens e desvantagens consoante o método utilizado.

A tendência observada para uma menor riqueza específica de macrófitos em 2019 face aos outros anos (**Figura 4.18**), parece ir de encontro à tendência de pioria da qualidade biológica da fauna piscícola e dos macroinvertebrados nesse ano. A riqueza específica não é uma medida da qualidade biológica nem da perturbação, porque um maior número de espécies não implica um melhor funcionamento do ecossistema. Ainda assim, tendo em conta que os resultados do IBMR foram pouco conclusivos, pode ser importante dedicar alguma atenção a esta métrica. Alguns dos fatores que regulam a riqueza específica são os mesmos que podem influenciar a qualidade ecológica. Em termos teóricos, a riqueza específica da vegetação pode variar com a disponibilidade de nutrientes, com as condições climáticas de temperatura, disponibilidade de água e de luz e da temperatura, e com o grau de perturbação humana nos ecossistemas (Pausas & Austin, 2001). Por exemplo, no caso dos nutrientes, o pico de riqueza específica ocorre a níveis intermédios de disponibilidade de nutrientes, e à medida que a disponibilidade aumenta para lá desse valor, há uma queda na riqueza específica (Pausas & Austin, 2001). Portanto, os fatores que levaram à pioria da qualidade biológica da fauna piscícola e dos macroinvertebrados também podem ter levado a uma menor riqueza específica de macrófitos.

O elevado número de correlações fortes e significativas observado entre as coberturas dos pares de *taxa* de macrófitos (Anexo VI) pode ser explicado pelas características deste elemento biológico. Em determinados conjuntos de condições ambientais (habitats) observam-se padrões repetitivos na composição das comunidades vegetais. No estudo destes padrões, a fitossociologia, são definidas associações, que são comunidades vegetais que partilham um conjunto de características ecológicas e biogeográficas, e que apresentam uma composição florística que inclui espécies que são características e que podem permitir diferenciar as associações (Rivas-Martínez, 2007). Os *taxa* de macrófitos cuja abundância esteve fortemente correlacionada podem ser plantas que são características do tipo de habitat em causa, que ocorrem tipicamente em conjunto e que têm o seu ótimo ecológico em condições ambientais semelhantes.

A diferença que foi detetada no elenco específico do Local 2 – Ribeira de Albardão (**Tabela 4.6**) poderá resultar da instalação de um amendoal na área envolvente a esta estação, que ocorreu em 2019, que destruiu a vegetação existente até à data.

Relativamente à resposta que os *taxa* apresentaram às variáveis explicativas, que foi evidenciada na CCA (**Figura 4.20**), é possível observar que *Arundo donax* foi uma das espécies que reagiu positivamente de forma mais acentuada ao fósforo total. Este resultado vai de encontro ao estudo de

Salinas & Casas (2007) em ecossistemas fluviais mediterrânicos, em que foi evidenciada uma tendência para as espécies exóticas serem positivamente afetadas pela concentração de nutrientes (azoto e fósforo) dissolvidos na água. Especificamente em relação a *Arundo donax*, Jiménez-Ruiz et al. (2021) referem também existir uma relação positiva entre o enriquecimento em nutrientes nas áreas ripícolas e o crescimento e abundância desta espécie.

Quanto à influência da condutividade elétrica, a espécie *Phragmites australis* foi das que apresentou uma resposta positiva mais acentuada a esta variável, o que não parece ir de encontro ao esperado. Em Mamat et al. (2016) foi observada uma relação negativa entre o crescimento desta planta e o aumento da condutividade elétrica do solo. Ainda que este estudo se tenha focado no crescimento em condições laboratoriais, e não na abundância em meio natural em função de diferentes valores de condutividade, e embora a condutividade medida tenha sido do solo e não a condutividade da água, pode deduzir-se que a condutividade também não teria um efeito positivo na abundância da planta, por não ser um fator favorável ao seu crescimento.

Os SST estão dependentes da quantidade de sedimentos em suspensão na água. Em termos teóricos, são conhecidos diversos impactos de elevadas concentrações de sedimentos em suspensão sobre os macrófitos. Estes sedimentos podem reduzir a penetração de luz na coluna de água e levar a uma redução na produtividade primária, assim como danificar os caules e as folhas das plantas devido à abrasão. Em casos extremos, elevadas concentrações de sólidos em suspensão podem levar a que determinados macrófitos não ocorram em locais em que seria expectável e onde existem registos da sua ocorrência no passado (Wood & Armitage, 1997). Assim a resposta positiva de alguns *taxa* a esta variável poderá estar relacionada com outros fatores que tenham levado a que apresentassem maiores coberturas nestes locais, ou ao facto de serem *taxa* com maior tolerância à concentração de SST na água.

A resposta positiva de alguns *taxa* à CQO também poderá estar relacionada com a sua tolerância a esta variável. Uma das espécies que apresentou uma resposta positiva, a *Sparganium erectum*, é uma planta que é reconhecida por ter potencial para ser utilizada como solução natural para a redução da CQO na água (Karam et al., 2023), e como tal, deverá estar adaptada a ocupar locais com valores mais elevados deste parâmetro.

Finalmente, é visível um maior número de *taxa* com uma resposta positiva do que com uma resposta negativa ao pH, o que poderá estar relacionado com o facto de que valores mais baixos de pH estão associados a uma maior acidificação da água, e essa acidificação, em geral, é prejudicial às comunidades vegetais. Por exemplo, pode ocorrer uma perda da produtividade das plantas na presença de águas mais ácidas (van Zelm et al., 2015).

Os resultados que não vão de encontro ao esperado podem ser explicados por existirem outros fatores que não foram considerados e que podem influenciar as comunidades de macrófitos. As condições hidrológicas podem ter um impacto sobre os macrófitos, na medida em que as alterações no volume de água disponível em relação ao normal podem contribuir para a mortalidade de algumas plantas, tendo efeitos ao nível da abundância e da riqueza específica. Essa mortalidade pode ocorrer pela seca (muito característica na área de estudo, particularmente nas linhas de água de menor número de ordem) ou por grandes inundações em que a energia do fluxo de água pode danificar estruturas vitais, como os caules. O regime hidrológico também pode afetar as dinâmicas sedimentares. A maior ou menor energia do fluxo de água permite o transporte e deposição de sedimentos de diferentes dimensões, o que altera a textura do solo e pode condicionar a quantidade de água e de nutrientes que são armazenados no solo. Em eventos de grande deposição de sedimentos pode ainda ocorrer a mortalidade de algumas plantas que fiquem enterradas sob esses sedimentos. Finalmente, embora o efeito da intensificação agrícola tenha sido avaliado indiretamente através dos parâmetros físico-químicos da água, existem outras ações

humanas que podem ter ocorrido na área de estudo, que provocam impactos e que não é possível avaliar com os dados disponíveis, como a presença de animais herbívoros associados à pecuária ou alterações da estrutura morfológica dos canais, que também podem afetar a vegetação ripícola (Stella et al., 2013). O efeito destes herbívoros é especialmente relevante, uma vez que a pecuária é muito expressiva na área de estudo. Estes animais deslocam-se até às linhas de água para beber e para se alimentarem das plantas junto às margens (que são mais tenras), o que pode impactar as comunidades de macrófitos. Além disso, a remoção da vegetação pode perturbar os habitats, aumentar a erosão e reduzir a estabilidade das margens, aumentando a quantidade de sedimentos que chega às linhas de água e a sua turbidez, e os dejetos podem impactar a qualidade da água (Matono et al., 2013). Em Matono et al. (2013) foi observada uma relação entre a intensificação dos olivais e a redução da quantidade de gado, uma vez que o gado tende a estar mais presente na produção agrícola tradicional.

Os resultados do IBMR (**Figura 4.21**) foram pouco conclusivos devido à ausência do número mínimo de espécies indicadoras em várias das amostras, e por não existir um sistema de classificação para a tipologia Rios do Sul de Média Grande Dimensão, embora se preveja que este último aspeto venha a ser solucionado com a publicação do 3º ciclo dos PGRH, a vigorar até 2027. Além disso, foi obtida a mesma classificação de qualidade em todos os casos em que foi possível obter uma classificação, o que não permite procurar uma relação entre classificações mais baixas e maiores níveis dos parâmetros físico-químicos associados à intensificação agrícola, e vice-versa. Como tal, a discussão possível sobre resultados é limitada, mas pode considerar-se que os dados disponíveis indicam que este poderá ser o elemento biológico que suscita menores preocupações ao nível da sua integridade ecológica, uma vez que onde foi possível determinar a qualidade, foi obtida a classificação “Bom”, o que permite atingir os objetivos da DQA.

## 5.4 LIMITAÇÕES DO TRABALHO

As conclusões retiradas a partir deste trabalho devem ter em consideração que existiram limitações em termos do desenho experimental, da metodologia de amostragem e de classificação da qualidade, e da análise de dados.

O desenho experimental não foi implementado com vista à elaboração deste Relatório de Estágio, tendo obedecido a critérios pré-estabelecidos entre as Autoridades de AIA e a EDIA, para a implementação dos trabalhos de monitorização realizados nos três anos em estudo. O desenho não foi uniforme ao longo deste período, com variações nos dados disponíveis para as estações de amostragem da rede secundária do EFMA, com a adição de estações de monitorização decorrente da entrada em exploração de novos blocos de rega. Essa variabilidade foi ultrapassada considerando apenas as estações de amostragem que possuíam dados dos elementos biológicos e dos parâmetros físico-químicos em todo o período temporal analisado. Apesar de se considerar que essa uniformização não reduziu a quantidade de dados a ponto de inviabilizar a análise, é um facto que se perdeu informação que poderia ser relevante numa monitorização a longo prazo. Existiu também algum desfazamento entre os períodos em que decorreram as amostragens (entre abril e junho), e tendo em conta a variabilidade das condições hidrológicas ao longo do ano que caracteriza as linhas de água da região mediterrânica, esse fator pode ter tido alguma influência sobre os resultados.

Em relação à metodologia de amostragem, destacou-se a diferença no esforço de amostragem da fauna piscícola entre 2016 (troços de 100 m) e os restantes anos (troços que representaram 20 vezes a largura média do leito molhado, assegurando um mínimo de 100 m, que é a metodologia requerida pela APA).

Esta diferença, que não pôde ser corrigida fazendo a análise com base nas CPUE, por não estarem disponíveis os dados da densidade de peixes em cada estação de amostragem, fez com que os resultados da fauna piscícola entre 2016 e os restantes anos não fossem totalmente comparáveis, ainda que a diferença não tenha sido expressiva pelo facto da generalidade dos cursos de água amostrados apresentam pequena largura. Quanto aos macrófitos, em 2016 o inventário considerava as espécies presentes no leito e nas margens para aplicação do Índice de Vegetação Ripária, enquanto nos restantes anos foram consideradas apenas as espécies do leito, com a alteração metodológica estabelecida pela APA, a partir da primavera de 2017. Deste modo, os dados não são totalmente comparáveis, e seria esperada uma tendência de maior riqueza de espécies em 2016, como de facto se verificou (**Figura 4.18**). Também não houve uma total uniformidade nos períodos de amostragem. Apesar de terem sido realizadas na primavera, houve amostragens realizadas em abril e outras realizadas em junho. Tendo em conta que a região da área de estudo se caracteriza por apresentar linhas de água de cariz intermitente, pode ter existido uma menor disponibilidade de água nas amostragens realizadas na parte final da primavera, o que pode condicionar as comparações entre os resultados dessas amostragens e de outras realizadas no mais perto do início da primavera.

A metodologia de classificação da qualidade é um processo que utiliza índices bióticos numéricos que apresentam limitações. Por exemplo, no cálculo do F-IBIP é considerada, para todos os agrupamentos, a percentagem de indivíduos exóticos, sem que seja considerada a biomassa dos mesmos. Isto pode ser problemático para outras avaliações que não o estado ecológico *sensu* DQA, pois existem espécies exóticas com dimensões muito diferentes, como *Gambusia holbrooki*, em que um adulto pode pesar menos de 1 g (Wilson et al., 2010), e *Silurus glanis*<sup>2</sup>, em que um adulto pode ultrapassar os 100 kg (Copp et al., 2009). Ainda que *Silurus glanis* não consiga ocupar as linhas de água da área estudo que são de pequenas dimensões, e algumas de cariz intermitente, este exemplo pretende assinalar que uma baixa percentagem de indivíduos exóticos de grandes dimensões pode ter um impacto mais significativo no ecossistema do que uma percentagem mais elevada de indivíduos exóticos de espécies de menores dimensões.

No caso do IBMR, a obtenção de uma classificação com um nível de confiabilidade aceitável (**Tabela 3.8**) está dependente da identificação do número mínimo de espécies indicadoras, o que em determinados cursos de água não é possível. Este trabalho é um exemplo disso, onde em várias das estações de amostragem não foi possível determinar uma classificação para este elemento. Adicionalmente, verificou-se a impossibilidade de obter algumas classificações pela ausência de um sistema de classificação para a tipologia Rios do Sul de Média-Grande Dimensão. Contudo, este problema irá ser resolvido com a publicação dos dados dos PGRH do 3º ciclo, que estiveram em consulta pública até 30/12/2022. Assim, pode ser importante que em análises futuras se considerem, de forma complementar, avaliações clássicas ao nível de espécies e comunidades de cada elemento biológico, em complemento aos exigidos pela DQA, para tentar compensar as limitações que os índices apresentam.

A classificação global da qualidade biológica, ecológica e da massa de água com base no princípio *one out – all out* também é questionada por alguns especialistas, por poder ser um princípio demasiado conservador, e sua aplicação pode resultar em alguns efeitos indesejados. Um desses efeitos é o de considerar que uma massa não atinge uma boa qualidade ecológica, quando na realidade poderia atingir e foram outros fatores não relacionados com as condições ecológicas que levaram a essa classificação. Por exemplo, uma pior classificação da qualidade da fauna piscícola pode resultar de uma menor condutividade da água que tenha diminuído a eficácia da amostragem por pesca elétrica, e não de uma real pioria das condições da fauna piscícola (Filipe et al., 2019; Santos et al., 2021). De forma

---

<sup>2</sup> Espécie piscícola de maior dimensão referenciada para Portugal.

semelhante, os resultados das amostras da fauna piscícola podem depender muito das condições hidrológicas verificadas. Em algumas das linhas de água da área de estudo, a presença piscícola é temporalmente dinâmica, não só ao longo do ano, como também entre anos com características hidrológicas particulares, sendo que a presença de exemplares ictiofaunísticos pode ocorrer apenas em anos hidrológicos húmidos, e nestes, somente em alguns meses.

Outro efeito pode ser o aumento dos custos de implementação da DQA, por serem necessárias mais ações de restauro ecológico que permitam melhorar a classificação dos parâmetros com piores resultados, para cumprir os objetivos de atingir um bom estado ecológico em todas as massas de água da UE (Filipe et al., 2019; Santos et al., 2021). No caso deste trabalho, as eventuais ações de restauro que possam ser implementadas só são da responsabilidade da EDIA e/ou dos beneficiários caso exista uma relação entre os resultados e a atividade agrícola, se a má qualidade ecológica for devida a fontes de poluição urbana, industrial ou pecuária, a responsabilidade não pode ser imputada aos blocos de rega.

Existem várias propostas de abordagens alternativas, como a atribuição de um peso equilibrado aos vários parâmetros na definição das classificações (Filipe et al., 2019; Santos et al., 2021). Este trabalho constitui um exemplo de uma situação em que uma abordagem mais flexível poderia modificar os resultados finais. Tendo em conta que as classificações dos macroinvertebrados foram inferiores a “Bom” em todas as estações de amostragem consideradas, nos três anos em estudo, a aplicação do princípio *one out – all out* faz com que não seja possível atingir um bom estado em nenhuma das massas de água, mesmo que todos os outros parâmetros apresentassem resultados “Bom” ou superior. Uma atribuição de pesos equilibrada poderia permitir melhores classificações da qualidade ecológica em algumas estações de amostragem.

Em relação à análise de dados, poderiam ter sido considerados factores espaciais, como a distância de cada estação de amostragem à albufeira mais próxima, uma vez que esta é uma variável que também pode influenciar as comunidades biológicas. No caso dos peixes, a proximidade a uma albufeira pode contribuir para explicar maiores proporções de espécies exóticas, uma vez que muitas delas não estão evolutivamente adaptadas às linhas de água de cariz intermitente características da zona mediterrânica, e por isso ocupam as albufeiras onde existe uma maior disponibilidade de água. Nos momentos de maior abundância de água, as espécies exóticas podem entrar nas linhas de água, e assim, as que estão mais próximas às albufeiras são mais suscetíveis a serem ocupadas por estas espécies (Godinho et al., 2014). Apesar desta variável não ter sido considerada, de forma a simplificar as análises, atendendo a que neste trabalho existem algumas estações de amostragem localizadas a uma distância reduzida de albufeiras, como é o caso do Local 4 – Ribeira de Pecena que está próximo da Albufeira de Alqueva (**Figura 3.1**), poderia ser relevante verificar se os resultados obtidos em Godinho et al. (2014) se confirmaram.

A consideração dos dados de precipitação total anual pode não ter sido a mais relevante, uma vez que para os ecossistemas aquáticos a precipitação acumulada na primavera poderia ser um indicador mais próximo da disponibilidade de água no sistema. Contudo, este foi o tipo de dados que foi disponibilizado pelas entidades externas.

A metodologia estatística adotada para avaliar a variabilidade interanual das comunidades biológicas pode não ter sido a mais adequada. Ao realizar os testes de *Kruskal-Wallis*, os dados das linhas (que correspondiam aos diversos *taxa* presentes numa dada estação de amostragem) não eram pareados, o que pode ter contribuído para os resultados de baixa variabilidade. Poderiam ter sido utilizados testes de *Friedman*, que são igualmente não-paramétricos e que consideram os dados das linhas como pareados, permitindo fazer a comparação da abundância/cobertura de cada *taxa* entre os três anos. Esta falha foi identificada pelo júri no ato público de defesa do relatório de estágio, e a alteração do procedimento e reinterpretação dos resultados não seria possível nos 10 dias úteis disponíveis para as

---

alterações ao relatório, ainda assim, fica o registro de que os resultados podem ter sido influenciados por essa opção metodológica.

O efeito da intensificação agrícola sobre a qualidade biológica foi analisado de forma indireta com recurso aos parâmetros físico-químicos, contudo, poderão existir outras fontes de poluição (e.g. industriais – existem vários lagares a descarregar para as linhas de água na área de estudo - urbanas, pecuária) que tenham influenciado esses parâmetros. Deste modo, teria sido relevante avaliar especificamente as alterações na área ocupada por agricultura intensiva durante o período em estudo, por exemplo, com recurso a cartas de ocupação de solo (COS). Este procedimento não foi adotado devido à proximidade dos anos em estudo, que é inferior à periodicidade com que as COS são publicadas (não existe uma COS posterior a 2018). Em análises que considerem amostras recolhidas em períodos temporais mais distantes, esta será ser uma fonte de informação útil. Mesmo não tendo sido possível utilizar cartas de uso do solo, existia a alternativa de estratificar as estações de amostragem de acordo com o grau de intensificação agrícola na sua envolvente. De forma pontual foi possível relacionar alguns resultados com os usos do solo na área envolvente, contudo, essa era uma informação baseada no conhecimento do terreno, e não era possível sistematizá-la. Uma forma de fazer essa sistematização poderia ter sido através da análise de imagens de satélite da área de estudo nos vários anos de amostragem, com uma análise posterior que avaliasse a relação entre a qualidade biológica e os níveis intensificação. Essa possibilidade não foi identificada no decorrer da elaboração do trabalho, mas apenas pelo júri no momento da defesa do relatório de estágio, e embora o tempo disponível não permita refazer essa análise, fica o registro de que teria sido possível compreender melhor o efeito da intensificação agrícola sobre a qualidade biológica com os dados que se encontravam disponíveis.

Além da dificuldade em relacionar os resultados obtidos com a influência da intensificação agrícola, a ausência de uma análise quantitativa entre os parâmetros físico-químicos e os resultados de qualidade biológica também comprometeu a resposta à questão de base deste trabalho. Essa análise não foi feita por não estarem disponíveis todos os resultados dos índices de qualidade biológica no formato numérico (em RQE) e por não ser possível calcular o IPTIs através do *software* criado para o efeito, por não se encontrar a funcionar à data da elaboração deste trabalho. Ainda assim, teria sido possível converter os resultados qualitativos dos índices numa escala de 1 a 5, e utilizar esses valores avaliar a sua correlação com os parâmetros físico-químicos. Por lapso, essa possibilidade não foi identificada durante a elaboração do relatório, tendo sido também identificada pelo júri na defesa do relatório de estágio. A análise estatística e reinterpretação dos resultados levaria um tempo superior ao disponível para alterações ao relatório, mas fica a nota de que teria sido possível realizar alguma quantificação.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Pode considerar-se que os objetivos deste trabalho foram alcançados. Pretendia compreender-se quais eram os principais fatores que influenciavam as comunidades biológicas, e as análises demonstraram que as variáveis explicativas em estudo condicionaram a abundância dos diversos *taxa*. Em vários casos, as respostas observadas foram de encontro aos resultados reportados em estudos similares. Em geral, os *taxa* mais tolerantes à degradação ambiental foram mais abundantes sob concentração de nutrientes e salinidade mais elevada ou menor oxigenação, enquanto os *taxa* mais sensíveis apresentaram menores abundâncias nestas condições, e *taxa* mais generalistas foram menos influenciados por estes parâmetros. Contudo, também foram encontradas relações diferentes das esperadas e uma parte da variação dos elementos biológicos permaceu por compreender, o que se pode justificar pela influência de outros fatores que não foram considerados. É relevante que em trabalhos futuros sejam consideradas outras variáveis explicativas, por exemplo, ligadas às condições hidrológicas e dos sedimentos.

Os resultados demonstraram que existiu uma baixa variabilidade interanual dos elementos biológicos, e também não foi possível detetar um padrão claro de variação de acordo com a localização geográfica, embora algumas estações de amostragem tenham apresentado amostras que se distanciaram das restantes, ou que algumas amostras semelhantes tenham sido recolhidas em estações próximas (no mesmo bloco de rega). A baixa variabilidade interanual pode ter resultado da estrutura das comunidades. Em Matono et al. (2014) observou-se uma tendência para as espécies piscícolas nativas apresentarem uma redução da estabilidade das suas populações com o aumento da pressão antrópica, e uma tendência inversa em relação a espécies exóticas. Neste relatório, as baixas variabilidades podem ter estado relacionadas com o facto das comunidades terem uma estrutura pobre, e que pode ser mais estável sob a pressão humana.

As classificações de qualidade biológica foram inferiores aos objetivos ambientais definidos, dado o predomínio das classes “Mau” e “Medíocre” para a fauna piscícola, e o domínio absoluto das classificações inferiores a “Bom” para os macroinvertebrados, o que impede que se alcance a meta da DQA de atingir um bom estado das massas de água. Em termos temporais foi encontrada uma tendência de pioria em 2019, que não esteve claramente associada a uma alteração dos parâmetros físico-químicos e pode ter estado associada a uma outra causa que não uma maior intensificação agrícola nesse ano face aos restantes. Contudo, o facto de a intensificação agrícola ter sido avaliada indiretamente através dos parâmetros físico-químicos pode ter tornado a interpretação menos clara, e em trabalhos futuros será relevante a utilização de dados acerca da ocupação de solo sempre que tal seja possível.

Mesmo existindo algumas limitações associadas a este trabalho, foram encontrados exemplos de situações em que a pioria das condições físico-químicas se refletiu numa má qualidade biológica e vice-versa, ainda que tal seja insuficiente para determinar se a intensificação agrícola teve influência sobre as linhas de água. A tendência geral para as comunidades serem dominadas por *taxa* tolerantes à degradação indica que as condições ambientais não serão as mais adequadas a *taxa* mais sensíveis. Os ambientes mais degradados podem ser mais facilmente colonizados por espécies exóticas, e de facto, para a fauna piscícola foram encontrados números consideráveis de indivíduos destas espécies.

Neste contexto, pode deduzir-se que as medidas de mitigação dos impactos da intensificação agrícola podem não estar a ser suficientes, ainda que com precaução, devido aos constrangimentos associados a este trabalho. Poderão ser ponderadas ações de controlo de peixes exóticos que permitam melhorar os resultados do F-IBIP, ainda que seja mais eficaz apostar na monitorização e deteção precoce destas espécies de forma a evitar o seu estabelecimento, do que tentar controlar espécies que já estejam

---

estabelecidas. Podem considerar-se ações de restauro ecológico, que permitam melhorar a integridade das galerias ripícolas, alterando as condições de ensombramento, fornecimento de matéria orgânica, disponibilidade de habitat, entre outros, e que podem beneficiar todos os elementos biológicos. Nos casos em que seja possível deve existir um esforço para aumentar a cobertura de plantas herbáceas nas zonas de olival intensivo, de forma reduzir a erosão do solo e a diminuir a quantidade de sedimentos finos que chegam às linhas de água. Este tipo de medidas pode vir a ser considerado obrigatório no âmbito de eventuais novos procedimentos de AIA a realizar. É ainda importante que haja um esforço para controlar e o cumprir as estratégias europeias de redução do uso de fertilizantes e pesticidas, o que também pode contribuir para a melhoria da qualidade de todos os elementos biológicos.

Quanto ao programa de monitorização, parece ser adequado aos seus propósitos, ainda que existam alguns aspetos que podem ser melhorados. É importante que as entidades que realizam os trabalhos de monitorização e que têm experiência no terreno possam apoiar eventuais revisões que a EDIA e as Autoridades de AIA façam à rede de amostragem. Por exemplo, duas estações (Local 1 – Barranco da Morgadinha; Local 2 – Barranco do Franco), ambas no subsistema Ardila, não apresentaram peixes de forma relativamente consistente (em 2019 e 2021), e é importante compreender as causas dessa ausência, assim como ponderar se faz sentido continuar a amostrar este elemento nestes locais. Se a causa for a pouca disponibilidade água nesses locais, e atendendo ao atual contexto de alterações climáticas, é previsível que a tendência seja para uma maior aridez da região do sul do país, e a disponibilidade de água nessas estações deverá continuar a reduzir. Assim, é importante também considerar as alterações climáticas nos momentos em que forem ponderadas alterações à rede de amostragem. De igual modo, onde apenas estão a ser amostrados macroinvertebrados pode ser observada uma grande abundância de peixes, e a sua amostragem de peixes também pode ser relevante.

Este trabalho demonstrou a importância do esforço que a EDIA tem vindo a fazer para uniformizar os programas de monitorização da rede secundária de rega do EFMA, o que possibilita uma melhor comparação dos resultados ao longo do tempo, e garante o conseqüente aprofundamento e melhoria continuada das medidas de gestão.

## 7 ANÁLISE DO ESTÁGIO CURRICULAR

Este estágio foi uma experiência muito enriquecedora que permitiu adquirir competências de caráter profissional na área da monitorização ambiental, e em particular, na área da monitorização da qualidade ecológica de águas superficiais continentais, de acordo com a DQA. Foram aprofundados os conhecimentos teóricos relacionados com a temática deste trabalho, e desenvolvidas capacidades de análise de dados ecológicos e de redação de relatórios técnico-científicos. Embora para a elaboração deste relatório não tenha sido necessário realizar trabalho de campo, por serem utilizados dados do histórico de monitorizações anteriores, a AQUALOGUS assegurou a participação em trabalhos de campo relacionados com outros trabalhos para a EDIA, permitindo também desenvolver competências nesta área.

De igual forma, a escolha do Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental foi a mais acertada. A componente letiva abrangeu os temas mais relevantes da área, conferindo as bases teóricas e técnicas adequadas para a elaboração do trabalho final. Durante o primeiro ano, foi possível contar com várias palestras de pessoas externas à faculdade, o que ajudou a compreender a diversidade de percursos que poderíamos seguir no futuro. A possibilidade de realizar o trabalho final na modalidade de relatório de estágio foi também uma grande mais-valia. O facto de ter estado inserido num ambiente empresarial permitiu-me experienciar a realidade de trabalho nesta área, algo que não teria sido possível noutro formato, e acredito que esta possibilidade traz grandes benefícios aos alunos, como foi o meu caso. Finalmente, este mestrado é uma referência para quem pretende seguir a área da consultoria ambiental, sendo essa uma das principais razões que me levou a escolhê-lo. Agora que estou a concluí-lo e que me encontro a trabalhar na área, sinto que as minhas expectativas foram superadas, e estarei sempre grato por tudo o que aprendi e pela oportunidade de começar a construir uma carreira na área da consultoria ambiental.

## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ağdamar, S., Tarkan, A. S., Keskin, E., Top, N., Doğaç, E., Baysal, O. et al. (2015). The role of environmental factors and genetic diversity on colonization success of a non-native fish, *Lepomis gibbosus* from western part of Turkey. *Biochemical Systematics and Ecology*, 58, pp. 195-203. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.bse.2014.12.001>

Aguiar, F. C., Ferreira, M. T., Albuquerque, A. & Moreira, I. (2007). Alien and endemic flora at reference and non-reference sites in Mediterranean-type streams in Portugal. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 17(4), pp. 335-347. DOI: <https://doi.org/10.1002/aqc.776>

Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 8(1), pp. 51-56. DOI: 10.23818/limn.04.06

Almodóvar, A., Nicola, G. G., Leal, S., Torralva, M. & Elvira, B. (2012). Natural hybridization with invasive bleak *Alburnus alburnus* threatens the survival of Iberian endemic calandino *Squalius alburnoides* complex and Southern Iberian chub *Squalius pyrenaicus*. *Biological Invasions*, 14, pp. 2237-2242. DOI: 10.1007/s10530-012-0241-x

Anastácio, P. M., Ribeiro, F., Capinha, C., Banha, F., Gama, M., Filipe, A. F. et al. (2019). Non-native freshwater fauna in Portugal: A review. *Science of The Total Environment*, 650(2), pp.1923-1934. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.251>

APA (2016). Planos de Gestão de Região Hidrográfica, Parte 2 – Caracterização e Diagnóstico. Agência Portuguesa do Ambiente, I.P.

APA (2017a). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Diretiva Quadro da Água e a Lei da Água, Protocolo de amostragem e análise para o elemento de qualidade ecológica macrófitos. Departamento de Recursos Hídricos/Divisão do Estado Qualitativo da Água, Agência Portuguesa do Ambiente, I.P., Ministério do Ambiente. Em: [https://apambiente.pt/dqa/assets/Protocolo\\_Amostragem\\_Macr%C3%B3fitos2017\\_rev18.pdf](https://apambiente.pt/dqa/assets/Protocolo_Amostragem_Macr%C3%B3fitos2017_rev18.pdf) [acedido em abril de 2023]

APA (2017b). Manual para aplicação do IBMR (Índice Biológico de Macrófitos de Rio) e apoio ao utilizador da plataforma informática de cálculo do índice. Departamento de Recursos Hídricos/Divisão do Estado Qualitativo da Água, Agência Portuguesa do Ambiente, I.P., Ministério do Ambiente. Em: [https://www.apambiente.pt/dqa/assets/Manual\\_Aplicacao\\_IBMR\\_apoio\\_Plataforma\\_2017.pdf](https://www.apambiente.pt/dqa/assets/Manual_Aplicacao_IBMR_apoio_Plataforma_2017.pdf) [acedido em abril de 2023]

APA (2018). Guia Metodológico para a Definição de Regimes de Caudais Ecológicos em Aproveitamentos Hidráulicos de Portugal Continental. Em: [https://apambiente.pt/sites/default/files/SNIAMB\\_Agua/DRH/Licenciamento/RegimeCaudaisEcologicos/01\\_GuiaRCE.pdf](https://apambiente.pt/sites/default/files/SNIAMB_Agua/DRH/Licenciamento/RegimeCaudaisEcologicos/01_GuiaRCE.pdf) [acedido em abril de 2023]

APA (2023a). APA – Avaliação e Gestão Ambiental > Avaliação de impacte ambiental. Em: <https://apambiente.pt/avaliacao-e-gestao-ambiental/avaliacao-de-impacte-ambiental> [acedido em abril de 2023].

APA (2023b). APA – Avaliação e Gestão Ambiental > Avaliação de impacte ambiental > Legislação. Em: <https://apambiente.pt/avaliacao-e-gestao-ambiental/legislacao-7> [acedido em abril de 2023].

- APA (2023c). APA – Avaliação e Gestão Ambiental > Avaliação de impacte ambiental > Pós-avaliação. Em: <https://apambiente.pt/avaliacao-e-gestao-ambiental/pos-avaliacao> [acedido em abril de 2023].
- APA (2023d). APA – Avaliação e Gestão Ambiental > Avaliação de impacte ambiental > Pós-avaliação > Monitorização. Em: <https://apambiente.pt/avaliacao-e-gestao-ambiental/monitorizacao> [acedido em abril de 2023].
- AQUALOGUS (2019). Monitorização dos recursos hídricos superficiais na rede secundária de rega em fase de exploração – 2019/2020. Relatório Anual 2019. Relatório não publicado.
- AQUALOGUS (2021). Monitorização dos recursos hídricos superficiais na rede secundária de rega em fase de exploração – 2021/2022. Relatório Anual 2021. Relatório não publicado.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F. & Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17(3), pp. 333-347. DOI: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90188-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90188-4)
- Araújo, P. V., Clamote, F., Portela-Pereira, E., Lourenço, J., Carapeto, A., Porto, M. et al. (2023). *Apium nodiflorum* (L.) Lag. - mapa de distribuição. Flora-On: Flora de Portugal Interactiva, Sociedade Portuguesa de Botânica. <http://www.flora-on.pt/#wApium+nodiflorum>. [acedido em julho de 2023].
- Aschonitis, V. G., Feld, C. K., Castaldelli, G., Turin, P., Visonà E. & Fano E. A. (2015). Environmental stressor gradients hierarchically regulate macrozoobenthic community turnover in lotic systems of Northern Italy. *Hydrobiologia*, 765, pp. 131–147. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2407-x>
- Baduy, F., Saraiva, J. L., Ribeiro, F., Canario, A. V. M. & Guerreiro, P.M. (2020). Distribution and Risk Assessment of Potential Invasiveness of *Australoheros facetus* (Jenyns, 1842) in Portugal. *Fishes*, 5(1), 3. DOI: <https://doi.org/10.3390/fishes5010003>
- Bernery, C., Bellard, C., Courchamp, F., Brosse, S. Gozlan, R. E., Jarić, I. et al. (2022). Freshwater Fish Invasions: A Comprehensive Review. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 53, pp. 427-456. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-032522-015551>
- Błachuta, J. & Witkowski, A. (1984). Natural hybrids *Alburnus alburnus* (L.) × *Rutilus rutilus* (L.), *Alburnus alburnus* (L.) × *Blicca bjoerkna* (L.) and *Alburnus alburnus* (L.) × *Abramis brama* (L.) from the Oder river. *Acta Hydrobiologica*, 25/26, pp. 189–203.
- Borcard, D., Gillet, F. & Legendre, P. (2011). *Numerical Ecology with R*. Springer, New York, Dordrecht, London and Heidelberg. DOI: 10.1007/978-1-4419-7976-6
- Cabral, M. J. (coord.); Almeida, J., Almeida, P. R., Delliger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. E., et al. (2005). Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.
- Camargo, J. A., Alonso, A. & Salamanca, A. (2005). Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere*, 58(9), pp. 1255-1267. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.10.044>
- Caroni, R., van de Bund, W., Clarke, R. T. & Johnson, R. K. (2013). Combination of multiple biological quality elements into waterbody assessment of surface waters. *Hydrobiologia* 704, pp. 437–451. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1274-y>

- Česonienė, L., Šileikienė, D., Čiteikė, L., Mozgeris, G. & Takayoshi, K. (2023). The Impact of Organic and Intensive Agricultural Activity on Groundwater and Surface Water Quality. *Water*, 15, 1240. DOI: <https://doi.org/10.3390/w15061240>
- Clamote, F. Araújo, P. V., Portela-Pereira, E., Carapeto, A., Lourenço, J., Almeida, J. D., et al. (2023). *Oenanthe crocata* L. - mapa de distribuição. Flora-On: Flora de Portugal Interactiva, Sociedade Portuguesa de Botânica. <http://www.flora-on.pt/#wOenanthe+crocata>. [acedido em julho de 2023].
- Collares-Pereira, M. J. (coord.), Alves, M. J., Ribeiro, F., Domingos, I., Almeida, P. R., Costa, L. et al. (2021). Guia dos peixes de água doce e migradores de Portugal Continental. Edições Afrontamento, Porto.
- Copp, G. H., Britton, J. R., Cucherousset, J., García-Berthou, E., Kirk, R., Peeler, E. et al. (2009). Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish and Fisheries*, 10(3), pp. 252-282. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00321.x>
- Daccache, A., Ciurana, J. S., Rodriguez Diaz, J. A. & Know, J. W. (2014). Water and energy footprint of irrigated agriculture in the Mediterranean region. *Environmental Research Letters*, 9(12), 124014. DOI: 10.1088/1748-9326/9/12/124014
- Dinno, A. (2015). Nonparametric pairwise multiple comparisons in independent groups using Dunn's test. *The Stata Journal*, 15, pp. 292–300. DOI: <https://doi.org/10.1177/1536867X150150011>
- EDIA (2005). Programa de Gestão Ambiental do Empreendimento de Fins Múltiplos de Alqueva, Relatório não publicado.
- EDIA (2023a). EDIA – O que é o Alqueva > Empreendimento de Fins Múltiplos. Em: <https://www.edia.pt/pt/o-que-e-o-alqueva/empreendimento-fins-multiplos/> [acedido em abril de 2023].
- EDIA (2023b). EDIA – O que é o Alqueva > Sistema Global de Rega. Em: <https://www.edia.pt/pt/o-que-e-o-alqueva/sistema-global-de-alqueva/> [acedido em abril de 2023].
- EDIA (2023c). EDIA – O que é o Alqueva > Ocupação Cultural. Em: <https://www.edia.pt/pt/o-que-e-o-alqueva/ocupacao-cultural/> [acedido em abril de 2023].
- EDIA (2023d). EDIA – O que fazemos > Monitorização > Fauna, Flora e Vegetação > Catálogo de Peixes. Em: [https://www.edia.pt/catalogo\\_peixes/cat\\_peixes/index.html](https://www.edia.pt/catalogo_peixes/cat_peixes/index.html) [acedido em junho de 2023].
- EEA (2016). Surface waters. Environmental Indicator Report AIRS. EEA Report no. 30/2016. Em: <https://www.eea.europa.eu/airs/2016/natural-capital/surface-waters> [acedido em setembro de 2023]
- EEA (2021). Water and agriculture: towards sustainable solutions. EEA Report no. 17/2020. DOI: 10.2800/73735
- EEA (2022). Progress and prospects for decarbonisation in the agriculture sector and beyond. Briefing no. 17/2022. DOI: 10.2800/494497
- FAO (2022). The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture – Systems at breaking point. Main report. Rome. DOI: <https://doi.org/10.4060/cb9910en>
- Feio, M. J., Almeida, F. P. A., Aguiar, F. C., Oliveira, J. M. & Hughes, S. J. (2019). Capítulo 14: Monitorização ecológica dos rios portugueses. Em: Feio, M. J. & Ferreira, V. (Eds). Rios de Portugal: Comunidades, Processos e Alterações. Imprensa da Universidade de Coimbra: pp. 335-358. DOI: <https://doi.org/10.14195/978-989-26-1624-7>

- Filipe, A. F., Feio, M. J., Garcia-Raventós, A., Ramião, J. P., Pace, G., Martins et al. (2019). The European Water Framework Directive facing current challenges: recommendations for a more efficient biological assessment of inland surface waters. *Inland Waters*, 9(1), pp. 95-103. DOI: <https://doi.org/10.1080/20442041.2018.1494973>
- Flávio, H. M., Ferreira, P., Formigo, N. & Svendsen, J. C. (2017). Reconciling agriculture and stream restoration in Europe: A review relating to the EU Water Framework Directive. *Science of The Total Environment*, 596–597, pp. 378-395. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.057>
- Gkenas, C., Kodde, A., Ribeiro, F. & Magalhães, M. F. (2022). Warming affects the feeding success of invader and native fish in Iberian streams. *Aquatic Ecology*, 56, pp. 319–324. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10452-021-09888-9>
- Glasson, J., Therivel, R. & Chadwick, A. (1999). *Introduction to Environmental Impact Assessment*. 2<sup>nd</sup> Edition. UCL Press Limited, London.
- Godinho, F. N., Pinheiro, P. J., Oliveira, J. M. & Azedo, R. (2014). Responses of intermittent stream fish assemblages to irrigation development. *River Research and Applications*, 30(10), pp. 1248-1256. DOI: 10.1002/rra.2748
- Gracey, E. O. & Verones, F. (2016). Impacts from hydropower production on biodiversity in an LCA framework—review and recommendations. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21, pp. 412–428. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1039-3>
- Greenacre, M. & Primicerio, R. (2013). *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Fundación BBVA, Bilbao. Em: [https://www.fbbva.es/wp-content/uploads/2017/05/dat/DE\\_2013\\_multivariate.pdf](https://www.fbbva.es/wp-content/uploads/2017/05/dat/DE_2013_multivariate.pdf) [acedido em maio de 2023].
- Hatfield, J. L. & Walthall, C. L. (2015). Meeting Global Food Needs: Realizing the Potential via Genetics × Environment × Management Interactions. *Agronomy Journal*, 107 (4), pp. 1215–1226. DOI: <https://doi.org/10.2134/agronj15.0076>
- Haury, J., Peltre, M. -C., Trémolières, M., Barbe, J., Thiébaud, G., Bernez, I. et al. (2006). A new method to assess water trophy and organic pollution — the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. Em: Caffrey, J. M., Dutartre, A., Haury, J., Murphy, K. J., Wade, P. M. (Eds). *Macrophytes in Aquatic Ecosystems: From Biology to Management*. *Developments in Hydrobiology*, vol 190. Springer, Dordrecht, pp. 153-158. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5390-0\\_22](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5390-0_22)
- Hill, M. J., Ryves, D. B., White, J. C. & Wood, P. J. (2016). Macroinvertebrate diversity in urban and rural ponds: Implications for freshwater biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 201, pp. 50-59. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.027>
- Ilhéu, M. I., Matono, P., Silva, J., Sousa-Santos, C., Venade, D., M. Emídio, M. et al (2016). Ação A4 - Estudo sobre o impacte de alburno (*Alburnus alburnus*) sobre as populações de Saramugo. Relatório de 2016 da Ação A4 do Projeto LIFE 13 NAT/PT/000786 – Saramugo.
- INAG (2008a). *Tipologia de Rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água. I - Caracterização abiótica*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P. Em: <https://www.apambiente.pt/dqa/assets/tipologia-de-rios-em-portugal-continental.pdf> [acedido em abril de 2023].

INAG (2008b). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água, Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P. Em: <https://www.apambiente.pt/dqa/assets/protocolo-de-amostragem-e-analise-para-a-fauna-piscicola.pdf> [acedido em abril de 2023].

INAG (2008c). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água, Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P. Em: <https://www.apambiente.pt/dqa/assets/01-protocolo-de-amostragem-e-analise-para-os-macroinvertebrados-bentonicos.pdf> [acedido em abril de 2023].

INAG (2008d). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água, Protocolo de amostragem e análise para os macrófitos. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P. Em: <https://www.apambiente.pt/dqa/assets/protocolo-de-amostragem-e-analise-para-os-macrofitos.pdf> [acedido em abril de 2023].

INAG (2009). Critérios para a classificação do estado das massas de água superficiais. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P. Em: <https://www.apambiente.pt/dqa/assets/criterios-classificacao-a3o-rios-e-albufeiras.pdf> [acedido em setembro de 2023].

INAG & AFN (2012). Desenvolvimento de um Índice de Qualidade para a Fauna Piscícola. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território. Em: <https://www.apambiente.pt/dqa/assets/relatorio-desenvolvimento-fauna-piscicola.pdf> [acedido em abril de 2023].

IPCC (2022). Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Lösschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 3056 pp. DOI:10.1017/9781009325844

IPMA (2023). IPMA > O Clima > Monitorização da Seca > PDSI > Monitorização > Serviço dados PDSI. Em: <https://www.ipma.pt/pt/oclima/observatorio.secas/pdsi/monitorizacao/servico.situacaoatual/> [acedido em setembro de 2023].

Jiménez-Navarro, G., Rodríguez-Pérez, J., Melguizo-Ruiz, N., Silva, B., Vasconcelos, S., Beja, P. et al. (2023). Disentangling the seasonal effects of agricultural intensification on birds and bats in Mediterranean olive groves. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 343, 108280. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108280>

Jiménez-Ruiz, J., Hardion, L., Del Monte, J. P., Vila, B., & Santín-Montanyá, M. I. (2021) Monographs on invasive plants in Europe N° 4: *Arundo donax* L. *Botany Letters*, 168(1), pp. 131-151, DOI: <https://doi.org/10.1080/23818107.2020.1864470>

Jolliffe, I. T. & Cadima, J. (2016). Principal component analysis: a review and recent developments. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 374, 20150202. DOI: <https://doi.org/10.1098/rsta.2015.0202>

- Karam, F., Haddad, R., Amacha, N., Charanek, W. & Harmand, J. (2023). Assessment of the Impacts of Phyto-Remediation on Water Quality of the Litani River by Means of Two Wetland Plants (*Sparganium erectum* and *Phragmites australis*). *Water*, 15(1):4. DOI: <https://doi.org/10.3390/w15010004>
- Khedun, C. P., Flores, R. S., Rughoonundun, H. & Kaiser, R. A. (2014). World Water Supply and Use: Challenges for the Future. Em: Van Alfen (Ed.). *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems*. Second Edition. Academic Press, Cambridge, pp. 450-465. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52512-3.00083-8>
- Kim, J. Y., Atique, U., An & K.-G. (2021) Relative Abundance and Invasion Dynamics of Alien Fish Species Linked to Chemical Conditions, Ecosystem Health, Native Fish Assemblage, and Stream Order. *Water*, 13, 158. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13020158>
- Legendre, P. (2005). Species associations: the Kendall coefficient of concordance revisited. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 10, pp. 226–245. DOI: <https://doi.org/10.1198/108571105X46642>
- Legendre, P. & Birks, H. J. B. (2012). Clustering and partitioning. Em: Birks, H.J.B., Lotter, A.F., Juggins, S. & Smol, J.P. (Eds.). *Tracking Environmental Change using Lake Sediments*, Vol. 5: Data handling and numerical techniques. Springer, Dordrecht, pp. 167-200. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-94-007-2745-8\\_7](https://doi.org/10.1007/978-94-007-2745-8_7)
- Leydesdorff, L. & Bensen, S. (2006). Classification and powerlaws: The logarithmic transformation. *Journal of the American Society for Information Science and Technology*, 57(11), pp.1470-1486. DOI: <https://doi.org/10.1002/asi.20467>
- Lock, K., Adriaens, T. & Goethals, P. (2014). Effect of water quality on blackflies (Diptera: Simuliidae) in Flanders (Belgium). *Limnologia*, 44, pp. 58-65. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.08.001>
- Macdonald, J. I., Tonkin, Z. D., Ramsey, D. S. L., Kaus, A. K., King, A. K. & Crook, D. A. (2012). Do invasive eastern gambusia (*Gambusia holbrooki*) shape wetland fish assemblage structure in south-eastern Australia? *Marine and Freshwater Research*, 63(8), pp. 659-671. DOI: <https://doi.org/10.1071/MF12019>
- Magalhães, M. F., Beja, P., Schlosser, I. J. & Collares-Pereira, M. J. (2007). Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, 52(8), pp. 1494-1510. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01781.x>
- Magalhães, M. F., Ramalho, C. E. & Collares-Pereira, M. J. (2008). Assessing biotic integrity in a Mediterranean watershed: development and evaluation of a fish-based index. *Fisheries Management and Ecology*, 15(4), pp. 273-289. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2008.00612.x>
- Mamat, Z., Halik, U., Muhtar, P., Nurmamat, I., Abliz, A. & Aishan, T. (2016). Influence of soil moisture and electrical conductivity on the growth of *Phragmites australis* (Cav.) in the Keriya oasis, China. *Environmental Earth Sciences*, 75, 423. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5394-y>
- Martelo, J., da Costa, L. M., Ribeiro, D., Gago, J., Magalhães, M.F., Gante, H.F. et al. (2021). Evaluating the range expansion of recreational non-native fishes in Portuguese freshwaters using scientific and citizen science data. *BioInvasions Records* 10(2), pp. 378-389. DOI: <https://doi.org/10.3391/bir.2021.10.2.16>

- Masson, S., Gauvain, M., Mesléard, F. & Dutoit, T. (2015). Impacts of water stress removal and disturbance regimes on Mediterranean dry grasslands diversity and succession. *Plant Ecology*, 216, pp. 1351–1369. <https://doi.org/10.1007/s11258-015-0513-5>
- 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), pp. 1281-1295. DOI: <https://doi.org/10.1002/rra.2780>
- Matono, P., Bernardo, J. M., Oberdorff, T. & Ilhéu, M. (2012). Effects of natural hydrological variability on fish assemblages in small Mediterranean streams: Implications for ecological assessment. *Ecological Indicators*, 23, pp. 467-481. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.024>
- Matono, P., Sousa, D. & Ilhéu, M. (2013). Effects of Land Use Intensification on Fish Assemblages in Mediterranean Climate Streams. *Environmental Management* 52, pp. 1213–1229. <https://doi.org/10.1007/s00267-013-0152-3>
- Matos, Fonseca & Associados (2017). Monitorização dos Recursos Hídricos Superficiais na Rede Secundária de Rega em Fase de Exploração – 2016/2017. Relatório final. Relatório não publicado
- Mendivil-Garcia, K., Amabilis-Sosa, L. E., Rodríguez-Mata, A. E., Rangel-Peraza J. G., Gonzalez-Huitron, V. & Cedillo-Herrera, C. I. G. (2020). Assessment of intensive agriculture on water quality in the Culiacan River basin, Sinaloa, Mexico. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, pp. 28636–28648. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08653-z>
- Merchán, D., Sanz, L., Alfaro, A., Pérez, I., Goñi, M., Solsona, F. et al. (2020). Irrigation implementation promotes increases in salinity and nitrate concentration in the lower reaches of the Cidacos River (Navarre, Spain). *Science of The Total Environment*, 706, 135701. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135701>
- Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território (2013). Decreto-Lei n.º 151-B/2013. Diário da República n.º 211/2013, 2º Suplemento, Série I de 2013-10-31, pp. 6-31. Em: <https://diariodarepublica.pt/dr/detalhe/decreto-lei/76-2016-75701996> [acedido em setembro de 2023].
- Ministério do Ambiente (2016). Decreto-Lei n.º 76/2016. Diário da República n.º 215/2016, Série I de 2016-11-09, pp. 3951-4007. Em: <https://diariodarepublica.pt/dr/detalhe/decreto-lei/76-2016-75701996> [acedido em setembro de 2023].
- Moss, B. (2010). *Ecology of freshwaters: a view for the twenty-first century*. 4<sup>th</sup> Edition. Wiley-Blackwell, Chichester.
- Ngueyn, T. H. T., Boets, P., Lock, K., Forio, M. A. E., Echelpoel, W. V., Butsel, J. V. et al. (2017). Water quality related macroinvertebrate community responses to environmental gradients in the Portoviejo River (Ecuador). *International Journal of Limnology*, 53, pp. 203-219. DOI: <https://doi.org/10.1051/limn/2017007>
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. et al. (2022). *\_vegan: Community Ecology Package\_*. R package version 2.6-4. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Oliveira, J. M., Santos, J. M., Teixeira, A., Ferreira, M. T., Pinheiro, P. J., Geraldês, A. et al. (2007). Projeto AQUARIPORT: Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios. Direcção Geral dos Recursos Florestais, Lisboa.

- Osman, A. I., Chen, L., Yang, M., Msigwa, G., Farghali, M., Fawzy, S. et al. (2023). Cost, environmental impact, and resilience of renewable energy under a changing climate: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 21, pp. 741-764. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01532-8>
- Pausas, J. G. & Austin, M. P. (2001). Patterns of plant species richness in relation to different environments: An appraisal. *Journal of Vegetation Science*, 12(2), pp. 153-166. DOI: <https://doi.org/10.2307/3236601>
- Pracheil, B. M., DeRolph, C. R., Schramm, M. P. & Bevelhimer, M. S. (2016). A fish-eye view of riverine hydropower systems: the current understanding of the biological response to turbine passage. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 26, pp. 153–167. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11160-015-9416-8>
- Portela-Pereira, E., Almeida, J. D., Carapeto, A., Porto, M., Araújo, P. V., Lourenço, J. et al. (2023a). *Rubus ulmifolius* Schott var. *ulmifolius* - mapa de distribuição. Flora-On: Flora de Portugal Interactiva, Sociedade Portuguesa de Botânica. <http://www.flora-on.pt/#wRubus+ulmifolius+var.+ulmifolius>. [acedido em julho de 2023].
- Portela-Pereira, E., Araújo, P. V., Clamote, F., Carapeto, Correia, M. J., Lourenço, J. et al. (2023b). *Lythrum salicaria* L. - mapa de distribuição. Flora-On: Flora de Portugal Interactiva, Sociedade Portuguesa de Botânica. <http://www.flora-on.pt/#wLythrum+salicaria>. [acedido em julho de 2023].
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.
- Rahman, A., Farrok, O. & Haque, M. M. (2022). Environmental impact of renewable energy source based electrical power plants: Solar, wind, hydroelectric, biomass, geothermal, tidal, ocean, and osmotic. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 161, 112279. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112279>
- Raven, P., Holmes, N., Pádua, J., Ferreira, J., Hughes, S., Baker, L. et al. (2009). River Habitat Survey in Southern Portugal: Results from 2009. Environment Agency & Centre for Ecology and Hydrology. Bristol and Wallingford, UK. Em: <https://www.apambiente.pt/dqa/assets/river-habitat-survey-in-southern-portugal.pdf> [acedido em julho de 2023].
- Raven, P. J., Fox, P., Everard, M., Holmes, N. T. H. & Dawson, F. H. (1997). River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. Em: Boon, P. J. & Howell, D. L. (Eds). *Freshwater Quality: Defining the Indefinable?* The Stationery Office, Edinburgh, pp. 215-234.
- Rivas-Martínez, S. (2005). Notions on dynamic-catenal phytosociology as a basis of landscape science. *Official Journal of the Societa Botanica Italiana*, 139 (2), pp. 135-144. DOI: <https://doi.org/10.1080/11263500500193790>
- Rodrigues, J. N., Ortega, J. C. G., Petsch, D. K., Padial, A. A., Moi, D. A. & Figueiredo, B. R. S. A meta-analytical review of turbidity effects on fish mobility. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 33, pp. 1113–1127 DOI: <https://doi.org/10.1007/s11160-023-09785-4>
- Rosa, L. (2022). Adapting agriculture to climate change via sustainable irrigation: biophysical potentials and feedbacks. *Environmental Research Letters*, 17(6), 063008. DOI: 10.1088/1748-9326/ac7408
- Santos, J. I., Vidal, T., Gonçalves, F. J. M., Castro, B. B. & Pereira, J. L. (2021). Challenges to water quality assessment in Europe – Is there scope for improvement of the current Water Framework

- Directive bioassessment scheme in rivers? *Ecological Indicators*, 121, 107030. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107030>
- Schmidt, G., De Stefano, L., Bea, M., Carmody, E., van Dyk, G., Fernández-Lop, A. et al. (2020). How to tackle illegal water abstractions? Taking stock of experience and lessons learned. *Fundación Botín*, Madrid.
- Schmitt, R. J. P., Rosa, L. & Daily, G. C. (2022). Global expansion of sustainable irrigation limited by water storage. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(47), e2214291119. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.2214291119>
- Serra, S. R. Q., Cortes, R. M. V., Graça, M. A. S., Pinto, P., Anastácio, P. M., Machado, A. L. et al. (2019). Capítulo 7: Invertebrados. Em: Feio, M. J. & Ferreira, V. (Eds). *Rios de Portugal: Comunidades, Processos e Alterações*. Imprensa da Universidade de Coimbra: pp. 147-169. DOI: <https://doi.org/10.14195/978-989-26-1624-7>
- Silva, A. T., Lucas, M. C., Castro-Santos, T., Katopodis, C., Baumgartner, L. J., Thiem, J. D. et al. (2017). The future of fish passage science, engineering, and practice. *Fish and Fisheries*, 19(2), pp. 340-362. DOI: <https://doi.org/10.1111/faf.12258>
- Stella, J. C., Rodríguez-González, P. M., Dufour, S. & Bendix, J. (2013). Riparian vegetation research in Mediterranean-climate regions: common patterns, ecological processes, and considerations for management. *Hydrobiologia*, 719, pp. 291–315. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1304-9>
- Sousa-Santos, C., Matono, P., da Silva, J. & Ilhéu, M. (2018). Evaluation of potential hybridization between native fishes and the invasive bleak, *Alburnus alburnus* (Actinopterygii: Cypriniformes: Cyprinidae). *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 48(2), pp. 109-122. DOI: 10.3750/AIEP/02395.
- Suhaila, A. H., Hamidah, S. & Nur Aida, H. (2017). Distribution Patterns of Baetis (Ephemeroptera: Baetidae) as Tolerant Taxa in Freshwater Biological Monitoring. *Journal of the Malaysian Society of Applied Biology*, 46(3), pp. 151-160.
- ter Braak, C. J. F. & Verdonschot, P. F. M. (1995). Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Science*, 57, pp. 255–289. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00877430>
- UNDESA (United Nations Department of Economic and Social Affairs), Population Division (2022). *World Population Prospects 2022: Summary of Results*. UN DESA/POP/2022/TR/NO. 3. Em: [https://www.un.org/development/desa/pd/sites/www.un.org.development.desa.pd/files/wpp2022\\_summary\\_of\\_results.pdf](https://www.un.org/development/desa/pd/sites/www.un.org.development.desa.pd/files/wpp2022_summary_of_results.pdf) [acedido em abril de 2023].
- UE (2021). *The 6th Water Framework Directive and Floods Directive Implementation Report*. Em: [https://environment.ec.europa.eu/publications/6th-water-framework-directive-and-floods-directive-implementation-report\\_en](https://environment.ec.europa.eu/publications/6th-water-framework-directive-and-floods-directive-implementation-report_en) [acedido em maio de 2023].
- van Zelm, R., Roy, P. O., Hauschild, M. Z. & Huijbregts, M. A. J. (2015). Acidification. Em: Hauschild, M. Z. & Huijbregts, M. A. J. (Eds.). *Life Cycle Impact Assessment*. Springer, Dordrecht, pp. 163-176. DOI: 10.1007/978-94-017-9744-3
- Vidal, T., Pereira, J. L. & Gonçalves, F. J. M. (2021). Diretiva Quadro da Água: o instrumento legal para a avaliação da qualidade ecológica da água, em rios, na União Europeia. *Captar*, 10, art. 6. DOI: <https://doi.org/10.34624/captar.v0i0.26046>

- Vinyoles, D., Robalo, J. I., de Sostoa, A., Almodóvar, A. M., Elvira, B., Nicola, G. G. et al. (2007). Spread of the alien bleak *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) (Actinoptery-gii cyprinidae) in the Iberian Peninsula: the role of reservoirs. *Graellsia*, 63, pp. 101–110.
- Wilson, A. D. M., Godin, J. G. J. & Ward, A. J. W. (2010). Boldness and Reproductive Fitness Correlates in the Eastern Mosquitofish, *Gambusia holbrooki*. *Ethology*, 116(1), pp. 96-104. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.2009.01719.x>
- Witkowski, A., Kotusz, J., Wawer, K., Stefaniak, J. Popiołek, M. & Błachuta, J. (2015). A Natural Hybrid of *Leuciscus leuciscus* (L.) and *Alburnus alburnus* (L.) (Osteichthyes: Cyprinidae) from the Bystrzyca River (Poland). *Annales Zoologici*, 65(2), pp. 287-293. DOI: <https://doi.org/10.3161/00034541ANZ2015.65.2.010>
- Wood, C. (2003). *Environmental Impact Assessment: A Comparative Review*. 2<sup>nd</sup> Edition. Routledge, London. DOI: <https://doi.org/10.4324/9781315838953>
- Wood, P. J. & Armitage, P. D. (1997). Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment. *Environmental Management*, 21, pp. 203-217. DOI: <https://doi.org/10.1007/s002679900019>
- Wright, I. A. & Ryan, M. M. (2016). Impact of mining and industrial pollution on stream macroinvertebrates: importance of taxonomic resolution, water geochemistry and EPT indices for impact detection. *Hydrobiologia*, 772, pp. 103-115. DOI: 10.1007/s10750-016-2644-7
- Wurtsbaugh, W. A., Paerl, H. W. & Dodds, W. K. (2019). Nutrients, eutrophication and harmful algal blooms along the freshwater to marine continuum. *Wires Water*, 6(5), e1373. DOI: <https://doi.org/10.1002/wat2.1373>
- Zabel, F., Delzeit, R., Schneider, J. M., Seppelt, R., Mauser, W. & Václavík, T. (2019). Global impacts of future cropland expansion and intensification on agricultural markets and biodiversity. *Nature Communications*, 10, 2844. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-019-10775-z>

## ANEXOS

### ANEXO I – Estações de amostragem consideradas

Estação de amostragem	Abreviação	Codificação PCA	Subsistema	Bloco de rega	Bacia	Elementos biológicos amostrados
Local 1 - Barranco da Morgadinha	L1 - B. Morgadinha	1Mor	Ardila	Brinches-Enxoé	Guadiana	Todos
Local 1 - Barranco das Amoreiras	L 1 - B. Amoreiras	1Amo	Ardila	Pias	Guadiana	Macroinvertebrados
Local 1 - Ribeira da Azambuja	L 1 - R. Azambuja	1Aza	Alqueva	Monte Novo / Évora	Guadiana	Todos
Local 1 - Ribeira da Figueira	L 1 - R. Figueira	1Fig	Alqueva	Alfundão	Sado	Macroinvertebrados
Local 1 - Ribeira de Canhestros	L 1 - R. Canhestros	1Can	Alqueva	Ervidel	Sado	Macroinvertebrados
Local 1 - Ribeira de Malcabrão	L 1 - R. Malcabrão	1Mal	Alqueva	Alvito-Pisão	Sado	Todos
Local 1 - Ribeira de Odearce	L 1 - R. Odearce	1Ode	Pedrogão	São Matias	Guadiana	Todos
Local 1 - Ribeira de Odivelas	L 1 - R. Odivelas	1Odi	Alqueva	Vale de Gaio	Sado	Todos
Local 1 - Ribeira de Selmes	L 1 - R. Selmes	1Sel	Pedrogão	Pedrogão	Guadiana	Todos
Local 1 - Ribeira do Álamo	L 1 - R. Álamo	1Ala	Alqueva	Pisão	Sado	Todos
Local 1 - Ribeira dos Nabos	L 1 - R. Nabos	1Nab	Alqueva	Roxo-Sado	Sado	Macroinvertebrados
Local 1 - Rio Torto	L 1 - Rio Torto	1Tor	Pedrogão	São Pedro- Baleizão	Guadiana	Todos
Local 2 - Barranco da Cabrita	L 2 - B. Cabrita	2Cab	Pedrogão	Pedrogão	Guadiana	Macroinvertebrados
Local 2 - Barranco da Foz do Guadiana	L 2 - B. Foz Guadiana	2Gua	Pedrogão	São Pedro- Baleizão	Guadiana	Macroinvertebrados
Local 2 - Barranco do Franco	L 2 - B. Franco	2Fra	Ardila	Brinches-Enxoé	Guadiana	Todos
Local 2 - Barranco do Xacafre	L 2 - B. Xacafre	2Xac	Alqueva	Ervidel	Sado	Todos
Local 2 - Ribeira da Oriola	L 2 - R. Oriola	2Ori	Alqueva	Loureiro-Alvito	Sado	Todos
Local 2 - Ribeira de A. Pedro de Barreiros	L 2 - R. A.P. Barreiros	2Barr	Alqueva	Alvito-Pisão	Guadiana	Macroinvertebrados
Local 2 - Ribeira de Brenhas	L 2 - R. Brenhas	2Bre	Ardila	Caliços- Machados	Guadiana	Todos
Local 2 - Ribeira do Albardão	L 2 - R. Albardão	2Alb	Alqueva	Monte Novo	Guadiana	Todos

(Continuação da tabela)

Estação de amostragem	Abreviação	Codificação PCA	Subsistema	Bloco de rega	Bacia	Elementos biológicos amostrados
Local 2 - Ribeira do Pisão	L 2 - R. Pisão	2Pis	Alqueva	Pisão	Sado	Macroinvertebrados
Local 3 - Ribeira da Azambuja	L 3 - R. Azambuja	3Aza	Alqueva	Monte Novo	Guadiana	Macroinvertebrados
Local 3 - Ribeira da Cardeira	L 3 - R. Cardeira	3Car	Pedrogão	São Pedro- Baleizão	Guadiana	Todos
Local 3 - Ribeira de Odearce	L 3 - R. Odearce	3Ode	Alqueva	Alvito-Pisão	Guadiana	Todos
Local 3 - Ribeira de Vila Nova de Baronia	L 3 - R. V.N. Baronia	3Baro	Alqueva	Vale de Gaio	Sado	Macroinvertebrados
Local 4 - Ribeira de Pecena	L 4 - R. Pecena	4Pec	Alqueva	Monte Novo / Évora	Guadiana	Todos

**ANEXO II – Resultados das estatísticas sumário aplicadas aos parâmetros físico-químicos**

Período	Estatística	Azoto A	Azoto T	CBO5	CQO	Fósforo T	Nitratos	Nitritos	SST	O2 mgl	O2 Taxa	pH	Cond
2016	Mínimo	0,010	0,983	2,000	1,700	0,003	0,090	0,001	2,000	2,440	26,500	6,680	587,000
	Mediana	0,025	2,750	2,000	20,500	0,125	4,900	0,069	15,500	6,825	77,650	7,375	825,000
	Média aritmética	0,075	3,988	2,115	21,370	0,334	10,650	0,270	19,923	6,286	71,280	7,505	936,500
	Variância	0,008	8,885	0,186	124,955	0,275	162,884	0,230	325,167	3,500	504,718	0,314	166066,300
	Máximo	0,310	11,000	4,000	58,000	2,070	41,100	1,960	82,000	8,690	103,400	9,520	2679,000
2019	Mínimo	0,050	0,600	1,000	5,000	0,014	0,300	0,010	3,000	3,382	34,740	7,619	533,200
	Mediana	0,090	2,350	1,650	17,500	0,070	7,550	0,079	15,500	9,222	89,980	7,965	776,300
	Média aritmética	0,444	3,642	2,204	16,770	0,223	11,770	0,207	21,185	8,933	89,970	8,012	859,200
	Variância	0,907	7,755	3,362	58,345	0,089	114,570	0,085	388,640	6,349	730,548	0,077	93898,620
	Máximo	3,700	10,000	8,200	35,000	1,000	32,000	1,100	78,000	14,379	154,070	8,689	1975,200
2021	Mínimo	0,020	0,670	0,700	2,400	0,010	0,110	0,006	3,000	3,492	37,590	7,509	652,700
	Mediana	0,055	3,850	1,600	13,200	0,167	12,800	0,092	8,150	8,543	94,040	8,138	844,200
	Média aritmética	0,485	4,712	1,946	13,635	0,310	16,631	0,324	13,950	8,531	95,830	8,141	979,400
	Variância	3,478	13,032	2,150	38,206	0,238	219,930	0,702	208,271	6,415	1104,260	0,084	210463,500
	Máximo	9,600	13,000	8,100	27,300	2,510	52,700	4,230	66,000	14,785	187,950	8,690	3083,600
Global	Mínimo	0,010	0,600	0,700	1,700	0,003	0,090	0,001	2,000	2,440	26,500	6,680	533,200
	Mediana	0,055	2,850	2,000	16,550	0,105	8,665	0,083	13,500	7,823	84,820	7,879	831,300
	Média aritmética	0,335	4,114	2,088	17,260	0,289	13,016	0,267	18,354	7,917	85,690	7,886	925,000
	Variância	1,461	9,835	1,862	82,149	0,198	168,319	0,332	309,450	6,655	870,618	0,230	155242,600
	Máximo	9,600	13,000	8,200	58,000	2,510	52,700	4,230	82,000	14,785	187,950	9,520	3083,600

**ANEXO III** – Resultados das estatísticas sumário aplicadas à matriz com as contagens de peixes

Período	Estatística	Resultado
2016	Mínimo	0
	Mediana	0
	Média aritmética	3,656
	Variância	268,546
	Máximo	214
2019	Mínimo	0
	Mediana	0
	Média aritmética	1,934
	Variância	64,554184
	Máximo	71
2021	Mínimo	0
	Mediana	0
	Média aritmética	3,898
	Variância	322,27875
	Máximo	188
Global	Mínimo	0
	Mediana	0
	Média aritmética	3,163
	Variância	219,225
	Máximo	214

**ANEXO IV** – Resultados das estatísticas sumário aplicadas à matriz das contagens de macroinvertebrados

Período	Estatística	Resultado
2016	Mínimo	0
	Mediana	0
	Média aritmética	31,586
	Variância	74094,125
	Máximo	8696
2019	Mínimo	0
	Mediana	0
	Média aritmética	34,018
	Variância	70318,485
	Máximo	6664
2021	Mínimo	0
	Mediana	0
	Média aritmética	37,450
	Variância	67211,961
	Máximo	4284

(Continuação da tabela)

Período	Estatística	Resultado
	Mínimo	0
	Mediana	0
Global	Média aritmética	34,351
	Variância	70547,310
	Máximo	8696

**ANEXO V** – Resultados das estatísticas sumário aplicadas à matriz das coberturas estimadas de macrófitos

Período	Estatística	Resultado
	Mínimo	0
	Mediana	0
2016	Média aritmética	0,619
	Variância	22,312
	Máximo	95
	Mínimo	0
	Mediana	0
2019	Média aritmética	0,554
	Variância	13,279484
	Máximo	70
	Mínimo	0
	Mediana	0
2021	Média aritmética	0,779
	Variância	19,684726
	Máximo	80
	Mínimo	0
	Mediana	0
Global	Média aritmética	0,651
	Variância	18,435
	Máximo	95

**ANEXO VI** – Matriz triangular com os coeficientes de correlação de Pearson ( $r$ ) entre os pares de *taxa* de macroinvertebrados que não foram considerados raros

	ANC	ATY	BAE	CAE	CHI	CORI	DIX	DYT	GAM	HYDH	HYDS	HYDT	LIM
ATY	-0,070												
BAE	0,341**	-0,078											
CAE	0,224*	-0,165	0,559***										
CHI	0,206'	-0,066	0,078	0,135									
CORI	-0,044	-0,033	0,056	0,098	0,032								
DIX	-0,043	-0,092	0,283*	0,323**	-0,077	-0,017							
DYT	0,094	-0,114	0,236*	0,028	0,136	0,255*	0,431***						
GAM	-0,098	-0,041	0,057	-0,095	-0,098	-0,169	-0,066	-0,124					
HYDH	0,103	-0,017	0,309**	0,108	0,231*	0,263*	0,280*	0,526***	-0,056				
HYDS	0,337**	-0,081	0,512***	0,409***	0,093	0,093	0,190'	0,159	0,088	0,318**			
HYDT	0,290*	-0,135	0,521***	0,593***	0,205'	0,059	0,329**	0,106	0,049	0,280*	0,477***		
LIM	-0,129	0,039	0,098	-0,108	0,001	0,303**	0,081	0,274*	-0,009	0,339**	-0,132	0,051	
NAU	-0,040	-0,050	0,046	-0,167	-0,163	0,238*	0,237*	0,282*	-0,071	0,082	-0,160	-0,096	0,571***
OLI	0,149	0,114	-0,022	-0,149	0,324**	-0,042	-0,209'	0,023	-0,135	0,072	0,180	-0,126	0,121
PHY	0,338**	0,032	0,200'	0,275*	0,378***	0,249*	0,081	0,463***	-0,188'	0,522***	0,264*	0,159	0,102
SIM	0,358**	-0,139	<b>0,612***</b>	0,352**	0,254*	-0,191'	0,153	0,075	0,141	0,122	0,421***	0,414***	0,007
TIP	0,219'	-0,016	0,188'	0,181	0,301**	0,207'	0,171	0,441***	-0,118	0,322**	0,068	0,008	0,240*

(Continuação da porção lateral matriz)

	NAU	OLI	PHY	SIM
OLI	0,105			
PHY	-0,064	0,213'		
SIM	-0,080	-0,082	0,123	
TIP	0,010	0,279*	0,537***	0,040

ANEXO VI – Matriz triangular com os coeficientes de correlação de Pearson (*r*) entre os pares de taxa de macrófitos que não foram considerados raros

	Asto	Anod	Adon	Abar	Bmar	Boyl	Bdis	Brig	Csta	Ccep	Cdac	Clon	Dvis	Ehir	Ftin	Fang	Gapa	Hmur	Lsal	Mmin	Mpol	Mzua	Nole	Ocro	
Anod	-0,031																								
Adon	-0,097	-0,079																							
Abar	-0,002	-0,152	0,203																						
Bmar	0,010	0,188	-0,055	0,290*																					
Boyl	-0,096	-0,134	-0,004	-0,084	-0,076																				
Bdis	<b>0,606***</b>	-0,043	-0,137	-0,044	-0,107	-0,079																			
Brig	-0,088	-0,067	-0,095	-0,077	-0,070	0,019	-0,090																		
Csta	-0,075	-0,003	0,006	-0,067	-0,060	0,077	0,073	-0,051																	
Ccep	-0,065	-0,064	<b>0,430**</b>	0,231	-0,077	-0,099	-0,105	-0,074	-0,078																
Cdac	-0,136	0,024	0,093	-0,030	-0,048	0,068	-0,122	-0,092	-0,079	0,198															
Clon	-0,054	0,231	-0,097	-0,031	0,205	-0,079	-0,115	-0,071	-0,061	0,107	<b>0,563***</b>														
Dvis	-0,068	-0,115	-0,052	<b>0,804***</b>	0,054	-0,064	-0,016	-0,059	-0,051	-0,086	0,040	-0,013													
Ehir	-0,113	0,036	-0,095	0,411**	0,305*	-0,101	-0,094	-0,107	-0,107	0,003	0,054	-0,037	<b>0,509***</b>												
Ftin	-0,090	0,017	-0,098	-0,071	0,043	-0,065	-0,092	-0,060	-0,052	0,272	<b>0,787***</b>	<b>0,732***</b>	-0,050	-0,100											
Fang	0,300*	-0,139	-0,180	-0,169	-0,130	0,109	0,374**	-0,128	-0,157	-0,087	-0,103	-0,060	-0,129	-0,261	-0,037										
Gapa	-0,132	0,228	0,277	-0,160	0,025	0,055	-0,155	-0,077	0,143	-0,107	0,003	-0,105	-0,124	0,083	-0,127	-0,014									
Hmur	0,241*	-0,118	-0,146	-0,125	-0,114	0,005	0,210	<b>0,725***</b>	-0,082	-0,147	-0,039	-0,104	-0,095	-0,152	-0,097	-0,054	-0,202								
Lsal	-0,103	<b>0,576***</b>	-0,128	-0,040	<b>0,326*</b>	-0,106	-0,142	-0,081	-0,073	-0,008	0,043	0,171	-0,074	0,270*	-0,007	-0,234	0,034	-0,155							
Mmin	-0,077	-0,062	-0,082	-0,068	-0,045	-0,056	-0,079	<b>0,844***</b>	-0,044	0,010	0,181	0,158	-0,052	-0,062	0,217	-0,125	-0,092	<b>0,654***</b>	-0,042						
Mpol	-0,111	0,336*	-0,079	-0,097	0,408**	-0,081	-0,114	0,471***	-0,064	-0,114	-0,114	0,218	-0,074	0,071	-0,076	-0,127	0,072	0,327*	0,287*	0,520***					
Mzua	-0,105	0,145	-0,114	0,023	0,059	0,040	-0,098	-0,092	-0,059	0,207	<b>0,642***</b>	0,263	0,086	0,042	0,473***	-0,158	-0,088	0,000	0,136	0,069	0,129				
Nole	0,059	-0,109	-0,080	-0,151	-0,118	-0,043	-0,177	0,098	-0,104	-0,071	0,034	0,124	-0,116	-0,162	0,108	0,092	-0,233	0,043	-0,082	-0,043	-0,152	0,087			
Ocro	-0,091	<b>0,467***</b>	-0,010	-0,182	0,178	-0,098	-0,168	0,197	0,052	-0,014	0,220	-0,151	-0,104	0,029	-0,282*	0,116	0,117	0,291*	0,210	0,506***	0,217	-0,044			
Oalb	-0,026	-0,081	-0,069	-0,053	-0,048	-0,044	-0,062	0,005	-0,035	-0,063	-0,063	0,039	-0,041	0,097	-0,041	-0,120	-0,086	-0,021	-0,035	-0,036	-0,051	0,206	0,143	-0,006	
Pdis	-0,016	-0,118	-0,069	<b>0,464***</b>	-0,064	-0,055	0,103	-0,055	-0,055	-0,068	0,138	0,010	<b>0,676***</b>	0,567***	0,006	-0,108	-0,130	-0,058	-0,110	-0,028	-0,074	0,043	-0,106	-0,037	
Paus	-0,111	-0,064	<b>0,397**</b>	-0,098	-0,060	-0,082	-0,112	-0,075	-0,065	0,223	0,112	-0,031	-0,075	-0,094	0,018	-0,095	0,296*	-0,121	-0,087	-0,040	-0,093	-0,072	-0,099	0,333*	
Pann	0,121	0,149	-0,123	-0,201	-0,182	0,037	-0,172	0,111	0,307*	-0,125	-0,157	-0,152	-0,153	-0,134	-0,156	-0,246*	0,063	0,159	0,202	-0,124	-0,103	-0,154	0,158	0,149	
Pper	-0,058	0,173	<b>0,321**</b>	-0,044	0,037	-0,044	-0,054	-0,040	-0,035	-0,048	0,125	-0,058	-0,029	-0,047	-0,039	-0,034	0,264*	-0,061	-0,080	-0,035	-0,045	-0,048	-0,066	-0,014	
Pmon	-0,025	-0,088	0,043	<b>0,695***</b>	-0,034	-0,057	-0,009	-0,051	-0,045	0,002	-0,079	0,026	<b>0,666***</b>	0,038	-0,049	-0,036	-0,103	-0,072	-0,071	-0,044	-0,050	0,047	-0,105	-0,084	
Pnig	-0,091	-0,103	-0,060	-0,104	-0,102	-0,093	-0,114	0,273	-0,074	-0,058	-0,132	-0,055	-0,032	-0,048	-0,088	0,020	-0,089	0,197	-0,152	0,312*	0,126	-0,168	-0,099	0,091	
Rnas	-0,005	0,225	-0,094	-0,075	-0,060	-0,065	-0,003	-0,060	-0,052	-0,090	0,041	-0,073	-0,057	0,328*	-0,061	-0,144	0,129	-0,079	<b>0,753***</b>	-0,017	-0,054	-0,101	-0,123	-0,146	
Rulm	-0,061	-0,228	-0,018	-0,122	0,079	-0,032	-0,097	0,092	-0,149	-0,189	-0,113	-0,090	-0,128	-0,163	-0,049	0,182	0,015	-0,010	-0,198	0,067	-0,106	-0,155	0,184	-0,153	
RUsp.	0,461***	0,103	-0,135	-0,127	-0,108	-0,041	-0,131	0,034	0,043	-0,110	-0,026	0,027	-0,097	0,012	-0,027	-0,073	-0,108	0,273*	0,065	0,039	-0,065	-0,098	0,231	0,084	
Salb	0,099	-0,107	-0,099	-0,078	-0,085	-0,078	0,451**	-0,072	-0,061	-0,098	-0,111	-0,073	-0,065	-0,103	-0,073	0,199	-0,032	0,310*	-0,097	-0,063	-0,090	-0,026	-0,014	-0,126	
Satr	-0,049	-0,199	-0,072	-0,044	-0,093	-0,109	0,019	0,053	-0,085	-0,013	-0,121	-0,081	0,020	0,095	-0,102	-0,092	-0,156	0,010	-0,060	0,078	0,012	0,188	0,326*	0,157	
Saus	-0,124	0,225	-0,020	-0,109	-0,098	-0,004	-0,127	-0,040	-0,071	0,051	-0,042	-0,030	-0,083	0,018	-0,085	-0,224	-0,003	-0,134	0,077	-0,072	-0,075	-0,004	-0,094	0,000	
Sfra	-0,149	-0,155	-0,169	-0,130	-0,118	0,000	-0,152	-0,100	-0,086	0,154	-0,046	-0,064	-0,099	0,018	-0,102	-0,222	-0,210	-0,020	-0,081	-0,087	-0,055	0,294*	0,270*	-0,068	
Slac	-0,105	0,070	-0,064	-0,089	0,209	-0,090	-0,097	-0,051	-0,072	0,281*	0,109	0,445**	-0,077	0,086	0,279*	-0,036	0,070	-0,134	0,076	0,011	0,297	0,059	-0,031	0,055	
SCsp.	-0,106	<b>0,655***</b>	-0,077	-0,100	0,141	-0,083	-0,117	-0,053	-0,066	0,183	<b>0,468***</b>	0,315*	-0,076	-0,099	0,454**	-0,104	0,064	-0,120	0,340*	0,085	0,253*	<b>0,680***</b>	-0,062	0,473***	
Shol	-0,080	-0,114	<b>0,481***</b>	<b>0,467***</b>	-0,020	-0,086	-0,021	-0,079	-0,068	-0,054	0,089	-0,050	<b>0,538***</b>	0,166	-0,070	-0,076	0,124	-0,128	-0,118	-0,069	-0,099	-0,012	-0,152	-0,181	
Saur	-0,001	<b>0,299**</b>	-0,103	0,258	<b>0,456**</b>	-( <b>0,001</b> )	-0,072	-0,054	-0,039	-0,100	0,006	-0,086	0,084	<b>0,488***</b>	-0,084	-0,162	0,298*	-0,120	<b>0,482***</b>	-0,037	-0,024	-0,055	-0,154	-0,022	
Sasp	-0,048	-0,079	-0,058	-0,055	-0,049	-0,045	-0,061	-0,037	-0,036	-0,059	-0,064	-0,059	-0,042	-0,056	-0,042	<b>0,549***</b>	-0,086	-0,044	-0,075	-0,031	-0,047	-0,081	0,411**	-0,050	
Sere	0,018	-0,058	-0,054	-0,044	-0,044	-0,040	0,256	-0,037	-0,032	-0,049	-0,057	-0,051	-0,037	-0,058	-0,038	0,263*	-0,056	-0,060	-0,033	-0,032	-0,046	-0,072	-0,075	-0,102	
SPsp.	-0,126	0,069	0,106	-0,110	0,051	0,162	-0,120	-0,080	-0,012	-0,056	<b>0,571***</b>	<b>0,531***</b>	-0,084	-0,046	<b>0,376**</b>	-0,062	0,057	0,046	-0,103	0,061	-0,026	0,161	0,023	-0,025	
Smed	-0,091	-0,066	-0,056	-0,080	-0,057	-0,066	-0,090	-0,034	-0,026	0,131	0,010	0,198	-0,061	0,059	0,065	-0,117	-0,081	-0,093	0,011	-0,017	-0,076	0,186	0,083	0,046	
Tafr	-0,061	0,045	-0,087	-0,051	-0,060	-0,056	-0,054	-0,041	-0,045	-0,067	-0,078	-0,071	-0,051	-0,096	-0,049	-0,143	-0,004	-0,084	0,063	-0,045	-0,051	0,207	<b>0,524***</b>	0,187	
Tcom	-0,106	-0,077	0,034	-0,110	0,140	<b>0,520***</b>	-0,123	-0,006	-0,031	-0,130	-0,025	0,002	-0,084	0,264*	-0,086	-0,033	0,192	-0,025	0,031	-0,037	0,254*	-0,001	-0,112	0,178	
TQav	-0,036	-0,163	<b>0,315**</b>	<b>0,832***</b>	-0,021	-0,034	-0,039	0,218	-0,051	0,391**	-0,065	-0,036	<b>0,632***</b>	0,181	-0,032	-0,167	-0,170	0,114	-0,128	0,245*	0,085	-0,010	-0,153	-0,104	
Tdom	-0,193	0,218	-0,035	-0,053	0,191	-0,130	-0,203	-0,138	-0,120	0,177	0,244	0,274*	-0,032	<b>0,480***</b>	0,168	-0,267*	0,276*	-0,232	<b>0,540***</b>	-0,003	0,203	0,192	-0,089	0,266*	
Umin	-0,042	-0,086	-0,100	-0,077	-0,070	-0,064	0,040	-0,059	-0,051	-0,091	-0,092	-0,085	-0,059	-0,103	-0,060	0,279*	-0,110	-0,095	-0,097	-0,052	0,026	-0,116	-0,121	-0,131	

(Continuação lateral da matriz)

Oalb	Pdis	Paus	Pann	Pper	Pmon	Pnig	Rnas	Rulm	RUsp.	Salb	Satr	Saus	Sfra	Slac	SCsp.	Shol	Saur	Sasp	Sere	SPsp.	Smed	Tafr	Tcom	TOarv	Tdom	
-0,044																										
-0,052	-0,074																									
-0,019	-0,163	0,071																								
-0,028	-0,029	0,214	-0,105																							
-0,036	0,148	-0,067	-0,137	-0,035																						
-0,059	-0,014	-0,064	-0,210	-0,039	-0,055																					
-0,041	-0,060	-0,073	0,298*	-0,029	-0,048	-0,088																				
-0,069	-0,177	-0,112	-0,263'	-0,076	-0,170	0,650***	-0,229																			
-0,014	-0,060	-0,117	0,430**	-0,031	-0,078	0,023	0,154	-0,148																		
0,108	-0,052	-0,091	-0,183	-0,039	-0,036	0,131	-0,072	0,292*	-0,118																	
0,579***	0,072	0,085	-0,085	-0,066	-0,074	-0,001	-0,093	0,074	-0,123	0,159																
-0,057	-0,089	-0,105	(<0,001)	-0,057	-0,074	-0,121	-0,058	0,020	-0,136	-0,101	-0,141															
0,527***	-0,096	-0,127	0,002	-0,068	-0,089	-0,145	-0,073	-0,047	-0,122	0,064	0,687***	0,140														
-0,057	-0,003	0,020	-0,151	-0,041	-0,029	-0,084	-0,082	-0,128	-0,049	-0,091	-0,093	0,221	-0,140													
-0,027	-0,080	-0,013	-0,024	0,087	-0,068	-0,088	-0,061	-0,095	-0,055	-0,089	-0,106	0,147	-0,092	-0,056												
-0,055	0,297*	0,224	-0,201	-0,049	0,449**	0,010	-0,078	0,062	-0,131	-0,075	-0,078	-0,104	-0,134	-0,096	-0,094											
-0,056	-0,052	-0,104	0,087	-0,051	0,039	-0,102	0,433**	0,036	0,010	-0,071	-0,110	0,094	-0,138	-0,055	0,123	0,005										
-0,028	-0,026	-0,046	-0,090	-0,026	-0,032	-0,019	-0,042	0,050	-0,026	-0,045	-0,048	-0,058	-0,064	-0,054	-0,050	-0,056	-0,048									
-0,025	-0,039	-0,047	-0,096	-0,024	-0,017	-0,051	-0,038	0,087	-0,061	-0,040	-0,063	-0,052	-0,062	-0,043	-0,048	0,118	-0,032	-0,026								
-0,058	0,002	0,070	-0,148	0,460**	-0,070	-0,091	-0,073	-0,144	0,016	-0,102	-0,136	0,021	0,070	0,284'	-0,011	-0,113	-0,098	-0,053	-0,052							
0,892***	-0,048	0,056	-0,070	-0,042	-0,054	-0,082	-0,061	-0,091	-0,079	0,070	0,551***	0,089	0,444**	0,284'	-0,046	-0,082	-0,085	-0,041	-0,038	0,053						
-0,036	-0,010	0,014	-0,026	-0,035	-0,016	-0,072	-0,052	0,210	-0,085	0,097	0,541***	0,043	0,491***	-0,057	0,055	-0,057	0,039	-0,037	-0,032	-0,074	-0,054					
-0,057	0,019	-0,107	-0,061	-0,058	-0,033	0,094	0,044	-0,003	0,038	-0,102	-0,051	0,045	-0,108	0,211	-0,093	-0,113	0,110	0,011	-0,053	0,059	-0,087	-0,074				
-0,058	0,350*	-0,108	-0,207	-0,050	0,679***	0,014	-0,082	-0,192	-0,110	-0,075	-0,038	-0,122	-0,146	-0,070	-0,112	0,393**	0,007	-0,061	-0,031	-0,123	-0,088	-0,054	-0,124			
0,038	-0,072	0,389**	0,039	-0,074	-0,017	-0,165	0,463***	-0,262'	-0,053	-0,135	0,062	0,154	-0,006	0,361*	0,158	-0,120	0,432**	-0,096	-0,090	0,078	0,170	0,032	0,229	-0,113		
-0,041	-0,063	-0,075	0,102	-0,040	-0,046	0,112	-0,040	0,139	-0,097	0,060	0,035	-0,083	0,149	-0,079	-0,034	-0,010	-0,071	-0,025	0,388**	-0,084	-0,061	0,052	-0,084	-0,078	-0,144	

ANEXO VIII – Elenco de *taxa* amostrados e abreviações adotadas

Elemento biológico	Taxon	Abreviação
Peixes	<i>Alburnus alburnus</i>	<i>Aalb</i>
	<i>Alburnus alburnus x Squalius spp.</i>	<i>Aalb x Sspp.</i>
	<i>Ameiurus melas</i>	<i>Amel</i>
	<i>Australoheros facetus</i>	<i>Afac</i>
	<i>Cobitis paludica</i>	<i>Cpal</i>
	<i>Cyprinus carpio</i>	<i>Ccar</i>
	<i>Gambusia holbrooki</i>	<i>Ghol</i>
	<i>Iberochondrostoma lusitanicum</i>	<i>Ilus</i>
	<i>Iberochondrostoma lemmingii</i>	<i>Ilem</i>
	<i>Lepomis gibbosus</i>	<i>Lgib</i>
	<i>Luciobarbus spp.</i>	<i>Lspp</i>
	<i>Micropterus salmoides</i>	<i>Msal</i>
	<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>	<i>Pwil</i>
	<i>Salariopsis fluviatilis</i>	<i>Sflu</i>
	<i>Squalius alburnoides</i>	<i>Salb</i>
	<i>Squalius pyrenaicus</i>	<i>Spyr</i>
Macroinvertebrados	<i>Aeshnidae</i>	<i>AES</i>
	<i>Ancylidae</i>	<i>ANC</i>
	<i>Asellidae</i>	<i>ASE</i>
	<i>Atyidae</i>	<i>ATY</i>
	<i>Baetidae</i>	<i>BAE</i>
	<i>Bithyniidae</i>	<i>BIT</i>
	<i>Caenidae</i>	<i>CAE</i>
	<i>Calopterygidae</i>	<i>CAL</i>
	<i>Cambaridae</i>	<i>CAM</i>
	<i>Ceratopogonidae</i>	<i>CER</i>
	<i>Chaoboridae</i>	<i>CHA</i>
	<i>Chironomidae</i>	<i>CHI</i>
	<i>Chrysomelidae</i>	<i>CHR</i>
	<i>Coenagrionidae</i>	<i>COE</i>
	<i>Corbiculidae</i>	<i>CORB</i>
	<i>Corixidae</i>	<i>CORI</i>
	<i>Culicidae</i>	<i>CUL</i>
	<i>Curculionidae</i>	<i>CUR</i>
	<i>Dixidae</i>	<i>DIX</i>
	<i>Dolichopodidae</i>	<i>DOL</i>
	<i>Dryopidae</i>	<i>DRY</i>
	<i>Dugesiiidae</i>	<i>DUG</i>
	<i>Dytiscidae</i>	<i>DYT</i>
<i>Elmidae</i>	<i>ELM</i>	
<i>Empididae</i>	<i>EMP</i>	
<i>Ephydriidae</i>	<i>EPH</i>	
<i>Erpobdellidae</i>	<i>ERP</i>	
<i>Ferrissiidae</i>	<i>FER</i>	
<i>Gammaridae</i>	<i>GAM</i>	

(Continuação da tabela)

Elemento biológico	Taxon	Abreviação
	<i>Gerridae</i>	GER
	<i>Glossiphoniidae</i>	GLO
	<i>Gomphidae</i>	GOM
	<i>Gyrinidae</i>	GYR
	<i>Haliplidae</i>	HAL
	<i>Helophoridae</i>	HEL
	<i>Heptageniidae</i>	HEP
	<i>Hydraenidae</i>	HYDA
	<i>Hydrobiidae</i>	HYDB
	<i>Hydrochidae</i>	HYDC
	<i>Hydrometridae</i>	HYDM
	<i>Hydrophilidae</i>	HYDH
	<i>Hydropsychidae</i>	HYDS
	<i>Hydroptilidae</i>	HYDT
	<i>Leptophlebiidae</i>	LEP
	<i>Lestidae</i>	LES
	<i>Leuctridae</i>	LEU
	<i>Libellulidae</i>	LIB
	<i>Limoniidae</i>	LIM
	<i>Lymnaeidae</i>	LYM
Macroinvertebrados	<i>Muscidae</i>	MUS
	<i>Naucoridae</i>	NAU
	<i>Nepidae</i>	NEP
	<i>Notonectidae</i>	NOT
	<i>Oligochaeta</i>	OLI
	<i>Pediciidae</i>	PED
	<i>Perlodidae</i>	PER
	<i>Philopotamidae</i>	PHI
	<i>Physidae</i>	PHY
	<i>Planorbidae</i>	PLAN
	<i>Platycnemididae</i>	PLAT
	<i>Psychodidae</i>	PSYD
	<i>Psychomyiidae</i>	PHYM
	<i>Rhagionidae</i>	RHA
	<i>Rhyacophilidae</i>	RHY
	<i>Sciomyzidae</i>	SCI
	<i>Simuliidae</i>	SIM
	<i>Sphaeriidae</i>	SPH
	<i>Stratiomyiidae</i>	STR
	<i>Tabanidae</i>	TAB
	<i>Tipulidae</i>	TIP
	<i>Veliidae</i>	VEL
	<i>Unionidae</i>	UNI
Macrófitos	<i>Agrostis stolonifera</i>	Asto
	<i>Alisma lanceolatum</i>	Alan

(Continuação da tabela)

Elemento biológico	Taxon	Abreviação
	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Apla
	<i>Anagallis arvensis</i>	Aarv
	<i>Anogramma leptophylla</i>	Alep
	<i>Apium nodiflorum</i>	Anod
	<i>Aristolochia baetica</i>	Abae
	<i>Arum italicum</i>	Aita
	<i>Arundo donax</i>	Adon
	<i>Asparagus aphyllus</i>	Aaph
	<i>Asplenium adiantum-nigrum</i>	Aadi
	<i>Aster squamatus</i>	Asqu
	<i>Atriplex hastata</i>	Ahas
	<i>Avena barbata ssp. barbata</i>	Abar
	<i>Avena sterilis ssp. sterilis</i>	Aste
	<i>Bellardia trixago</i>	Btri
	<i>Beta maritima</i>	Bmar
	<i>Bidens frondosa</i>	Bfro
	<i>Blackstonia perfoliata</i>	Bper
	<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Bmar
	<i>Borago officinalis</i>	Boff
	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	Bsyl
	<i>Bromus diandrus</i>	Bdia
Macrófitos	<i>Bromus hordeaceus</i>	Bhor
	<i>Bromus rigidus</i>	Brig
	<i>Bryonia dioica</i>	Bdio
	<i>Calendula arvensis</i>	Caarv
	<i>Callitriche stagnalis</i>	Csta
	<i>Calystegia sepium</i>	Csep
	<i>Campanula rapunculus</i>	Crap
	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Cbur
	<i>carduus sp.</i>	CARDsp.
	<i>Carex hispida</i>	Chis
	<i>Carex otrubae</i>	Cotr
	<i>Carex paniculata ssp. lusitanica</i>	Cpan
	<i>Carex sp.</i>	CAREsp.
	<i>Centranthus calcitrapae ssp. calcitrapae</i>	Ccal
	<i>Cerastium glomeratum</i>	Cglo
	<i>Chamaemelum fuscatum</i>	Cfus
	<i>Chenopodium album</i>	Calb
	<i>Chenopodium opulifolium</i>	Copu
	<i>Cichorium intybus</i>	Cint
	<i>Convolvulus arvensis</i>	COarv
	<i>Conyza bonariensis</i>	Cbon
	<i>Cortaderia selloana</i>	Csel
	<i>Crataegus monogyna</i>	Cmon
	<i>Crepis vesicaria ssp. haenseleri</i>	Cves

(Continuação da tabela)

Elemento biológico	Taxon	Abreviação
	<i>Cydonia oblonga</i>	<i>Cobl</i>
	<i>Cynodon dactylon</i>	<i>Cdac</i>
	<i>Cynosurus echinatus</i>	<i>Cech</i>
	<i>Cyperus eragrostis</i>	<i>Cera</i>
	<i>Cyperus longus</i>	<i>Clon</i>
	<i>Cyperus michelianus</i>	<i>Cmic</i>
	<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Dglo</i>
	<i>Datura stramonium</i>	<i>Dstra</i>
	<i>Daucus carota ssp. maritimus</i>	<i>Dcar</i>
	<i>Desmaseria rigida</i>	<i>Drig</i>
	<i>Dittrichia viscosa ssp. viscosa</i>	<i>Dvis</i>
	<i>Dorycnium rectum</i>	<i>Drec</i>
	<i>Echium plantagineum</i>	<i>Epla</i>
	<i>Eleocharis multicaulis</i>	<i>Emul</i>
	<i>Eleocharis palustris</i>	<i>Epal</i>
	<i>Epilobium hirsutum</i>	<i>Ehir</i>
	<i>Equisetum ramosissimum</i>	<i>Eram</i>
	<i>Eupatorium cannabinum</i>	<i>Ecan</i>
	<i>Festuca ampla</i>	<i>Famp</i>
	<i>Festuca sp.</i>	<i>FEsp.</i>
	<i>Ficus carica</i>	<i>Fcar</i>
Macrófitos	<i>Flueggea tinctoria</i>	<i>Ftin</i>
	<i>Foeniculum vulgare</i>	<i>Fvul</i>
	<i>Fraxinus angustifolia</i>	<i>Fang</i>
	<i>Fumaria officinalis</i>	<i>Foff</i>
	<i>Fumaria sp.</i>	<i>FUsp.</i>
	<i>Galium aparine</i>	<i>Gapa</i>
	<i>Galium palustre ssp. palustre</i>	<i>Gpal</i>
	<i>Galium verrucosum</i>	<i>Gver</i>
	<i>Geranium dissectum</i>	<i>Gdis</i>
	<i>Geranium molle</i>	<i>Gmol</i>
	<i>Geranium purpureum</i>	<i>Gpur</i>
	<i>Glyceria declinata</i>	<i>Gdec</i>
	<i>Hedera hybernica</i>	<i>Hhyb</i>
	<i>Heliotropium europaeum</i>	<i>Heur</i>
	<i>Hirschfeldia incana</i>	<i>Hinc</i>
	<i>Holcus lanatus</i>	<i>Hlan</i>
	<i>Hordeum murinum</i>	<i>Hmur</i>
	<i>Iris pseudacorus</i>	<i>Iipse</i>
	<i>Juncus acutiflorus</i>	<i>Jacu</i>
	<i>Juncus articulatus</i>	<i>Jart</i>
	<i>Juncus bufonius</i>	<i>Jbuf</i>
	<i>Juncus effusus</i>	<i>Jeff</i>
	<i>Juncus inflexus</i>	<i>Jinf</i>
	<i>Juncus sp.</i>	<i>Jsp.</i>

(Continuação da tabela)

Elemento biológico	Taxon	Abreviação
	<i>Lactuca serriola</i>	<i>Lser</i>
	<i>Lavatera cretica</i>	<i>Lcre</i>
	<i>Lemna gibba</i>	<i>Lgib</i>
	<i>Lemna minor</i>	<i>Lmin</i>
	<i>Lolium perenne</i>	<i>Lper</i>
	<i>Lolium rigidum</i>	<i>Lrig</i>
	<i>Lotus pedunculatus</i>	<i>Lped</i>
	<i>Lycopus europaeus</i>	<i>Leur</i>
	<i>Lythrum junceum</i>	<i>Ljun</i>
	<i>Lythrum salicaria</i>	<i>Lsal</i>
	<i>Malva hispanica</i>	<i>Mhis</i>
	<i>Medicago minima</i>	<i>Mmin</i>
	<i>Medicago nigra</i>	<i>Mnig</i>
	<i>Medicago polymorpha</i>	<i>Mpol</i>
	<i>Mentha aquatica</i>	<i>Maqu</i>
	<i>Mentha pulegium</i>	<i>Mpul</i>
	<i>Mentha suaveolens</i>	<i>Msua</i>
	<i>Mercurialis tormentosa</i>	<i>Mtor</i>
	<i>Myrtus communis</i>	<i>Mcom</i>
	<i>Nerium oleander</i>	<i>Nole</i>
	<i>Oenanthe crocata</i>	<i>Ocro</i>
Macrófitos	<i>Ononis repens</i>	<i>Orep</i>
	<i>Osyris alba</i>	<i>Oalb</i>
	<i>Oxalis corniculata</i>	<i>Ocor</i>
	<i>Oxalis pes-caprae</i>	<i>Opes</i>
	<i>Paspalum dilatatum</i>	<i>Pdil</i>
	<i>Paspalum distichum</i>	<i>Pdis</i>
	<i>Phalaris aquatica</i>	<i>Paqu</i>
	<i>Phalaris minor</i>	<i>Pmin</i>
	<i>Phragmites australis</i>	<i>Paus</i>
	<i>Picris echioides</i>	<i>Pech</i>
	<i>Piptatherum miliaceum</i>	<i>Pmil</i>
	<i>Plantago lagopus</i>	<i>Plag</i>
	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Plan</i>
	<i>Plantago major ssp. intermedia</i>	<i>Pmaj</i>
	<i>Poa annua</i>	<i>Pann</i>
	<i>Poa trivialis</i>	<i>Ptri</i>
	<i>Polygonum aviculare</i>	<i>Pavi</i>
	<i>Polygonum hydropiper</i>	<i>Phyd</i>
	<i>Polygonum persicaria</i>	<i>Pper</i>
	<i>Polygonum salicifolium</i>	<i>Psal</i>
	<i>Polypogon monspeliensis</i>	<i>Pmon</i>
	<i>Populus alba</i>	<i>Palb</i>
	<i>Populus nigra</i>	<i>Pnig</i>
	<i>Pulicaria paludosa</i>	<i>Ppal</i>

(Continuação da tabela)

Elemento biológico	Taxon	Abreviação
	<i>Ranunculus baudotii</i>	Rbau
	<i>Ranunculus bulbosus</i>	Rbul
	<i>Ranunculus ficaria</i>	Rfic
	<i>Ranunculus muricatus</i>	Rmur
	<i>Ranunculus peltatus</i>	Rpel
	<i>Ranunculus repens</i>	Rrep
	<i>Rorippa nasturtium-aquaticum</i>	Rnas
	<i>Rosa canina</i>	Rcan
	<i>rosa sp.</i>	ROsp.
	<i>Rubia peregrina</i>	Rper
	<i>Rubus ulmifolius</i>	Rulm
	<i>Rumex conglomeratus</i>	Rcon
	<i>Rumex crispus</i>	Rcri
	<i>Rumex obtusifolius</i>	Robt
	<i>Rumex pulcher</i>	Rpul
	<i>Rumex sp.</i>	RUsp.
	<i>Salix alba</i>	Salb
	<i>Salix atrocinerea</i>	Satr
	<i>Salix australis</i>	Saus
	<i>Salix fragilis</i>	Sfra
	<i>Salix salviifolia</i>	Ssal
Macrófitos	<i>Samolus valerandi</i>	Sval
	<i>Saponaria officinalis</i>	SAoff
	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Slac
	<i>Schoenoplectus sp.</i>	SCsp.
	<i>Scolymus hispanicus</i>	Shis
	<i>Scirpoides holoschoenus</i>	Shol
	<i>Scorpiurus vermiculatus</i>	Sver
	<i>Scrophularia auriculata</i>	Saur
	<i>Scrophularia scorodonia</i>	Ssco
	<i>Sisymbrium officinale</i>	SIOff
	<i>Sellaginella denticulata</i>	Sden
	<i>Smilax aspera</i>	Sasp
	<i>Smyrniolum olusatrum</i>	Solu
	<i>Solanum dulcamara</i>	Sdul
	<i>Sonchus oleraceus</i>	Sole
	<i>Sparganium erectum</i>	Sere
	<i>Spirogyra sp.</i>	SPsp.
	<i>Spergularia purpurea</i>	Spur
	<i>Stellaria media</i>	Smed
	<i>Tamarix africana</i>	Tafr
	<i>Tamus communis</i>	Tcom
	<i>Torilis arvensis</i>	TOarv
	<i>Trifolium arvense</i>	TRarv
	<i>Trifolium campestre</i>	Tcam

(Continuação da tabela)

Elemento biológico	Taxon	Abreviação
Macrófitos	<i>Trifolium resupinatum</i>	<i>Tres</i>
	<i>Trifolium repens</i>	<i>Trep</i>
	<i>Trifolium tormentosum</i>	<i>Ttor</i>
	<i>Typha dominguensis</i>	<i>Tdom</i>
	<i>Ulmus minor</i>	<i>Umin</i>
	<i>Verbena officinalis</i>	<i>Voff</i>
	<i>Veronica anagalis aquatica</i>	<i>Vana</i>
	<i>Vicia sativa</i>	<i>Vsat</i>
	<i>Vinca difformis ssp. difformis</i>	<i>Vdif</i>
	<i>Vulpia geniculata</i>	<i>Vgen</i>
	<i>Vitis vinifera ssp. sylvestris</i>	<i>Vvin</i>
	<i>Xanthium strumarium</i>	<i>Xstru</i>